



# RESTAURACIÓN DEL PAISAJE EN LATINOAMÉRICA: EXPERIENCIAS Y PERSPECTIVAS FUTURAS

*Memorias del Primer Congreso  
Ecuatoriano de Restauración  
del Paisaje*

**Marina Mazón  
Juan Maita  
Nikolay Aguirre  
EDITORES**





# RESTAURACIÓN DEL PAISAJE EN LATINOAMÉRICA: EXPERIENCIAS Y PERSPECTIVAS FUTURAS

Memorias del Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración  
del Paisaje

Organizado por:



**CONDESAN**  
Consortio para el Desarrollo Sostenible  
de la Ecorregión Andina



Ministerio  
del Ambiente



Con el apoyo de:

**ECOANDES**

**ONU**   
**medio ambiente**  
Programa de las Naciones  
Unidas para el Medio Ambiente



**Bosques Andinos**  
Manejo sostenible de paisajes de montaña frente al cambio climático



 Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra  
  
Agencia Suiza para el desarrollo  
y la cooperación COSUDE



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LOJA  
Dirección de Investigación  
Programa Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos

Av. Pío Jaramillo Alvarado y Reinaldo Espinosa  
Loja, Ecuador  
Teléfono: 593 7 2546808

biodiversidad@unl.edu.ec  
[www.unl.edu.ec](http://www.unl.edu.ec)

UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR  
DE LOJA

San Cayetano Alto  
Teléfono: 1800 8875 88

[www.utpl.edu.ec](http://www.utpl.edu.ec)

CONSORCIO PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DE  
LA ECORREGIÓN ANDINA - CONDESAN

Oficina en Lima-Perú:  
Av. La Molina 1895  
Lima 12  
Teléfono: 51 1 618 9400

Oficina en Quito-Ecuador:  
Germán Alemán E12-123 y  
Carlos Arroyo del Río  
Teléfono: 593 2 2248491

condesan@condesan.org  
[www.condesan.org](http://www.condesan.org)

MINISTERIO DE AMBIENTE  
DEL ECUADOR  
Planta Central

Madrid 1159 y Andalucía  
Quito, Ecuador  
Teléfono: 593 2 3987600

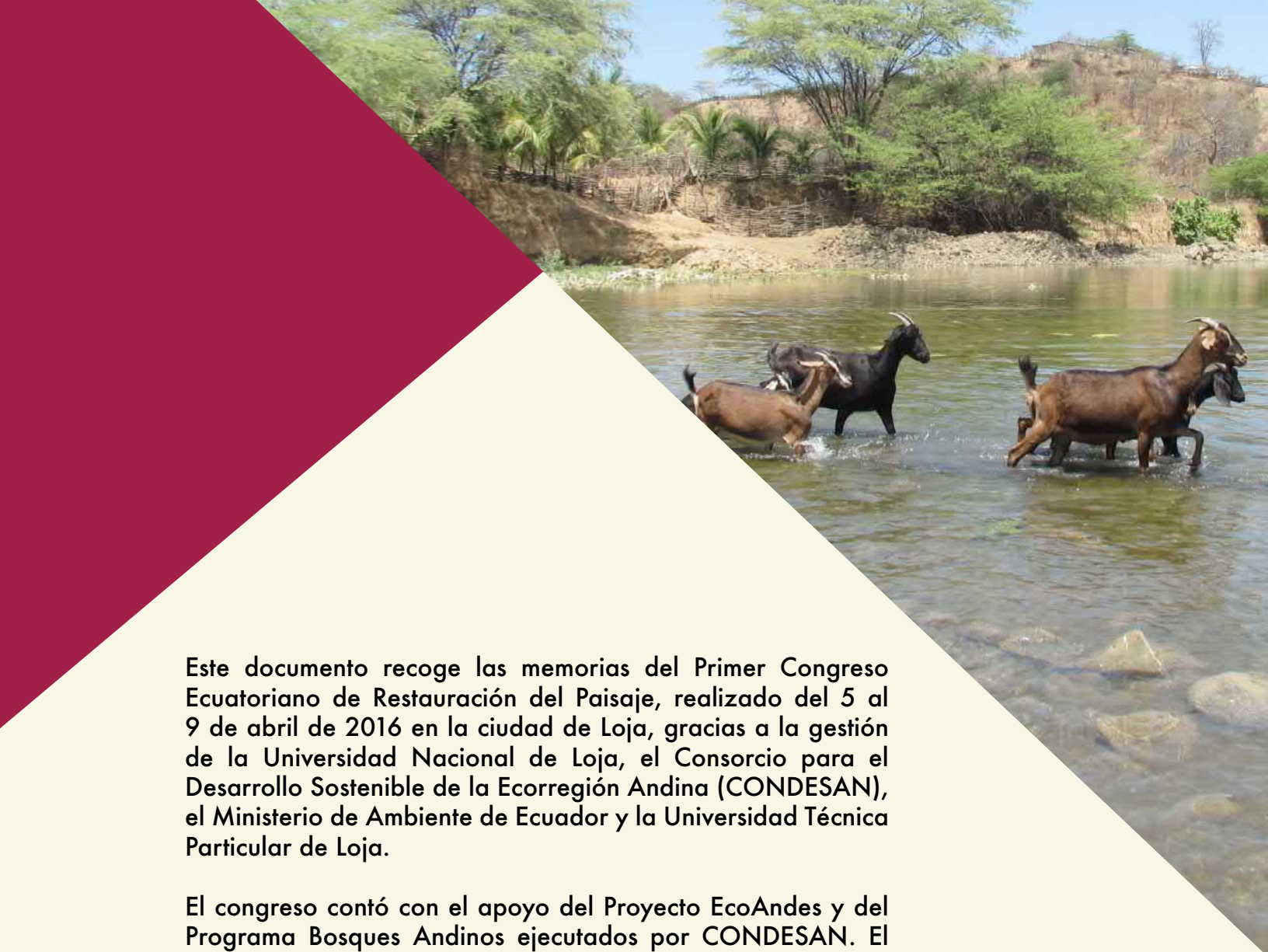
[www.ambiente.gob.ec](http://www.ambiente.gob.ec)

© Quito 2017 / Universidad Nacional de Loja y CONDESAN  
ISBN 978-9942-8662-0-2

Editores:  
Marina Mazón  
Juan Maita  
Nikolay Aguirre  
*Profesores - Investigadores de la  
Universidad Nacional de Loja*

Diseño y diagramación:  
Saskia Flores

Foto de portada:  
Sebastián Crespo  
Foto de contraportada:  
Ricardo Jaramillo



Este documento recoge las memorias del Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje, realizado del 5 al 9 de abril de 2016 en la ciudad de Loja, gracias a la gestión de la Universidad Nacional de Loja, el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN), el Ministerio de Ambiente de Ecuador y la Universidad Técnica Particular de Loja.

El congreso contó con el apoyo del Proyecto EcoAndes y del Programa Bosques Andinos ejecutados por CONDESAN. El Proyecto EcoAndes cuenta con el financiamiento del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) a través del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y es ejecutado en coordinación con los Ministerios de Ambiente en Ecuador y Perú. El Programa Bosques Andinos es una iniciativa de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE) en los países andinos, cuya implementación es facilitada por el consorcio HELVETAS Swiss Intercooperation y CONDESAN. También contó con el apoyo del Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad, y la Mancomunidad de Municipalidades del Sur Occidente de la Provincia de Loja.

**CITAR ESTE DOCUMENTO DE LA SIGUIENTE FORMA:**

Mazón M., Maita J. y Aguirre N. (editores). 2017. Restauración del paisaje en Latinoamérica: experiencias y perspectivas futuras. Memorias del Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje. Universidad Nacional de Loja, CONDESAN. Loja, Ecuador. 231 pp.

## COMITÉ ORGANIZADOR NACIONAL

- Dr. Nikolay Aguirre  
Presidente del Comité  
*Universidad Nacional de Loja*
- Mg.Sc. Juan Maita  
Coordinar técnico  
*Universidad Nacional de Loja*
- Dra. Marina Mazón  
Coordinadora científica  
*Universidad Nacional de Loja*
- Dr. Juan Manuel García
- Mg.Sc. Ivonne González  
*Universidad Técnica Particular de Loja*
- Dr. Francisco Cuesta
- Mg.Sc. Gabriela Maldonado
- Mg.Sc. Manuel Peralvo  
CONDESAN
- Dr. Miguel Sáenz de Viteri
- Ing. Vladimir Placencia  
*Ministerio de Ambiente del Ecuador*

## COMITÉ ORGANIZADOR LOCAL

- *Universidad Nacional de Loja*  
Vinicio Alvarado  
Pablo Alvarez  
Marjorie Díaz  
Paúl Eguiguren  
Marina Mazón  
Victoria Moncada  
Tatiana Ojeda  
Óscar Ordóñez  
Edwin Pacheco  
Katherine Pucha  
Natalia Samaniego  
Jaime Santín  
Alejandro Zury  
Luis Capa
- *Universidad Técnica Particular de Loja*  
Vanessa Guevara  
Karla Armijos  
Diego Armijos
- *Mancomunidad de Municipalidades del Sur Occidente de la Provincia de Loja*  
Vicente Solorzano



## COMITÉ CIENTÍFICO - REVISIÓN DE PARES

Marina Mazón  
Coordinadora científica  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Mauricio Aguilar  
*Instituto de Investigación de Recursos  
Biológicos Alexander von Humboldt -  
SIACRE, Colombia*

Nikolay Aguirre  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Zhofre Aguirre  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Pablo Alvarez  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

James Aronson  
*CEFE/CNRS - SER Internacional, Francia*

Esteban Chirino  
*Escuela Politécnica Superior de  
Chimborazo, Ecuador*

Jordi Cortina  
*Universidad de Alicante - SER Europa,  
España*

Antonio Crespo  
*Universidad del Azuay, Ecuador*

Cristian Echeverría  
*Universidad de Concepción - SIACRE, Chile*

Paúl Eguiguren  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Néstor Gutiérrez  
*Universidad de Los Andes, Venezuela*

Ismael Hernández  
*Universidad Central de Venezuela*

Luis Daniel Llambí  
*Universidad de Los Andes, Venezuela*

Juan Maita  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Tatiana Ojeda  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Natalia Samaniego  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*

Jaime Santín  
*Universidad Nacional de Loja, Ecuador*



# CONTENIDOS



|                                                                                                                                                                                           |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Presentación                                                                                                                                                                              | 10  |
| 01 Desechos de <i>Phytelephas aequatorialis</i> y <i>Cocos nucifera</i> como adsorbentes potenciales en el tratamiento de residuos líquidos                                               | 12  |
| 02 Análisis del cambio de clases de cobertura de suelo en la microcuenca del río Pomacocha mediante técnicas de teledetección                                                             | 22  |
| 03 Experiencias en restauración forestal del bosque seco tropical en el Bosque Protector Cerro Blanco en la provincia del Guayas, costa de Ecuador                                        | 36  |
| 04 Identificación de plantas nativas para la restauración ecológica de la sección urbana de la microcuenca del río Torres, San José, Costa Rica                                           | 46  |
| 05 Sistema web para la gestión de datos biológicos primarios para la Universidad Técnica del Norte                                                                                        | 60  |
| 06 Cultura ambiental y autodesarrollo comunitario para conservación de microcuencas                                                                                                       | 74  |
| 07 La ecología de la restauración y su contribución a la recuperación de la funcionalidad y los servicios ecosistémicos                                                                   | 86  |
| 08 Influencia de la herbivoría y el deshierbe en la siembra directa de árboles nativos en un valle interandino del sur del Ecuador                                                        | 96  |
| 09 Evaluación integral de la degradación de un ecosistema de páramo en el Ecuador como base para el establecimiento de un plan de restauración ecológica                                  | 110 |
| 10 Distribución espacial de erosión hídrica en el cantón Macará, provincia de Loja, utilizando el modelo RUSLE y SIG                                                                      | 128 |
| 11 Insectos vs. suelo: la importancia de elegir indicadores para el monitoreo de la restauración ecológica                                                                                | 144 |
| 12 Propuesta para el monitoreo de áreas de restauración en los bosques montañosos occidentales, Ecuador                                                                                   | 160 |
| 13 Variabilidad espacial del contenido de carbono y de las propiedades químicas del suelo en dos niveles de degradación en la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, Reserva Ecológica Antisana | 172 |
| 14 La restauración de ecosistemas desde una perspectiva ecohidrológica                                                                                                                    | 184 |
| 15 Limitantes y oportunidades para la restauración de tierras secas                                                                                                                       | 196 |
| 16 Restauración del bosque de galería bajo reserva legal en propiedades rurales                                                                                                           | 210 |

## Presentación

La pérdida de la biodiversidad y de la provisión de servicios ecosistémicos asociados, constituye en los actuales momentos uno de los principales problemas biológicos de la humanidad, pues cada año desaparece un área de bosque del tamaño de Ecuador y más del 80% de los bosques del planeta han sido talados, fragmentados y degradados, el suministro de agua subterránea ha disminuido, la disminución de glaciares de montaña pierde un equivalente de 15,1 m de agua desde 1980, y más del 24% del suelo en el planeta se ha degradado. Como consecuencia de ello, la biodiversidad y el clima mundial, así como el sustento de cientos de millones de personas, están seriamente amenazados.

Bajo esta perspectiva internacional, la restauración de paisajes degradados se está convirtiendo en una de las prioridades mundiales, debido a su potencial para hacer frente a los desafíos a los que tienen que enfrentarse las sociedades, hoy en día y en el futuro, donde se han creado varias iniciativas de restauración entre las que se destacan: (1) El Desafío de Bonn lanzado en 2011, que persigue restaurar 150 millones de hectáreas de tierras deforestadas y degradadas con un horizonte al 2020, desafío que fue extendido en la declaración de bosque de Nueva York firmada en 2014, que persigue alcanzar 200 millones de hectáreas adicionales para el año 2030; (2) La meta 14 del Convenio de Diversidad Biológica, que al año 2020 se restauren y salvaguarden los ecosistemas esenciales incluidos los servicios relacionados con el agua, y que contribuyen a la salud, los medios de vida y el bienestar; (3) La iniciativa 20x20 que inició en el 2014, y donde los países de América Latina y el Caribe trabajarán en conjunto con actores locales para alcanzar la restauración de 20 millones de hectáreas de tierras degradadas para el año 2020.

La práctica de la restauración de paisajes en el Ecuador constituye una actividad todavía incipiente pero muy dinámica en los últimos años, caracterizada por los siguientes aspectos:

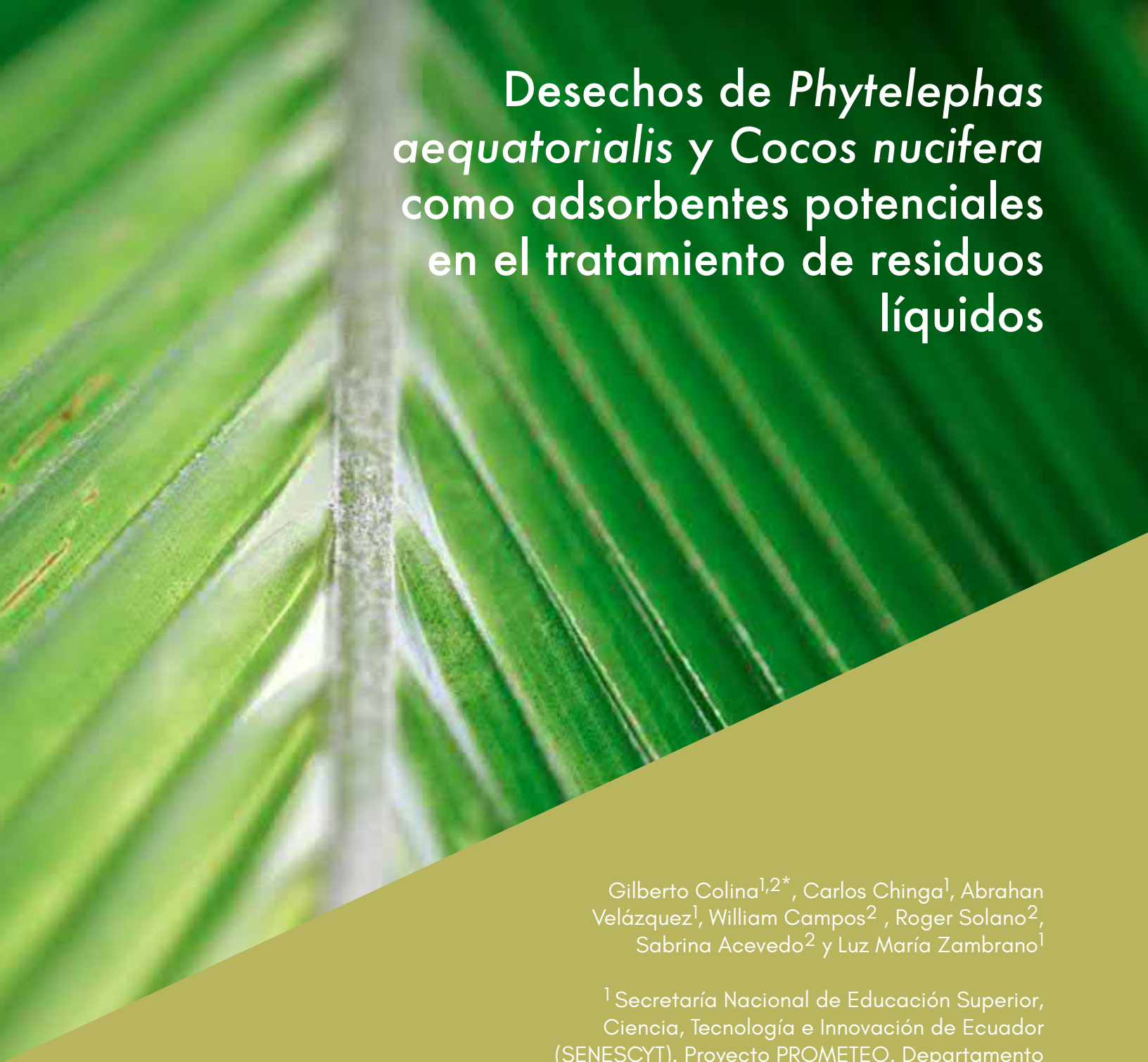
- Existe evidencia que el alcance del concepto de restauración ecológica, en la década de los 70 fue utilizado por Acosta Solís, quien lo llamaba rehabilitación ecológica, y, posteriormente en los 80-90 fue incorporado en algunos instrumentos legales todavía vigentes, con la finalidad de regular una serie de actividades tendientes a la recuperación de las condiciones que propicien la evolución de los procesos naturales y mantenimiento de servicios ambientales, y con la promulgación de la constitución ecuatoriana del 2008 el concepto ha sido integrado a numerosos instrumentos jurídicos. La generación de conocimiento científico también evidencia un fuerte crecimiento en esta última década, siendo el análisis de la regeneración natural, las caracterizaciones florísticas, y la reforestación con

especies nativas donde mayor énfasis se ha puesto, así como el trabajo en la erradicación de especies exóticas principalmente en Galápagos.

- El desarrollo de instrumentos políticos, legales y operativos ha permitido un posicionamiento e institucionalización de la restauración en el país; un ejemplo de ello son los derechos de la naturaleza a la restauración que consta en la Constitución Política del Ecuador del año 2008, las metas de restauración de ecosistemas frágiles planteados en el Plan Nacional del Buen Vivir 2013-2017, y el diseño e implementación del Plan Nacional de Restauración Forestal 2014- 2017, que busca incrementar la provisión de servicios Ecosistémicos en áreas degradadas bajo un enfoque de manejo integral del paisaje y que mejore en la calidad de vida de sus habitantes. Bajo este contexto global y nacional, la Universidad Nacional de Loja, el Ministerio de Ambiente, el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecoregión Andina y la Universidad Técnica Particular de Loja, plantean un encuentro nacional que permita difundir experiencias, resultados de investigaciones, y proyectos, y potenciar la interacción entre actores que incluyen gestores, investigadores, técnicos, estudiantes, y actores locales. Este encuentro se enmarca en el Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje, y persigue el cumplimiento de los siguientes objetivos:
  1. Difundir resultados de investigaciones e iniciativas nacionales e internacionales, relacionadas con la restauración de paisajes, como mecanismo para fortalecer los instrumentos de política pública.
  2. Promover espacios de discusión, intercambio y retroalimentación de iniciativas de restauración, que fomenten un mejor manejo de los paisajes neotropicales.
  3. Fortalecer la estructura de la gobernanza de la restauración del paisaje, a través del diálogo entre diferentes actores con competencias e intereses en la gestión del patrimonio natural del país.
  4. Construir una plataforma de apoyo a las iniciativas de restauración del paisaje en el país y en la región latinoamericana.

Finalmente, agradecemos a todos los asistentes que participaron activamente al congreso y por su visita a la región sur del Ecuador, considerada una de las regiones más biodiversas del planeta.

Dr. Nikolay Aguirre  
Presidente del Comité Organizador  
Director del Programa de Investigación: Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos



# Desechos de *Phytelephas aequatorialis* y *Cocos nucifera* como adsorbentes potenciales en el tratamiento de residuos líquidos

Gilberto Colina<sup>1,2\*</sup>, Carlos Chinga<sup>1</sup>, Abrahan Velázquez<sup>1</sup>, William Campos<sup>2</sup>, Roger Solano<sup>2</sup>, Sabrina Acevedo<sup>2</sup> y Luz María Zambrano<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación de Ecuador (SENESCYT). Proyecto PROMETEO. Departamento Central de Investigación (DCI). Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí (ULEAM), Manta, ECUADOR.

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia, Maracaibo, VENEZUELA.

\*Autor para correspondencia: [gjcolinaa@gmail.com](mailto:gjcolinaa@gmail.com)

## Resumen

La contaminación por vertidos de residuos líquidos dificulta la restauración de los ecosistemas. Los desechos agroindustriales tienen un alto potencial para procesos de descontaminación de efluentes. En este estudio se evaluó la morfología de adsorbentes preparados a partir de desechos de *P. aequatorialis* (CAT-773) y *C. nucifera* (CAC-773), con el fin de determinar su potencial en la recuperación de residuos líquidos. Cada muestra fue triturada, lavada, secada e impregnada químicamente por una hora y llevada a temperatura de  $500^{\circ}\text{C h}^{-1} \pm 0,1$ . La estructura externa de cada adsorbente fue analizada mediante microscopía electrónica de barrido. Se realizó un análisis elemental utilizando un detector por dispersión de energía. El CAC-773 presentó una densidad aparente alrededor de  $0,3 \text{ g mL}^{-1}$ , indicando buena resistencia mecánica. Se evidenció la presencia de carbono y oxígeno en una relación promedio de 80:20 para los dos adsorbentes, con algunas trazas de fósforo. Las microfotografías mostraron estructuras externas con gran meso y macroporosidad para el CAC-773, mientras que el CAT-773 mostró poca definición de porosidad para la remoción de contaminantes disueltos en residuos líquidos. Los desechos presentaron gran capacidad como adsorbentes de sulfatos. El orden morfológico potencial fue: CAC-773 > CAT-773. El presente estudio potencia el desarrollo sostenible mediante el uso de desechos agroindustriales como precursores de adsorbentes para el tratamiento de residuos líquidos y consecuentemente, la preservación de ecosistemas, suelos y cuerpos de agua superficial.

**Palabras clave:** Vertidos agroindustriales; contaminación; estructura externa; efluentes.

## Abstract

The contamination by liquid wastes disposals hinders the restoration of the ecosystems. The agro industrial wastes constitute a high aggregate value due to the sustainability of process in the recovery of effluents. In this study, the morphology of the adsorbents prepared from *P. aequatorialis* (CAT-773) and *C. nucifera* (CAC-773) wastes were evaluated, with a proposal to determinate their potential in the recovery of liquid wastes. Each sample was crushed, washed, dried, and chemically impregnated for one hour and taken to a temperature of  $500^{\circ}\text{C h}^{-1} (\pm 0,1)$ . The external structure of each adsorbent was analyzed by scanning electron microscope. An elemental analysis was done using an energy dispersive detector. CAC-773 presented apparent density around  $0.3 \text{ g mL}^{-1}$ , indicating good mechanical resistance. The presence of carbon and oxygen in an average relationship of 80:20 for the three adsorbents, with some trace of phosphor, was evident. The microphotographs showed external structures with great meso and macro porosity for the CAC-773, meanwhile the CAT-773 showed low definition of porosity for the spading of contaminants dissolved in liquid wastes. All of the wastes presented a great capacity as adsorbents. The potential morphological order was: CAC-773 > CAT-773. The present study increases the sustainable development by the use of agro industrial liquid wastes, as precursors of adsorbents for the liquid wastes treatment and consequently, the preservation of the ecosystems, soils and surface water bodies.

**Keywords:** Agro industrial wastes; contamination; external structure; effluents.

## INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, lagos y ríos se han transformado en receptáculos de residuos líquidos contaminados (Merla 1998). Esta problemática ha hecho que se establezcan medidas de control que obligan a las industrias a tratar sus aguas residuales previo a su descarga al cuerpo receptor (Romero 2000, República de Ecuador 2008). La creciente demanda internacional de carbones activados, asociada a la resolución de problemas del ambiente, ha conducido a investigar el empleo de diversos residuos agroindustriales como potenciales precursores para la producción de estos adsorbentes. Los materiales lignocelulósicos son sometidos a diferentes estrategias de activación para su conversión a carbones activados (Basso et al. 2001, Sahin et al. 2015). Estos adsorbentes han demostrado ser de utilidad en el tratamiento de efluentes en procesos industriales y han sido propuestos por la EPA (*Environmental Protection Agency*, siglas en inglés), para alcanzar niveles sanitarios admisibles de distintos contaminantes presentes en el agua (Skouteris et al. 2015). Los carbones activados constituyen materiales con características adsorbentes únicas, influenciadas principalmente por la estructura del poro, el área superficial y la estructura química de la superficie (Jung et al. 2001). Los carbones activados provenientes de desechos agroindustriales poseen las características morfológicas y fisicoquímicas que permiten la remoción eficiente de contaminantes orgánicos e inorgánicos, presentes en residuos líquidos industriales del procesamiento de pescado. En este estudio se evaluó la morfología de adsorbentes preparados a partir de desechos de *Phytelephas aequatorialis* y *Cocos nucifera*, con el fin de determinar su potencial en la recuperación de residuos líquidos.

## METODOLOGÍA

### Recolección de muestras

Se colectaron muestras de conchas de *Cocos nucifera* procedentes de diversos sectores de la ciudad de Manta, Ecuador. Posteriormente, se obtuvo la capa interna del fruto (epicarpio) mediante extracción mecánica. Los restos de semillas de *Phytelephas aequatorialis*, fueron colectadas después de su utilización durante la elaboración de artesanía. Estos precursores fueron triturados, lavados y secados a 105°C por 24 horas, en una estufa Fisher Isotemp Oven modelo Senior, luego fueron almacenados hasta el procesamiento.

El residuo líquido industrial fue obtenido de una empresa comercializadora de pescado ubicada en la localidad del cantón Jaramijó (Ecuador). La muestra fue colectada en bidones de PVC de 8L y luego fue sometida a un tratamiento biológico aeróbico primario utilizando un reactor rotativo de contacto (RBC). Finalmente, fueron refrigeradas hasta su tratamiento con los carbones activados.

### Preparación de los carbones activados

Cada material se impregnó, con una solución de ácido fosfórico al 40% v/v durante una hora, con una relación precursor: activante 1:1. La mezcla obtenida fue carbonizada a 500°C ( $\pm 0,1$ ), en una mufla marca SHIMADEN modelo SR-5000 series, durante una hora. Los carbones obtenidos fueron lavados con agua destilada (a temperatura

de 95°C ( $\pm 1,0$ ) hasta ajustar el pH (ASTM D3838-80) a valores entre 6,5 y 7 unidades (pHmetro Walden Precision Apparatus Limited). Los carbones fueron secados a estufa a 110°C ( $\pm 0,1$ ), por un tiempo aproximado de 12 horas, luego se colocaron en un desecador hasta su posterior utilización. Los adsorbentes obtenidos fueron codificados como CAT-773 (los carbones obtenidos de *P. aequatorialis*) y CAC-773 (los procedentes de *C. nucifera*).

### Determinaciones analíticas

El análisis elemental y la estructura externa de los carbones fueron explorados utilizando un microscopio electrónico de barrido (MEB) marca FEI Inspect F50 FEG-SEM con un sistema acoplado de análisis EDAX Apollo X para los dos carbones. El contenido de humedad se determinó según procedimiento descrito en las normas ASTM D2867-99. El contenido de sulfato en el efluente industrial, se determinó aplicando el método turbidimétrico estándar (APHA et al. 2005). Se utilizó un espectrofotómetro 6850 UV/VIS *Spectrophotometer JENWAY* acoplado a un software PRISM, a una longitud de onda de 420 nm. Se determinó el área superficial específica, utilizando un sortómetro Micromeritics Gemini 2375.

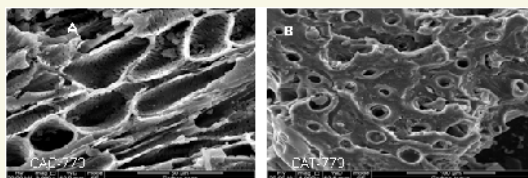
### Ensayos de adsorción por carga

Se trasvasaron 50 mL del residuo líquido tratado biológicamente en un frasco de vidrio de 100 mL, luego se agregó 1 g de carbón y se dejó en contacto con agitación constante a 150 rpm por 24 horas a 25°C. Posteriormente, las muestras fueron centrifugadas a 1500 rpm y filtradas a través de un filtro de membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  para la medición correspondiente. Los ensayos se hicieron por triplicado en cada adsorbente.

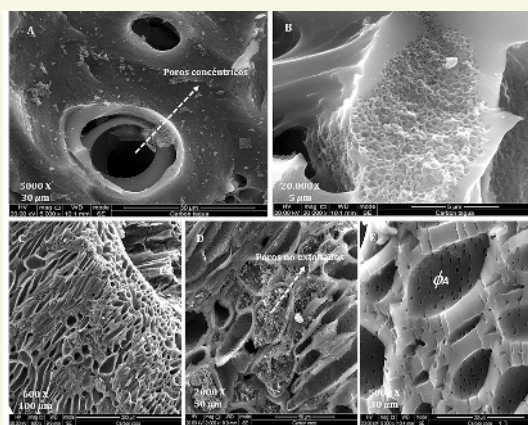
## RESULTADOS

Los resultados obtenidos con respecto al pH fueron 6,48 y 6,23 unidades para el CAC-773 y CAT-773, respectivamente. El orden del contenido de humedad en base seca fue CAT-773 > CAC-773 (5,28 y 4,02%, respectivamente). La relación carbono y oxígeno promedio fue de 86,95:10,98 y 76,64:17,76 para el CAC-773 y CAT-773 respectivamente. En el estudio morfológico de los carbones activados se observaron estructuras heterogéneas con gran porosidad y variedad en cuanto al tamaño, forma y distribución de los poros (Figuras 1-2). La Figura 2 muestra microfotografías tomadas a diferentes niveles de magnificación, con el fin de observar en detalle la estructura externa e inferir acerca del área superficial y la capacidad de remoción de especies contaminantes desde el punto de vista morfológico. Se observó la presencia de pequeños poros internos dentro de las cavidades del CAC-773, se infiere que estos poros pueden constituir verdaderas interconectividades en la estructura externa del adsorbente (Figura 1A). Esta característica morfológica favorece las vías de acceso de los adsorbatos al interior de los poros más pequeños, aumentando la velocidad de migración de los solutos hacia la superficie del carbón y mejorando la eficiencia de remoción.

En la estructura externa del CAT-773 se observan poros concéntricos, sin presencia aparente de interconectividades entre poros, tal y como se muestra en la Figura 2A,



**Figura 1.** Microfotografías de la estructura externa de los carbones activados de: A) CAC-773 y B) CAT-773. El nivel de magnificación se llevó hasta 2000X.



**Figura 2.** Microfotografías de la estructura externa de los carbones obtenidos: A) poros concéntricos explorados en la estructura del CAT-773 con magnificación 5000 X; B) estructura mesoporosa determinada con magnificación 20.000 X del CAT-773; C) estructura externa mostrando la forma y tamaño de macroporos del CAC-773, magnificación 600X; D) estructura externa del CAC-773 mostrando poros no exfoliados y E) macroporos de diferentes tamaños, mostrando interconectividad entre poros en la sección transversal.



**Figura 3.** A) Residuo líquido industrial en contacto directo con los carbones activados CAC-773 y CAT-773 (izquierda y centro), el tercer matraz (derecha) contiene sólo el efluente evidenciando el color residual después del tratamiento biológico; B) efluente después del tratamiento fisicoquímico con CAC-773 (izquierda) y CAT-773 (derecha).

con una magnificación de 5000X. Sin embargo, es probable que estas interconectividades estén presentes, debido a la proximidad entre las cavidades observadas a 20.000X; estas cavidades aparecen como un grupo de poros poco profundos y apilados uno al lado del otro con forma de “ramillete” (Figura 2B).

Mediante la validación del método turbidimétrico estándar para la cuantificación de sulfatos, se obtuvo un límite de detección de  $0,72 \text{ mg de SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$  y un coeficiente de correlación lineal ( $r$ ) de 0,9993. La concentración inicial de sulfatos en el efluente industrial fue de  $986,3 \text{ mg de SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$  ( $\pm 42,4$ ). Después del tratamiento biológico primario (RBC, tiempo de retención hidráulico THR: 48 h), la concentración residual de sulfato disminuyó a  $403,1 \text{ mg de SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$  ( $\pm 31,2$ ), obteniendo una remoción de 59,1% para esta primera etapa del tratamiento.

Esta concentración representó la condición de entrada para el tratamiento fisicoquímico con el CAC-773 y CAT-773, cuya concentración residual a la salida (segunda etapa del tratamiento), fue no detectable (ND) para ambos adsorbentes, representando el 100% de remoción bajo las condiciones experimentales de medición aplicadas. La Figura 3 muestra la evidente remoción de color residual que persistía después del tratamiento biológico primario.

## DISCUSIÓN

La descripción de los adsorbentes CAT-773 y CAC-773, mediante la determinación de sus características fisicoquímicas y morfológicas, permitieron inferir acerca de su capacidad para la remoción eficiente de contaminantes presentes en el efluente tratado. Los valores de pH del efluente al

final del tratamiento utilizando los carbones activados se mantuvieron en un rango levemente ácido, cercanos a la neutralidad (6,5-7,0), esta condición permitió que el efluente tratado no modificara significativamente su valor de pH durante el tratamiento fisicoquímico y se mantuviera dentro del límite permisible establecido en la normativa ecuatoriana vigente para su descarga a un cuerpo de agua receptor (República de Ecuador 2008).

El contenido de humedad en base seca fue de alrededor del 5%, valor que está por debajo del reportado por Contreras et al. (2016) (9,9%). En esta investigación se trabajó con carbones activados provenientes del material lignocelulósico de la cáscara de algarrobo, cuya consistencia fue similar a los materiales utilizados en este estudio. Un bajo contenido de humedad mejora la capacidad del adsorbente y, consecuentemente, incrementa la eficiencia de remoción de los contaminantes presentes en el efluente. La relación carbono: oxígeno para ambos carbones fue de aproximadamente 80:20. Contreras et al. (2016) reportaron valores de 87,44% y 7,13% en el contenido de carbono y oxígeno respectivamente. Se infiere que los carbones obtenidos poseen una estructura carbonosa con mayor presencia de grupos oxigenados, comparados con el valor reportado por Contreras et al. (2016). Esta diferencia aporta información acerca de los sitios activos presentes en la superficie del adsorbente y las interacciones electrostáticas que podrán llevarse a cabo en el proceso de migración de los solutos disueltos, desde el fluido hasta la superficie del carbón activado.

Se determinó una gran variabilidad respecto a la forma y tamaño de poros formados durante el proceso de activación química. Es evidente que la estructura externa de ambos adsorbentes está llena de cavidades, principalmente el CAC-773, el origen de dichas cavidades no está claro, éstas pueden resultar de la remoción del ácido fosfórico durante el proceso de activación. Las distorsiones de la forma ovoide de algunos poros en la estructura del CAC-773 son producto de la temperatura aplicada durante el proceso de carbonización o de la remoción de pequeñas moléculas más volátiles durante la formación de poros, y pudiese afectar el acceso de moléculas de gran tamaño durante su migración, desde el fluido hasta los poros de menor tamaño o microporos. La estructura formada para ambos carbones es una función de la temperatura de tratamiento y se considera similar al "papel arrugado" debido a la interconectividad de los poros que facilita el transporte de los adsorbatos. Esta morfología permite inferir que sus estructuras están constituidas por un conjunto irregular de capas de carbono, con espacios que representan la porosidad, el ordenamiento al azar de las capas y el entrecruzamiento entre ellas impide el ordenamiento de la estructura para dar grafito. Es precisamente esta característica la que contribuye a su propiedad más importante, la estructura porosa altamente desarrollada y al mismo tiempo accesible para procesos de adsorción.

La estructura irregular, cavidades heterogéneas y paredes duras, se infiere por tanto que son producto del proceso agresivo de activación química a la estructura de los poros, pudiendo resultar en una disminución indeseable en área superficial del mate-

rial (De Andrade et al. 2015). Además, existe una porosidad heterogénea, a diferencia de lo que se reporta para las zeolitas cristalinas (Marsh y Rodríguez 2006). Esta disposición morfológica, conjuntamente con otras características fisicoquímicas, han permitido la utilización de carbones activados para remover especies inorgánicas tales como metales pesados en residuos líquidos (Tao et al. 2015). La estructura externa de los carbones mostró cavidades muy particulares de cada precursor, la forma esférica y la presencia de poros concéntricos de diferentes tamaños en el CAT-773 han sido características frecuentes en este material, mientras que en el CAC-773 persiste la forma ovoide e interconectividad de poros en su estructura. La diferencia morfológica de los materiales estudiados, permite inferir acerca de la forma y tamaño de las moléculas que difunden a través de los poros de cada carbón, sobre todo cuando se trata de remoción de moléculas de mayor tamaño (Vacca et al. 2012, De Andrade et al. 2015).

La eficiencia de remoción de sulfato fue significativa durante el tratamiento biológico (59,1%), sin embargo, no logró disminuir la concentración hasta los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental vigente (República de Ecuador 2008). Estas condiciones del efluente justificaron la aplicación del tratamiento fisicoquímico, donde la remoción de sulfato y las características de color disminuyeron a valores no detectables, adecuando la calidad del efluente para su disposición final y evitando el impacto al medio ambiente. El límite de detección calculado para la determinación de sulfato (Miller y Miller 2001), permitió la cuantificación de esta especie a bajas concentraciones. Otros estudios han determinado la remoción de color del agua hasta concentraciones muy bajas, utilizando carbón activado obtenido de materiales lignocelulósicos similares a los aplicados en este estudio (De Andrade et al. 2015).

Los resultados obtenidos potencian el desarrollo sostenible mediante el uso de desechos agroindustriales como precursores de adsorbentes para el tratamiento de residuos líquidos. Consecuentemente, los resultados del estudio mejoran de manera eficiente la calidad de estos efluentes, antes de ser descargados a un cuerpo de agua superficial, contribuyendo así a la preservación del paisaje de forma integral.

## CONCLUSIONES

En la presente investigación se obtuvieron carbones activados altamente porosos y con gran variabilidad de cavidades interconectadas para la difusión de los contaminantes hacia su superficie, utilizando como precursores desechos de *Phytelephas aequatorialis* y *Cocos nucifera*. Se determinó el contenido de carbono y oxígeno en una relación promedio aproximada de 80:20 para los dos adsorbentes obtenidos. Bajo las condiciones experimentales implementadas durante los ensayos por carga, aplicadas al efluente industrial, la remoción de sulfato y color fue del 100%.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación de Ecuador (SENESCYT). Proyecto PROMETEO, por la oportunidad brindada y el aporte financiero para el desarrollo del

proyecto; al Departamento Central de Investigación (DCI), Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí (ULEAM), Manta, Provincia de Manabí, Ecuador, por la disponibilidad de espacios, laboratorios, equipos y materiales de laboratorio para la ejecución de los ensayos correspondientes; al Ingeniero Cesar López supervisor de laboratorio de investigación de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, por su apoyo incondicional al desarrollo del proyecto; a la Dra. Soraya Silva por su colaboración en el análisis de microscopia electrónica realizada a las muestras, mediante el Instituto Venezolano de Investigación Científica (IVIC); y finalmente, a los alumnos Ever Vizuela, Jose Mesa, Carlos Andrade, Carlos Vera, José Tulio Gómez y Josthen Ávila, pertenecientes a la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales y Ambiente de la Facultad de Ciencias Agropecuarias, por su colaboración en la preparación de los adsorbentes.

## REFERENCIAS

Basso M., Cerella E. y Cukierman A. (2001). Tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados mediante carbones activados obtenidos de un precursor renovable. *Revista Argentina. Avance en Energía Renovación y Medio Ambiente* 5, p1-6.

Contreras J., Colina G., Lopez D., Campos W. y Rincón N. (2016). Capacidad de adsorción del carbón activado de algarrobo como lecho fijo para la adsorción de níquel. *Revista Técnica de Ingeniería, Universidad del Zulia* 39:1, p 24-30.

De Andrade R., De Almeida C., Suegama P., Arruda E., Arroyo P. y Carvalho C. (2015). Buriti palm stem as a potential renewable source for activated carbon production. *Environmental Technology & Innovation* 3, p28-34.

Jung W., Ahn K., Lee Y., Kim K., Rhee J., Park J. y Paeng K. (2001). Adsorption characteristics of phenol and chlorophenols on granular activated carbons (GAC). *Microchem. J.* 70, p123-131.

Marsh H. y Rodríguez F. (2006) *Carbón activado*. Elsevier Science & Technology Books, Science of Carbon Materials. Universidad de Alicante. 13 pp.

Merla A. (1998). Commitment to the global environment: The role of GEF and international waters. Presented at the International Conference of Water and Sustainable Development. Paris, Mar. p19-21.

Miller J. y Miller J. (2001). *Estadística para química analítica*. México D.F., México. Editorial Addison-Wesley Iberoamericana, p 87-103.

República de Ecuador (2008). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua*. Libro VI, Anexo 1. Presidencia de la República de Ecuador, p. 286-340.

Romero J. (2000). Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Santafé de Bogotá, Colombia.

Sahin O., Saka C., Ceyhan A.A. y Baytar O. (2015). Preparation of high surface area activated carbon from *Elaeagnus angustifolia* seeds by chemical activation with ZnCl<sub>2</sub> in one-step treatment and its iodine adsorption. *Separ Sci Technol* 50, p886-891.

Skouteris G., Saroj. D., Melidis P., Hai F. y Ouki S. (2015). The effect of active carbon addition on membrane bioreactor processes for wastewater treatment and reclamation - A critical review. *Bioresour Technol.* 185, p399-410.

Tao H.C., Zhang H.R., Li J.B. y Ding, W.Y. (2015). Biomass based activated carbon obtained from sludge and sugarcane bagasse for removing lead ion from wastewater. *Bioresour. Technol.* 192, p611-617.

Vacca V., Colina G., Rincón N., Díaz A., Behling E., Marín J., Chacín E. y Fernández N. (2012). Adsorción para la remoción de compuestos fenólicos presentes en el efluente de un reactor biológico. *Revista Técnica de Ingeniería, Universidad del Zulia* 35:3, p252-260.





# Análisis del cambio de clases de cobertura de suelo en la microcuenca del río Pomacocho mediante técnicas de teledetección

Diego Damián\*, Marco Rodríguez, Patricio Santillán,  
Celso Recalde y Franklin Cargua

Universidad Nacional de Chimborazo (UNACH),  
Riobamba, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [dieardamiane@outlook.com](mailto:dieardamiane@outlook.com)

### Resumen

El Ecuador es considerado uno de los países con mayor biodiversidad del planeta. Entre los ecosistemas ecuatorianos, el ecosistema páramo se considera como un reservorio natural de agua, y se ha visto afectado por los cambios significativos de clase de cobertura de suelo. La presente investigación se realiza con el objetivo de determinar, evidenciar y cuantificar la tendencia de cambio de clases de cobertura de suelo, a fin de conservar los ecosistemas naturales para futuras generaciones. Se determinó los cambios producidos de las últimas tres décadas (1991, 2001 y 2011) en la microcuenca del río Pomacocha, provincia de Chimborazo. Empleando el Software ArcGis 10.2 realizamos un análisis multitemporal de los cambios de uso del suelo utilizando las imágenes satelitales Landsat TM, con la combinación de bandas 2, 4, 5, para obtener un falso color. Se seleccionó seis categorías de trabajo (bosques, cultivos, humedales, lagunas, páramos y pastos). En el año 1991 los páramos alcanzaban un total de 5890,3 ha, y en el 2011 de 5227,2 ha, reduciéndose un 11,3%. Para la categoría bosques en el año 1991 fue de 74,9 ha, y para el año 2011 fue de 8,5 ha, perdiendo casi en su totalidad los bosques nativos. Por el contrario, los cultivos en los años 1991 y 2011 tuvieron un área de 24,7 y 213,2 ha, respectivamente, con un incremento en 20 años de ocho veces. Esta pérdida de cobertura natural puede deberse a diferentes factores, entre los que destaca la ley de Reforma Agraria. Los resultados del presente trabajo proporcionan la pauta para establecer planes que permitan el manejo, la conservación sostenible y la restauración de la microcuenca del río Pomacocha.

**Palabras clave:** Clases de cobertura de suelo; microcuencas; páramo; SIG; teledetección.

### Abstract

Ecuador is considered one of the most biodiverse countries on the planet. Among the Ecuadorian ecosystems, the paramo is considered as a natural reservoir of water and has been affected by significant changes in land cover classes. This research is conducted with the aim of determining, demonstrating and quantifying the trend of changing land cover classes, in order to conserve natural ecosystems for future generations. It focused on determining the produced changes in the last three decades (1991, 2001 and 2011) in the micro watershed of Pomacocha River, Chimborazo province. By means of the ARCGIS 10.2 Software, a multi-temporal analysis of land use changes was conducted, by using Landsat TM satellite images, with the combination of bands 2, 4, 5, to obtain a fake color. Six categories (forests, crops, wetlands, lagoons, paramos and pastures) were selected to work. In 1991 the paramos reached a total of 5890.3 ha and in 2011 reached 5227.2 ha, decreasing 11.3%. Forests category in 1991 was 74.9 ha, and for 2011 was 8.5 ha, having lost almost the whole native forests. On the opposite, crops in 1991 and 2011 had an area of 24.7 and 213.2 ha respectively, which means an increase in 20 years of eight times. This loss of natural coverage can be due to different factors, among which the Agrarian Reform Law is the most important one. The results here obtained provide the guideline for establishing plans that allow the management, the sustainable conservation and restoration of the micro watershed of Pomacocha River.

**Keywords:** Changing land cover classes; micro watersheds; paramo; GIS; remote sensing.

## INTRODUCCIÓN

La dimensión, extensión y rapidez de las alteraciones antropogénicas sobre la superficie terrestre no tienen precedentes dentro de la historia de la humanidad (Young 2011), alrededor de la mitad de la superficie de la tierra ha sido directamente alterada por la acción antropogénica (Aguayo et al. 2009).

La Cordillera de Los Andes atraviesa el continente sudamericano en toda su extensión, siendo considerada como una zona de vida con alta heterogeneidad ambiental y elevada diversidad biológica. Sus rangos altitudinales elevados y complejidad fisiográfica influyen en la circulación del aire y condicionan el clima, interviniendo de forma importante sobre los regímenes hidrológicos de sus ríos; estas particularidades de la zona andina explican la complejidad ecosistémica existente (Villamarín et al. 2014). La zona altoandina, en especial las zonas de páramo, se ha caracterizado por una historia de prácticas y usos ancestrales, que con el pasar de los años se han ido perdiendo, aumentando el impacto en estas zonas tan frágiles, ocasionando diversos cambios de clases de cobertura de suelo (CCCS) como la introducción de plantaciones forestales con especies exógenas, monocultivos agrícolas y sobrepastoreo, entre otras (Martínez 2009).

El CCCS es un proceso dinámico, originado por acción del hombre, que cada vez es más evidente en diferentes zonas altoandinas, siendo las cuencas hidrográficas de las más afectadas dentro de la sierra ecuatoriana (Muñoz-Guerrero et al. 2009). Dichas cuencas se encuentran sometidas a cambios constantes, los cuales se producen a diferentes escalas espaciales y temporales; uno de los principales cambios que les afectan actualmente es la reducción de los bosques nativos (principalmente por intervención antrópica), los cuales juegan un papel clave en el control del calentamiento global, debido a que secuestran las emisiones de carbono desde la atmósfera y a la vez son un reservorio de éste a largo plazo (Altamirano y Lara 2010).

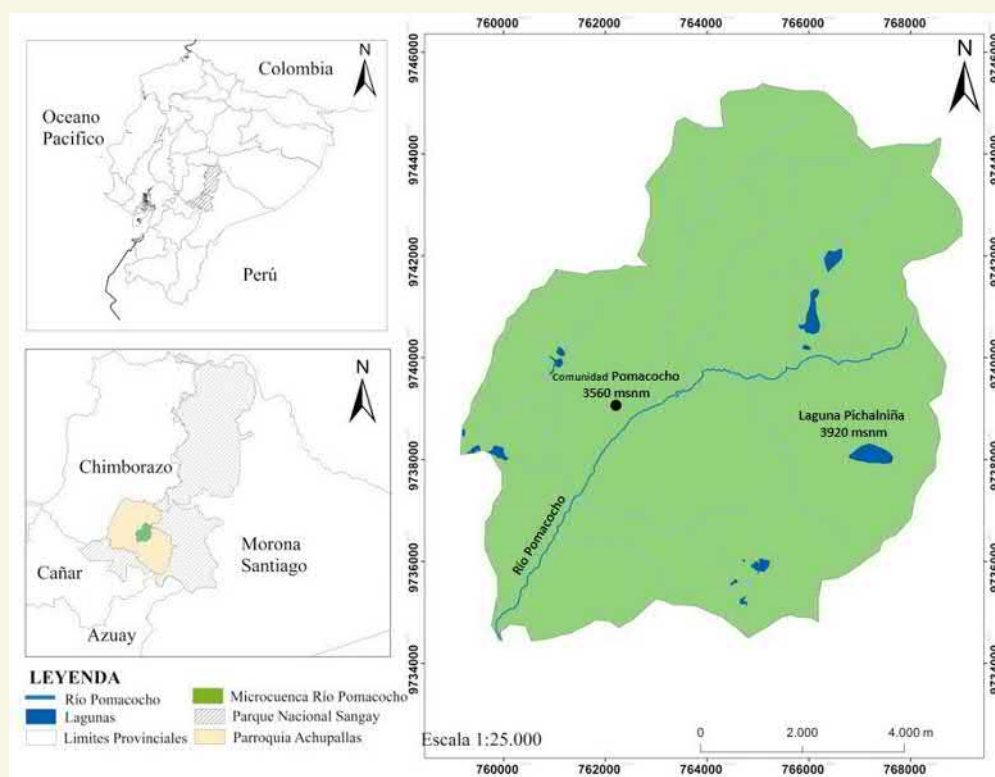
En las últimas décadas, la necesidad de implementar herramientas para la adecuada gestión de los recursos naturales ha mostrado un aumento progresivo al contar con información veraz y oportuna que refleja las condiciones evolutivas de estos sitios, destacándose el uso de imágenes satelitales y el desarrollo de estudios multitemporales mediante técnicas de teledetección como las herramientas propicias para monitorear. Dichos procedimientos son llevados a cabo con el objeto de detectar cambios de cobertura a lo largo de series temporales, deduciendo de ahí la evolución del medio natural o las repercusiones de la acción humana sobre el medio (Trejos 2004).

La presente investigación expone el desarrollo de un estudio multitemporal con un alcance de análisis de 20 años (1991-2011), utilizando sistemas de información geográfica (SIG), teledetección e imágenes Landsat TM, con el objetivo de determinar, evidenciar y cuantificar la tendencia de CCCS, a fin de conservar los ecosistemas naturales para futuras generaciones en la microcuenca del río Pomacocha (MCP), y de esta manera plantear políticas de restauración o conservación en dicha microcuenca.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La MCP tiene una superficie de 7295 ha y se encuentra ubicada en la zona Suroeste del Parque Nacional Sangay en la parroquia Achupallas, cantón Alausí, provincia de Chimborazo, Ecuador (Figura 1). La MCP se ha desarrollado fundamentalmente en depósitos piroclásticos resultantes de numerosas erupciones volcánicas, generando suelos de tipo andosoles con la morfología y las propiedades que varían de acuerdo con la pedogénesis, edad, composición química de los materiales y las condiciones meteorológicas (Cargua et al. 2014). El rango altitudinal de la microcuenca se encuentra de 3200 a 4360 msnm, donde se presentan diferentes tipos de ecosistemas (de acuerdo a la clasificación ecológica del MAE 2012): Bosque siempre verde montano alto, Montano alto superior de páramo, Arbustal siempre verde montano alto superior y Subnival de páramo. Registra una temperatura media anual de 8,2°C, una humedad relativa media anual de 85,6% y una precipitación media anual de 981 mm, según la estación meteorológica Jubal (INAMHI: M5138) durante el período 2013-2015.



**Figura 1.** Mapa de ubicación de la Microcuenca del río Pomacocha.

### Imágenes satelitales

La presente investigación está orientada a determinar, evidenciar y cuantificar la tendencia de CCCS en la MCP mediante la clasificación de cobertura de clase de suelo en los años 1991, 2001 y 2011, las cuales han sido estimadas con la ayuda de tres imágenes, siendo TM Landsat 5 para 1991 y ETM+ Landsat 7 para el 2001-2011, de mediana resolución espacial (30x30m), descargadas de la base de datos de la United State Geological Survey (USGS 2015), las cuales fueron procesadas mediante técnicas de percepción remota, uso de SIG, y cartográfica digital de INFOPLAN, SENPLADES, IGM a escala normalizada.

### Categorías de las clases de cobertura de suelo

En las tres imágenes satelitales se reconocieron las siguientes seis clases de cobertura (se incluye entre paréntesis las especies más comunes: 1) Páramo (*Cortaderia nítida*, *Calamagrostis intermedia*), 2) Bosque (*Escallonia mytilloidea*, *Escallonia rolloti*, *Weinmannia mariquitae*), 3) Cultivos (*Solanum tuberosum*, *Oxalis tuberosa*, *Zea mays*), 4) Pastizales introducidos para la crianza de especies vacunas (*Poa pratensis*, *Poa pratensis*, *Trifolium repens*), 5) Humedales (*Valeriana rígida*, *Hypochoeris* sp., *Werneria nubigena*, *Plantago rígida*) y 6) Cuerpos de agua.

### Procesamiento y clasificación de imágenes satelitales

Las imágenes satelitales obtenidas fueron en la época de inicios de verano, concretamente el mes de marzo. A todas ellas se les realizó el siguiente tratamiento: corrección radiométrica mediante "Surface-reflectance", combinación de bandas, pérdida de información de las bandas oblicuas mediante "Gap Fill", corrección atmosférica mediante "LEDAPS" y corrección geométrica mediante "Georeferenced/Projecting images in the 17S UTM Datum WGS 84".

El procedimiento se realizó mediante clasificación supervisada (Ruiz et al. 2013) adaptada para la zona de estudio, la cual establece que en la imagen los campos de entrenamiento tendrán que ser representativos de cada clase de cobertura de suelo (CCS). Los CCS fueron identificados mediante salidas de campo con técnicos de la Universidad Nacional de Chimborazo del proyecto Caracterización Biogeográfica (PCB-UNACH), quienes tomaron las coordenadas de latitud, longitud y altura de cada uno de los CCS utilizando un GPS Trimble Juno SB de alto rendimiento. Se realizó una combinación de bandas 2-4-5, la cual permite identificar de mejor manera los diferentes tipos de CCS. Con el conjunto de herramientas *Image Classification - Training Sample Manager - Draw Polygon* del software *Arcgis* se realizó alrededor de 30 áreas de entrenamiento por cada clase, con 12 a 16 píxeles por campo de imagen lo que representa áreas superiores a 1 ha (Osuna et al. 2015). En este proceso se buscó que los píxeles de las áreas seleccionadas fueran homogéneos para cada CCS, haciendo coincidir que los valores medios de los campos de entrenamiento pertenezcan a una misma clase, mediante las herramientas *Classification - interactive supervised classification* (disponible en *ArcGis*, extensión *Image Classification*). Posterior a esto, el *raster* resultante fue convertido en polígono, se calculó el área, se seleccionaron todas las

superficies menores a una hectárea, y se disolvió haciendo coincidir con la CCS más cercana mediante el paquete de herramientas *Arc Toolbox - Data Management Tools - Generalization - Eliminate*.

### Análisis estadístico

#### **Deforestación total anual promedio (DTAP)**

Para calcular los CCCS se empleó la Ecuación 1 referente a la Tasa de Deforestación o interés compuesto propuesta por Puyravaud (Armentaras y Rodríguez 2014), donde los valores negativos indican una pérdida de área y valores positivos representan ganancias de áreas.

$$DTAP = \frac{A_1 - A_2}{t_2 - t_1}$$

(Ec. 1)

Donde:

DTAP = Tasa de deforestación anual

$A_1$  = Cobertura en el tiempo 1

$A_2$  = Cobertura en el tiempo 2

$t_1$  = Año de evaluación inicial

$t_2$  = Año de evaluación final

#### **Tasas de deforestación (DT)**

Se aplicó la Ecuación 2 propuesta por Palacio-Prieto (Reynoso Santos et al. 2015), encontrando que los valores (+) representan aumento de CCCS y valores (-) representa la disminución de CCCS en ha/año.

$$DT = [(S_2/S_1)^{1/n} - 1] \times 100$$

(Ec. 2)

Donde:

DT= tasa de deforestación

$S_2$ = área arbolada en el año final

$S_1$ = área arbolada en el año inicial

$n$ = número de años del periodo de análisis

## RESULTADOS

### CCCS 1991 y 2001

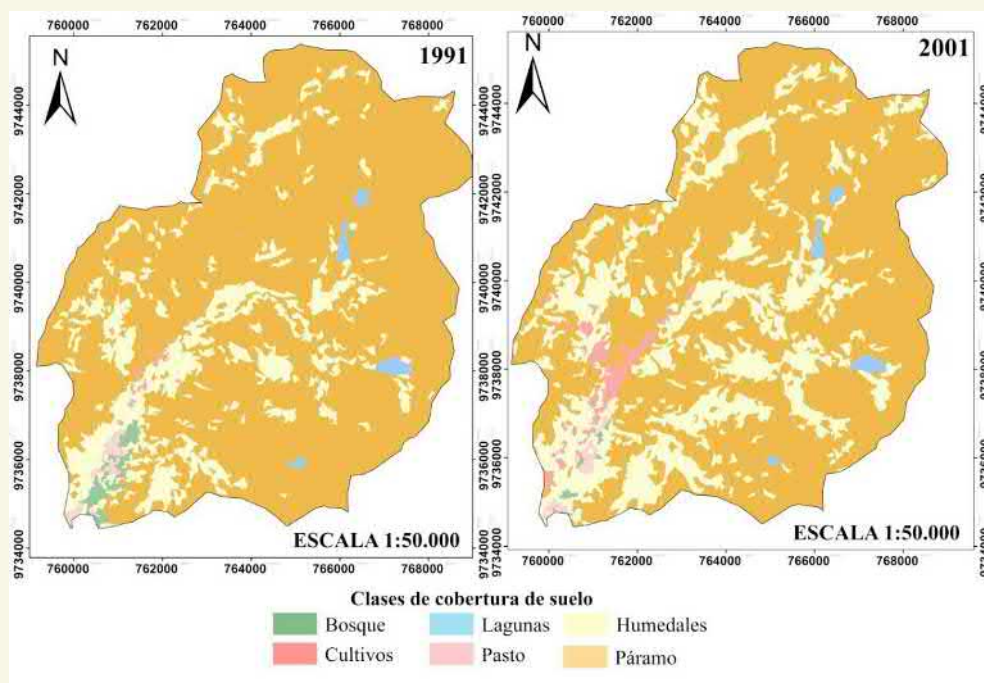
Empleando las Ecuaciones 1 y 2, se determinó que los cambios más evidentes de aumento en este periodo se presentaron en los cultivos (Tabla 1), con un aumento cinco veces al de su área inicial, con DTAP de -12,4 ha/año, seguidos por los humedales que aumentaron -74,3 ha/año. Por el contrario, las categorías de CCS que disminuyeron drásticamente fueron el bosque, con un DTAP de 5,78 ha/año, y el páramo, con 79,8 ha/año. Además, se encontraron valores que no aumentaron significativamente en relación a los demás, como son los pastos con 0,73 ha/año y lagunas con 0,48 ha/año (Figuras 2 y 3).

|              | Año1991       |            | Año 2001      |            | DTAP   | DT    | Año2011       |            | TAC  | DTAP   |
|--------------|---------------|------------|---------------|------------|--------|-------|---------------|------------|------|--------|
|              | ha            | %          | ha            | %          | ha/año | %     | ha            | %          | %    | ha/año |
| Bosque       | 74,93         | 1,03       | 16,26         | 0,22       | 5,87   | -14,2 | 8,53          | 0,12       | -6,3 | 0,77   |
| Cultivos     | 24,74         | 0,34       | 148,44        | 2,04       | -12,37 | 19,62 | 213,22        | 2,93       | 3,69 | -6,48  |
| Humedales    | 1202,43       | 16,48      | 1945,78       | 26,70      | -74,34 | 4,93  | 1754,24       | 24,08      | -1,0 | 19,15  |
| Lagunas      | 58,48         | 0,80       | 53,66         | 0,74       | 0,48   | -0,86 | 67,68         | 0,93       | 2,35 | -1,40  |
| Páramo       | 5890,32       | 80,74      | 5091,87       | 69,86      | 79,85  | -1,45 | 5227,21       | 71,75      | 0,26 | -13,53 |
| Pasto        | 44,50         | 0,61       | 37,19         | 0,51       | 0,73   | -1,78 | 24,48         | 0,34       | -4,1 | 1,27   |
| <b>Total</b> | <b>7295,4</b> | <b>100</b> | <b>7293,2</b> | <b>100</b> |        |       | <b>7295,4</b> | <b>100</b> |      |        |

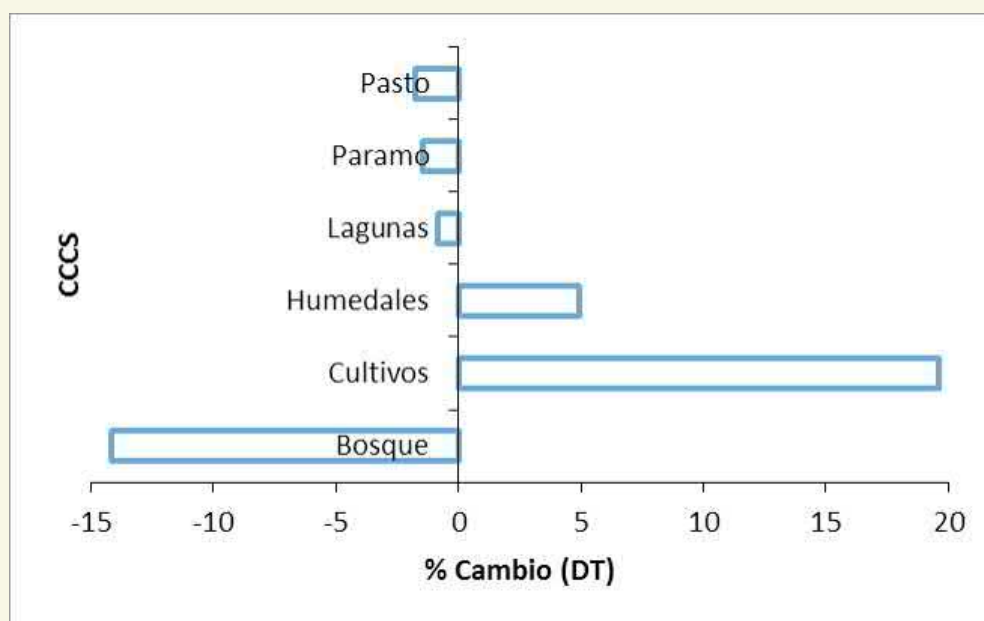
**Tabla 1.** CCCS, DTAP, DT en el período 1991 - 2001 - 2011.

### CCCS 2001 y 2011

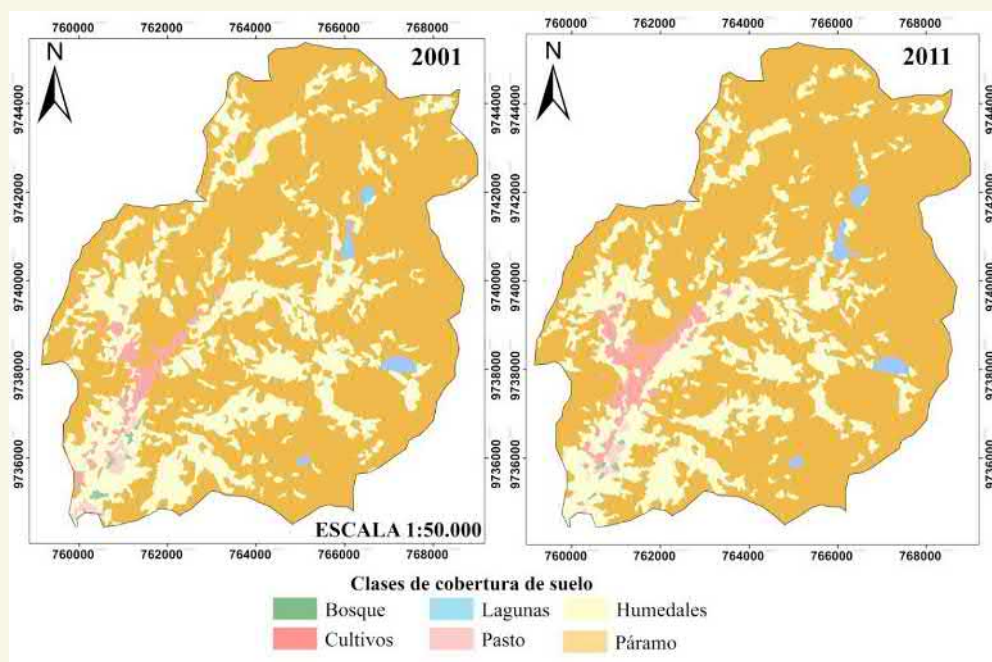
En relación a los cambios producidos en el periodo 1991 - 2001, los ocurridos en 2001-2011 no fueron tan marcados, encontrando el mayor aumento en la categoría cultivos, la cual incrementó con un DTAP de 6,5 ha/año, lo que supone un DT de 3,7%. Al contrario, la categoría que disminuyó en gran proporción en relación al área del año 2001 fue la de bosques, con un DT de -6,2 %, observando claramente cómo se va cambiando en cobertura la MCP (Tabla 1, Figuras 4 y 5).



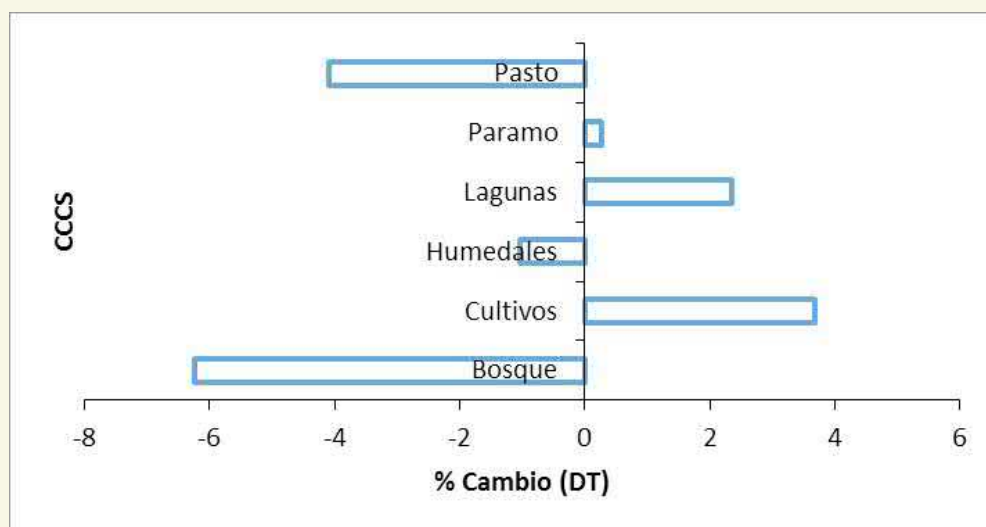
**Figura 2.** Mapa de CCS de los años 1991 - 2001 de la Microcuenca del río Pomacocha.



**Figura 3.** CCCS de los años 1991 - 2001 de la Microcuenca del río Pomacocha.



**Figura 4.** Mapa de CCS del año 2001- 2011 de la Microcuenca del río Pomacocha.



**Figura 5.** CCCS del año 2001- 2011 de la Microcuenca del río Pomacocha.

## DISCUSIÓN

Según el análisis multitemporal, la categoría de cultivos presenta un incremento en 20 años de ocho veces en relación a su área inicial: en el año 1991 tenía 24,7 ha, mientras que para el año 2011 era de 213,2 ha. Esto evidencia cómo los cultivos han desplazado a la categoría de bosque, la cual se redujo en un 88,6%, ya que en el año 1991 su área fue de 74,9 ha y para el año 2011 fue de 8,5 ha. La categoría de pasto se redujo el 45% de su superficie, ya que en el año 1991 se observa un área de 44,5 ha y para el año 2011 su área fue de 24,5 ha. La categoría de páramo se redujo en un 11,3%, ya que en el año 1991 su área fue de 5890,3 ha y para el año 2011 fue de 5227,2 ha.

Todos estos eventos se pueden deber a múltiples factores tanto sociales como económicos, ya que las personas de la MCP no tienen otras fuentes de ingresos económicos y nos les queda más que aumentar sus cultivos para obtener mayor rendimiento económico y mejorar sus condiciones de vida, sin ver los efectos a largo plazo que ocasionan al ecosistema altoandino. Este incremento del área de cultivo viene propiciándose desde la Ley de Reforma Agraria y Colonización de 1964, destinada fundamentalmente a aliviar la presión sobre la tierra en regiones de alta congestión humana ampliando la frontera agrícola. Mucho más drástica fue la Ley de Reforma Agraria aprobada en 1973 que requería la explotación eficiente de más del 80% del predio como condición para no ser sujeto de expropiación (Jordán 2003), lo cual impulsó a que los campesinos empezaran a subir la frontera agrícola y aumentar el sobrepastoreo en los páramos, proceso que ha ido continuando progresivamente hasta la actualidad. Además, existe una deficiente planificación y asesoramiento por parte de las autoridades y personal técnico sobre el uso sostenible de estos ecosistemas altoandinos, a pesar de encontrarse la MCP en el Parque Nacional Sangay.

Yáñez et al. (2011) mostraron una reducción de cobertura de 207.987 ha (16%) y 239.617 ha (27.5%) de los páramos herbáceos y bosques siempre verdes montano alto, respectivamente, en la sierra centro de Ecuador entre los años 1999 y 2010, los cuales se atribuyen a los conflictos entre la conservación de las especies nativas y las actividades de desarrollo humano, además de los efectos del cambio climático. Otros estudios como los de Beltrán et al. (2009) coinciden con los resultados de la presente investigación, al referir que son los páramos y bosques montanos de altitudes superiores los que se encuentran sometidos a una importante intervención directa e indirecta por parte del ser humano.

La Universidad Nacional de Chimborazo, mediante el proyecto “Caracterización biogeográfica de Subcuencas hídricas para la adaptación al cambio climático considerando el paisaje cultural andino de la parroquia Achupallas, cantón Alausí, provincia de Chimborazo” (PCB-UNACH) está aportando con una serie de capacitaciones, insumos y material de difusión de nuevas tecnologías a diferentes comunidades de la parroquia Achupallas, con el firme objetivo de recuperar o restaurar las diferentes áreas degradadas mediante prácticas agrícolas amigables con el medio ambiente (Figura 6).



**Figura 6.** Capacitación sobre restauración por parte de los técnicos PCB-UNACH.

## CONCLUSIONES

Diversas actividades antropogénicas han impulsado el CCCS de ecosistemas naturales a zonas cultivadas, teniendo el cambio más drástico en los páramos, los cuales fueron remplazados por cultivos y pastizales.

La actualización futura de los CCCS de la microcuenca a través del uso de imágenes Landsat 7 y Landsat 8, permitirá tener información comparable para identificar zonas de cambio importantes para el monitoreo de los recursos naturales de la cuenca.

De acuerdo con estos resultados, se sienta la base para el monitoreo posterior al detalle de los CCCS de MCP, los cuales permitirán plantear programas de restauración y planes de manejo sustentable y sostenible para las microcuencas de la zona altoandina.

## REFERENCIAS

- Aguayo M., Pauchard A., Azocar G. y Parra O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural* 82:3, p361-374.
- Altamirano A. y Lara A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina. *Bosque* 31:1, p53-64.
- Armentaras D. y Rodríguez N. (2014). Dinámicas y causas deforestación en bosque de latino América: una revisión desde 1990. *Colombia Forestal* 12:2, p233-246.
- Beltrán K., Salgado S., Cuesta F., León-Yáñez S., Romoleroux K., Ortiz E., Cárdenas A. y Velástegui A. (2009). Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador. *EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA*. Quito.
- Cargua F., Rodríguez M., Recalde C. y Vinuesa L. (2014). Cuantificación del carbono en una plantación de Pino Insigne (*Pinus radiata*) y en Estrato de Páramo Ozogoché, Parque Nacional Sangay, Ecuador. *Información Tecnológica* 25:3, p83-92.
- Jordán F. (2003). Reforma agraria en el Ecuador. UPA - Unidad de Producción Agropecuaria; Estructura agraria; Reforma agraria; Ecuador, pp. 286-292.
- MAE (2012). Ecosistemas REGIÓN ANDES. Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador, pp. 48-58.
- Martínez C. (2009). Dinámica de cambios de uso del suelo en zonas altoandinas. Proyecto Páramo Andino, *EcoCiencia*. 9 pp.
- Muñoz-Guerrero D., Rodríguez Montenegro M. y Romero Hernández M. (2009). Análisis multitemporal de cambios de uso del suelo y coberturas, en la microcuenca las minas, corregimiento de La Laguna, municipio de Pasto, departamento de Nariño. *Revista de Ciencias Agrícolas* 26:1, p11-24.
- Osuna A., Díaz-Torres J.D.J., De Anda-Sánchez J., Villegas-García E., Gallardo-Valdez J. y Davila-Vazquez G. (2015). Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994. *Ambiente y Agua* 10:2, p350.
- Reynoso Santos R., Valdez Lazalde J., Escalona Maurice J. y Santos Posadas H. (2015). Análisis de la dinámica del uso del suelo de la cuenca Metztitlán en Hidalgo, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 36:3, p102-111.

Ruiz V., Savé R. y Herrera A. (2013). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Mirafior Moropotente Nicaragua, 1993 - 2011. *Ecosistemas* 22:3, p117-123.

Trejos N. (2004). Dinámica del uso de la tierra e identificación de las áreas críticas de la región de playa venado, provincia de Los Santos, República de Panamá. Tesis Mag. Sc, CATIE, p24-26.

USGS S.F.a.C.W. (2015). EarthExplorer. Disponible en: <http://earthexplorer.usgs.gov/>

Villamarín C., Prat N. y Rieradevall M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin american journal of aquatic research* 42:5, p1072-1086.

Yáñez P., Núñez M., Carrera F. y Martínez C. (2011). Posibles efectos del cambio climático global en zonas silvestres protegidas de la zona andina de Ecuador. *La Granja, Revista de Ciencias de la Vida* 13:1, 24-44.

Young K. (2011). Climate change and biodiversity in the tropical Andes. *Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)*, pp. 276-294.





# Experiencias en restauración forestal del bosque seco tropical en el Bosque Protector Cerro Blanco en la provincia del Guayas, costa de Ecuador

Eric Horstman<sup>1\*</sup> y Jhony Ayón<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Fundación Pro-Bosque, Guayaquil, ECUADOR

<sup>2</sup> Programa de Restauración del Bosque Protector Cerro  
Blanco, Fundación Pro-Bosque, Guayaquil, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [horstman.eric2@gmail.com](mailto:horstman.eric2@gmail.com)

### Resumen

La región ecológica del bosque seco del Ecuador se considera un área de gran importancia biológica debido a la cantidad de especies y altos niveles de endemismo presente. Por esta razón y debido al impacto de la actividad humana, ha sido clasificada como una ecorregión con la máxima prioridad de conservación regional. La Cordillera Chongón Colonche es la principal cadena montañosa de esta ecorregión, con vegetación caracterizada por ser de hojas caducas o semi caducifolio debido a la sequía estacional. A partir de la década de 1960, tanto la expansión agrícola y urbana en el oeste de Ecuador llevaron a una deforestación generalizada, centradas en la costa del Pacífico central de la Cordillera Chongón Colonche. A principios de la década de 1980 se hicieron esfuerzos para proteger los remanentes de bosque seco tropical que llevaron a la creación del Bosque Protector Cerro Blanco, administrada por Fundación Pro-Bosque. Su consolidación se ha ido dando a través de un trabajo mantenido por más de veinte años donde en un proceso secuencial de ampliaciones por la adquisición de terrenos para expandir el área de bosque protector, se ha logrado evidenciar la recuperación de la cobertura vegetal gracias a trabajos de guardianía y vigilancia, y apoyo a la recuperación de la vegetación nativa a través de reforestación tanto en áreas abiertas de pastizales y vegetación herbácea como en sitios para enriquecimiento forestal. Con la colaboración importante de auspiciantes y esfuerzos propios de la Fundación, a la fecha se tienen más de 700 hectáreas en proceso de consolidación de la restauración de su cobertura vegetal.

**Palabras clave:** Endemismo; bosque seco; conservación; Bosque Protector Cerro Blanco.

### Abstract

The ecoregion of the Ecuadorian dry forest is considered an area of great biological importance due to the number of species and high levels of endemism present. For this reason and due to the impact of human activity, it has been classified as an ecoregion with maximum regional conservation priority. The Cordillera Chongon Colonche is the principal mountain range in this ecoregion, with vegetation characterized by deciduous or semi deciduous species due to seasonal drought. Beginning in the 1960's, both agricultural and urban expansion in Western Ecuador has led to widespread deforestation concentrated on the central Pacific coast in the Cordillera Chongon Colonche. Early in 1980's efforts were made to protect the remnants of dry tropical forest that led to the creation of the Cerro Blanco Protected Forest, managed by Pro-Bosque Foundation. Its consolidation has been given though a 20 years hard work with consecutive land purchasing to expand the area of the park, where native vegetation has been recovered thanks to reforestation in open pasturelands and to forest enrichment in other areas. With the essential collaboration of sponsors and the efforts of the Foundation, there are currently over 700 ha in process of restoration of the vegetation cover.

**Keywords:** Endemism; dry forest; conservation; Cerro Blanco Protective Forest.

## INTRODUCCIÓN

La **restauración forestal** persigue la recuperación de terrenos forestales que han sufrido algún proceso de degradación, mejorando su calidad ambiental, restableciendo sus funcionalidades y favoreciendo su evolución hacia etapas más estables y maduras ecológicamente (Junta de Andalucía 2016).

En el Ecuador podemos identificar 14 diferentes ecosistemas terrestres continentales, distribuidos en 248.778 km<sup>2</sup> de territorio nacional. Éstos han sido identificados a través de la agrupación de 46 formaciones vegetales encontradas por las investigaciones de Sierra et al. (1999). Las diferencias entre cada ecosistema están dadas por las características fisionómicas de la vegetación y el entorno (bosque, manglar, vegetación intermedia, páramo, humedal, nieve), las condiciones climáticas (húmedo y seco) y su ubicación geográfica a nivel nacional (amazónico, costa, sierra, interandino) (Sáenz y Onofa 2005).

La restauración y la rehabilitación de bosques pueden llevarse a cabo en tierras agrícolas improductivas o abandonadas, en pastizales deforestados, zonas con matorrales o malezas o zonas rasas, y en bosques de densidad defectiva o degradada. Los bosques se pueden restaurar y rehabilitar por medio de medidas de protección (por ejemplo, la protección contra el fuego o el pastoreo y la lucha contra la erosión), medidas para acelerar la recuperación natural (por ejemplo, por medio de la siembra directa o la plantación de plántulas en bosques primarios o secundarios degradados), medidas para favorecer la regeneración natural (por ejemplo, mediante la eliminación de las malas hierbas en tierras degradadas y tierras agrícolas marginales) y la plantación de árboles nativos o introducidos en plantaciones puras o mixtas, en sistemas de producción agroforestales y como árboles fuera de los bosques (FAO2016).

La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema nativo con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad. Como referencia se puede definir de forma general como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER 2004).

El Bosque Protector Cerro Blanco es una reserva natural que contiene un ecosistema de bosque seco tropical, ubicado en la zona centro-norte de la región tumbesina, en la provincia del Guayas a 15 minutos de la ciudad de Guayaquil, en la costa de Ecuador. Su proceso de conservación, recuperación y restauración como área protegida privada se da con la administración de la Fundación Pro-Bosque, la cual en un programa integral ha realizado la adquisición de áreas adyacentes, para tener en la actualidad una superficie de 6078 hectáreas (Horstman y Cun 2012).

Bajo esta situación, el área del Bosque Protector Cerro Blanco también incluye sitios que anteriormente fueron fincas donde por la intervención humana el bosque fue degradado y convertido a pastizales o rastrojos producto de la actividad ganadera y

agrícola de hace varias décadas. Estos terrenos, al ser adquiridos y pasar a formar parte del área protegida privada como Bosque Protector, son una prioridad para la Fundación Pro-Bosque, y es en estos sitios donde se desarrollan anualmente programas de reforestación para la restauración del bosque desde el año 1992.

Desde el año 2006 hasta el año 2012, el programa de restauración forestal en el Bosque Protector Cerro Blanco se vio fortalecido por la significativa cooperación de la organización inglesa **World Land Trust**, la misma que en convenio con la Fundación Pro-Bosque financió los costos para el establecimiento de lotes de restauración asistida y actividades de mantenimiento y monitoreo hasta el año 10.

Antes de estos trabajos, se mantuvo un programa que inició en el año 1992 y se extendió hasta el 2002, donde se reforestaron aproximadamente 200 hectáreas, cuyos sitios a la actualidad muestran la recuperación del bosque.

En el presente artículo se exponen los principales avances y síntesis de experiencias en el proceso de restauración y conservación de la cobertura forestal del Bosque Protector Cerro Blanco en el bosque seco tropical en la provincia del Guayas, que Fundación Pro-Bosque viene ejecutando desde el año 1992.

## **METODOLOGÍA DE TRABAJO APLICADA PARA LA RESTAURACIÓN DE COBERTURA FORESTAL EN EL BOSQUE PROTECTOR CERRO BLANCO**

La Fundación Pro-Bosque, tiene su propio vivero forestal, en el cual anualmente se producen más de 130.000 plantas en fundas de polietileno para ser plantadas en el sitio definitivo. Con un calendario de recolección de semillas (épocas del año en que cada especie produce sus frutos y semillas), se realiza el abastecimiento del material reproductivo de especies de árboles nativos de la región.

Con la disponibilidad de plantas garantizadas, tanto en cantidad como en diversidad y calidad, el otro ámbito de trabajo es la preparación de los sitios para realizar la plantación de los árboles, los cuales se ubican principalmente en sitios de enriquecimiento, y en menor proporción en áreas de pastizales. La preparación de los sitios de siembra se empieza en la época seca con la apertura de trochas y el hoyado, los cuales se realizan en hileras para facilitar el mantenimiento y monitoreo posteriores; con el inicio de las lluvias, que comúnmente se da en el mes de enero, se realiza el traslado de las plántulas desde el vivero forestal hasta los sitios preparados para la plantación definitiva. Posterior a la siembra, se realiza mantenimiento para el control del crecimiento de vegetación no deseada que puede afectar el estado y desarrollo de las plántulas plantadas. El mantenimiento se extiende durante tres años, realizando control de malezas y replante al primer año (de ser necesario), y el seguimiento y monitoreo se prolonga hasta el año diez, el cual se realiza con evaluaciones de supervivencia anual.

Para la prevención y control de eventos que puedan ocasionar daños en las áreas de restauración asistida, tales como incendios de vegetación o ingreso de ganado de propietarios aledaños, se cuenta con un programa de control y vigilancia 24 horas, con recorridos realizados por guardabosques que cubren los perímetros y áreas estratégicas de observación en el Bosque Protector Cerro Blanco.

A lo largo de todo el proceso de restauración asistida se ha utilizado especies propias del ecosistema bosque seco tropical, con la finalidad de coadyuvar a la recuperación y regeneración del bosque nativo. Es así que la recolección de semillas se realiza en el mismo Bosque Protector Cerro Blanco en árboles ubicados en sectores de relictos de bosque primario y en bosque secundario. Las especies usadas en el proceso de restauración forestal se detallan en la Tabla 1.

| Nombre local     | Nombre científico                | Nombre local    | Nombre científico                 |
|------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------------------------|
| Guayacán         | <i>Handroanthus chrysanthus</i>  | Chirigua        | <i>Erytheca ruizii</i>            |
| Pechiche         | <i>Vitex gigantea</i>            | Guasmo          | <i>Guazuma ulmifolia</i>          |
| Madero Negro     | <i>Handroanthus bilbergii</i>    | Sapote de perro | <i>Colicodendron angulata</i>     |
| Ébano            | <i>Ziziphus thirsiflora</i>      | Fernán sánchez  | <i>Triplaris cumingiana</i>       |
| Beldaco          | <i>Pseudobombax millei</i>       | Bálsamo         | <i>Myroxylum balsamun</i>         |
| Ceibo macho      | <i>Bombacopsis trinitensis</i>   | Ovo de Monte    | <i>Spondias mombim</i>            |
| Amarillo lagarto | <i>Centrolobium ochroxylum</i>   | Anona de monte  | <i>Colicodendron heterophylla</i> |
| Colorado         | <i>Simiria ecuadorensis</i>      | Cocobolo        | <i>Cynometra bauhiniafolia</i>    |
| Ceibo            | <i>Ceiba trichistandra</i>       | Jigua Amarilla  | <i>Nectandra sp.</i>              |
| Pigío            | <i>Cavanillesia platanifolia</i> | Moral           | <i>Aspidosperma ulei</i>          |
| Guasango         | <i>Loxopterigyum huasango</i>    | Jigua           | <i>Nectandra sp.</i>              |
| Cascol           | <i>Caesalpinia paipai</i>        | Pai pai         | <i>Pradosia montana</i>           |
| Caoba            | <i>Swietenia macrophylla</i>     | Laurel de Puná  | <i>Cordia macrantha</i>           |
| Guachapelí       | <i>Albizzia guachapele</i>       | Balsa           | <i>Ochroma pyramidale</i>         |
| Palo de vaca     | <i>Alseis eggersii</i>           | Laurel          | <i>Cordia alliodora</i>           |

**Tabla 1.** Especies forestales utilizadas en el proceso de restauración asistida en el Bosque Protector Cerro Blanco.

## RESULTADOS

Las áreas reforestadas entre 1992 y 2002 muestran árboles con alturas superiores a 10 metros, que ejercen influencia en su entorno. Es importante mencionar que estas áreas de restauración no tuvieron seguimiento durante su desarrollo, y la evaluación realizada corresponde a un único registro efectuado en el año 2012.

Así mismo, siguiendo con las evaluaciones en parcelas en las áreas establecidas desde el año 2007, se tienen valores de supervivencia en las plantaciones establecidas en diferentes años de trabajo, que promedian una supervivencia del 74% (Tabla 2), partiendo de una densidad promedio de plantación de 1.000 árboles por hectárea. En cuanto a crecimiento, se determina un desarrollo en altura y volumen de copa durante la estación lluviosa, mientras que en la estación seca los ritmos de crecimiento disminuyen considerablemente, llegando a restringirse totalmente en algunos casos.

Durante los primeros dos años, los promedios de crecimiento en altura van de entre 30 y 60 cm por año, y a partir del tercer a cuarto año, presentan crecimiento promedio en altura de entre 80 y 150 cm.

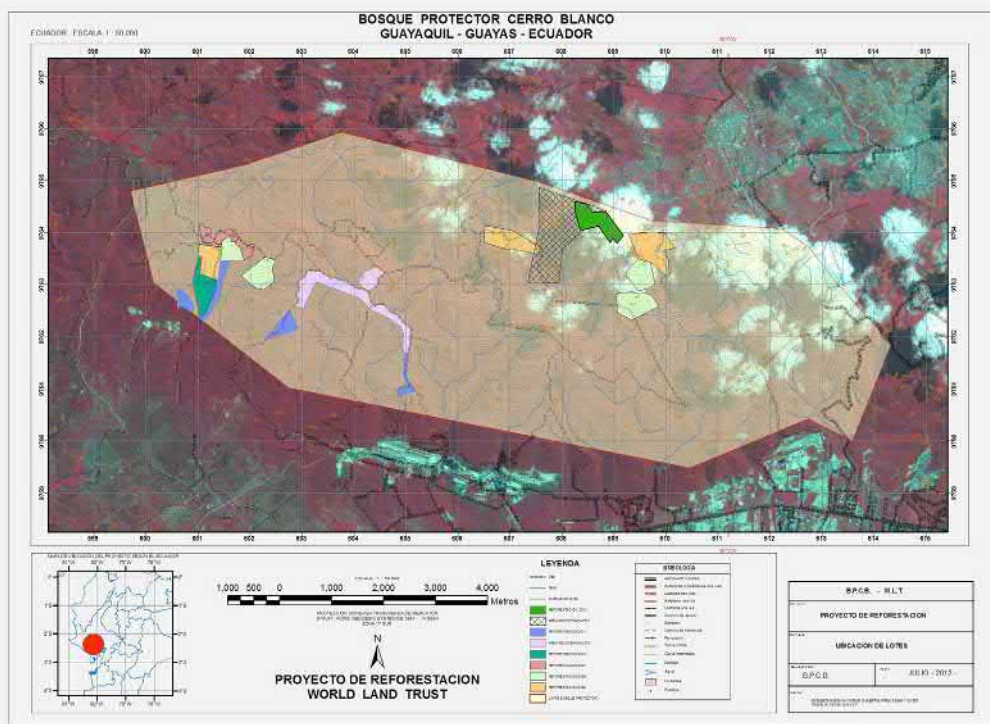
Estos ritmos de crecimiento inicial varían de acuerdo a las especies y a las condiciones estacionales principalmente de presencia de lluvias.

Estos datos de crecimiento inicial son referenciales, pues no se han puntualizado circunstancias como condiciones de sitio y especies, presentando esta situación un potencial y oportunidad para sistematizar y generar información puntual sobre este tema.

| <b>Año de siembra</b> | <b>Superficie (ha)</b> | <b>Árboles sembrados</b> | <b>Supervivencia (%)</b> |
|-----------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------|
| 2006 - 2007           | 18                     | 17.800                   | 75                       |
| 2007 - 2008           | 90                     | 90.000                   | 65                       |
| 2008 - 2009           | 99                     | 96.000                   | 70                       |
| 2009 - 2010           | 90                     | 90.000                   | 70                       |
| 2010 - 2011           | 55                     | 55.000                   | 85                       |
| 2011 - 2012           | 35                     | 35.000                   | 80                       |
| <b>Total</b>          | <b>387</b>             | <b>383.800</b>           | <b>74 (promedio)</b>     |

**Tabla 2.** Porcentajes promedio de supervivencia de los árboles sembrados en el Bosque Protector Cerro Blanco entre los años 2006 y 2012.

Las áreas de trabajo por año y su ubicación dentro del Bosque Protector Cerro Blanco se aprecian en la Figura 1.



**Figura 1.** Mapa de sitios de trabajo por años en establecimiento de áreas de restauración asistida en el Bosque Protector Cerro Blanco.

## DIFICULTADES AFRONTADAS EN EL PROCESO DE RESTAURACIÓN DEL BOSQUE PROTECTOR CERRO BLANCO

Las principales dificultades que se afrontan en el proceso de restauración del Bosque Protector Cerro Blanco mediante la reforestación, se resumen en: 1) un período prolongado de sequía, de ocho meses, y 2) el crecimiento del pastizal, lo cual genera competencia para los árboles plantados y combustible para propagación de incendios forestales.

## DISCUSIÓN

El programa de restauración asistida de la cobertura forestal del Bosque Protector Cerro Blanco tiene como objetivo recuperar áreas intervenidas (antes de ser parte de la reserva) a través de reforestación de enriquecimiento en sitios con vegetación secundaria y remanentes arbustivos y arbóreos y reforestación masiva en áreas de pastizales. Por observaciones de campo, se evidencia un amplio desarrollo de cober-

tura vegetal, propiciado por el crecimiento de vegetación nativa donde se incluye la regeneración natural, y por el crecimiento y cobertura proveniente de árboles plantados mediante el programa de restauración forestal que ejecuta Fundación Pro-Bosque desde el año 1992. Diversas situaciones no han permitido llevar un registro estadístico secuencial que permita determinar niveles de crecimiento de árboles en lotes plantados, pero sí se han realizado evaluaciones que proporcionan datos de supervivencia efectiva de los árboles sembrados entre el 2007 y el 2012, los cuales se indican en la Tabla 2 de este documento.

Con 387 hectáreas plantadas con especies forestales nativas del ecosistema bosque seco tropical a una densidad de 1.000 plantas por hectárea en trabajos secuenciales por seis años (2007-2012) y una supervivencia general del 74%, más la influencia de la regeneración natural, este componente del trabajo general de protección y conservación del Bosque Protector Cerro Blanco puede considerarse positivo en cuanto a conservación y mejoramiento de la cobertura boscosa nativa, reforzada por la presencia de fauna de los diferentes estadios de la cadena trófica, desde pequeños organismos hasta especies de cúspide de cadena como jaguares y gavilanes. A la vez, la elaboración de este documento permite también evidenciar la carencia y necesidad de realizar investigaciones puntuales en temas como sistematización de registros estadísticos de crecimiento de árboles considerando elementos como condiciones de sitio y especies y niveles de pluviosidad anuales, entre otros.

El proceso de restauración y conservación del Bosque Protector Cerro Blanco, que también cuenta con el componente fundamental del Programa de Control y Vigilancia permanente 24/7, permite comprobar que, en conjunto con las actividades de reforestación y enriquecimiento forestal, cuando se eliminan las presiones externas, el bosque degradado puede rehabilitarse ampliamente en diversidad y cobertura. Esta situación se puede comparar a la experiencia y resultados finales obtenidos en los bosques de Khao Kho en Tailandia, donde después de un alto efecto de degradación, con apoyo de la FAO se inició el proyecto “Reforestación de tierras forestales denudadas en Khao Kho”, financiado por el PNUD en cooperación con el Real Ejército de Tailandia y el Real Departamento Forestal, que tuvo como ejes de acción la eliminación de la presión antrópica sobre el bosque, y la aplicación de técnicas de reforestación, obteniendo un evidente éxito al terminar la asistencia de la FAO en la zona en el año 1995, que recomendó liberar fondos para actividades de extensión y protección contra incendios (Marghescu 1996).

El Programa de Restauración del Bosque Protector Cerro Blanco también presenta similitud al programa de restauración de bosques tropicales en el Área de Conservación Guanacaste al norte de Costa Rica, en el sector San Ramón (Morales 2016). Ambos emprendimientos de restauración consideran fundamental las actividades de control y vigilancia permanentes, para evitar principalmente la formación y propagación de incendios forestales, para los cuales los bosques secos son altamente susceptibles. Fundación Pro-Bosque tiene un equipo de guardabosques que hacen permanencia

fija en casetas de guardianía, complementada con recorridos de vigilancia diarios en lugares estratégicos dentro del Bosque Protector. Tanto en Guanacaste como en Cerro Blanco, se priorizan las áreas a restaurar en consideración al grado de intervención del sitio, siendo el principal objetivo la restauración de pastizales, donde se promueve la recuperación de la cobertura forestal nativa a través de reforestación y manejo de regeneración nativa, considerando la repoblación con una mezcla de especies nativas de tipo pioneras, especies de rápido crecimiento y también especies de mayor tiempo de vida, aunque con crecimiento más lento. En ambos programas se considera de mucha importancia la regeneración natural, por lo que se identifican y conservan las fuentes semilleras.

En la provincia del Guayas, el trabajo que efectúa Fundación Pro-Bosque es referente para el impulso que están gestionando otras entidades y agrupaciones para el mejoramiento ecológico, principalmente en áreas de bosques y vegetación protectoras, como Cerro El Paraíso, Bosqueira, Papagayo y otros, con quienes se ha trabajado en algunos emprendimientos para fortalecer y conservar la cobertura forestal de remanentes de bosque seco pluviestacional. Cabe destacar el caso de la cooperación en la asesoría y ejecución técnica del establecimiento de tres hectáreas de reforestación en Cerro El Paraíso y Bosqueira como parte del proyecto “Actividades de Conservación en los Bosques Protectores Cerro Paraíso y Bosqueira” financiado por la Ilustre Municipalidad de Guayaquil.

A nivel de país, se tienen buenas relaciones con Fundación Jocotoco, que en sus reservas de Buenaventura, Jorupe, Yanacocha y Tapichalaca realiza trabajos similares que parten desde la ampliación de las áreas de reserva con la adquisición de terrenos aledaños, y el posterior inicio de procesos de restauración en áreas degradadas a través de reforestación con especies nativas (<http://www.fjocotoco.org/reforestacioacuten---restauracioacuten.html>).

## LECCIONES APRENDIDAS EN LA RESTAURACIÓN DEL BOSQUE PROTECTOR CERRO BLANCO

- En el ecosistema bosque seco tropical, la supervivencia y el prendimiento efectivo de los árboles plantados se pueden considerar altamente valederos a partir del segundo año posterior a la siembra.
- El crecimiento en altura de los árboles de manera notoria se da a partir del tercer año posterior a la siembra.
- Durante el primer y segundo año a partir de la siembra, los árboles desarrollan un proceso de adaptación al sitio, donde se da el desarrollo del sistema radicular y un ligero engrosamiento del tallo, principalmente en su base.
- Con el mantenimiento oportuno en cuanto a limpieza, se pueden manejar porcentajes de mortalidad que no superen el 30%, y así mismo, ayudar a que los árboles tengan un buen estado en su proceso de crecimiento inicial.

## REFERENCIAS

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2016). Conjunto de Herramientas para la Gestión Forestal Sostenible (GFS). Restauración y Rehabilitación de Bosques. 1 pp.

Horstman E. y Cun E.P. (2012). Plan de Manejo Bosque Protector Cerro Blanco, Guayaquil, Ecuador. 7 pp.

Junta de Andalucía (2016). Boletín Electrónico Andalucía Forestal, número 14. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 1 pp.

Marghescu T. (1996). The Khao Kho story: reclaiming the barren hills of Thailand's Central Highlands. Publicación de la Oficina Regional de la FAO para Asia y el Pacífico, 1.996/27. Bangkok.

Morales D. (2016). Restauración de Bosques Tropicales en Pastizales. Disponible en: [www.acguanacaste.ac.cr/rothschildia/v2n1/textos/12.html](http://www.acguanacaste.ac.cr/rothschildia/v2n1/textos/12.html) [revisado el 25/11/2016]

Saenz M. y Onofa A. (2005). Preguntas clave: Reporte de los ecosistemas terrestres ecuatorianos. Indicadores de Biodiversidad para Uso Nacional (Proyecto BINU). Ministerio de Ambiente - Ecociencia. 13 pp.

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group), 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org&tucson](http://www.ser.org&tucson); Society for Ecological Restoration International. 15 pp.

Sierra R. (1999). Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y Ecociencia. Quito, Ecuador. 24 pp.





# Identificación de plantas nativas para la restauración ecológica de la sección urbana de la microcuenca del río Torres, San José, Costa Rica

María Zúñiga\*

Red Estudiantil de Restauración Ecológica. Vicerrectoría  
de Investigación. Universidad Estatal a Distancia,  
COSTA RICA

\*Autor para correspondencia: [maria.zuniga22@gmail.com](mailto:maria.zuniga22@gmail.com)

### Resumen

El río Torres es tributario del río Grande de Tárcoles, uno de los ríos con mayor contaminación en Centroamérica. La expansión urbana ocasiona la disminución de la cobertura vegetal, por lo que se propone la restauración ecológica como estrategia para mejorar la calidad de los ecosistemas mediante la incorporación de plantas nativas que protejan el suelo. Se seleccionaron y colectaron las especies que presentaron características tales como: vigor, libres de enfermedades, especies nativas y de rápido crecimiento. Se creó una matriz de valoración agrupándolas según atributos vitales de uso: bajo, medio, alto. A fin de recuperar el bosque ripario del río Torres se procedió con la zonificación del cauce, teniendo en cuenta las 3 zonas de vida presentes. Se seleccionaron tres especies arbustivas (*Cestrum nocturnum*, *Hamelia patens* y *Lasianthaea fruticosa*) y tres herbáceas (*Dahlia imperialis*, *Heliconia tortuosa* y *Tradescantia zanonía*). En cada zona se establecieron siete parcelas cuadradas (4 x 2 m), aplicando propagación vegetativa en un sistema de plantación en tresbolillo. Se sembraron 14 plantas por parcela, separadas por 80 cm. En cada parcela se sembró una especie, excepto en la séptima parcela donde se sembraron las seis especies mezcladas. El modelo lineal generalizado con distribución de Poisson evidenció diferencias significativas en la supervivencia de las plantas de las distintas parcelas. Se demostró que las plantas se adaptaron a las condiciones biofísicas de cada zona. Debido a lo anterior se recomienda el uso de las tres herbáceas, ya que colonizan rápidamente ambientes perturbados aumentando la cobertura vegetal de la microcuenca.

**Palabras clave:** Restauración ecológica; restauración urbana; río Torres; Costa Rica.

### Abstract

The Torres river is a tributary of the Grande de Tárcoles river, one of the most polluted basins in Central America. Urban development diminishes vegetal cover, that is why ecological restoration has been proposed as a strategy to improve quality of ecosystems through planting native plants that protect the ground. Selected species were collected considering characteristics such as strength, health, native plants and growing rates. A valuation matrix was created considering basic use attributes: low, medium and high. A zoning was made in order to recover riparian forest in the Torres river, considering the three life zones that exist in this basin. Three shrub species (*Cestrum nocturnum*, *Hamelia patens* and *Lasianthaea fruticosa*) and three herbaceous species (*Dahlia imperialis*, *Heliconia tortuosa* and *Tradescantia zanonía*) were selected. Along every segment of the river, seven square plots (4 x 2 m) were established, applying vegetative propagation in a quincunx pattern. 14 plants were planted in every plot, separated by 80 cm. each, with each species planted in each plot, except for the 7th plot where all the six species mixed together. The general linear model with Poisson coefficient showed a significant difference of survival among plants in different plots. It has been demonstrated that the plants adapted themselves to biophysical conditions within every zone analyzed. The use of the three herbaceous species is recommended, due to their capacity to increase vegetation cover and colonize perturbed environments.

**Keywords:** Ecological restoration; urban restoration; Torres River; Costa Rica.

## INTRODUCCIÓN

El río Torres es tributario del río Grande de Tárcos, el cual se ubica en el sector occidental del Valle Central de Costa Rica y se extiende hasta la vertiente del Pacífico, abarcando las provincias de San José, Alajuela, Heredia, Cartago y Puntarenas. Es uno de los ríos más contaminados del país y a nivel centroamericano (Astorga 2008), y además está siendo fuertemente amenazado por la expansión urbana y agrícola, lo cual genera la disminución de la vegetación riparia (Calvo y Mora 2007). Para poder plantear medidas para mitigar los efectos de estas problemáticas es necesario conocer las interacciones y la ecología alrededor de los pequeños parches de vegetación existentes. En general, se conoce que entre mayor sea la conectividad entre los ecosistemas o parches, existe mayor diversidad a nivel de paisaje (OIMT 2002).

Con la restauración ecológica se pretende asistir al proceso natural de sucesión del ecosistema, de modo que se recobre la composición de especies y las interrelaciones que tenía la comunidad original en un tiempo relativamente corto (Sánchez 2005), o al menos comparado con otro evento en el que no se haya llevado a cabo ningún manejo, y ahí es donde reside el éxito de la restauración (Priego et al. 2010).

Para esta investigación se emplearon plantas herbáceas y arbustivas nativas con alto valor ecológico siguiendo el modelo de restauración ecológica activa propuesto por Aronson et al. (2007), mediante la propagación asexual por estacas y macolla que acelera el proceso de sucesión vegetal.

El objetivo de la presente investigación fue estudiar las plantas herbáceas y arbustivas nativas según su valor ecológico y su idoneidad para la restauración de la microcuenca del río Torres, en función tanto de sus atributos ecológicos como de su supervivencia tras la plantación.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La zona de estudio se encuentra en la microcuenca del río Torres, el cual nace en las cercanías de la Reserva Privada Los Coyotes en Rancho Redondo de Goicoechea, en las coordenadas geográficas 9.954653° N - 84.014997° O, y confluye en la subcuenca del río Virilla en la Planta Hidroeléctrica Electriona, en las coordenadas geográficas 9.968490° N - 84.177879° O, en San Antonio de Belén. El área de estudio comprende 168 km<sup>2</sup>, la cual fue zonificada en zona alta, zona media y zona baja, en función del uso de suelo y la pendiente, ya que estas características son las que se consideraron podría afectar más a la idoneidad de los puntos de muestreo (Tabla 1). Se ubica entre los 900 y 2400 msnm, con una precipitación de 200 a 3000 mm anuales e involucra Bosque muy Húmedo Montano Bajo (bmh-MB), Bosque muy Húmedo Premontano (bmh-P) y Bosque Húmedo Premontano (bh-P) (cf. Bolaños et al. 2005).

| Zona       | Descripción                                                                                                                                               |
|------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Zona alta  | Uso del suelo: mezcla de pastizal con cobertura riparia.<br><br>Pendiente: ondulada de 15% con una erosión nula y una profundidad efectiva > 120 cm.      |
| Zona media | Uso del suelo: pastizal con árboles aislados.<br><br>Pendiente: fuertemente ondulada de 50%, con erosión moderada y una profundidad efectiva de 90 cm.    |
| Zona baja  | Uso del suelo: área de pasto <i>Pennisetum purpureum</i> .<br><br>Pendiente: escarpada de 52% con una erosión severa y una profundidad efectiva de 60 cm. |

**Tabla 1.** Descripción de las zonas establecidas en la microcuenca del río Torres.

### Selección y recolección de plantas

Para el muestreo se utilizó la recolección libre de plantas, el cual consistió en realizar recorridos en el área de estudio, así como en las zonas aledañas (cf. Morales et al. 2006). Ello permitió tener un registro de la presencia y disposición de las especies dominantes y frecuentes, facilitando la colecta de muestras botánicas para su identificación, además de obtener el material vegetativo para el proceso de propagación y su posterior siembra en las zonas de la microcuenca.

La selección de las plantas utilizadas se fundamenta en la metodología sugerida por Bolaños y Moscoso (2011), la cual se basa en 10 criterios, a saber: densidad de follaje, floración, abundancia, requerimientos lumínicos, suelo, rusticidad, valor agregado, clima, altura y propagación. Cada criterio se dividió en tres categorías, y a cada categoría se le asignó un valor en función de su potencial para restauración, desde cero (no apta) hasta tres (muy apta). La suma de todos los valores generó una cifra que permitía evaluar el potencial de uso de cada especie para la restauración, agrupándose en tres categorías: bajo (20–21), medio (22–26) y alto (27–29) (Anexos 1 y 2).

### Propagación y plantación

La propagación se realizó únicamente de forma vegetativa, y para ello se utilizaron estacas vivas con corte inferior en bisel y superior perpendicular y los trozos sobrantes se eliminaron para evitar hongos; en el caso de las herbáceas se plantaron macollas o brotes originados en la base de la planta madre con medidas similares a las estacas de los arbustos (Mataix 1999). El material vegetativo se cosechó e implantó el mismo día que se preparó.

Se utilizó un sistema de plantación triangular o tresbolillo, mediante el cual las plantas se distribuyen a distanciamientos iguales formando triángulos (*sensu* Ladrach 2010). La siembra se realizó en el mes de mayo de 2015, durante la transición de la época seca a la lluviosa, lo que es la más favorable para la revegetación mediante la siembra directa de estacas y la disposición de las distintas especies fue hecha al azar.

En cada parcela se sembraron 14 plantas separadas por 80 cm entre ellas, para un total de siete parcelas por zona, cada una con un área de 8 m<sup>2</sup> en secciones de 4 x 2 m; las parcelas se dispusieron de manera continua separadas únicamente por una barrera de plástico. De las siete parcelas, seis fueron monoespecíficas y la séptima correspondió a la mezcla de las seis especies estudiadas.

### Seguimiento

En cada una de las tres zonas establecidas se evaluó a lo largo de un año (entre 2015 y 2016), con frecuencia mensual, la formación de la cobertura vegetal y la emergencia o número máximo de individuos observados, la implantación o número final y porcentaje de supervivencia de las plantas (*sensu* cociente entre la implantación y emergencia a lo largo del trabajo, Gonzáles et al. 2007). Además se evaluó cada una de las plantas establecidas de manera individual, teniéndose en cuenta el estado de la planta en función del porcentaje de hojas verdes (Gonzáles et al. 2007) (Tabla 2). Aunque las mediciones fueron mensuales, en el presente estudio se muestran los datos obtenidos al final de la investigación, es decir, al año de su plantación.

| Estado de plantas                                          | % de hojas verdes |
|------------------------------------------------------------|-------------------|
| Óptimo hojas color verde y bien desarrolladas              | 50-100            |
| Senescencia hojas marchitas                                | 1-49              |
| Muerta o seca hojas con clorosis, enterrada o desaparecida | 0                 |

**Tabla 2.** Criterios de evaluación del estado de las plantas.

### Análisis estadístico

Para cada una de las variables cuantitativas y cualitativas se desarrolló un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución de Poisson incluyendo la interacción entre las especies vegetales y el grado de sobrevivencia ( $n = 210$ ), este modelo se apoya en las variables de conteo o recuento (número de sucesos o eventos que ocurren en una misma unidad de observación) en un intervalo espacial o temporal definido (Cameron et al. 1990). Para este análisis se utilizó el software R paquete estadístico Version 3.1.1. (Venables et al. 2014).

## RESULTADOS

### Selección de especies

A partir de la matriz de criterios de valoración se seleccionaron y utilizaron seis plantas para la restauración en cada una de las parcelas, a las cuales se les asignó un código numérico: las especies arbustivas *Cestrum nocturnum* L. (16), *Hamelia patens* Jacq. (12) y *Lasianthaea fruticosa* (L.) K.M. Becker (6), y las especies herbáceas *Dahlia imperialis* Roezl ex Ortgies (3), *Heliconia tortuosa* Griggs (13) y *Tradescantia zanonía* (L.) Sw. (9), todas con potencial de uso alto, ya que cumplen con todos los criterios y condiciones ideales, tales como ser plantas nativas, interactivas y adaptadas para que desarrollen comunidades sucesorias uniformes con el ecosistema y sus alrededores.

### Seguimiento

En la zona alta, el porcentaje de sobrevivencia fue de un 74,47% (Tabla 3). La sobrevivencia por especie fue de un 100% para *D. imperialis*, 92,8% para *T. zanonía*, 78,5% para *H. patens* y 71,4%, para *H. tortuosa* y *C. nocturnum*; mientras que *L. fruticosa* alcanza apenas 64,2%. Las especies más afectadas en la parcela de mezcla fueron *C. nocturnum*, *L. fruticosa* y *H. patens* con 0% de sobrevivencia.

| Parcelas monoespecíficas                      | Emergencia<br>(nº individuos) | Implantación<br>(nº individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
|-----------------------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|----------------------|
| <i>Heliconia tortuosa</i> Griggs              | 14                            | 10                              | 71,4                 |
| <i>Cestrum nocturnum</i> L.                   | 14                            | 10                              | 71,4                 |
| <i>Dahlia imperialis</i> Roezl ex Ortgies     | 14                            | 14                              | 100                  |
| <i>Lasianthaea fruticosa</i> (L.) K.M. Becker | 14                            | 9                               | 64,2                 |
| <i>Tradescantia zanonía</i> (L.) Sw.          | 14                            | 13                              | 92,8                 |
| <i>Hamelia patens</i> Jacq.                   | 14                            | 11                              | 78,5                 |
| Parcela mezcla                                | Emergencia<br>(nº individuos) | Implantación<br>(nº individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
| <i>D. imperialis</i> ,                        | 3                             | 3                               | 50                   |
| <i>C. nocturnum</i> ,                         | 2                             | 0                               |                      |
| <i>T. zanonía</i> ,                           | 2                             | 2                               |                      |
| <i>H. tortuosa</i> ,                          | 2                             | 2                               |                      |
| <i>L. fruticosa</i> ,                         | 3                             | 0                               |                      |
| <i>H. patens</i>                              | 2                             | 0                               |                      |
|                                               | <b>98</b>                     | <b>74</b>                       | <b>74,47</b>         |

**Tabla 3.** Sobrevivencia de las especies vegetales plantadas en la parte alta.

Los porcentajes de sobrevivencia obtenidos para la parte media (Tabla 4) fueron de 71,38%. Por especies, la sobrevivencia más alta corresponde a *H. tortuosa* con 92,8 %, seguida por *T. zanonía* con 85,7%, *D. imperialis* con 71,4%, *C. nocturnum* con 64,2% *L. fruticosa* y *H. patens* con 57,1%. En la mezcla de las seis especies las más afectadas fueron *C. nocturnum* y *L. fruticosa* con 0%.

| Parcelas monoespecíficas                      | Emergencia<br>(n° individuos) | Implantación<br>(n° individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
|-----------------------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|----------------------|
| <i>Heliconia tortuosa</i> Griggs              | 14                            | 13                              | 92,8                 |
| <i>Cestrum nocturnum</i> L.                   | 14                            | 9                               | 64,2                 |
| <i>Dahlia imperialis</i> Roezl ex Ortgies     | 14                            | 10                              | 71,4                 |
| <i>Lasianthaea fruticosa</i> (L.) K.M. Becker | 14                            | 8                               | 57,1                 |
| <i>Tradescantia zanonía</i> (L.) Sw.          | 14                            | 12                              | 85,7                 |
| <i>Hamelia patens</i> Jacq.                   | 14                            | 8                               | 57,1                 |
| Parcela mezcla                                | Emergencia<br>(n° individuos) | Implantación<br>(n° individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
| <i>D. imperialis</i> ,                        | 5                             | 3                               | 71,4                 |
| <i>C. nocturnum</i> ,                         | 1                             | 0                               |                      |
| <i>T. zanonía</i> ,                           | 2                             | 2                               |                      |
| <i>H. tortuosa</i> ,                          | 4                             | 4                               |                      |
| <i>L. fruticosa</i> ,                         | 1                             | 0                               |                      |
| <i>H. patens</i>                              | 1                             | 1                               |                      |
|                                               | <b>98</b>                     | <b>70</b>                       | <b>71,38</b>         |

**Tabla 4.** Sobrevivencia de las especies vegetales plantadas en la parte media.

La sobrevivencia en la zona baja fue de 55,05% (Tabla 5). A nivel de sobrevivencia de especies *T. zanonía* alcanza 85,7%, *H. tortuosa* y *D. imperialis* un 71,4%, *C. nocturnum* un 35,7%, *L. fruticosa* un 28,5% y *H. patens* un 14,2%. De las seis especies mezcladas la más afectada fue *T. zanonía* con un 0%.

| Parcelas monoespecíficas                      | Emergencia<br>(n° individuos) | Implantación<br>(n° individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
|-----------------------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|----------------------|
| <i>Heliconia tortuosa</i> Griggs              | 14                            | 10                              | 71,4                 |
| <i>Cestrum nocturnum</i> L.                   | 14                            | 5                               | 35,7                 |
| <i>Dahlia imperialis</i> Roezl ex Ortgies     | 14                            | 10                              | 71,4                 |
| <i>Lasianthaea fruticosa</i> (L.) K.M. Becker | 14                            | 4                               | 28,5                 |
| <i>Tradescantia zanonía</i> (L.) Sw.          | 14                            | 12                              | 85,7                 |
| <i>Hamelia patens</i> Jacq.                   | 14                            | 2                               | 14,2                 |
| Parcela mezcla                                | Emergencia<br>(n° individuos) | Implantación<br>(n° individuos) | Sobrevivencia<br>(%) |
| <i>D. imperialis</i> ,                        | 2                             | 2                               | 78,5                 |
| <i>C. nocturnum</i> ,                         | 1                             | 1                               |                      |
| <i>T. zanonía</i> ,                           | 1                             | 0                               |                      |
| <i>H. tortuosa</i> ,                          | 4                             | 4                               |                      |
| <i>L. fruticosa</i> ,                         | 2                             | 1                               |                      |
| <i>H. patens</i>                              | 4                             | 3                               |                      |
|                                               | <b>98</b>                     | <b>54</b>                       | <b>55,05</b>         |

**Tabla 5.** Sobrevivencia de las especies vegetales plantadas en la parte baja.

El análisis del modelo lineal generalizado (GML) con distribución de Poisson, evidenció diferencias significativas en la sobrevivencia de las plantas en las diferentes parcelas (AIC = 3054,9; gl = 208 y  $p = 0,003$ ) y para la mayoría de las especies e interacciones con respecto al intercepto *Cestrum nocturnum* (AIC = 3054,9; gl = 208 y  $p < 2e-16$ ). De las especies utilizadas, las que mostraron diferencia significativa (AIC = 3054,9; gl = 208;  $p < 0,05$ ) fueron *T. zanonía*, *D. imperialis*, *H. tortuosa* y *H. patens*, mientras que *L. fruticosa* mostró diferencia no significativa (AIC = 3054,9; gl = 208;  $p > 0,05$ ).

## DISCUSIÓN

En la última década cada vez son más frecuentes los estudios sobre restauración ecológica en Costa Rica, aunque todavía de manera incipiente. El presente estudio es vanguardista porque, al contrario de lo que usualmente se aplica en los modelos de restauración utilizados en nuestro país, no emplea especies arbóreas, sino que está basado en especies herbáceas y arbustivas, ya que éstas son muy resistentes, crecen en terrenos degradados y se establecen más rápido que los árboles, y además presen-

tan un follaje denso a corto plazo que mejora las propiedades del suelo, contribuyendo a la sucesión de las especies arbóreas.

A pesar de no emplearse especies arbóreas, se obtuvo un éxito global de 74,47% de supervivencia en la parte alta, lo cual es considerado muy exitoso para las condiciones edafo-climáticas del lugar, siendo la especie *D. imperialis* la que logró un 100% para esta zona. En lo que se refiere a la mezcla que estaba compuesta de seis especies, el cual que se aplicó a cada parte, se obtuvo un 50%, donde sobrevivieron tres especies, correspondientes a las herbáceas.

Para la zona media se obtuvo un 71,38% de supervivencia, que es considerado aceptable de acuerdo con las condiciones del sitio, debido a que se encuentra asentado sobre un relleno de escombros de construcción y basura provenientes del desarrollo urbano aledaño, siendo la especie *H. tortuosa* la de mayor supervivencia. Para la mezcla se obtuvo un 71,4% con predominio de las herbáceas.

Finalmente, para la zona baja se obtuvo un 55,05% de supervivencia, considerado aceptable dado las condiciones del sitio, el cual corresponde a terrenos rocosos superficiales, pertenecientes a la formación de lavas de intracañón tipo andesitas (*sensu* Williams 1958, Kussmaul 1988), con presencia de zacate gigante *Pennisetum purpureum* Schumacher que forman poblaciones densas. La especie de mayor supervivencia nuevamente fue *H. tortuosa* con 71,4%, y para la mezcla se obtuvo un 78,5% de supervivencia con predominio de las herbáceas.

Es interesante recalcar que en la parte alta la mezcla alcanzó el rango más bajo de supervivencia y, sin embargo, se alcanzó el mayor valor de supervivencia en el total de parcelas, y lo contrario en la parte baja; en la parte media se mantuvo muy equitativo el porcentaje de supervivencia.

Teniendo en cuenta lo arriba expuesto, se observa que en todos los casos se obtuvieron valores mayores al 70%, lo que en general demuestra la adaptabilidad de las especies a las condiciones del entorno, y evidencia que las especies han superado el estrés de la plantación según González et al. (2007).

Se recomienda que en futuros proyectos de restauración ecológica a nivel de los trópicos se emplee primordialmente especies herbáceas, ya que en la práctica se evidencia su eficiencia en el control de la erosión de laderas, sitios inestables y perturbados, además de ser especies pioneras altamente adaptables a las condiciones del medio, incrementando la infiltración pluvial y disminuyendo la escorrentía superficial, cubriendo rápidamente la superficie y mejorando la fertilidad del suelo (*sensu* Porras 2000).

Es importante tener en cuenta los criterios de selección de las plantas herbáceas a usar, como la rusticidad y la tolerancia a ambiente críticos, pero sobre todo observar las plantas comunes a los lugares a restaurar.

## AGRADECIMIENTOS

En especial a los tres revisores anónimos que gracias a sus observaciones permitieron mejorar notablemente el texto final. A la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Estatal a Distancia por el patrocinio del proyecto Vulnerabilidad Biofísica del río Torres y posterior participación en el 1er Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje. Mi especial reconocimiento a César Laurito Mora por la revisión del texto.

## REFERENCIAS

Aronson J., Renison D., Rangel J.O., Levy-Tacher S., Ovalle C. y del Pozo A. (2007). Restauración del capital natural. Sin reservas no hay bienes ni servicios. Ecosistemas 16, p15- 24.

Astorga Y. (2008). Recurso Aguas Superficiales y Subterráneas con énfasis en las principales cuencas hidrográficas. Decimotercero Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Litografía e Imprenta Guilá, S.A. San José, Costa Rica. 39 pp.

Bolaños T. y Moscoso A. (2011). Consideraciones y selección de especies vegetales para su implementación en ecoenvolventes arquitectónicos: una herramienta metodológica. Facultad de Ciencias Ambientales Universidad Piloto de Colombia, Bogotá, Colombia. Revista nodo 10:5, p1-20.

Bolaños R., Watson V. y Tosi J. (2005). Mapa ecológico de Costa Rica (Zonas de Vida), según el sistema de clasificación de zonas de vida del mundo de L.R. Holdridge, Escala 1:750 000. Centro Científico Tropical, San José, Costa Rica.

Calvo G. y Mora J. (2007). Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte III.: Calidad de cuerpos receptores de agua, según el Sistema Holandés de Valoración. Tecnología en Marcha 20:4, p59-67.

Cameron A.C. y Trivedi P.K. (1990), Regression-based Tests for overdispersion in the Poisson Model. Journal of Econometrics 46:3, p347-364.

Gonzáles M., Hernández G. y Bustos D. (2007). Establecimiento y crecimiento en sus primeras etapas de diez especies arbustivas nativas, en la microcuenca de Santa Rosa, Jáuregui, Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro Mexico. 108 pp.

Kussmaul S. (1988). Comparación petrológica entre el piso volcánico del Valle Central y la Cordillera Central de Costa Rica. Ciencia y Tecnología 12:1-2, p109-116.

Ladrach W. (2010). Manejo Práctico de plantaciones forestales en el trópico y subtrópico. Cartago, Costa Rica, Editorial Tecnológica. 660 pp.

Mataix C. (1999). Técnicas de revegetación de taludes. En: Manual de estabilización y revegetación de taludes. Entorno Gráfico, S.L. España Madrid. 26 pp.

Morales F., Zamora N. y Soto A. (2006). Desarrollo de indicadores ecológicos para el monitoreo y evaluación de la integridad ecológica de los bosques, en la banda media de elevación del Parque Internacional La Amistad (PILA) y zonas de influencia. Informe Técnico elaborado para The Nature Conservancy (TNC), San José, Costa Rica. 55 pp.

OIMT Organización Internacional de las Maderas Tropicales. (2002). Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Serie de políticas forestales N° 13. 88pp

Priego C., Breuste J. y Rojas J. (2010). Espacios naturales en zonas urbanas. Análisis comparado de la ciudad alemana de Halle y las chilenas de San Pedro de la Paz y Talcahuano. Revista Internacional de Sociología 68:1, p199-224.

Porras G. (2000). Uso de la vegetación para la estabilización de taludes. Tesis para obtener el Grado de Licenciado en Ingeniería Civil. Universidad de Costa Rica. Costa Rica. 114 pp.

Sánchez O. (2005). Temas de restauración ecológica. Instituto Nacional de ecología (INE- Semarnat). Mexico, DF. 225pp.

Venables W., Smith D. y el grupo R. Core. (2014). Disponible en: <http://www.r-project.org/index.html>, consultado en marzo del 2015

Williams H. (1952). Volcanic history of the Meseta Central occidental, Costa Rica. University of California Publication in Geological Sciences 29:4, p145-180.

## ANEXO I

Criterios y valores de calificación de los atributos de los arbustos para la restauración ecológica de la microcuenca del río Torres.

| CRITERIO                  | VARIABLE                        | ES CALA | ESPECIES |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|---------------------------|---------------------------------|---------|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
|                           |                                 |         | 1        | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 |
| 1. Densidad del follaje   | Denso 5-15%                     | 3       | 3        |    | 3  | 3  |    | 3  | 3  | 3  |    | 3  | 3  | 3  | 3  |    | 3  | 3  |    | 3  | 3  |    |
|                           | Transparente 30-50%             | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 1  |
|                           | Semitransparente 16-29%         | 2       |          | 2  |    |    | 2  |    |    |    | 2  |    |    |    |    | 2  |    |    | 2  |    |    |    |
| 2. Floración              | Estacional                      | 2       | 2        | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  |    |    |    |    |    | 2  | 2  |    | 2  |    | 2  |    |
|                           | Semiestacional                  | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    | 1  | 1  |    |    |    |    |    |    | 1  |    | 1  |
|                           | Perenne                         | 3       |          |    |    |    |    |    |    |    | 3  |    |    | 3  | 3  |    |    | 3  |    |    |    |    |
| 3. Abundancia             | Muy frecuente                   | 3       |          |    |    |    | 3  | 3  | 3  |    |    | 3  | 3  | 3  |    |    |    | 3  |    | 3  |    |    |
|                           | Frecuente                       | 1       |          | 1  | 1  |    |    |    |    | 1  | 1  |    |    |    | 1  |    | 1  |    | 1  |    |    | 1  |
|                           | Poco Frecuente                  | 0       | 0        |    |    | 0  |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 0  |    |    |    |    | 0  |    |
| 4. Propagación vegetativa | Fácil                           | 3       |          |    |    |    | 3  | 3  |    |    | 3  | 3  | 3  |    | 3  |    | 3  | 3  |    | 3  |    | 3  |
|                           | Moderada                        | 2       | 2        | 2  |    | 2  |    |    |    | 2  |    |    |    | 2  |    |    |    |    | 2  |    |    |    |
|                           | Difícil                         | 1       |          |    | 1  |    |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    |    | 1  |    |
| 5. Altura del arbusto     | 1m-5m                           | 2       | 2        | 2  |    | 2  |    | 2  | 2  |    | 2  |    |    |    |    | 2  | 2  | 2  | 2  |    |    | 2  |
|                           | 6m-8m                           | 1       |          |    | 1  |    | 1  |    |    | 1  |    | 1  | 1  | 1  | 1  |    |    |    |    | 1  |    |    |
|                           | 9m- 12m                         | 2       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    |
| 6. Requerimiento lumínico | Heliófila                       | 3       |          |    |    | 3  | 3  | 3  |    |    |    |    |    | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |    | 3  | 3  | 2  |
|                           | Esciófila parcial               | 2       | 2        |    | 2  |    |    |    | 2  |    | 2  |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    |    |    |
|                           | Esciófila                       | 2       |          | 2  |    |    |    |    |    | 2  |    | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 7. Suelos                 | Poco profundos 0-30 cm          | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
|                           | Profundidad moderada 60-90 cm   | 0       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Muy profundos > 120 cm          | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 8. Clima                  | Adaptabilidad a diversos climas | 3       |          |    |    | 3  | 3  | 3  | 3  |    |    | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |    | 3  |    | 3  |
|                           | Exige climático específico      | 2       | 2        | 2  | 2  |    |    |    |    | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    | 2  |    |
|                           | Resistencia a la sequía         | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 9. Rusticidad             | Sensible                        | 1       | 1        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Medio resistente                | 2       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Rústica                         | 3       |          | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
| 10. Valor agregado        | 1 uso                           | 0       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | 2 usos                          | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | 5 o más uso                     | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
| Suma                      |                                 |         | 20       | 22 | 21 | 24 | 26 | 28 | 25 | 22 | 24 | 26 | 25 | 27 | 26 | 22 | 26 | 29 | 22 | 26 | 22 | 22 |

|           |               |
|-----------|---------------|
| Potencial | Alto (29-27)  |
|           | Medio (26-22) |
|           | Bajo (21-20)  |

## ANEXO II

Criterios y valores de calificación de los atributos de las herbáceas para la restauración ecológica de la microcuenca del río Torres.

| CRITERIO                  | VARIABLE                        | ES CALA | ESPECIES |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|---------------------------|---------------------------------|---------|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
|                           |                                 |         | 1        | 2  | 3  | 4  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 |
| 1. Densidad del follaje   | Denso 5-15%                     | 3       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 3  | 3  |    |    |    |    |
|                           | Transparente 30-50%             | 1       |          |    |    |    | 1  | 1  |    |    |    | 1  | 1  | 1  |    |    |    | 1  | 1  | 1  |
|                           | Semitransparente 16-29%         | 2       | 2        | 2  | 2  | 2  |    |    | 2  | 2  | 2  |    |    |    |    |    | 2  |    |    | 2  |
| 2. Floración              | Estacional                      | 2       |          |    | 2  | 2  | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  |
|                           | Semiestacional                  | 1       | 1        | 1  |    |    |    |    |    | 1  |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 1  |
|                           | Perennne                        | 3       |          |    |    |    |    |    | 3  |    | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |    |    |    |    |    |
| 3. Abundancia             | Muy frecuente                   | 3       |          | 3  | 3  | 3  |    |    |    | 3  | 3  |    |    |    | 3  |    |    |    |    |    |
|                           | Frecuente                       | 1       |          |    |    |    | 1  |    | 1  |    |    | 1  | 1  |    |    | 1  | 1  |    |    | 1  |
|                           | Poco Frecuente                  | 0       | 0        |    |    |    |    | 0  |    |    |    |    |    | 0  |    |    |    | 0  | 0  | 0  |
| 4. Propagación vegetativa | Fácil                           | 3       | 3        | 3  | 3  |    |    |    | 3  | 3  | 3  |    | 3  |    | 3  | 3  | 3  |    |    | 3  |
|                           | Moderada                        | 2       |          |    |    | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  | 2  | 2  |
|                           | Difícil                         | 1       |          |    |    |    |    | 1  |    |    |    | 1  |    | 1  |    |    |    |    |    |    |
| 5. Altura de la planta    | 1m-2m                           | 2       | 2        | 2  |    |    | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  | 2  |    |    | 2  | 2  | 2  | 2  |
|                           | 3m-4m                           | 2       |          |    | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  | 2  |    |    |    |
|                           | 4m- 5m                          | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 6. Requerimiento lumínico | Heliófita                       | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |    | 3  |    | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
|                           | Esciófita parcial               | 2       |          |    |    |    |    |    |    |    |    | 2  |    | 2  |    |    |    |    |    |    |
|                           | Esciófita                       | 2       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 7. Suelos                 | Pocos profundos 0-30cm          | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
|                           | Profundidad moderada 60-90cm    | 0       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Muy profundos > 120cm           | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 8. Clima                  | Adaptabilidad a diversos climas | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
|                           | Exige climático específico      | 2       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Resistencia a la sequía         | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
| 9. Rusticidad             | Sensible                        | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Medio resistente                | 2       |          |    |    |    |    | 2  | 2  | 2  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | Rústica                         | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  |    |    |    | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
| 10. Valor agregado        | 1 uso                           | 0       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | 2 usos                          | 1       |          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |
|                           | 5 o más uso                     | 3       | 3        | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  | 3  |
| Suma                      |                                 |         | 23       | 26 | 27 | 26 | 23 | 20 | 25 | 25 | 28 | 22 | 25 | 21 | 29 | 26 | 25 | 22 | 22 | 22 |

Potencial

Alto (29-27)

Medio (26-22)

Bajo (21-20)





# Sistema web para la gestión de datos biológicos primarios para la Universidad Técnica del Norte

Alexander Guevara-Vega<sup>1\*</sup> y SM Ortega-Andrade<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dirección de Desarrollo Tecnológico e Informático,  
Universidad Técnica del Norte, Ibarra, ECUADOR

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agropecuarias y Ambientales,  
Universidad Técnica del Norte, Ibarra, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [alexguevara@utn.edu.ec](mailto:alexguevara@utn.edu.ec)

### Resumen

El incremento de investigaciones biológicas y de biodiversidad en los centros universitarios constituye una fuente importante de datos que generan conocimiento, sin embargo, no cuentan con estándares para la gestión de datos biológicos primarios. A nivel nacional es perceptible la falta de integración y socialización con otras universidades, redes de ONG's, museos, herbarios u otras instituciones nacionales que faciliten el intercambio de datos y conocimientos. Esto ha generado que las fuentes de información del Ecuador y sus datos no sean difundidas en su totalidad. Por lo tanto, el objetivo de este proyecto es desarrollar un Sistema Web que optimice la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de Investigación Biológica y Ambiental de la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte. El proceso de análisis de los datos biológicos se consolida de manera sistémica, a través de procesos, actividades y herramientas que, al ser agrupadas en fases, permiten obtener un repositorio estandarizado. Para esto se utilizó la metodología de SCRUM, la cual guio de forma ágil el proceso de desarrollo de software del sistema; además, se analizaron estándares y protocolos de divulgación e intercambio de información biológica, API de geolocalización de base de datos, modelos y arquitecturas Web. El sistema fue estandarizado acorde a los requerimientos y procesos de cada área biológica que permitió el fortalecimiento de la publicación y gestión de datos, además su uso generalizado influenciará positivamente para la toma de decisiones en pro de la conservación ambiental.

**Palabras clave:** Biodiversidad; sistemática; taxonomía; colecciones, web.

### Abstract

The increase of research in biology and biodiversity at universities is an important source of data that generates knowledge. However, standards often do not exist for the management of primary biological data. At the national level, we perceive the lack of integration and socialization with other universities, networks of NGOs, museums, herbariums, and other national institutions that facilitate the exchange of data and knowledge. Sources of information and data in Ecuador are not being broadcasted entirely. Therefore, the objective of this project is to develop a Web system that optimizes the management of primary biological data in the Biological and Environmental Engineering Research Laboratories in the Faculty of Agricultural and Environmental Engineering at Universidad Técnica del Norte. The process of biological data analysis is consolidated systematically, through processes, activities, and tools, which upon being grouped into phases, allow us to obtain a standardized repository. For this, a SCRUM methodology was used, which guided the agile process of software system development. In addition, standards and protocols for the dissemination and exchange of biological information, database geo-location API, models, and Web architectures were analyzed. The system was standardized according to the requirements and processes of each biological area, which allowed for the strengthening of publication and data management, and its widespread use to positively influence decision-making in environmental conservation.

**Keywords:** Biodiversity; systematics; taxonomy; collections; web.

## INTRODUCCIÓN

La Universidad Técnica del Norte (UTN), institución acreditada por los máximos organismos de la Educación Superior en el Ecuador, ubicada en la ciudad de Ibarra, capital de la provincia de Imbabura y referente de la educación en la Zona 1, tiene 29 años de autonomía universitaria. La Facultad de Ciencias Agropecuarias y Ambientales (FICAYA) contribuye en la formación de las Ciencias Biológicas y Ambientales a través de la carrera de Recursos Naturales (CIRNR), cuya trayectoria se refleja en los estudios de biodiversidad, conservación de recursos renovables y no renovables, estudios de prospección biológica, colección y caracterización de especies biológicas de distintos grupos taxonómicos, entre ellos animales, plantas, líquenes, hongos y microorganismos del Ecuador y la Antártida. Estos datos son ingresados en documentos informativos, tesis, bases de datos individuales en Excel, entre otros.

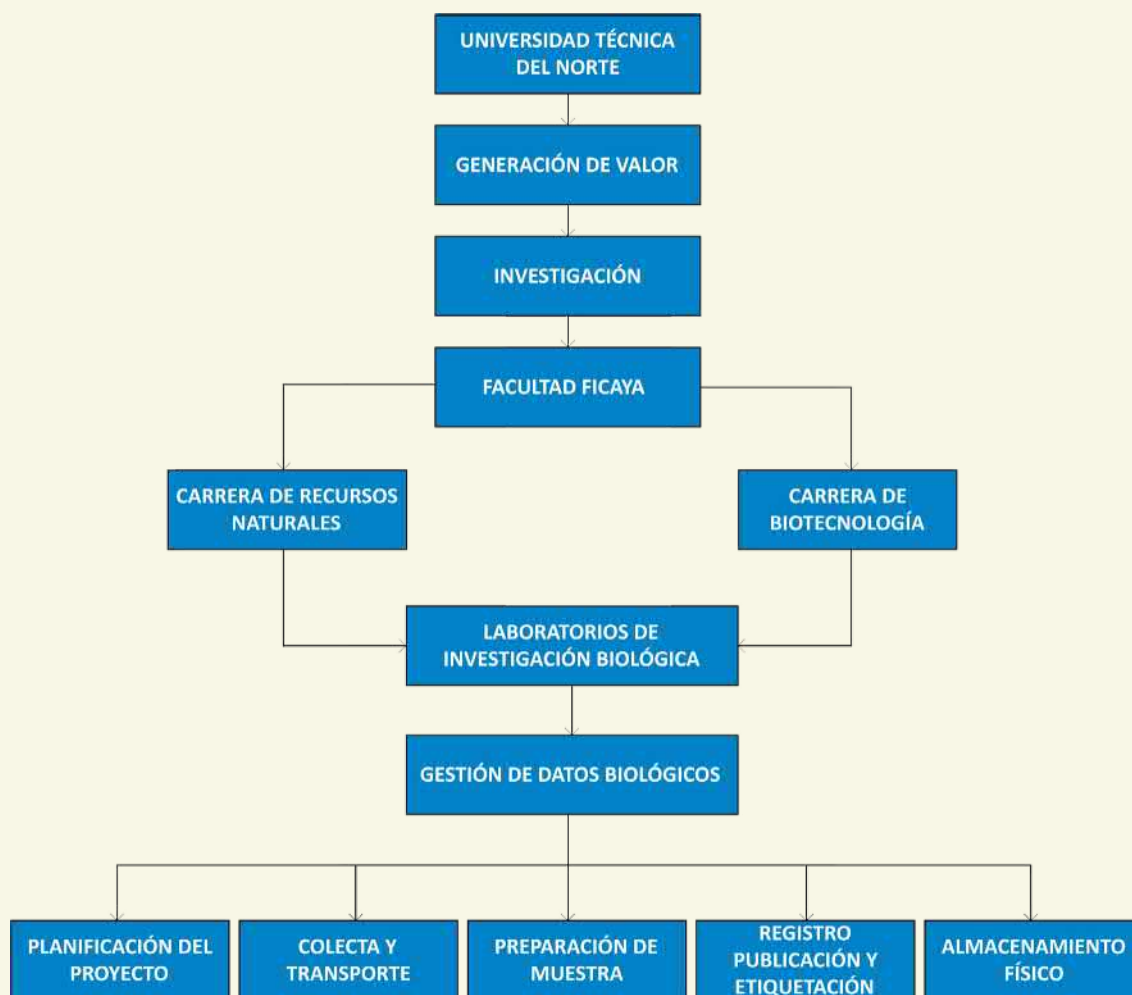
El incremento de los procesos de investigación en los centros universitarios del país referentes a la biodiversidad constituye una fuente importante de datos que generan conocimiento (Schnase 2000). Los laboratorios y programas de investigación biológica y ambiental de la FICAYA tienen la necesidad de publicar información para generar conocimiento y redes de investigación. El avance de la tecnología ha permitido pasar de libros de campo a bases de datos como archivos planos de Excel y Access dentro de museos o institutos. Posteriormente, con la invención de internet se empezaron a usar sistemas de bases de datos en colecciones biológicas (Graham et al. 2004, Heidorn 2011), las cuales son fundamentales para la construcción de un sistema dinámico de información biológica (Krishtalka y Humphrey 2000, Suarez y Tsutsuit 2004).

La falta de procesos bien definidos con normas y estándares no permite el registro y publicación de datos biológicos adecuadamente. A futuro se prevé un aumento de estos datos, lo cual dificultará aún más este proceso que se centraliza a un bajo número de digitadores, investigadores y estudiantes. El problema identificado trae como consecuencia cuellos de botella en el proceso de registro de especies al utilizar un solo documento para el registro, acumulación de trabajo, pérdida de información, inseguridad, inconsistencia, duplicidad e integridad de la información y con ello limitaciones técnicas en las consultas simultáneas de la información; por ello, es necesario desarrollar un Sistema Web que optimice la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte. Bajo el contexto de una creciente ola tecnológica y la divulgación de información científica, la gestión de datos biológicos primarios permitirá administrar, analizar, almacenar y publicar datos taxonómicos parametrizados con estándares y normas de publicación e intercambio de información biológica, minimizando las barreras de adopción y maximizando la reutilización (Sanz-Valero et al. 2007).

## METODOLOGÍA

Para la investigación se toma como línea base datos biológicos basados en su contenido, construyendo un repositorio de datos estructurales primarios sometidos por la comunidad científica.

La exploración preliminar permitió generar un mapa de procesos (Figura 1) definidos para el modelo de esquema, el cual permite disponer de una estructura basada en actividades a detalle con un macroproceso de gestión y cinco subprocesos de todo el ciclo de vida del proceso de gestión de datos biológicos en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la FICAYA de la UTN.



**Figura 1.** Organigrama del proceso de la gestión de datos biológicos.

El Sistema tuvo como base la implementación de SCRUM como metodología ágil para todo el ciclo del desarrollo de software (Schwaber 2004, Kniberg y Skarin 2010). El esquema permitió mejorar la planificación del proyecto al utilizar instrumentos ágiles y concretos, y se evidenció un trabajo más colaborativo, ordenado y rápido en la entrega de productos funcionales.

La arquitectura del Sistema Web detalla los componentes principales de un sistema Web, el cual se describen a continuación:

*Navegador Web.* – Es el que permite al cliente visualizar información.

*Servidor Web.* – El servidor web es encargado de la parte visible entre el servidor de aplicación. La comunicación se realiza mediante los protocolos HTTP y SSL (seguro).

*Servidor de aplicaciones.* – Ofrece un entorno integrado para la implementación y ejecución de aplicaciones personalizadas en el servidor. Estas aplicaciones responden a solicitudes que llegan a través de la red desde equipos cliente o desde otras aplicaciones (Rodríguez y Ronda 2006).

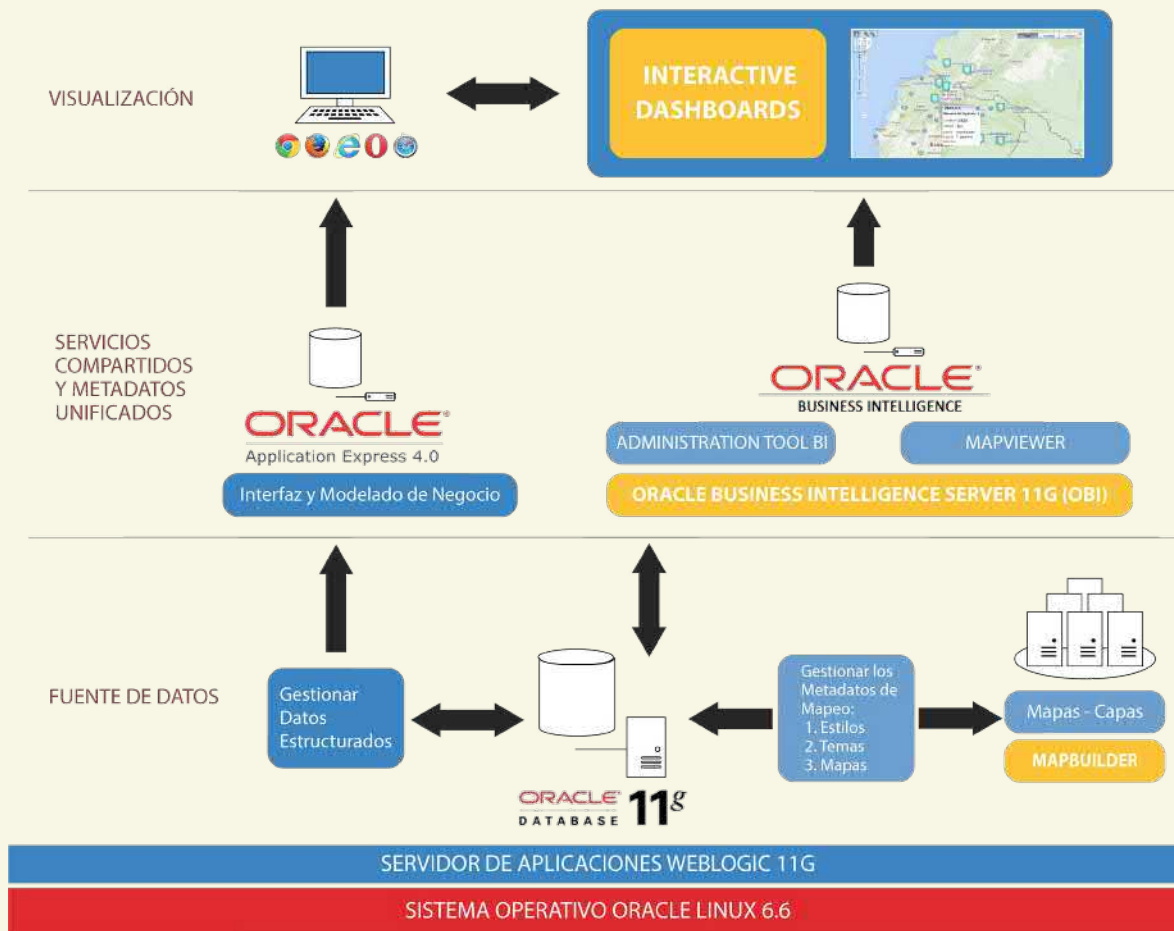
*Base de datos.* – Es de vital importancia la utilización de las bases de datos para la creación de sistemas web, ya que permiten almacenar la información del negocio.

Para el desarrollo del Sistema Web, se realizó un conversatorio previo con los técnicos involucrados de la Dirección de Desarrollo Tecnológico e Informático de la UTN, donde se concluyó aprovechar los recursos existentes y la infraestructura actual que mantiene en la UTN como base tecnológica (Figura 2).

Para la validación del Sistema Web se elaboró una encuesta (Anexo 1) y se analizó mediante un modelo estadístico Chi Cuadrado basado en la siguiente hipótesis de Investigación: Si se desarrolla un Sistema Web, ¿se optimizará la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte?

*Hipótesis Nula (H<sub>0</sub>):* El Sistema Web y la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte son independientes.

*Hipótesis Alternativa (H<sub>A</sub>):* El Sistema Web y la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Técnica del Norte son dependientes.



**Figura 2.** Arquitectura Tecnológica del Sistema Web para la gestión de datos biológicos.

Para valorar los resultados se tomó en cuenta: la optimización del tiempo de respuesta en los reportes de datos de los especímenes identificados científicamente, la publicación, divulgación científica y reportes de etiquetación en línea. Para ello se trabajó con 10 personas: el Decano, el Coordinador de Carrera, 2 Miembros de la Comisión Académica, 4 Coordinadores de cada Centro y 2 Digitadores de los laboratorios biológicos, que fueron considerados como la muestra de la población universo.

La estructura de la encuesta para la recolección de datos se definió en cinco respuestas considerando que:

Valoración de resultados entre 1 y 5 para cada pregunta.

Nunca

1. Casi Nunca (en escasas ocasiones)
2. A veces (en ocasiones puntuales)

3. Casi Siempre (en la mayoría de las ocasiones)
4. Siempre

La encuesta tuvo 20 preguntas cerradas, las cuales permitieron conocer el criterio de los encuestados en base a la propuesta, generando una idea central y de aporte al Sistema Web desarrollado.

## RESULTADOS

Como resultado de esta arquitectura Web, se obtiene una solución tecnológica robusta e integrada para la gestión de datos biológicos (Figura 3), reduciendo notablemente la centralización de la información, permitiendo el registro y publicación de los datos en tiempo real y de acceso abierto beneficiando a la sociedad en general.

**Figura 3.** Módulo de Gestión biológica del Sistema Web para la gestión de datos biológicos.

Entre las funciones del sistema están: 1) la divulgación de la información biológica para dar a conocer la importancia que tiene el conocimiento de la diversidad de la flora nacional y sus valores científicos y económicos para la comunidad científica, investigadores, docentes y estudiantes; 2) la correcta realización de colecta y depósito del material biológico recolectado para la identificación y generación de sus respectivas etiquetas digitales; y 3) el almacenamiento y consulta de la información biológica disponible en Internet o documentos de bibliografías científicas.

El sistema de datos biológicos propuesto se acopla a procesos de caracterización y colección de especímenes en Ecuador, lo cual constituye el fin principal de este proyecto, además de evitar ser dependientes de sistemas WEB internacionales, cuyos derechos de autor no se pierden, pero se limita la posibilidad de gestionar nuestros propios datos. La integración del sistema mejora la productividad de la gestión de los

datos biológicos, centraliza la información, evita la duplicidad de ésta y permite el uso potencial de los datos, que actualmente constituye una herramienta para generar nuevo conocimiento.

El sistema, al ser una solución integrada entre sus módulos y procesos, permite tener una plataforma tecnológica robusta y sobre todo diseñada a medida, a diferencia de otras aplicaciones de software que se encuentran disponibles en el medio como: BIOTA 2, SPECIFY, BIOTICA, BIOLINK, HERBAR, BRAHMS entre los más populares; todas ellas se han desarrollado como un modelo genérico, disponen de características generales para el manejo de datos biológicos, pero al aplicar cualquiera de ellas en el ambiente de la UTN, hace que los procesos se ajusten a las herramientas, generando un problema de integración y funcionalidad, al ser las herramientas un medio y no un fin. En cambio, el sistema de datos biológicos propuesto es desarrollado a medida de las necesidades, lo que hace que se ajuste a los requerimientos, logrando disponer de una solución escalable, robusta, integrada y sobre todo a medida de cualquier modelo de institución (Pérez 2006).

En lo que respecta a la encuesta realizada, el valor de Chi Observado se encuentra en la zona de rechazo para la aceptación de la  $H_0$ , para esta operación se tomó en cuenta el valor observado y el valor crítico donde se comparó los datos y se aplicó la regla de decisión que identifica el cumplimiento de la hipótesis planteada, donde el valor obtenido del cálculo matemático es de **184,3694** siendo mayor que **26,296** valor crítico de la tabla de distribución; en este caso se acepta la hipótesis alternativa ( $H_A$ ). De esta manera, mediante la prueba estadística de Chi Cuadrado se concluye que la optimización de la gestión de datos biológicos primarios en los laboratorios de investigación biológica y ambiental de la FICAYA-UTN depende del desarrollo de un Sistema Web.

Según la encuesta realizada sobre las variables de investigación, el desarrollo de un Sistema Web es importante e idóneo para su aplicación en la FICAYA-UTN. La aceptación y el uso del sistema Web dentro del ambiente de desarrollo fueron de gran ayuda ya que está implementado en función de los indicadores institucionales para la acreditación de Carrera, y sirvió de motivación y guía para aplicar a futuros módulos de datos e indicadores.

## CONCLUSIONES

El Sistema Web tuvo como base la implementación de SCRUM como metodología ágil para todo el ciclo del desarrollo de software. El esquema permitió mejorar la planificación del proyecto al utilizar instrumentos ágiles y concretos.

Este Sistema se presenta como una alternativa para la gestión y divulgación de datos biológicos, cuya base tecnológica constituye la plataforma disponible en la UTN, que permite:

- Realizar tareas y procedimientos necesarios para gestionar un centro biológico.
- Realizar estudios de biodiversidad integrando fuentes externas y analizando los datos de las colecciones.
- Personalizar el sistema dependiendo de las necesidades del usuario, además de adaptarse a más centros con sus requerimientos particulares.

El Sistema es un modelo transaccional, el cual tiene las siguientes ventajas y utilidades.

- Permite el control de los usuarios del sistema y de las operaciones que realiza cada uno.
- Incorpora todos los mecanismos necesarios para almacenar los datos de los especímenes.
- Genera etiquetas digitales con códigos de barra lineales.
- Presenta un módulo de búsqueda de información para que todos los datos estén accesibles al usuario.
- Permite disponer de claves taxonómicas digitales para el tratamiento taxonómico y filtrado de los datos.
- Incorpora mecanismos necesarios para la promoción y difusión del catálogo de servicios que brinda.
- Incorpora la función para exportar datos en varios formatos (DWC, XML, CSV, HTML).

La implementación del Sistema se constituye como una base de datos biológica que permite reconocer especies de zonas geográficas distintas que pueden ser usadas para la rehabilitación, reforestación o restauración del paisaje, además es una herramienta clave para la divulgación y retroalimentación de datos considerados como personales.

## RECOMENDACIONES

Considerando el uso potencial de dispositivos móviles para la toma de datos en el campo sería necesario trabajar en la generación de herramientas que permitan el trabajo con colecciones biológicas paralelas, permitiendo la movilización del conocimiento y generando un registro de datos virtuales independiente de las colectas para ser conservados en los centros de investigación biológica y ambiental.

En futuros trabajos sería importante agregar herramientas de aplicación en data science generando valor de los datos de las especies biológicas existentes en un área concreta, mediante la extracción del conocimiento a partir del proceso de gestión de datos biológicos.

Para enriquecer y robustecer el Sistema Web para la gestión de datos biológicos primarios se debería pensar en incorporar tecnología para mejorar la toma de datos, a través de escáner digitales, cámaras de alta resolución, microscopios electrónicos,

impresoras en 3D y tomografías computarizadas; con lo que se obtendrían datos de calidad.

Para la gestión de los datos biológicos, es necesario divulgar las bondades del Sistema a las entidades gubernamentales tomadoras de decisiones para que pueda ser utilizado a nivel nacional como un sistema único e integrado.

## AGRADECIMIENTOS

Un especial agradecimiento al señor Rector de la UTN Dr. Miguel Naranjo Toro y señor Decano de la FICAYA Dr. Bolívar Batallas quienes con liderazgo y confianza permitieron desarrollar el proyecto, al staff de desarrollo de software Srta. Erika Sandoval y Sr. Edgar Quiña quienes con mucha responsabilidad asumieron el reto, a los docentes investigadores Ing. Walter Palacios curador del herbario UTN, Msc. Mario Pazmiño Entomólogo, Ing. Elizabeth Velarde responsable del proyecto VLIRUOS y una mención especial a la Bióloga Msc. Sania Ortega quien con mucha sabiduría y sobre todo confianza creyó en este proyecto y junto al staff de desarrollo permitieron implementar el Sistema Web para la gestión de datos biológicos primarios para la UTN.

## REFERENCIAS

Graham C., Ferrier S., Huettmann F., Moritz C. y Peterson A. (2004). New development in museum - based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19, p497-503.

Heidorn P.B. (2011). Biodiversity informatics. *Bulletin of the American Society for Information Science and Technology* 37:6, p38-44.

Kniberg H. y Skarin M. (2010). Kanban and Scrum-making the most of both. Lulu. com.

Krishtalka L. y Humphrey P.S. (2000). Can natural history museums capture the future? *BioScience* 50:7, p611-617.

Pérez R.P. (2006). Sistema multiagente para la gestión inteligente de colecciones complejas. Tesis Doctoral.

Rodríguez Perojo K. y Ronda León R. (2006). El web como sistema de información. *Acimed* 14:1.

Sanz-Valero J., D'Agostino M.J., Castiel L.D. y Veiga de Cabo J. (2007). La iniciativa Open Access, una visión de conjunto. *Medicina y Seguridad del Trabajo*, 53:207, p05-09.

Schnase J.L. (2000). Research Directions in Biodiversity Informatics. En El Abbadi et al. (eds.), *International Conference on Very Large Databases VLDB*, p. 697-700. Morgan Kaufmann.

Schwaber K. (2004). Agile project management with Scrum. Microsoft press.

Suárez A.V. y Tsutsui N.D. (2004). The value of museum collections for research and society. BioScience 54:1, p66-74.

## ANEXO I

Encuesta relacionada con la medición de los indicadores para el sistema web

### *Instructivo para llenar la encuesta*

Lea las preguntas atentamente, revise todas las opciones y elija la respuesta que prefiera señalando mediante una cruz (X), existe una valoración definida por 1, 2, 3, 4, 5 cuyo significado se detalla a continuación:

1. Nunca
2. Casi Nunca (en escasas ocasiones)
3. A veces (en ocasiones puntuales)
4. Casi Siempre (en casi todas las ocasiones)
5. Siempre

Para llenar la encuesta utilice un esferográfico. – Piense antes de contestar y procure no equivocarse porque no puede borrar ni tachar. – La encuesta será asistida por lo que si tiene alguna pregunta decirlo en ese momento.

### *Cuestionario*

1. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto aporta favorablemente al proceso de gestión de datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

2. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto se adapta a las necesidades de optimizar y facilitar la gestión de datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

3. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto reduce el tiempo de elaboración del registro de datos de los especímenes de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

4. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto reduce el tiempo de elaboración de mapas de distribución biológica dentro de la gestión de georreferenciación de los especímenes de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

5. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto permite enriquecer a las especies biológicas con objetos multimedia como complemento del nivel de madurez tecnológica en los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

6. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto reduce el tiempo del reporte, para actualizar los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

7. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto se mejore la calidad y disponibilidad de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

8. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto se mejore la gestión de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

9. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto se logre obtener información integral y unificada con respecto a los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

10. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto se optimice el análisis de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

11. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto cumple con todas las funcionalidades de un proceso de gestión de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

12. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto se mantenga la información organizada, actualizada y oportuna para realizar informes o reportes?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

13. ¿Cree usted que aplicando el Sistema Web propuesto ayude a los altos mandos en la toma de decisiones respecto al proceso de gestión de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

14. ¿Estaría dispuesto a trabajar con el Sistema Web propuesto para optimizar la gestión de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

15. ¿Cree usted que el modelo propuesto es simple para ser entendido por los lectores y usuarios finales?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

16. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto puede ser reutilizable para otros proyectos?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

17. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto es fácil de utilizar?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

18. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto es correcto, en general hace lo que se necesita?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

19. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto es fiable, posee tareas puntuales?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|

20. ¿Cree usted que el Sistema Web propuesto es desarrollado a medida, cubriendo las necesidades del proceso de gestión de los datos biológicos primarios de los laboratorios de Biología de la Universidad Técnica del Norte?

|   |   |   |   |   |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|





# Cultura ambiental y autodesarrollo comunitario para conservación de las microcuencas

Aurita Gonzaga\*

Universidad Nacional de Loja, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [aurita.gonzaga@unl.edu.ec](mailto:aurita.gonzaga@unl.edu.ec)

### Resumen

La formación de la cultura ambiental en la población constituye una alternativa para mitigar impactos contaminantes ambientales en manejo de las microcuencas. El objetivo general de la investigación fue elaborar un proyecto de intervención para contribuir a la formación de la cultura ambiental de los pobladores de las comunidades en las microcuencas de los ríos Zamora Huayco y Jipiro de la hoya de Loja. Se utiliza la metodología del autodesarrollo comunitario del Centro de estudios comunitarios de la Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, que propone procesos de participación activa de los implicados en la determinación y solución del problema, en este caso las comunidades y sus líderes formales e informales. La evaluación de resultados de la investigación indica la toma de conciencia de los habitantes sobre problemas de su entorno, específicamente la problemática del agua y contaminación de las microcuencas investigadas, lo que está amenazando la salud y la propia convivencia del hombre con la naturaleza y entre los propios hombres. Desde la perspectiva del autodesarrollo comunitario se evidencian cambios en pobladores en cuanto a conciencia crítica en el deterioro de las microcuencas y la cultura ambiental para solucionar este deterioro. Se aprecia la disposición a la participación en tareas para solucionar los problemas actuales e impedir nuevos problemas, esta participación se sustenta en procesos de reflexión.

**Palabras clave:** Autodesarrollo comunitario; cultura ambiental; microcuencas.

### Abstract

The formation of an environmental culture in the population is an alternative to mitigate environmental pollution impacts on micro-watershed management. The general objective of the research was to develop an intervention project to contribute to the formation of environmental culture of the inhabitants of the communities in the watersheds of the rivers Zamora Huayco and Jipiro of the basin of Loja. The methodology of community self development is used, which proposes processes of active participation of those involved in identifying and solving the problem, in this case, the communities and their formal and informal leaders. The evaluation of research results indicate awareness of the people about problems in their environment, specifically water issues and pollution of watersheds investigated, in which a process of pollution is taken place, that threatens the health and self-coexistence between man and nature and between men themselves. From the perspective of community self development, changes in people in terms of critical awareness in the deterioration of watersheds and environmental culture to solve this deterioration is evident. It is shown willingness to participate in tasks to solve current problems and prevent new problems; this participation is based on processes of reflection.

**Keywords:** Community self development; environmental culture; watersheds.

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas viene construyéndose un nuevo paradigma científico multidisciplinar que revaloriza los recursos ambientales del planeta como finitos y sujetos a intensos procesos de degradación (Sachs 2008, González y Castañeira 2008, Teixeira y González 2005). Eso implica el reconocimiento de la problemática ambiental en un contexto mayor al de la naturaleza, considerándose que las prácticas humanas deliberadas afectan al medio ambiente, lo cual provoca efectos negativos, tanto desde el punto de vista natural, como social y económico (Boff 2004). Por tanto, es real y urgente la necesidad de volver a examinar algunos conceptos, a fin de asumir un enfoque gnoseológico no reduccionista sobre el medio ambiente, que promueva una educación ambiental comprometida con los nuevos paradigmas del desarrollo humano.

También resulta necesario realizar una reflexión sobre el concepto de cultura ambiental para el desarrollo sostenible, el cual es comprendido como el conjunto de valores materiales y espirituales creados por la humanidad en el proceso de la práctica socio-histórica, para satisfacer las necesidades racionales de la sociedad, a través de un proceso sostenible de transformación de la naturaleza, que caracteriza la etapa históricamente alcanzada en el desarrollo de la sociedad (Roque 2003).

Para el caso concreto de los recursos hídricos, nos encontramos ante una problemática compleja y multidimensional (Teixeira et al. 2008). La ciudad de Loja es abastecida de las microcuencas que tienen altos niveles de contaminación y la población residente en ellas no cuenta con la necesaria cultura ambiental para revertir dicha problemática (Gonzaga 2014).

Los sistemas y servicios urbanos se congestionan cada vez más debido al crecimiento demográfico, comercial e industrial, junto con una mala administración urbana (González 2006). Los recursos naturales, vitales para el desarrollo económico de las ciudades y de futuras generaciones, se pierden o malgastan mediante políticas urbanas inapropiadas. Aumenta constantemente el radio de impacto de las ciudades sobre los recursos que se hallan lejos de sus fronteras. En la Conferencia Río+20, que se realizó entre el 20 y 22 de junio de 2012 en Río de Janeiro, los Jefes de Estado y de Gobierno y representantes de alto nivel, renovaron el compromiso sobre Medio Ambiente y Desarrollo, en pro del desarrollo sostenible para nuestro planeta y generaciones presentes y futuras, reafirmando la importancia del enfoque de manejo integrado para promover prácticas de ordenación de cuencas hidrográficas, para prevenir, controlar y reducir la degradación del medio ambiente (UNCSD 2012).

Por otra parte, la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, reconoce la dependencia de la salud de los océanos y sus costas al manejo apropiado de las cuencas hidrográficas (IOC 2014). De hecho, las Naciones Unidas recomiendan "adoptar el concepto de cuenca hidrográfica, incorporando la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de otros recursos como: suelos, bosques, humedales, montañas, y aplicar principios de manejo integrado del agua a través de todo el sistema de recur-

sos acuáticos para proporcionar una eficiente y equitativa asignación del agua una armonización con los sistemas de administración del agua” (Naciones Unidas 2001).

Una de las alternativas más importantes para mitigar los impactos de los problemas ambientales está en el proceso de educación de la ciudadanía, es por ello que en la presente investigación se plantea como problema la siguiente cuestión: ¿cómo contribuir a la formación de la cultura ambiental de los pobladores de las comunidades para mitigar los impactos ambientales en las microcuencas de los ríos Zamora Huayco y Jipiro de la hoya de Loja?

La solución a dicha problemática radica en el énfasis al proceso de transformación que debe protagonizar el ser humano y su toma de conciencia crítica significadora y emancipadora para enfrentar los problemas que lo afectan, desde su actuación decisoria en la solución de los impactos ambientales puntuales en su esfera de actuación ciudadana.

La experiencia de intervención realizada tuvo por objetivo general formar una cultura ambiental en los pobladores de las comunidades para potenciar el desarrollo de la conciencia crítica de la ciudadanía para mitigar la contaminación ambiental en las microcuencas estudiadas. Sustentado en este propósito, se formuló la siguiente hipótesis: el impacto ambiental causado por la contaminación a los ríos de la hoya y ciudad de Loja se debe a la acción irresponsable de diferentes actividades humanas, y se podría mitigar a través de la formación de la cultura ambiental en los pobladores de las comunidades.

## **METODOLOGÍA**

### **Área de estudio**

La investigación se desarrolló en las microcuencas Malacatos y Zamora (2045-3417 msnm), que forman parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus, situadas en la Hoya de Loja, al Sur del Ecuador. Su temperatura media anual oscila entre 15,3°C y 7,3°C (Ochoa-Cueva et al. 2013), su precipitación media anual es de 1341 mm, distribuyéndose en una estación lluviosa (diciembre a abril) y una más seca (septiembre a octubre).

### **Metodología de la investigación**

La investigación está sustentada desde el enfoque metodológico cualitativo, con el uso de la metodología de investigación-acción-participación (IAP), contextualizada a las condiciones de la metodología del autodesarrollo comunitario (MAC), variante de la IAP, propuesta por el “Centro de Estudios Comunitarios” de la Universidad Marta Abreu de Las Villas, Cuba (Colectivo de Autores 2004a, 2004b). Esta metodología consta de cinco etapas que son las que organizan la lógica del proceso investigativo, las cuales se presentan y describen a continuación.

*Primera etapa: intercambio inicial con el sujeto demandante o necesitado de la acción profesional*

Para ello, se realizaron entrevistas en profundidad a los líderes de las comunidades Zamora Huayco (El Carmen) y Río Malacatos (Dos Puentes).

*Segunda etapa: exploración del escenario y formulación del pre-diagnóstico*

Se aplicaron los métodos de observación participante y aplicación de encuestas (Anexo 1) a la comunidad, mediante la cual se pudo diagnosticar los malestares y contradicciones que presentaron los habitantes de las microcuencas objeto de intervención.

*Tercera etapa: proceso en sí de diagnóstico y búsqueda de soluciones*

Se realizó a través de los espacios de reflexión grupal y del uso de dispositivos grupales, como los grupos de reflexión, discusión y focal, los cuales proporcionaron la posibilidad de que la comunidad participe e identifique las contradicciones que constituyen causas de sus malestares, y formulen alternativas que promuevan el desarrollo.

*Cuarta etapa: capacitación y evaluación*

Se realizaron un total de ocho talleres (Anexo 2) donde se desarrollaron los principales problemas identificados en las etapas anteriores, con el propósito de buscar el impacto transformador en la realidad comunitaria. En cada taller se evaluó los niveles de autodesarrollo logrados para problemáticas comunitarias, así como los cambios de conductas logrados a nivel individual y colectivo y la apropiación crítica y autocrítica, el compromiso alcanzado y la decisión para proteger y cuidar vegetación, agua y suelo, manejar adecuadamente los desechos sólidos y mantener los ríos limpios.

*Quinta etapa: sistematización*

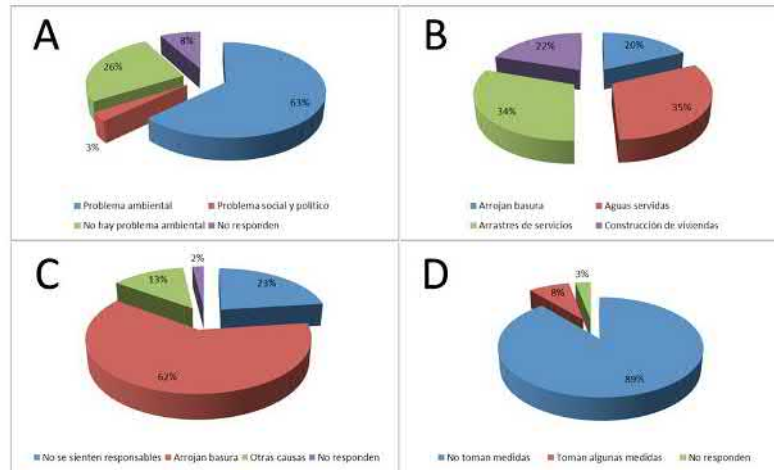
Se sistematizó las experiencias básicamente a través de la revisión de las evaluaciones de los procesos grupales y de la reflexión teórica de los resultados obtenidos.

## **RESULTADOS**

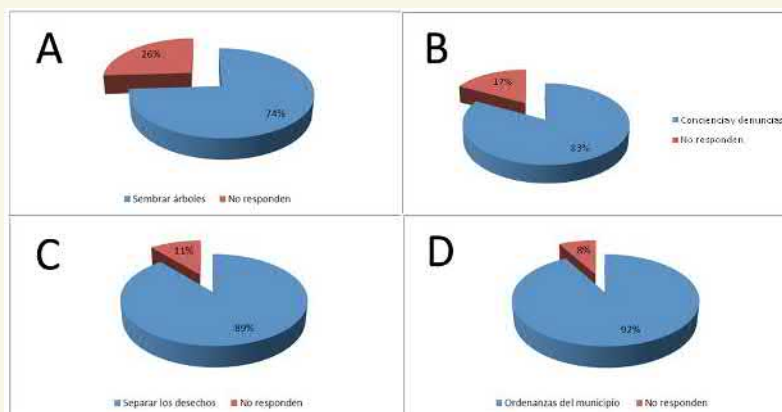
Para el desarrollo de la problemática ambiental del área de estudio, se realizaron encuestas a 217 habitantes de las microcuencas de los ríos Malacatos y Zamora. Teniendo en cuenta las respuestas obtenidas, se observa que los pobladores evaluados tienen conciencia de la problemática ambiental en relación a la contaminación de los ríos, así como la responsabilidad que ellos mismos tienen sobre dicha problemática (Figura 1). En lo que respecta a las posibles soluciones, los habitantes conocen qué medidas de control están en sus manos para enfrentar la problemática (Figura 2), aunque el total de ellos considera que no están preparados para ello.

Considerando las relaciones entre la contaminación de los ríos y la salud humana, el 54% de los encuestados aseguran no tener ningún conocimiento de los daños que dicha contaminación puede tener sobre la salud humana, aunque el 66% considera que los vecinos que viven muy próximos a los ríos sí tienen algún conocimiento, aunque escaso. Ante la pregunta de si están dispuestos a cambiar dicha situación, el 90% de

los encuestados respondieron afirmativamente, y el total opina que las medidas que el Municipio debería tomar para mitigarla son mingas y campañas.



**Figura 1.** Proporciones de respuestas obtenidas a las siguientes preguntas: A) ¿Qué opina usted sobre la contaminación de los ríos? B) ¿Cómo ocurre el proceso de contaminación de los ríos por parte de los pobladores de este sector? C) ¿Qué acciones realizan los pobladores que contribuyen a la contaminación en los parques lineales de la ciudad que están en las áreas cercanas a los ríos? D) ¿Qué medidas han tomado los vecinos de las áreas cercanas a los ríos para mitigar esta problemática?



**Figura 2.** Proporciones de respuestas obtenidas a las siguientes preguntas: A) ¿Qué acciones de los vecinos para evitar la erosión de los suelos? B) ¿Qué acciones de los vecinos para evitar la tala de los árboles? C) ¿Qué acciones de los vecinos para el reciclaje de los desechos biodegradables y no degradables? D) ¿Qué acciones de los vecinos se pueden realizar para evitar la extracción de materiales pétreos?

A través del diagnóstico, se pudieron concretar las siguientes carencias y potencialidades:

Carencias:

- La existencia misma del problema ambiental.
- Las acciones de los pobladores que contribuyen a la contaminación de los ríos.
- No se han tomado medidas por parte de los vecinos de las áreas cercanas a los ríos para mitigar esta problemática.
- No han realizado los vecinos medidas para evitar la erosión de los suelos, la tala de árboles, para el reciclaje de los desechos, para evitar la extracción de materiales pétreos, entre otros.
- Desconocimiento de los vecinos de las áreas cercanas a los ríos sobre los daños que produce para la salud humana los efectos de la contaminación.
- No estar preparados para solucionar el problema.
- Inexistencia de proyectos de la comunidad dirigido a cambiar esta situación.

Potencialidades:

- Su reconocimiento sobre la existencia de contaminación de los ríos.
- Su dominio sobre cómo ocurre el proceso de contaminación de los ríos por parte de los pobladores del sector.
- Su conocimiento sobre algunas medidas de control a implementar por el Municipio para mitigar esta problemática.
- Su reconocimiento de no estar preparados para enfrentar esta problemática.
- Su disposición como líder a prepararse para cambiar esta situación.

A través de los talleres y la posterior evaluación de los mismos, se permitió corroborar desde la metodología cualitativa aplicada un conjunto de logros esenciales alcanzados en la subjetividad de los sujetos comunitarios en transformación: se concienció por parte de los pobladores de las comunidades, sus fortalezas y debilidades para enfrentar el cambio; se construyó colectivamente el proyecto de autodesarrollo, dirigido a la formación en ellos de la cultura ambiental y la consciencia crítica necesaria para transformar el estado de cosas en la situación ambiental presentes en la zona de las microcuencas; se evidenció, a través del análisis del diario de campo, el significativo nivel de asimilación de los conocimientos y habilidades adquiridas en el tránsito de los mismos por el sistema de talleres, constatándose el dominio de conceptos medioambientales esenciales para la comprensión e interpretación de los mismos en su contexto de actuación, la incorporación de dichos contenidos a su vocabulario activo en los análisis de las problemáticas ambientales que enfrentan y la aplicación de los mismos en los análisis de disímiles situaciones analizadas.

## DISCUSIÓN

Del análisis realizado se observa que los habitantes de las microcuencas evaluadas consideran la contaminación de los ríos como una problemática de origen antrópico ante la que no están preparados a afrontar, a pesar de conocer y proponer varias medidas de mitigación.

Estudios realizados en Argentina en las provincias Santiago del Estero, Salta y Jujuy y en varias provincias de Cuba por Rivero (2010) corroboran todos los resultados apuntados anteriormente, y nos llevan a reafirmar la eficacia de la aplicación del proyecto de intervención gestado desde la perspectiva del autodesarrollo, el cual estuvo dirigido a formar una cultura ambiental en los pobladores de las comunidades para potenciar la conciencia crítica de estos en la mitigación de los impactos negativos medioambientales vinculados al mal manejo de la microcuenca.

A lo largo del desarrollo de los talleres, se logró la adquisición de un grupo de habilidades esenciales para el análisis de las problemáticas ambientales, dentro de las que se encuentran: la habilidad de diagnosticar las situaciones puntuales asociadas a la problemáticas que subsisten en las microcuencas estudiadas, la habilidad asociada a analizar el sistema de contradicciones vivenciadas, las cuales se expresan como malestares de vida cotidiana, y la habilidad para encontrar de manera creativa soluciones endógenas a los problemas.

Al mismo tiempo, como resultado de las transformaciones operadas bajo el efecto del proyecto de transformación, se lograron vivenciar valores esenciales, importantes en los cambios de comportamientos y actitudes ante el medio ambiente como la responsabilidad, la solidaridad, el compromiso, la dedicación e implicación en las soluciones, entre otros.

Todos los resultados apuntados anteriormente nos llevan a reafirmar la eficacia de la aplicación del proyecto de intervención gestado desde la perspectiva del autodesarrollo, el cual estuvo dirigido a formar una cultura ambiental en los pobladores de las comunidades para potenciar la conciencia crítica de estos en la mitigación de los impactos negativos medioambientales vinculados al mal manejo de las microcuencas.

## REFERENCIAS

Boff L. (2004). *Saber cuidar: ética de lo humano, complejidad de la vida para la vida*, 11. Ed. Petrópolis-RJ. Editora Vozes. 88 pp.

Colectivo de autores (2004a). *Autodesarrollo Comunitario. Crítica a las mediaciones sociales recurrentes para la emancipación humana*. Editorial Feijoo, Santa Clara.

Colectivo de autores (2004b). *La Educación Ambiental en la formación de docentes*. Editorial Pueblo y Educación, La Habana.

Gonzaga A.G. (2014). Intervención comunitaria para desarrollar estrategias de mitigación de impactos contaminantes ambientales de las microcuencas de los ríos Malacatos y Zamora de la Hoya de Loja. Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales en la Universidad Nacional Piura, Perú.

González A. y Castañeira M.A. (2008). Curso de áreas protegidas de Cuba y conservación del patrimonio natural. Tabloide y apuntes de Universidad Para Todos. CITMA. La Habana: Editorial Academia.

González M. (2006). Gestión ambiental de los impactos del turismo en espacios geográficos sensibles. Quito: Editorial ABYAYALA.

IOC (2014). Intergovernmental Oceanographic Commission. Biennial Report 2012-2013. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Disponible en: [http://ioc-unesco.org/index.php?option=com\\_oe&task=viewDocumentRecord&docID=13386](http://ioc-unesco.org/index.php?option=com_oe&task=viewDocumentRecord&docID=13386) [consultado el 26/11/2016]

Naciones Unidas (2001). Convención sobre el Derecho del Mar, Art.1.4.

Ochoa-Cueva P., Fries A., Montesinos P., Rodríguez-Díaz J.A. y Boll J. (2013). Spatial estimation of soil erosion risk by land-cover change in the Andes of southern Ecuador. Land Degradation & Development. . DOI: 10.1002/ldr.2219

Rivero R. (2010). Intervención Comunitaria, Familiar y de Género. Centro de Estudios Comunitarios Universidad Central "Martha Abreu" de Las Villas. UCLV: Editorial Feijóo.

Roque M.G. (2003). Estrategia educativa para la formación de la cultura ambiental de los profesionales cubanos de nivel superior, orientada al desarrollo sostenible. Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias de La Educación, La Habana.

Sachs I. (2008). Caminhos para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Ed. Garamond. 3a. edición.

Teixeira E.C. y González H.M. (2005). Capacitação ao docente no contexto da Educação Ambiental. En ProFEAP, IV Encontro de Educadores Ambientais de Mato Grosso e I Fórum do Programa de Formação em Educação Ambiental no Pantanal, Cuiabá. Sociedades Sustentáveis ou Desenvolvimento Sustentável: opções e identidades da Educação Ambiental. Cuiabá: Remtea. V. 1.

Teixeira E.C., González H.M. y Urías G. (2008). Estrategia de superación profesional para la formación de la cultura ambiental de los docentes. Campo Verde. MTG. Brasil.

UNCSD, Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible (2012). ¿Qué es Río+20? Disponible en: [http://www.un.org/es/sustainablefuture/pdf/spanish\\_riomas20.pdf](http://www.un.org/es/sustainablefuture/pdf/spanish_riomas20.pdf) [consultado el 26/11/2016]

## ANEXO I

Modelo de encuesta realizada en la segunda fase de la metodología del desarrollo comunitario.

1. ¿Qué opina usted sobre la contaminación de los ríos?
2. ¿Cómo ocurre el proceso de contaminación de los ríos por parte de los pobladores de este sector?
3. ¿Qué acciones realizan los pobladores que contribuyen a la contaminación en los parques lineales de la ciudad que están en las áreas cercanas a los ríos?
4. ¿Qué medidas han tomado los vecinos de las áreas cercanas a los ríos para mitigar esta problemática?
5. ¿Qué medidas de control debe implementar el Municipio para mitigar esta problemática?
6. Explique que han hecho los vecinos para evitar la erosión de los suelos.
7. Explique que han hecho los vecinos para evitar la tala de los árboles.
8. Explique que han hecho los vecinos para el reciclaje de los desechos biodegradables y no degradables.
9. Explique que han hecho los vecinos para evitar la extracción de materiales pétreos.
10. ¿Considera usted estar preparado para enfrentar esta problemática?  
Si..... No.....  
Por qué.....
11. ¿Qué conocimientos poseen los vecinos de las áreas cercanas a los ríos sobre los daños que produce para la salud humana los efectos de la contaminación?
12. ¿Qué conocimientos poseen los vecinos de las áreas cercanas a los ríos sobre los daños que produce para las aguas de los ríos los efectos de la contaminación?
13. ¿Está dispuesto usted como vecino a cambiar esta situación?  
Si..... No.....  
Explique.....
14. Existe algún proyecto en el barrio dirigido a cambiar esta situación.  
Si..... No.....  
Explique.....

## ANEXO II

Talleres realizados en la cuarta fase de la metodología del desarrollo comunitario.

*Taller No. 1: Presentación de la matriz para el diagnóstico participativo y para la búsqueda de soluciones.*

Objetivos:

1. Diagnosticar la información que tienen los habitantes de las microcuencas sobre los problemas ambientales que presenta su entorno y la responsabilidad que tienen ellos en la situación.
2. Reflexionar con los grupos de pobladores de las comunidades sobre las posibles soluciones que ellos proponen para mitigar los impactos ambientales que se han originado en las microcuencas donde habitan.

*Taller No. 2: Los problemas ambientales: concepciones generales*

## Objetivos:

1. Argumentar la importancia del conocimiento por parte de los asistentes de los principales problemas ambientales en el contexto global y local.
2. Interpretar, a partir de un recorrido por el entorno de la microcuenca, los principales problemas ambientales globales que están afectando el entorno local.

*Taller No. 3: Principales conceptos: medio ambiente, desarrollo sostenible, sociedad sostenible*

## Objetivos:

1. Argumentar la importancia del conocimiento, por parte de las personas de los principales conceptos relacionados con la problemática ambiental para lograr una cultura ambiental en los ciudadanos.
2. Interpretar, a partir de una visita a una empresa local, los principales conceptos relacionados con la problemática ambiental para lograr una cultura ambiental en los ciudadanos dentro del contexto en que se desarrollan.

*Taller No. 4: Inventario*

## Objetivo:

Que los asistentes tomen conciencia de cómo los recursos naturales son imprescindibles en la elaboración de una gran cantidad de objetos que empleamos diariamente.

*Taller No. 5: Tonalidades de verde*

## Objetivo:

Aprender a diferenciar a través de una percepción atenta, cuidadosa y detallada los diferentes matices de verde que están presentes en la naturaleza.

*Taller No. 6: Los tres silencios*

## Objetivo:

Aprender a disfrutar del silencio de la naturaleza.

*Taller No. 7: Diario de campo ecológico*

## Objetivo:

Explicar, a partir de una toma de datos sencilla, la percepción de la realidad ambiental del entorno y ubicar, mediante una sistematización de éstos, los problemas identificados en el ambiente local.

*Taller No. 8: Concordar y discordar*

## Objetivo:

Discutir las diferentes posiciones ante la problemática ambiental.





# La ecología de la restauración y su contribución a la recuperación de la funcionalidad y los servicios ecosistémicos

*Sobre la importancia de la ecología de comunidades  
para la restauración: la relación entre biodiversidad,  
funcionamiento y servicios ecosistémicos*

Patrick Venail\*

Instituto F.-A. Forel, Facultad de Ciencias, Universidad  
de Ginebra, SUIZA

\*Autor para correspondencia: [Patrick.Venail@unige.ch](mailto:Patrick.Venail@unige.ch)

**Resumen**

La ecología de comunidades plantea que la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos suelen estar íntimamente relacionados mediante una relación causa-efecto. La pérdida de biodiversidad implica en muchos casos la pérdida de funciones y servicios que no podrán ser recuperados a menos que se recupere también la biodiversidad. La biodiversidad favorece las funciones ecosistémicas mediante un efecto de complementariedad entre organismos o mediante la presencia de especies altamente funcionales o productivas. Las estrategias de restauración de la biodiversidad, funcionalidad y servicios deben tener en cuenta las enormes diferencias subyacentes entre esos dos componentes. Los estudios modernos de restauración deben dar mayor importancia a ciertos conceptos provenientes de la ecología de comunidades y a la recuperación de los servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** Biodiversidad; ecología de la restauración; ecosistemas; funcionamiento; servicios.

**Abstract**

Community ecology states that biodiversity, ecosystem functioning and ecosystem service provisioning of ecological systems are often closely related through a cause-effect relationship. The loss of biodiversity often implies loss of functions and services that cannot be recovered unless biodiversity recovers. Biodiversity supports ecosystem functions through a complementary effect between organisms or by the presence of highly functional or productive species. Restoration strategies of biodiversity, functions and services should take into account the enormous differences that these two components entail. Modern restoration studies should put greater emphasis on some concepts from community ecology and to studying the recovery of ecosystem services.

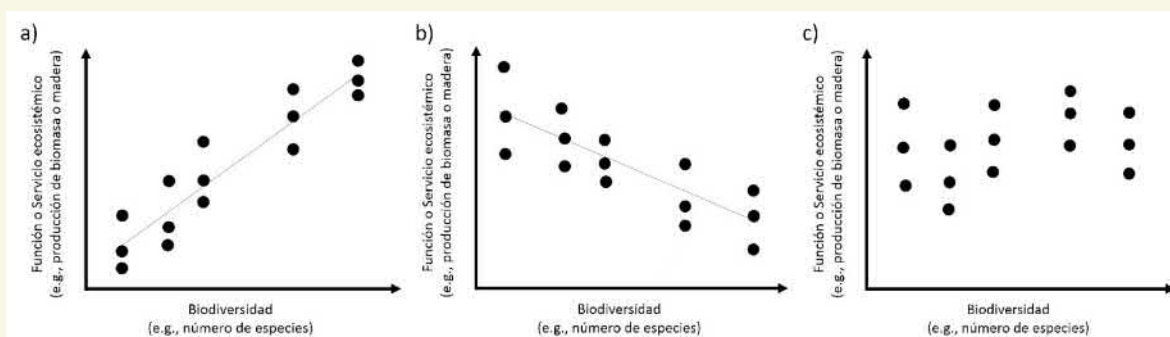
**Keywords:** Biodiversity; restoration ecology; ecosystems; functioning; services.

## INTRODUCCIÓN

Desde un punto de vista ecológico, el ser humano puede ser considerado como un ingeniero de ecosistemas (en inglés *ecosystem engineer*, Jones et al. 1994), pues no sólo modifica su propio hábitat, sino que también altera directa e indirectamente los de otros organismos. Asimismo, las acciones humanas acarrearán consecuencias tanto negativas como positivas para el funcionamiento de los sistemas ecológicos. Nuestro impacto es tan alto que para algunos científicos el periodo de la historia terrestre por el que atravesamos deberíamos llamarlo *Antropoceno*, debido a los efectos a escala global de nuestras actividades sobre la mayoría de los sistemas ecológicos (Zalasiewicz et al. 2008). Dentro de los cambios globales más importantes generados por actividades de origen antrópico se encuentra la crisis climática, que incluye el muy mediatizado calentamiento global, y el desequilibrio en los ciclos biogeoquímicos de elementos como el nitrógeno y el fósforo. Sin duda alguna, el mayor efecto que han tenido las actividades humanas sobre la ecología del planeta ha sido la degradación de su diversidad biológica (Rockstrom et al. 2009).

## BIODIVERSIDAD, FUNCIONAMIENTO Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

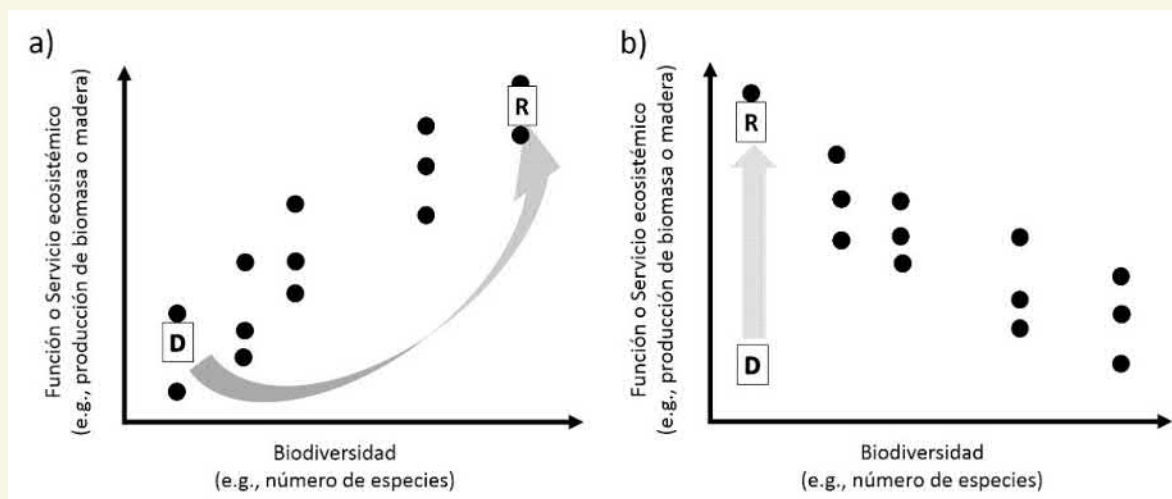
Las consecuencias de la pérdida de biodiversidad para el funcionamiento de los sistemas ecológicos y para el hombre han sido intensamente estudiadas durante los últimos treinta años (Hooper et al. 2005, Cardinale et al. 2012, Venail 2012), mediante la creación de dos áreas de investigación dentro de la ecología de comunidades llamadas *Biodiversidad y Funcionamiento de los Ecosistemas* (BEF por las siglas en inglés de *Biodiversity Ecosystem Functioning*) y *Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos* (BES en inglés por *Biodiversity Ecosystem Services*). La primera de ellas (BEF) se encarga de estudiar la relación entre la diversidad biológica que alberga un sistema ecológico (i.e., las comunidades biológicas que allí habitan) y su funcionamiento en general. La diversidad biológica hace referencia a todo tipo de variabilidad en las formas de vida a nivel genético, morfológico y taxonómico. El funcionamiento, entretanto, se refiere a todos los procesos ecológicos en los que intervienen seres vivos tales como los flujos de materia, energía y la producción de biomasa, entre otros (e.g., De Groot et al. 2010). Así bien, la perspectiva BEF propone una relación causa-efecto, en donde los procesos y las funciones ecológicas están determinados por los niveles de biodiversidad (e.g., el número de especies en una comunidad o la presencia de diferentes grupos de organismos, Figuras 1a y 1b). La segunda área de investigación (BES) estudia la relación entre la diversidad biológica y el aprovisionamiento en bienes y servicios necesarios para el ser humano, tales como el abastecimiento en materias primas (e.g., madera) y servicios como la polinización o el control de especies invasoras. Al igual que para el área BEF, la visión BES propone una relación causa-efecto, en la que las cantidades de bienes y servicios proporcionados por un sistema ecológico y que son aprovechados por el hombre están determinados por los niveles intrínsecos de biodiversidad (Figuras 1a y 1b). Es así como, desde el punto de vista de la ecología de comunidades y más precisamente desde sus dos áreas de investigación BEF y BES, la biodiversidad y el funcionamiento (o aprovisionamiento de servicios) son considerados indisociables al existir una relación esencial causa-efecto entre estas dos variables.



**Figura 1.** Algunos ejemplos de tipos de relaciones entre biodiversidad (expresada, por ejemplo, como número de especies) y funciones (o aprovisionamiento de servicios) de los sistemas ecológicos (producción de biomasa o madera, por ejemplo). En ciertos casos, esta relación plantea a la biodiversidad como directa causal de los niveles de funcionamiento (o servicios) de un sistema ecológico si la relación es positiva (la función aumenta al aumentar la biodiversidad, **panel a**) o negativa (la función decrece al aumentar la biodiversidad, **panel b**). Si la relación es nula significa que la función (o el servicio) ecosistémica no depende de la biodiversidad (**panel c**). Cada punto en los gráficos representa una comunidad ecológica con un nivel de diversidad y función (o servicio) propios.

Este tipo de relaciones hipotéticas entre biodiversidad, funcionamiento y servicios ecosistémicos (Figura 1) están basadas en principios ecológicos básicos como la competencia por los recursos, la exclusión competitiva, la teoría de nichos o la complementariedad, y reposan sobre el precepto que los organismos son ecológicamente diferentes y únicos (Tilman 1999). Dentro del contexto de la ecología de la restauración, considerar la biodiversidad como determinante principal del funcionamiento de los ecosistemas (BEF) y el aprovisionamiento de servicios (BES), implica que no es posible imaginar un proyecto de restauración de un determinado proceso, funcionalidad o servicio sin antes considerar los posibles cambios que se requieran en los niveles de diversidad biológica (Naeem 2006, Wright et al. 2009). Asimismo, tampoco se deberían diseñar y emplear planes de restauración de la biodiversidad sin considerar las consecuencias a nivel del funcionamiento de los sistemas ecológicos (Naeem 2006). Las implicaciones prácticas del tipo de relación entre la biodiversidad y las funciones o servicios para la restauración ecológica son enormes (Naeem 2006, Wright et al. 2009, Aerts y Honnay 2011, Bullock et al. 2011). En caso de una relación BEF o BES positiva, la recuperación de la funcionalidad o un servicio requiere obligatoriamente la recuperación de la biodiversidad. Un ecosistema degradado con poca diversidad y muy por debajo de su nivel de funcionalidad original debe recuperar primero su diversidad para luego mejorar su funcionalidad (Figura 2a). En caso de una relación BEF o BES negativa, la recuperación de la funcionalidad o un servicio implica tener poca biodiversidad. Por lo tanto, en este caso, un ecosistema degradado con poca diversidad y lejos de su estado original no requiere aumentar su diversidad para recuperar niveles superiores de funcionamiento (Figura 2b). En cambio, si lo que se desea es recuperar

la biodiversidad, esto no podrá conllevar a un mejoramiento del funcionamiento del sistema (Figura 2b).



**Figura 2.** Dos ejemplos sobre cómo el tipo de relación entre biodiversidad y funciones (o aprovisionamiento de servicios) determina la estrategia que debe seguirse para restaurar y recuperar los niveles de funcionamiento o aprovisionamiento de servicios de un sistema degradado. En el caso en que esta relación sea positiva (la función aumenta al aumentar la biodiversidad, **panel a**), el sistema degradado de poca diversidad [D] requiere aumentar su diversidad para recuperar sus funciones [R]. En el caso en que esta relación sea negativa (la función disminuye al aumentar la biodiversidad, **panel b**), el sistema degradado de poca diversidad [D] no requiere aumentar su diversidad para recuperar sus funciones [R]. Cada punto en los gráficos representa una comunidad ecológica con un nivel de diversidad y función (o servicio) propios. Se asume que un sistema degradado posee poca diversidad y bajo nivel de funcionamiento y que se desea restaurar el funcionamiento.

Miles de estudios han explorado qué tipo de relación BEF o BES existe en un sinnúmero de sistemas ecológicos (Hooper et al. 2005, Cardinale et al. 2011). Veamos dos ejemplos. El primero, describe el tipo de relación entre biodiversidad y funcionamiento en ecosistemas secos y muestra que a medida que aumenta el número de especies de plantas (riqueza específica) aumentan igualmente los niveles de funcionamiento básicos como los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo (Maestre et al. 2012). El segundo ejemplo es el de los bosques húmedos tropicales de Suramérica, en donde el almacenamiento de carbono aumenta con el número de especies de plantas en pequeñas parcelas de bosque (Poorter et al. 2015). Estos dos ejemplos en ecosistemas secos y bosques húmedos tropicales ilustran la presencia de una relación positiva entre diversidad biológica y funcionalidad ecosistémica (Figura 1a). Esto significa que incrementar la biodiversidad favorece los niveles de estas dos funciones ecosistémicas particulares. Desde la perspectiva de la restauración esto implica que si la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas secos o el bosque húmedo tropical disminuyen

como efecto de acciones antrópicas, sería necesario primero aumentar su biodiversidad para luego recuperar o restaurar su funcionamiento.

Recientes síntesis bibliográficas muestran que, tal como los dos ejemplos anteriores, las relaciones positivas entre biodiversidad y funcionalidad o servicios ecosistémicos son las más frecuentes (Hooper et al. 2005, Cardinale et al. 2011, Cardinale et al. 2012). En general, y luego de dos décadas de investigación, se tiene certeza de que, salvo ciertas excepciones, la pérdida de biodiversidad reduce considerablemente la captura de recursos, la producción de biomasa, la descomposición de materia orgánica y los ciclos de los nutrientes (Cardinale et al. 2012). También se ha establecido claramente que la pérdida de biodiversidad reduce la estabilidad temporal del funcionamiento de los ecosistemas frente a condiciones ambientales cambiantes (Hooper et al. 2005, Cardinale et al. 2012). En cuanto a los servicios ecosistémicos y la importancia de la biodiversidad (BES), el panorama actual es menos claro. Existen muchos servicios ecosistémicos para los cuales la biodiversidad tiene efectos positivos, pero existen también muchos servicios ecosistémicos para los cuales la evidencia sobre el efecto de la biodiversidad es contradictoria o los efectos de la diversidad no están bien definidos (Cardinale et al. 2012). Hay igualmente algunos casos de relaciones negativas o nulas donde, como se mencionó anteriormente, las estrategias para la restauración deben ser diferentes (Figura 2b). Un problema adicional para poder aplicar los conceptos de BEF y BES a la restauración es la escasez de estudios y de datos sobre la relación entre biodiversidad y algunos servicios ecosistémicos (Cardinale et al. 2012).

## COMPONENTES DEL EFECTO DE LA BIODIVERSIDAD SOBRE LOS ECOSISTEMAS

Aparte del tipo de relación entre la biodiversidad y los niveles de funcionamiento o de aprovisionamiento (positiva, negativa o nula), existe otro componente de gran importancia a la hora de aplicar los conceptos de BEF y BES a la restauración ecológica, se trata de los componentes (que algunos llaman mecanismos) subyacentes. Esto aplica principalmente en el caso de existir una relación positiva entre biodiversidad y funcionamiento o aprovisionamiento, que como ya mencionamos es el tipo más frecuente (Figura 1a). En realidad, las relaciones BEF o BES positivas pueden estar determinadas por dos componentes ecológicos completamente diferentes: la complementariedad ecológica y el efecto de muestreo o de selección (Loreau y Hector 2001, Venail 2012). El componente de complementariedad, como su nombre lo indica, propone que cada organismo aporta un poco al funcionamiento del ecosistema y que los efectos sumados de todos los organismos son aditivos o incluso sinérgicos, generando así un efecto positivo sobre el funcionamiento a medida que aumenta la diversidad. En este caso, ningún organismo por sí solo podrá cumplir todas las funciones requeridas para obtener un alto nivel de funcionamiento o de aprovisionamiento de servicios y para ello se requiere recuperar la diversidad de un gran número de organismos. El componente llamado efecto de muestreo o de selección, propone en cambio que existen algunos organismos que son mucho más eficientes que otros para proveer ciertas funciones, es decir, más importantes para el funcionamiento global del ecosistema, y su presencia

es lo que garantiza altos niveles de funcionamiento. Al aumentar la biodiversidad se aumenta la probabilidad de que esas especies muy eficientes estén presentes. En este caso, la recuperación de las funciones y servicios requiere focalizarse en recuperar principalmente a esos organismos más eficientes en particular. En la naturaleza, en términos generales ambos componentes son igualmente frecuentes pero su peso varía según el sistema estudiado (Cardinale et al. 2011).

## RESTAURACIÓN EN EL NEOTRÓPICO

Actualmente, los estudios de restauración ecológica en el neotrópico siguen focalizados (salvo algunas excepciones) en estrategias ajenas a los conceptos presentados anteriormente y se focalizan únicamente en el estudio de la recuperación de la funcionalidad, independientemente de la biodiversidad. Un claro ejemplo es un estudio reciente de la recuperación de la producción de biomasa en bosques tropicales secundarios de 45 parcelas de pastizales abandonadas en ocho países de Centro y Suramérica (Poorter et al. 2016). Los resultados muestran una enorme variabilidad en la velocidad de recuperación de la biomasa original (desde 20 hasta 75 años), pero ignora completamente la recuperación de la biodiversidad. Una de las principales conclusiones del estudio es que a pesar de la rápida recuperación de la biomasa, la capacidad de los bosques secundarios para proveer servicios ecosistémicos aún se desconoce. Tal vez algunas pistas podrían obtenerse si se estudiaran conjuntamente los patrones de recuperación de la biodiversidad. Por otro lado, uno de los pocos estudios neotropicales donde se exploran simultáneamente la faceta funcionamiento y la faceta biodiversidad fue realizado en los bosques tropicales de Costa Rica (Aide et al. 2001). Datos del patrón de regeneración natural (sin intervención) de pastizales abandonados desde hace 5 hasta 75 años muestra que el bosque secundario recupera los niveles de biomasa iguales a la de los bosques primarios luego de alrededor de 40 a 50 años, justo cuando los niveles de diversidad (riqueza de especies) también han recuperado sus niveles originales (Figura 3). La composición del bosque secundario, sin embargo, no es la misma que la del bosque nativo y se desconoce nuevamente si los niveles de los servicios ecosistémicos se recuperan. Recientes estudios en biomas tropicales terrestres sugieren que estrategias de restauración focalizadas en aumentar la biodiversidad han de conducir a un aumento en el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos (Rey Benayas et al. 2009). En general, la conexión entre restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos sigue siendo tema de debate (Bullock et al. 2011, Alexander et al. 2016).

## CONCLUSIÓN

En conclusión, las perspectivas BEF y BES de la ecología de comunidades plantean que la biodiversidad, el funcionamiento y el aprovisionamiento de servicios de los sistemas ecológicos están por lo general (pero no siempre) íntimamente relacionados mediante una relación causa-efecto. La pérdida de biodiversidad implica en muchos casos la pérdida de funcionalidad y servicios que no podrán ser recuperados a menos que se recupere la biodiversidad. La biodiversidad favorece la funcionalidad ecosistémica mediante un componente de complementariedad entre organismos o mediante la pre-

sencia de especies altamente funcionales o productivas. Las estrategias de restauración de la biodiversidad, funcionalidad y servicios deben tener en cuenta las enormes diferencias que esos dos componentes acarrearán: recuperar a muchos o a unos pocos. Los nuevos estudios de regeneración natural o de restauración deberían dar mayor importancia a estos conceptos provenientes de la ecología de comunidades e incluir la recuperación de los servicios ecosistémicos.

### AGRADECIMIENTOS

A Nikolay Aguirre por su invitación a participar en el primer congreso de restauración del paisaje CERP2016 y al comité organizador del mismo por su disponibilidad y hospitalidad durante el congreso.

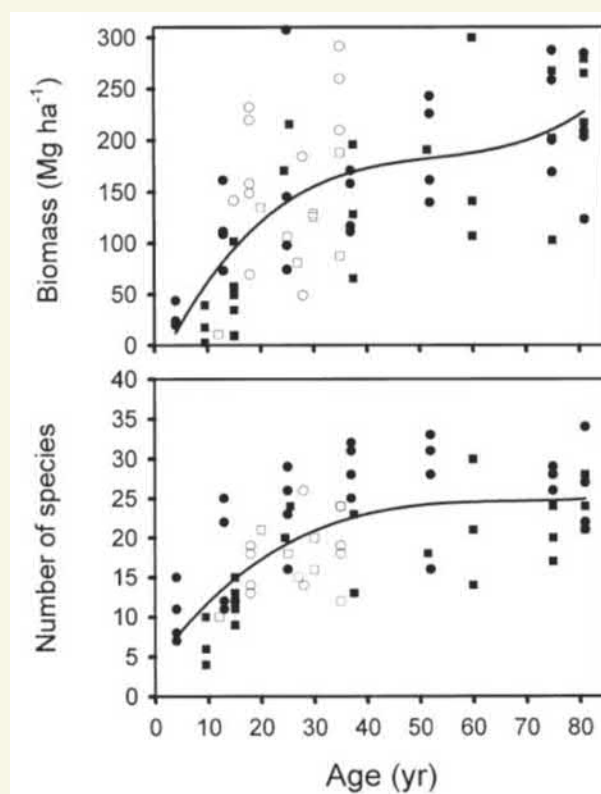
### REFERENCIAS

Aerts R. y Honnay O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology* 11:29.

Aide T.M., Zimmerman J.K., Psacarella J.B., Rivera L. y Marcano-Vega H. (2001). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:4, p328-338.

Alexander S., Aronson J., Whaley O. y Lamb D. (2016) The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and Society* 21:1, 34.

Bullock J.M., Aronson J., Newton A.C., Pywell R.F. y Rey Benayas J.M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflict and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26:10, p541-549.



**Figura 3.** Extraída de Aide et al. 2001. Cronosecuencias de parcelas de bosque tropical de Costa Rica donde se observan los niveles de biomasa y el número de especies de plantas en función de la edad luego de que los pastizales fueron abandonados y el bosque inicia su proceso de sucesión natural. Los niveles de biomasa y de diversidad originales (definidos por las parcelas de 80 años) son alcanzados al mismo tiempo en las parcelas de 40 a 50 años. Los diferentes colores de cada punto representan diferentes localidades. Las líneas representan la mejor descripción promedio de los datos.

Cardinale B.J., Matulich K.L., Hooper D.U., Byrnes J.E., Duffy E., Gamfeldt L., Balvanera P., O'Connor M.I. y Gonzalez A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98:3, p1-21.

Cardinale B.J., Duffy E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C. et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, p59-67.

De Groot R., Fisher B., Christie M., Aronson J., Braat L., et al. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. En: TEEB Foundations: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Editado por Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington, D.C., p. 9-40.

Hooper D.U., Chapin F.S. III, Ewel J.J., Hector A., Inchausti P. et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:1, p3-35.

Jones C.G., Lawton J.H. y Shachak M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, p373-386.

Loreau M. y Hector A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, p72-76.

Maestre F.T., Quero J.L., Gotelli N.J., Escudero A., Ochoa V. et al. (2012). Plant species richness and ecosystem Multifunctionality in global drylands. *Science* 335, p214-218.

Naeem S. (2006). Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. En Falk et al. (eds), *Foundations of Restoration Ecology*, p. 210-237.

Tilman D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80:5, p1455-1474.

Poorter L., van der Sarde M.T., Thompson J., Arets E.J.M.M., Alarcon A., et al. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 24:11, p1314-1328.

Poorter L., Bongers F., Aide M., Almeyda Zambrano A.M., Balvanera P., et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 53, p211-217.

Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz A. y Bullock J.M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:5944, p1121-1124.

Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S.III. et al. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14:2, art32.

Venail P. (2012). Biodiversidad y Ecosistemas. En Madriñan y Sánchez (eds), *Biodiversidad, Conservación y Desarrollo*, p. 117-135.

Wright J., Symstad A., Bullock J.M., Engelhardt K., Jackson L. y Bernhardt E. (2009). Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? En Naeem et al. (eds.), *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*, p. 167-177.

Zalasiewicz J., Williams M., Smith A.G., Barry T.L., Coe A.L. et al. (2008). Are we now living in the Anthropocene? *GSA Today* 18:2, p4-8.





# Influencia de la herbivoría y el deshierbe en la siembra directa de árboles nativos en un valle interandino del Sur del Ecuador

Antonio Crespo<sup>1\*</sup>, Karla Pintado<sup>1</sup> y Héctor Pérez<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Ecología y Manejo de Plantas Nativas,  
Universidad del Azuay, ECUADOR

<sup>2</sup> Environmental Horticulture Department, University of  
Florida, USA

\*Autor para correspondencia: [acrespo@uazuay.edu.ec](mailto:acrespo@uazuay.edu.ec)

## Resumen

La siembra directa es una técnica de revegetación que, por su bajo costo, representa una solución viable para recuperar la vegetación nativa a escala de paisaje. Sin embargo, no ha sido investigada formalmente en paisajes interandinos. En este estudio se realizaron siembras directas con las especies *Erythrina edulis*, *Prunus serotina*, *Caesalpinia spinosa* y *Oreocallis grandiflora* en terrenos degradados del valle de río Pamar, provincia del Azuay. Para cada especie se analizó por separado el efecto de la herbivoría y el deshierbe sobre la probabilidad de emergencia (10 semanas) y supervivencia de plántulas (24 semanas) con base en cuatro tratamientos de siembra. Se realizaron 16 repeticiones espaciales y tres repeticiones temporales. Las probabilidades de emergencia y supervivencia fueron afectadas significativamente por la herbivoría ( $p \leq 0.008$ ) y no por el deshierbe ( $p=1.00$ ). La siembra de plantas debería protegerse siempre contra herbívoros y se recomienda un deshierbe inicial durante la siembra y uno adicional luego de seis u ocho meses. Se considera factible la siembra *E. edulis* y *P. serotina* directamente en terrenos degradados, y se sugiere investigar las respuestas de *C. spinosa* y *O. grandiflora* a la siembra en sitios de sucesión más avanzada.

**Palabras clave:** Revegetación; germinación; supervivencia; herbivoría; deshierbe.

## Abstract

Direct seeding is considered a cost-efficient technique with great potential to recover native vegetation on a landscape scale; however, no formal research has been conducted on inter-Andean landscapes. We seeded the native trees *Caesalpinia spinosa*, *Erythrina edulis*, *Oreocallis grandiflora* and *Prunus serotina* directly onto degraded lands of the Pamar river valley in south Ecuador. For each species, we did a separate analysis of how herbivory and weeding affected emergence (10 weeks) and survival (24 weeks) probabilities based on four seeding treatments. We included 16 spatial repetitions and three temporal repetitions. Emergence and survival probabilities were significantly affected by herbivory ( $p \leq 0.008$ ) and not by weeding ( $p=1.00$ ). Any planting effort should include protection against herbivores. One weeding effort during seeding and another one after six or eight months are recommended. Our results show that it is feasible to seed *E. edulis* and *P. serotina* directly onto degraded lands. For *C. spinosa* and *O. grandiflora*, other experiments in more advanced stages of succession are needed.

**Keywords:** Revegetation; germination; seedling survival; herbivory; weeding.

## INTRODUCCIÓN

Mientras la destrucción de ecosistemas en los trópicos continúa provocando extinciones locales y riesgos al sustento de poblaciones humanas, la restauración a gran escala se vuelve indispensable (Chazdon 2008). En los paisajes interandinos esta necesidad es urgente y costosa, debido a la escala a la que son requeridas las intervenciones (Rhoades et al. 1998, Knoke et al. 2009). La siembra directa es una técnica de revegetación que, por su bajo costo, representa una alternativa viable para la revegetación a gran escala (Engel y Parrotta 2001, Schmidt 2008, Cole et al. 2011). Sin embargo, no ha sido investigada formalmente en paisajes interandinos.

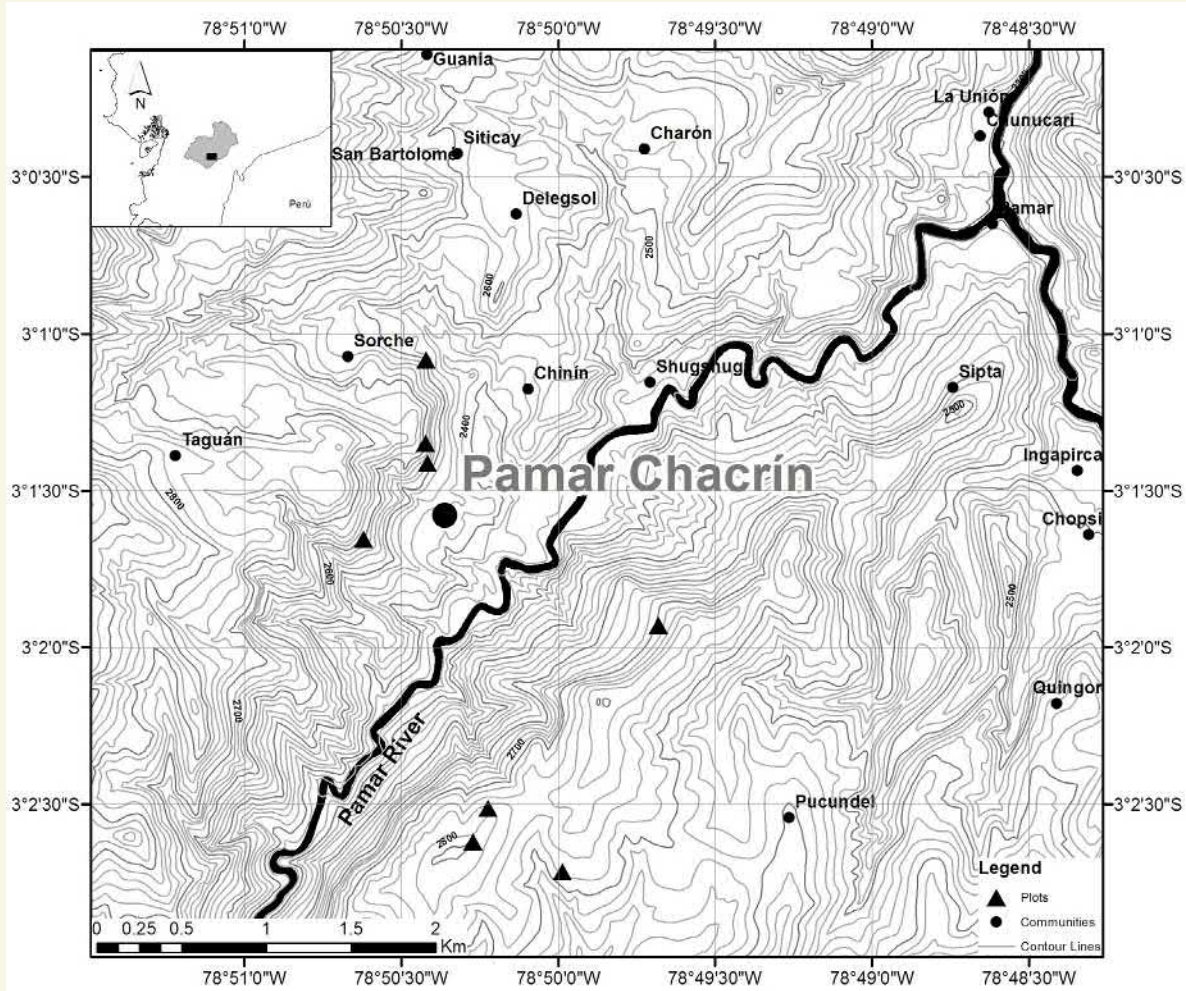
A pesar de las potenciales ventajas de la siembra directa, su aplicación puede ser riesgosa, ya que la mortalidad de árboles ocurre sobre todo en estadios iniciales de desarrollo (Whisenant 1999). De igual manera, la emergencia y supervivencia de plántulas puede ser muy baja debido al estrés hídrico y térmico, la predación de semillas y herbivoría de plántulas, la competencia con malezas y las condiciones físicas de suelo (Doust et al. 2006, García-Orth y Martínez-Ramos 2008, Vieira et al. 2008, Douterlungne et al. 2010). Por lo tanto, el éxito de esta técnica dependerá del entendimiento y control eficaz de estos factores de riesgo (Doust et al. 2008, Schmidt 2008).

El presente estudio se enfocó en evaluar las respuestas de cuatro especies nativas a la siembra directa de semillas en terrenos degradados del valle del río Pamar. El diseño experimental se enfocó en la siguiente pregunta: ¿Cómo varía la emergencia y supervivencia de plántulas de cada especie con respecto al control de herbivoría y al deshierbe seis meses después de la siembra directa?

## METODOLOGÍA

### Área de estudio e historia de uso

El valle del río Pamar es un paisaje agrícola de la provincia del Azuay ubicado entre los 2300–2800 msnm (3° 01'S; 78° 4'W). Tiene una precipitación media anual de 750 mm y temperaturas medias anuales entre 6,5 y 27 °C (UDA y CGPaute 2008, INAMHI 2013) (Figura 1). El territorio tiene una historia de uso típica de los valles interandinos. El matorral húmedo montano (sensu Valencia et al. 1999) predominaba los cerros que rodean el valle, pero a partir de la década de 1970 fue talado para extraer madera y para establecer cultivos y potreros. Los incendios forestales fueron muy frecuentes de 1980 a 1990, y para mediados de esta última década, el paisaje se había transformado en un matorral abierto dominado por gramíneas (Crespo et al. 2009). En la década de 2000 los incendios forestales disminuyeron notablemente en los cerros gracias a acuerdos entre los agricultores del valle. Sin embargo, los árboles nativos que dominaban históricamente no han logrado colonizar ni establecer poblaciones nuevas (A. Crespo, observación personal). Esto sugiere la existencia de barreras ecológicas que impiden la regeneración natural (restauración pasiva) y hacen necesarias intervenciones como la siembra de plantas (restauración activa) (Holl y Aide 2011). Sin embargo, la mayoría de agricultores no siembran árboles en los cerros voluntariamente debido, entre otras razones, a los altos costos de operar un vivero (Crespo et al. 2009).



**Figura 1.** El valle del río Pamar en la provincia del Azuay, cantón Sigüig, parroquia San Bartolomé. Se muestran los ocho terrenos (plots) donde se ubicaron los experimentos.

### Selección de especies arbóreas y colección de semillas

La selección se realizó mediante talleres con la comunidad Pamarchacrín (la más grande del valle) y entrevistas a agricultores experimentados. Las especies seleccionadas fueron *Caesalpinia spinosa* (Feuillée ex Molina) Kuntze (Fabaceae), *Erythrina edulis* Triana ex Micheli (Fabaceae), *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br. (Proteaceae) y *Prunus serotina* ssp. *capuli* (Cav.) McVaugh (Rosaceae), ya que tienen un alto valor local gracias a los bienes (madera, leña, alimento, forraje, etc.) y servicios que brindan (control de erosión, mejoramiento de suelos, etc.).

Las semillas se colectaron de poblaciones del mismo valle, tomando de 10 a 15 individuos al azar por especie y manteniendo una distancia de entre 200 m y 2 km entre

árboles madre. Con la excepción de *O. grandiflora*, todos los frutos fueron manipulados 24 horas después de la colección. Los frutos de *O. grandiflora* se recogieron al inicio de su dehiscencia y secaron a temperatura ambiente durante 48-72 horas para facilitar la extracción de semillas.

### Experimentos de laboratorio

Previo a la siembra en el campo se realizaron pruebas de imbibición y germinación con el fin de determinar la viabilidad de las semillas y la necesidad de tratamientos de escarificación. Se utilizaron lotes de 150 semillas para cada especie y cada tratamiento (resultados no incluidos). En base a estas pruebas se decidió sembrar semillas intactas de *E. edulis* y *O. grandiflora*, endocarpos intactos de *P. serotina* y semillas escarificadas de *C. spinosa* (limadas individualmente sobre el hilo durante 20 segundos).

### Experimentos de campo

Las siembras directas se realizaron en terrenos degradados del valle siguiendo un diseño de dos factores con dos niveles cada uno. Se probaron los efectos del control de herbívoros (protegido, no protegido) y del deshierbe (deshierbe, sin deshierbe) sobre la emergencia y supervivencia de plántulas en períodos de 10 semanas y 24 semanas respectivamente. El experimento constó de cuatro tratamientos para cada especie: 1) protegido con deshierbe, 2) no protegido con deshierbe, 3) protegido sin deshierbe y 4) no protegido sin deshierbe. Cada tratamiento fue replicado 16 veces en el espacio y tres veces en el tiempo. Para las repeticiones espaciales se instalaron 16 parcelas entre los 2500 y 2700 msnm, agrupadas en ocho sitios (dos parcelas por sitio) (Figura 1). Se realizaron tres siembras (repeticiones temporales) para cada tratamiento y para cada especie en las épocas lluviosas de marzo de 2012, octubre 2012 y de marzo 2013. El efecto de la época de siembra no fue probado estadísticamente para evitar la pseudo-replicación ( $n=1$  para la siembra de octubre). Los datos de las tres siembras se juntaron para realizar el análisis.

Las parcelas tuvieron un tamaño de 1,5 x 3,0 m y fueron preparadas removiendo toda la vegetación manualmente y labrando el suelo a una profundidad de 30 cm. En cada parcela se ubicaron cuadrantes de 30 x 30 cm donde se sembraron 10 semillas de cada especie por separado a una profundidad mínima de 10 mm. Para el factor "control de herbívoros", la mitad de los cuadrantes fueron protegidos por jaulas cúbicas de 30 x 30 x 30 cm (malla de alambre de 1mm de abertura); la otra mitad no tuvo protección. Para el factor "deshierbe", la mitad de cada parcela fue deshierbada manualmente una vez al mes; la otra mitad no recibió deshierbe a parte de la remoción hecha para preparar la parcela. En cada cuadrante se registró la emergencia de plántulas cada dos semanas durante 10 semanas, y a partir de la semana 12, la supervivencia de estas plántulas mensualmente hasta la semana 24.

### Análisis de datos

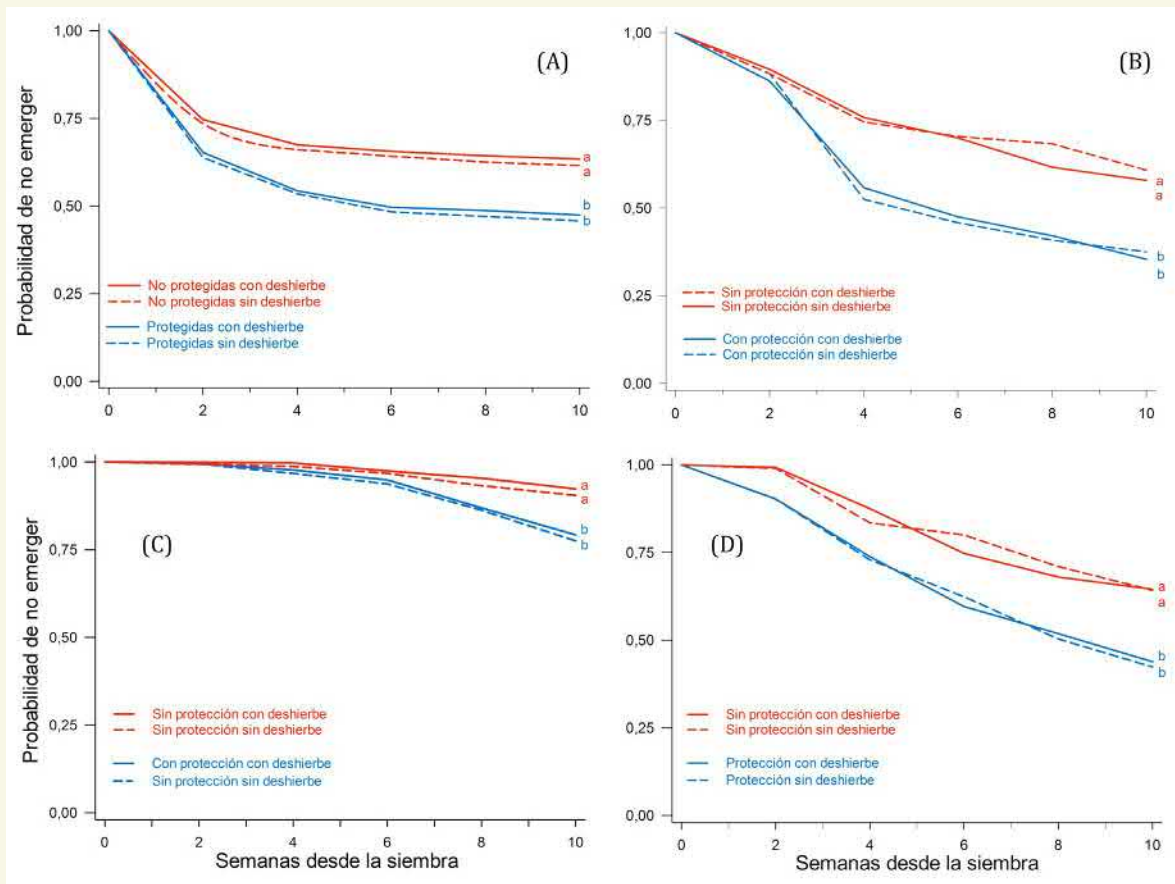
La inferencia estadística se basó en analizar la variación de las probabilidades de emergencia y supervivencia de plántulas con respecto a los tratamientos de siembra para cada especie por separado. Se utilizó un análisis de supervivencia con el método Kaplan-Meier en el software SigmaPlot (v. 12.0, Systat Software, Inc.). El análisis genera valores de probabilidad al final del período de estudio (McNair et al. 2012), de modo que, para el presente estudio, se obtiene la probabilidad de que la semilla no germine hasta la semana 10 y de que la plántula no sobreviva hasta la semana 24. Estos valores se presentan gráficamente como curvas de probabilidad en los experimentos de emergencia y como valores únicos de probabilidad en los experimentos de supervivencia. Los valores de probabilidad se estratificaron por tratamiento de siembra para probar su homogeneidad a través del tiempo en base a una prueba log-rank ( $\chi^2$ ). De esta forma, se probó si los tratamientos tuvieron o no un efecto sobre la emergencia y supervivencia de plántulas. Cuando los valores resultaron diferentes, se aplicó una prueba de comparaciones múltiples por pares con el método Bonferroni (Day y Quinn 1989). Este último procedimiento permitió discernir los efectos de la herbivoría de los causados por el deshierbe.

## RESULTADOS

### Patrones de emergencia

Durante las 10 semanas de monitoreo se registraron plántulas de las cuatro especies que emergieron dentro de los cuadrantes, cada especie con un patrón temporal distinto. Para *Caesalpinia spinosa* el pico de emergencia se registró dos semanas después de la siembra y disminuyó en la semana 6. En *Erythrina edulis* el pico fue en la semana 4 y la emergencia continuó hasta la semana 10 a tasas más bajas. En *Oreocallis grandiflora* la emergencia inició a la semana 6 y alcanzó su pico entre las semanas 8 y 10; sin embargo, el número total de plántulas fue bajo en esta especie (15% en promedio). Finalmente, *Prunus serotina* presentó una emergencia más homogénea a lo largo de las 10 semanas con un pico moderado en la semana 4.

Los tratamientos tuvieron un efecto significativo sobre la probabilidad de emergencia ( $= 31,6 - 69,6$ ;  $p < 0,001$ ). La comparación múltiple por pares mostró diferencias significativas entre los tratamientos con protección y los tratamientos sin protección ( $p \leq 0,002$ ) para todas las especies (Figura 2). Por el contrario, no hubo una diferencia significativa entre los tratamientos con deshierbe y sin deshierbe ( $p = 1,00$ ). De igual forma, se registraron más plántulas en los tratamientos con protección que en aquellos sin protección. En *C. spinosa* emergieron un 53,3% de las semillas sembradas con protección versus un 37,4% sin protección. En *E. edulis* fue un 63,5% comparado con un 40,6%, en *O. grandiflora* 18% comparado con un 7,1% y *P. serotina* 47,4% con 29,7%, respectivamente.

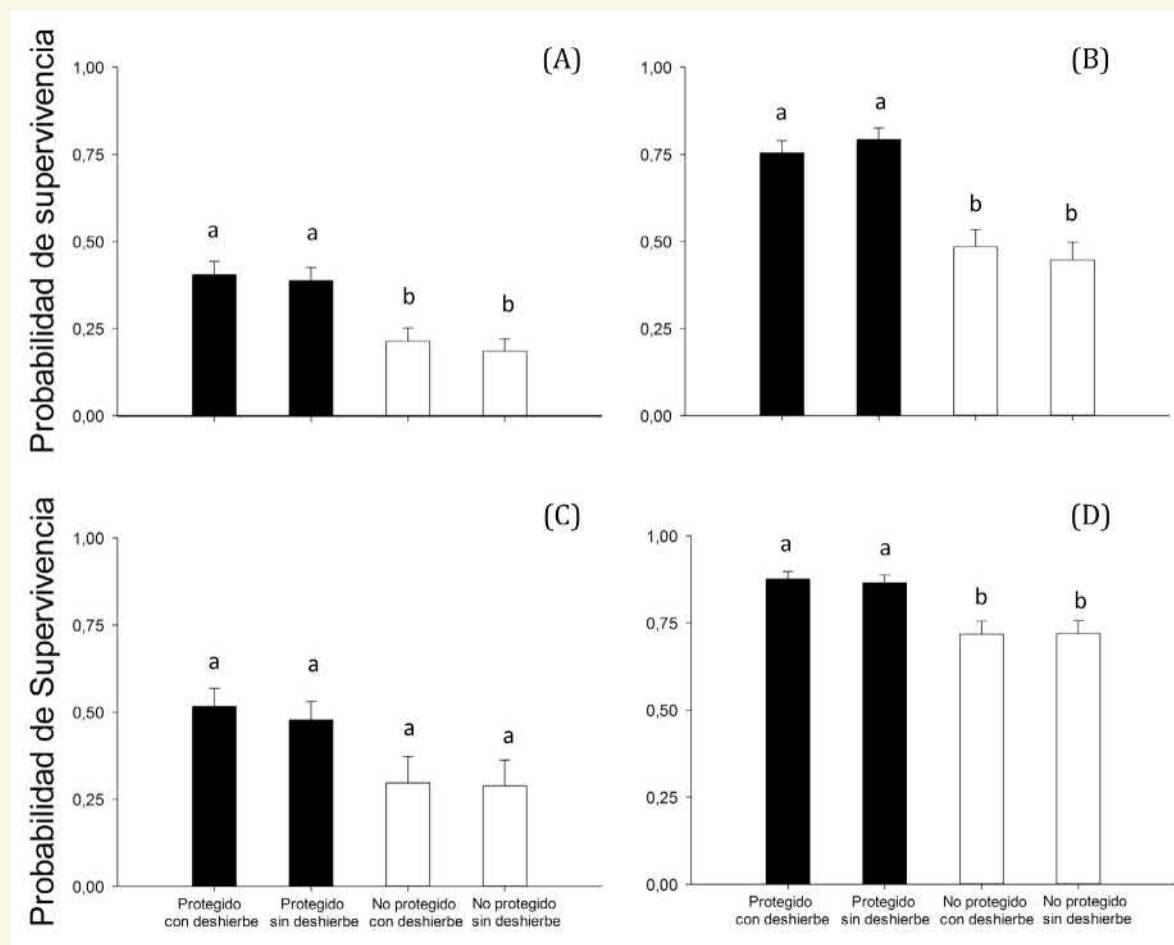


**Figura 2.** Probabilidad de que las semillas no germinen en un período de 10 semanas bajo cuatro tratamientos distintos de siembra directa (método Kaplan-Meier) en cada una de las especies evaluadas. Las letras indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamientos basadas en una comparación múltiple por pares (método Bonferroni). *Caesalpinia spinosa* (A), *Erythrina edulis* (B), *Oreocallis grandiflora* (C) y *Prunus serotina* ssp. *capuli* (D).

### Patrones de supervivencia

Tomando como base el número de plántulas de cada especie que se establecieron hasta la semana 10, se calculó la probabilidad de que sobrevivan 6 meses después de la siembra. En general, los tratamientos de siembra tuvieron un efecto significativo sobre la probabilidad de supervivencia ( $= 10,80 - 49,65$ ;  $p \leq 0,01$ ). En todas las especies, la probabilidad de supervivencia de plántulas luego de 24 semanas de la siembra fue mayor en los tratamientos con protección que en los tratamientos sin protección. Al realizar las comparaciones múltiples por pares, los tratamientos con protección y los tratamientos sin protección difirieron significativamente ( $p \leq 0,008$ ) mientras que entre los tratamientos con deshierbe y sin deshierbe no existieron diferencias ( $p = 1,00$ ); únicamente en *O. grandiflora*, las diferencias no resultaron significativas en todos los

casos ( $p \geq 0,05$ ) (Figura 3). Como complemento a este análisis, se registró un mayor número de plántulas sobrevivientes en los tratamientos con protección que en aquéllos expuestos a la herbivoría: en *C. spinosa* 39,6% frente a 19,9%, en *E. edulis* un 72,4% frente a 46,6%, en *O. grandiflora* 49,7% frente a 29,3% y en *P. serotina* 87% frente a 71,9%, respectivamente.



**Figura 3.** Probabilidades de supervivencia de plántulas en un período de 24 semanas desde la siembra bajo 4 tratamientos distintos de siembra directa (método Kaplan-Meier) en cada una de las especies evaluadas. Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos basadas en una comparación múltiple por pares (método Bonferroni). *Caesalpinia spinosa* (A), *Erythrina edulis* (B), *Oreocallis grandiflora* (C) y *Prunus serotina* ssp. *capuli* (D).

## DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio sugieren que varias especies arbóreas nativas pueden establecerse exitosamente luego de la siembra directa en terrenos degradados con características similares a las del valle del río Pamar, dada una preparación correcta del terreno y la protección contra herbívoros. La siembra directa representa una alternativa barata para el agricultor que no puede financiar la producción o compra de plántulas de vivero a gran escala (Woods y Elliot 2004, Crespo et al. 2009, Sovu et al. 2010), una ventaja especialmente importante en localidades rurales como las del valle del río Pamar.

Para que la siembra directa sea viable a escala de paisaje, las semillas deben presentar una buena calidad y cantidad, y ser capaces de germinar rápida y sincrónicamente en condiciones de campo (Doust et al. 2008, Doust 2010). Los resultados obtenidos en condiciones de laboratorio, sumados a la buena disponibilidad de semillas in situ, sugieren que las cuatro especies seleccionadas tendrían este potencial (>90% germinación en <15 días).

En los experimentos de emergencia en el campo, se confirmó este potencial para tres de las cuatro especies (51 al 63% de emergencia en 10 semanas). Estos resultados son comparables con los de Laborde y Corrales-Ferrayola (2012), quienes sembraron dos especies arbóreas directamente en un bosque semi-deciduo en el estado de Veracruz (1286 mm precipitación/año) y obtuvieron 60 y 75% de emergencia, respectivamente. Incluso, los resultados de porcentaje de emergencia obtenidos en el presente estudio son mayores a otros encontrados en bibliografía en condiciones climáticas similares; por ejemplo, Souza-Gomez y Scariot (2014) sembraron 12 especies arbóreas en bosques secos del centro-oeste de Brasil (1200 mm precipitación/año) y obtuvieron un promedio de emergencia de solamente del 25% ( $\pm 15$ ) para todas las especies.

En las cuatro especies estudiadas, la herbivoría tuvo un efecto significativo sobre la emergencia ( $p \leq 0,002$ ) y en *C. spinosa*, *E. edulis* y *P. serotina*, también sobre la supervivencia ( $p \leq 0,008$ ). La excepción fue *O. grandiflora*, debido posiblemente al bajo número de plántulas sobrevivientes en todos los tratamientos. Por el contrario, en las cuatro especies el deshierbe no tuvo un efecto significativo ni sobre la emergencia ( $p = 1,00$ ) ni sobre la supervivencia de plántulas ( $p = 1,00$ ). Estos resultados resaltan algunos aspectos importantes relacionados a la historia natural de este ecosistema y a la aplicación de acciones de restauración. Primero, la presión ejercida por los herbívoros representa una barrera prevalente para la regeneración natural de árboles nativos y podría reflejar un desequilibrio en la estructura trófica del ecosistema (Davidson 1993, Schmitz 2008). Esta situación se repite en varios ecosistemas tropicales degradados como en el este de la Amazonía brasilera (Nepstad et al. 1996), en el sur de Costa Rica (Holl y Quiroz-Nietzen 1999), en el estado de Chiapas en el sureste mexicano (García-Orth y Martínez-Ramos 2008), en el norte de Etiopía (Aerts et al. 2007) y en centro-norte de Chile (Cuevas et al. 2013). Segundo, cualquier intervención de restau-

ración en este tipo de ecosistemas que implique la siembra de plantas, debería incluir estructuras de protección contra herbívoros.

Tercero, ya que las malezas no ejercen una presión competitiva significativa, el deshierbe solo sería necesario al momento de realizar la siembra y luego de seis a ocho meses, reduciendo así el costo de aplicación a escala de paisaje. Estos resultados contrastan con los estudios en otros ecosistemas tropicales donde el deshierbe se considera indispensable (Douterlungne et al. 2010, Engel y Parrotta 2001, Cole et al. 2011). Es posible que la cantidad de precipitación registrada en el valle de estudio (750 mm/año) limite el potencial de crecimiento de las malezas (Ewel 1999). Por ejemplo, el deshierbe no tuvo un efecto sobre la siembra directa en bosques secos de Hawaii con una precipitación aproximada de 500mm/año (Cabin et al. 2002). El caso contrario ocurrió en experimentos realizados en el sur de Costa Rica y el sur de México (Holl y Quiroz-Nietzen 1999, Garcia-Orth y Martínez-Ramos 2008), con precipitaciones anuales superiores a 2000 mm, donde el deshierbe tuvo que realizarse periódicamente.

Finalmente, basados en los resultados alentadores obtenidos, se recomienda la siembra directa con las especies *E. edulis* y *P. serotina* para asistir en la recuperación de la estructura y funcionamiento de ecosistemas con características biofísicas y de historia de uso similares al valle del río Pamar. En el caso de *C. spinosa* y *O. grandiflora* las altas tasas de mortalidad pueden atribuirse a causas distintas a la herbivoría, por ejemplo, a las elevadas temperaturas del aire y suelo y a la baja humedad relativa en áreas deforestadas que causa estrés hídrico y térmico en las plántulas (Vieira y Scariot 2006, Lebrija-Trejos et al. 2011). También se sugiere investigar la respuesta de estas dos especies a la siembra directa en localidades con una cubierta vegetal más desarrollada, por ejemplo en remanentes de vegetación nativa o en asociación con arbustos nativos que puedan funcionar como plantas nodrizas (Aerts et al. 2007, Perea y Gil 2014).

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el programa Tropical Conservation and Development y el Departamento de Horticultura de la University of Florida, la Comisión Fulbright del Ecuador, SENESCYT y la Universidad del Azuay. Agradecimientos especiales a la comunidad Pamarchacrín por todo su apoyo y a los comentarios de PK Nair, Karen Kainer y Carrie Adams.

## REFERENCIAS

- Aerts R., Negussie A., Maes W., November E., Hermy M. y Muys B. (2007). Restoration of Dry Afromontane Forest Using Pioneer Shrubs as Nurse-Plants for *Olea europaea* ssp. *cuspidata*. *Restoration Ecology* 15:1, p129-138.
- Cabin R., Weller S., Lorence D., Cordell S. y Hadway L. (2002). Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104, p181-190.

Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, p1458-1460.

Cole R., Holl K., Keene C. y Zahawi R. (2011). Direct seeding of late successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 261, p1590-1597.

Crespo A., Zarate E. y Ansaloni R. (2009). Plan forestal participativo para la cuenca del río Paute. Technical Report, Consejo de Aguas de la Cuenca del Rio Paute and Universidad del Azuay, Cuenca. 145pp.

Cuevas J.G., Silva S.I., León-Lobos P. y Ginocchio R. (2013). El efecto nodriza y la exclusión de herbivoría facilitan la colonización de plantas en depósitos de relaves mineros abandonados en Chile centro-norte. *Revista Chilena de Historia Natural* 86:1, p63-74.

Davidson D.W. (1993). The effects of herbivory and granivory on terrestrial plant succession. *Oikos* 68, p25-35.

Day R.W. y Quinn G.P. (1989). Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs* 59:4, p433-463.

Doust S., Erskine P. y Lamb D. (2006). Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 234:p 333-343.

Doust S., Erskine P. y Lamb D. (2008). Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 256: p1178-1188.

Doust S.J. (2010). Seed Removal and Predation as Factors Affecting Seed Availability of Tree Species in Degraded Habitats and Restoration Plantings in Rainforest Areas of Queensland, Australia. *Restoration Ecology* 19:5, p617-626.

Douterlungne D., Levy-Tacher S., Golicher D. y Roman F. (2010). Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical rain forest clearings dominated by bracken fern. *Restoration Ecology* 18, p322-329.

Engel V. y Parrotta J. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management* 152, p169-181.

Ewel J. (1999). Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use. *Agroforestry Systems* 45, p1-21.

García-Orth X. y Martínez-Ramos M. (2008). Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: Seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology* 16, p435-443.

Holl K. y Quiroz-Nietzen E. (1999). The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 87, p391-395.

Holl K. y Aide T. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261, p1558-1563.

INAMHI, Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (2013). Boletín climatológico anual 2012. Quito. 28 pp.

Knoke T., Calvas B., Aguirre N., Román-Cuesta R., Günter S., Stimm B., Weber M. y Mosandl R. (2009). Can tropical farmers reconcile subsistence needs with forest conservation? *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:10, p548-554.

Laborde J. y Corrales-Ferrayola I. (2012). Direct seeding of *Brosimum Alicastrum* (Moraceae) and *Enterolobium cyclacarpum* (Mimosaceae) in different habitats in the dry tropics of central Veracruz. *Acta Botanica Mexicana* 100, p107-134.

Lebrija-Trejos E., Pérez-García E., Meave J., Poorter L. y Bongers F. (2011). Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 27, p477-489.

McNair J., Sunkara A. y Frobish D. (2012). How to analyze seed germination data using statistical time-to-event analysis: non-parametric and semi-parametric methods. *Seed Science Research* 22, p77-95.

Nepstad D., Uhl C., Pereira C. y Cardoso da Silva J. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *OIKOS* 76, p25-36.

Perea R. y Gil L. (2014). Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic versus abiotic mechanisms of plant facilitation. *European Journal of Forest Research* 133, p525-534.

Rhoades C., Eckert G. y Coleman D. (1998). Effects of Pasture Trees on Soil Nitrogen and Organic Matter: Implications for Tropical Montane Forest Restoration. *Restoration Ecology* 6:3, p262-270.

Sovu, Savadogo P., Tigabu M. y Odén P.C. (2010). Restoration of Former Grazing Lands in the Highlands of Laos Using Direct Seeding of Four Native Tree Species. *Mountain Research and Development* 30:3, p232-243.

Schmidt L. (2008). A review of direct sowing versus planting in tropical afforestation and land rehabilitation. Development and Environment Series 10-2008. Forest & Landscape, Denmark.

Schmitz O. (2008). Herbivory from Individuals to Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 39, p133-152.

Souza-Gomes E. y Scariot A. (2014). Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: Effects of grass canopy and seed burial on germination. Ecological Research 29:3, p473-482.

UDA y CGPaute (2008). Aplicaciones de la información temática digital de la Cuenca del Río Paute, Versión 3,0. Universidad del Azuay and Consejo de Aguas de la Cuenca del Río Paute (CGPaute), Cuenca.

Vieira D. y Scariot A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. Restoration Ecology 14, p11-20.

Vieira D., Lima V. de, Sevilha A. y Scariot A. (2008). Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains? Forest Ecology and Management 256, p471-481.

Valencia R., Cerón C., Palacios W. y Sierra R. (1999). Las formaciones naturales de la Sierra del Ecuador. En Sierra (ed), *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de la vegetación para el Ecuador continental*. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF and Eco-Ciencia. Quito, pp. 59-81.

Whisenant S. (1999). Repairing damaged wildlands: a process oriented, landscape-scale approach. Cambridge University Press, New York. 312 pp.

Woods K. y Elliot S. (2004). Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. Journal of Tropical Forest Science 16, p248-259.





# Evaluación integral de la degradación de un ecosistema de páramo en el Ecuador como base para el establecimiento de un plan de Restauración Ecológica

Jonathan Torres-Celi<sup>1,2\*</sup>, Marina Mazón<sup>3,4</sup> y Nikolay Aguirre<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Corporación para la Investigación, Capacitación y Apoyo Técnico para el Manejo Sustentable de los Ecosistemas Tropicales (ECOPAR), ECUADOR

<sup>2</sup> Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO, ECUADOR

<sup>3</sup> Programa de Investigación en Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. Universidad Nacional de Loja, ECUADOR

<sup>4</sup> Proyecto Prometeo, SENESCYT, Universidad Nacional de Loja, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [jonathan.iftorres@gmail.com](mailto:jonathan.iftorres@gmail.com)

## Resumen

El páramo es uno de los ecosistemas más importantes del Ecuador porque cumple con funciones naturales, culturales y económicas imprescindibles. Sin embargo, la influencia humana en modelos intensivos de aprovechamiento basados en técnicas de producción poco sostenibles está ocasionando su degradación. Bajo este escenario, la restauración ecológica puede mejorar la composición, estructura y funcionalidad del ecosistema, y también generar beneficios a la población. Su aplicación depende de fundamentos técnicos enmarcados en la realidad local, la escala temporal y espacial, y la disponibilidad de recursos. La presente investigación forma parte de la construcción de un modelo metodológico, adaptable y replicable que permite priorizar sitios y recursos para la restauración del páramo. En el presente artículo se aborda uno de los componentes del modelo, donde se determinó el nivel de degradación del páramo a través de un conjunto de indicadores biofísicos y socioeconómicos enmarcados dentro de tres escalas de análisis, seis principios y seis criterios, y que se validaron en la microcuenca Jatunhuaycu ubicada en la Reserva Ecológica Antisana. De acuerdo a los resultados, se observó que la zona más baja de la microcuenca presentó el mayor nivel de degradación, y el indicador que más influyó en la degradación del páramo fue la forma de producción.

**Palabras clave:** Restauración ecológica; páramo; evaluación de degradación; indicadores biofísicos y socioeconómicos; Reserva Ecológica Antisana; Ecuador.

## Abstract

The paramo is one of the most important ecosystems of Ecuador because of its essential natural, cultural and economic functions. However, the anthropic influence, specifically the intensive production models based on unsustainable production techniques, is causing degradation. In this context, ecological restoration may improve the composition, structure and functionality of ecosystems, and benefit the people. Its implementation depends on technical grounds framed in local reality, temporal and spatial scale, and resources availability. This research is a part of a methodological, adaptable and replicable model intended to prioritize sites and resources for the restoration of the paramo. In this article we talk about one of the components, where the level of degradation of the paramo was determined through a set of biophysical and socioeconomic indicators framed within three scales of analysis, six principles and six criteria, which were validated in the Jatunhuaycu microwatershed located in the Antisana Ecological Reserve. According to the results, the lowest area of the microwatershed had the highest levels of degradation, and the production type was the indicator which influenced the most on the degradation of paramo.

**Keywords:** Ecological restoration; paramo; assessing degradation; biophysical and socioeconomic indicators; Antisana Ecological Reserve; Ecuador.

## INTRODUCCIÓN

El páramo andino es uno de los ecosistemas más importantes del mundo, porque cumple con funciones naturales, culturales y económicas imprescindibles. A pesar de su importancia, su dinámica actual, especialmente en Ecuador, Colombia y Perú, está sometida a presiones de tipo antrópico que resultan en un mosaico de estados sucesionales con diferentes regímenes de disturbio (Llambí et al. 2012). El aprovechamiento intensivo y la aplicación de técnicas no sostenibles, agravado por el escaso trabajo articulado y coordinado entre los organismos gubernamentales, centros de investigación y actores locales, ha impedido que las iniciativas de conservación y recuperación den los frutos esperados (Toro et al. 2012).

Considerando las graves repercusiones que la degradación del páramo puede tener en la sociedad en general, es imperativo desarrollar herramientas metodológicas que hagan realidad la restauración ecológica, entendiéndola como la aplicación planificada de estrategias para iniciar o acelerar de forma asistida la recuperación de un ecosistema que haya sido degradado parcial o totalmente (Aguirre, com. pers.).

La presente investigación representa una parte de un modelo elaborado como apoyo para la iniciativa de restauración ecológica del Fondo Nacional del Agua (FONAG), mediante la elaboración de insumos técnicos que permitan elaborar una estrategia metodológica adaptable a la realidad de otros páramos del Ecuador. El modelo de restauración propuesto estaba integrado por cinco componentes: (1) línea histórica de degradación de los páramos del Ecuador, (2) evaluación de la degradación a través de indicadores biofísicos y socioeconómicos, (3) determinación de escenarios de referencia, (4) diseño sistémico de estrategias de restauración, y (5) monitoreo y evaluación. En este artículo se presenta la metodología y resultados del segundo componente, donde se adoptó y diseñó un conjunto de indicadores biofísicos y socioeconómicos para la evaluación de la degradación, y que se validaron en campo en la microcuenca Jatunhuaycu de la Reserva Ecológica Antisana.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La presente investigación se realizó en la microcuenca Jatunhuaycu (MJ), ubicada en la Reserva Ecológica Antisana (REA), entre las provincias de Pichincha y Napo al norte del Ecuador, en las siguientes coordenadas UTM: 17S 806000 - 811000 Este y 9950000 - 9944000 Norte.

La MJ posee una superficie de 1476,2 ha y un rango altitudinal que va de 3960 a 4600 msnm, en un clima húmedo y muy húmedo con precipitaciones de 1600 mm/año; el relieve es irregular y posee tres tipos de páramos: herbáceo, almohadillas y pajonal (Fundación Antisana 2005).

### Propuesta metodológica para la evaluación de la degradación

La presente propuesta se basa en los métodos para el desarrollo de principios, criterios e indicadores de Herrera y Corrales (2004), Miroslava et al. (2006), Isaza et al. (2007) y Mendoza (2008). Además, se consideraron distintas escalas espaciales: paisaje, unidad de muestreo y local.

En función de ello, para la formulación y adaptación de un conjunto de principios, criterios e indicadores biofísicos, socioeconómicos, cuantitativos y cualitativos para la evaluación de la degradación, se analizó información secundaria relacionada con la ecología y degradación (tanto por factores naturales como antrópicos) del páramo. Los indicadores seleccionados cumplieron las características sugeridas por Miroslava et al. (2006) e Isaza et al. (2007): medibles, pertinentes, disponibles, eficientes, confiables, repetibles y sensibles. Para cada indicador se establecieron varios verificadores, mediante los cuales se midieron dichos indicadores. Cada verificador, a su vez, fue relativizado mediante escalas de medición, de tal forma que, considerando el valor máximo que cada verificador podía alcanzar, se dividió el rango de valores entre tres y cinco cuartiles (dependiendo del indicador), para transferir el valor del verificador a una escala de niveles de degradación, de muy bajo o nulo (valor 0) a muy alto (valor 4) (Mendoza 2008), tal y como se muestra en el Anexo I. Para establecer el rango posible de valores de cada verificador se recurrió a la literatura (véase referencias en Tabla 2).

### Jerarquización y ponderación de los indicadores

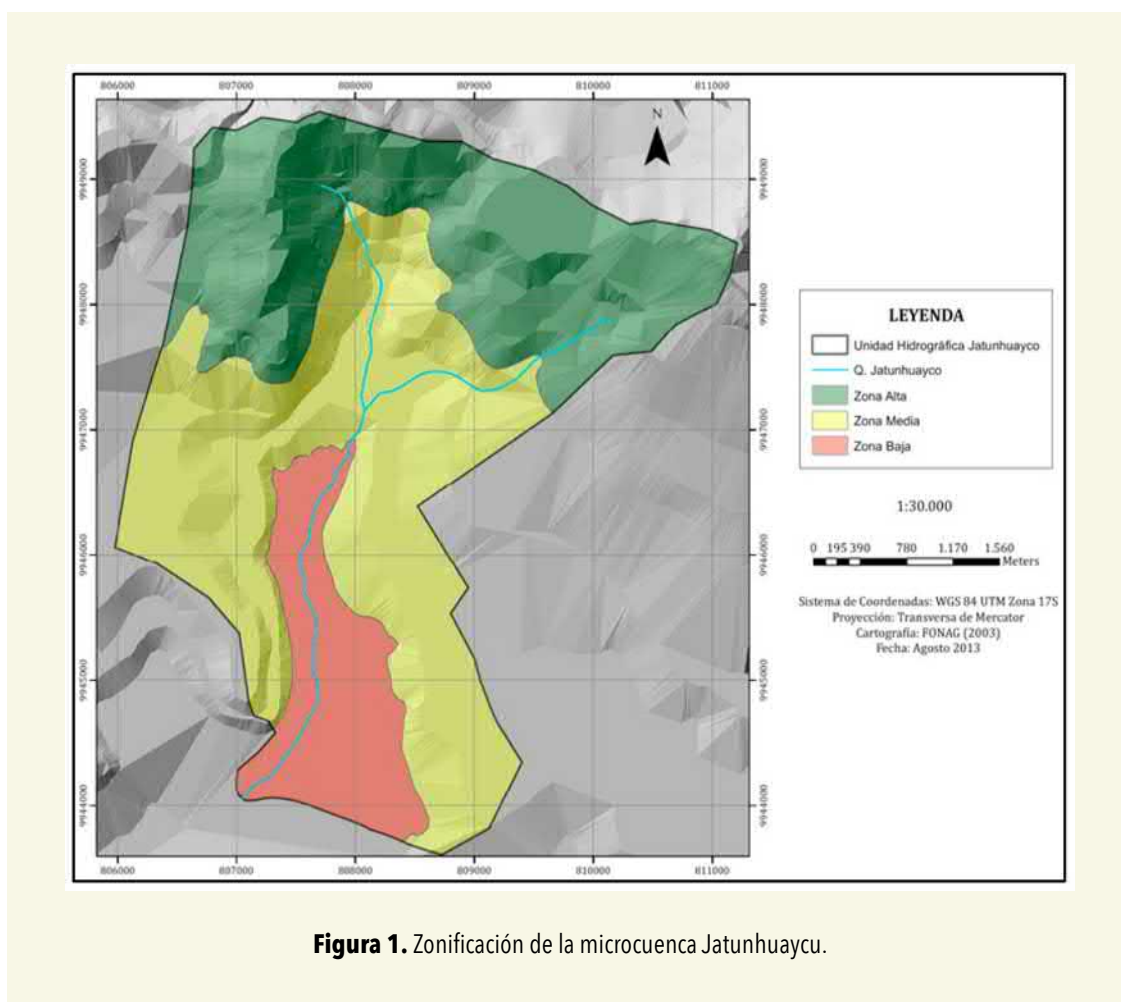
Una vez establecido el conjunto de indicadores, se consultó a un grupo de 10 expertos universitarios en florística, manejo de ecosistemas, restauración ecológica, producción agropecuaria y edafología, los cuales asignaron valores de importancia a cada indicador en función de una escala que va de 1 (menos importante) a 5 (extremadamente importante).

Según Miroslava et al. (2006), es mejor trabajar con la menor cantidad posible de indicadores para mantener una mayor certidumbre de los datos al menor esfuerzo y costo. Es por ello que, luego de la consulta a expertos, se eliminó los indicadores que obtuvieron valores de 1 y 2, y solamente se ordenó en una matriz los indicadores con valores de 3, 4 y 5. Estos valores se sumaron para luego calcular el valor relativo (%) por indicador, dividiendo el valor de importancia de cada indicador entre la sumatoria total de estos valores y multiplicando éste por 100.

### Validación y evaluación en campo

Previo a la validación, se zonificó la MJ con base en la altitud y el uso histórico de la tierra, lo que resultó en tres zonas (Figura 1): (1) baja (3900 – 4000 msnm y ganadería intensiva), (2) media (4101 – 4300 msnm y ganadería extensiva) y (3) alta (> 4301 msnm y sin ganadería). El conjunto de indicadores y sus respectivos verificadores correspondientes a las escalas de unidad de muestreo y local fueron evaluados directamente en campo, teniendo en cuenta las tres zonas.

El diseño de esta propuesta busca que ésta sea abierta y aplicable a las distintas situaciones en las que se encuentre el investigador o el técnico restaurador. Es por ello que la unidad de muestreo no es estricta, y queda abierto al tipo de unidad que más le convenga al restaurador para realizar el monitoreo. Sin embargo, en el presente estudio, para la validación se realizaron transectos lineales subdivididos cada uno en cinco subparcelas de 1 m x 1 m, cada parcela separada por 5 m de la siguiente; el número total de transectos se determinó mediante una curva de acumulación de especies.



**Figura 1.** Zonificación de la microcuenca Jatunhuaycu.

### Sistematización y análisis de los datos

Para cada verificador, se dio un valor de degradación basado en la escala de medición que se detalla en el Anexo I; la media de los valores obtenidos para los verificadores de un indicador determinado generó un valor, el cual fue considerado como el valor de degradación de ese indicador. Los datos se sistematizaron en hojas electrónicas organizándolos en tres columnas: (1) indicador-verificador, (2) valor de degradación (de la escala de los niveles de degradación), y (3) el valor relativo de importancia de cada indicador.

Para obtener el valor de degradación por zona de la MJ, se multiplicó el valor de degradación por el valor relativo. La sumatoria total de este producto se divide para el máximo nivel posible de degradación (según la escala anteriormente explicada, y dependiendo del verificador, véase Anexo I) para dicho indicador (Tabla 1), y este valor se interpretó con base en una segunda escala que va desde 0,0 – 20,0 % (muy baja o nula degradación) hasta 80,1 – 100,0 % (muy alta degradación) (Mendoza 2008). Para mostrar los niveles de degradación de cada zona y el aporte de cada indicador a dicha degradación, se construyó un gráfico radial, donde cada vértice representa cada uno de los indicadores evaluados y su valor de degradación.

| Indicador                                                                          | Valor de Degradación (a*) | Valor de Ponderación (b**) | a x b |
|------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------------|-------|
| A                                                                                  |                           |                            |       |
| B                                                                                  |                           |                            |       |
| <b>Sumatoria de: a x b</b>                                                         |                           |                            |       |
| <b>Degradación global ponderada: <math>(\sum a \times b / 4^{***})</math></b>      |                           |                            |       |
| <b>Interpretación (en función de la escala)</b>                                    |                           |                            |       |
| * Corresponde al máximo nivel de degradación                                       |                           |                            |       |
| ** Promedio del valor que se obtiene de todos los verificadores por cada indicador |                           |                            |       |
| *** Valor ponderado del indicador; adaptado de la metodología de Mendoza (2008)    |                           |                            |       |

**Tabla 1.** Matriz para determinar la degradación global y específica ponderada.

## RESULTADOS

### Principios, criterios, indicadores y verificadores para la evaluación de la degradación del páramo

Se generaron y adaptaron nueve indicadores y 21 verificadores enmarcados en tres escalas de análisis, seis principios y seis criterios (Tabla 2, Anexo I). La sumatoria de los indicadores con nivel de importancia moderada y extremadamente importantes es de 37, el cual se utilizó para calcular el valor relativo de cada indicador (Tabla 3).

| Escala                                   | Principio                                               | Criterio                                               | Indicador                                                  | Verificadores                                                                                                                                                                           |
|------------------------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Paisaje<br/>(a través de<br/>SIG)</b> | Análisis<br>espacial y<br>multitemporal                 | Reducción y<br>aislamiento de<br>áreas naturales       | Cambios en la extensión de la cobertura natural del páramo | Porcentaje de cambio de superficie natural del páramo en un periodo de al menos 10 años (Echeverry y Harper 2009)                                                                       |
|                                          |                                                         |                                                        | Fragmentación del páramo                                   | Número de parches (Faber et al. 2006)                                                                                                                                                   |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Índice de forma promedio (Echeverry y Harper 2009)                                                                                                                                      |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Índice de conectividad (Echeverry y Harper 2009)                                                                                                                                        |
| <b>Unidad de<br/>muestreo</b>            | Grupos ecológicos                                       | Condición de la vegetación                             | Composición florística del páramo                          | % de cobertura de plantas vasculares                                                                                                                                                    |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Diversidad alfa (Shannon-Wiener) (Eguiguren y Ojeda 2009)                                                                                                                               |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Densidad de penachos (por ej. <i>Calamagrostis intermedia</i> )                                                                                                                         |
|                                          |                                                         |                                                        | Poblaciones de especies sucesionales, tempranas y tardías  | Presencia de núcleos de dispersión (% de superficie respecto a 1 ha) (Vargas et al. 2010, Insuasty et al. 2011)                                                                         |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Diversidad alfa (Shannon-Wiener) de núcleos de dispersión                                                                                                                               |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | % de cobertura de especies que se desarrollan en lugares degradados (Hofstede 2004, Mena 2010, Insuasty et al. 2011)                                                                    |
|                                          | Condiciones y factores para la productividad del páramo | Factores edáficos                                      | Estado del suelo                                           | % de suelo desnudo (Eguiguren y Ojeda 2009)                                                                                                                                             |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Grosor de la capa de materia orgánica (Eguiguren y Ojeda 2009)                                                                                                                          |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Nivel de erosión (Castillo 2005)                                                                                                                                                        |
| <b>Local</b>                             | Régimen de disturbios                                   | Caracterización de disturbios                          | Amenazas                                                   | Número de amenazas observadas (naturales y antrópicas) (Vargas y Velasco 2011, Llambí et al. 2012)                                                                                      |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Dimensión espacial (%) del impacto de la amenaza en el páramo (p.ej. % de superficie del páramo degradado por ganadería, incendios, minería, etc.) (Vargas y Velasco 2011, Vargas 2011) |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Temporalidad o nivel de ocurrencia (en el corto, mediano, largo plazo o solo ocurrió en el pasado) (Vargas y Velasco 2011, Llambí et al. 2012)                                          |
|                                          | Sistemas de producción agropecuaria (SPA)               | Caracterización de los SPA                             | Forma de producción                                        | Sistemas tradicionales extensivos (FAO 2000, Crissman 2003)                                                                                                                             |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Sistemas intensivos (FAO 2000; Crissman 2003)                                                                                                                                           |
|                                          | Conservación del páramo                                 | Interés social por el manejo y conservación del páramo | Número de iniciativas para manejar y/o conservar el páramo | Manejo del páramo (las comunidades se desarrollan a través de medios de vida sostenibles) (FAO 2000, Tapia et al. 2011)                                                                 |
|                                          |                                                         |                                                        | Acuerdos sociales y/o legales de conservación              | Conservación estricta (dentro de las áreas de páramo no se realiza ninguna actividad productiva) (FAO 2000; Tapia et al. 2011)                                                          |
|                                          |                                                         |                                                        |                                                            | Existencia y nivel de cumplimiento de acuerdos sociales y/o legales de conservación (Tapia et al. 2011; Vargas y Velasco 2011; Vargas 2011)                                             |

**Tabla 2.** Descripción de los principios, criterios, indicadores y verificadores de degradación, así como las escalas espaciales en las que se encuadra cada uno. Entre paréntesis se indica la referencia de la metodología empleada para cada verificador.

| Indicador                                                  | Valor máximo de degradación* | Valor de importancia | Valor Relativo (%) |
|------------------------------------------------------------|------------------------------|----------------------|--------------------|
| Cambios en la extensión de la cobertura natural del páramo | 4                            | 5                    | 13,51              |
| Fragmentación                                              | 4                            | 3                    | 8,11               |
| Composición florística                                     | 4                            | 5                    | 13,51              |
| Poblaciones de especies sucesionales, tempranas y tardías  | 4                            | 4                    | 10,81              |
| Estado del suelo                                           | 4                            | 5                    | 13,51              |
| Amenazas                                                   | 4                            | 4                    | 10,81              |
| Forma de producción                                        | 3                            | 5                    | 13,51              |
| Número de iniciativas para manejar y/o conservar el páramo | 3                            | 3                    | 8,11               |
| Acuerdos sociales y/o legales de conservación              | 3                            | 3                    | 8,11               |
| <b>TOTAL</b>                                               |                              | <b>37</b>            | <b>100</b>         |

\* Valor máximo de degradación de la primera escala de interpretación

**Tabla 3.** Valor de importancia y relativo de los indicadores de degradación.

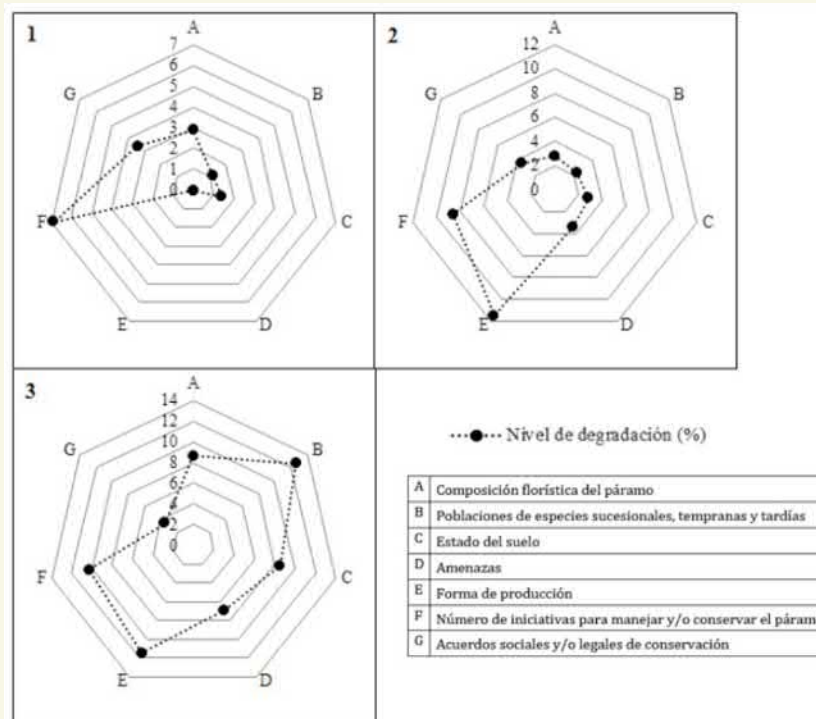
### Evaluación de la degradación de la microcuenca Jatunhuaycu

La evaluación de la degradación de cada zona se realizó a través de los siete indicadores de las escalas local y de unidad de muestreo. Teniendo en cuenta esta adaptación, el total del valor de importancia fue de 29, y el cálculo del valor relativo se realizó en función de este valor sin que el resultado varíe de 100%.

La aplicación de los indicadores determinó que la zona baja es la más degradada, con un valor de 68,96% (alto), seguido por la zona media con una degradación baja (35,09%) y la zona alta con una degradación muy baja (15,79%). Estos valores se representan en la Figura 2, donde el nivel de degradación corresponde al área que está dentro de la línea discontinua, siendo mayor o menor en función de los valores de cada indicador.

Con base en ello, se puede observar que el nivel de degradación está influenciado principalmente por el indicador “forma de producción”, que en el caso de la MJ fueron sistemas tradicionales intensivos para el pastoreo de ganado vacuno, ovino y caballar. El indicador “número de iniciativas para manejar y/o conservar el páramo” también tiene un importante aporte en la degradación del páramo, especialmente en la zona

baja. Aunque la microcuenca está dentro de la REA, el efecto del manejo y conservación por el Ministerio del Ambiente (MAE) y FONAG aún no fue significativo en el momento de la evaluación.



**Figura 2.** Nivel de degradación de la microcuenca Jatunhuaycu y valor de degradación de cada indicador representado en cada vértice. 1) Zona alta (68,96%); 2) Zona media (35,09%); y, 3) Zona baja (68,96%).

En el caso de la zona alta y media, se puede observar que la degradación no es representativa en cuanto a los indicadores de composición florística, el estado del suelo y las amenazas; no así en el caso de la zona baja, donde por influencia de la forma de producción se degradó la vegetación y el suelo, lo que resultó en una franja de suelo erosionado y compactado que cubre 89 ha de la microcuenca.

## DISCUSIÓN

Esta propuesta permite expresar la degradación en un valor cuantitativo, que se interpreta con una escala numérica que integra los valores de todos los indicadores, sean éstos cuantitativos o cualitativos. Como se pudo observar, la aplicación de esta propuesta a la menor escala posible (en este caso tres zonas de la microcuenca) permitió obtener un valor más real en función del nivel de influencia de cada indicador, lo que según Miroslava et al. (2006) permite inferir niveles de degradación a escalas mayores.

El nivel de influencia de cada indicador se representó a través del valor relativo, lo que según Mendoza (2008) permite determinar de forma más acertada el nivel de degradación, ya que aunque todos los indicadores influyen en dicha degradación, no todos tienen el mismo grado de influencia.

Según los resultados, el indicador “forma de producción” fue el que más influyó en la degradación de la microcuenca y afectó componentes biofísicos relacionados con la composición de la vegetación y el estado del suelo, principalmente en la zona baja. Esto puede significar que la degradación cruzó tanto el umbral abiótico (relacionado con factores como el suelo principalmente, el cual es el más difícil de restaurar) como el biótico (relacionado con la vegetación o fauna) (Van Andel y Aronson 2012). En la microcuenca, el umbral abiótico no se encuentra en niveles críticos, ya que el principal problema, relacionado con la franja de suelo erosionado y compactado, no es representativo considerando la superficie que ocupa (89 ha) respecto a la microcuenca (1 476 ha). Además, existen indicios de colonización de especies que se desarrollan en sitios degradados (como *Lachemilla orbiculata*, *Trifolium repens*, *Rumex acetocella*, entre otras) y que se consideran como tal en estudios como el de Hofstede (2004) y Mena (2010).

Van Andel y Aronson (2012) mencionan que contar con valores acertados de la degradación permite planificar la ejecución de un conjunto de estrategias de restauración que respondan a la realidad del sitio, de forma que se pueda priorizar todos los recursos para la zona más degradada en un corto plazo (1 a 5 años), y las zonas menos degradadas para un mediano plazo (5 a 10 años).

Además, estos indicadores también pueden emplearse para determinar escenarios de referencia y para disponer de una base técnica para el diseño de un sistema de monitoreo y evaluación, el cual constituye una de las fases más importantes en los proyectos de restauración (Vargas y Velasco 2011).

## CONCLUSIONES

- La propuesta metodológica se compone de nueve indicadores y 21 verificadores enmarcados dentro de tres escalas de análisis, seis principios y seis criterios. Los indicadores son: cambios en la extensión de la cobertura natural del páramo, fragmentación del páramo, composición florística del páramo, poblaciones de especies (sucesionales, tempranas y tardías), estado del suelo, amenazas, forma de producción, número de iniciativas para manejar y/o conservar el páramo, y acuerdos sociales y/o legales de conservación.
- La aplicación de los indicadores permitió determinar que el nivel más alto de degradación (62,07%) corresponde a la zona baja de la microcuenca Jatunhuaycu, influenciada principalmente por la forma tradicional extensiva de ganadería vacuna, ovina y caballar, que resultó en una franja de suelo erosionada y compactada de 89 ha.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Juan Vargas por su apoyo en la fase de campo, y a Gabriela Villamagua, Natalia Samaniego y Johana Muñoz por su aporte en el análisis de los resultados del presente estudio. Este proyecto fue financiado por el Fondo Nacional del Agua (FONAG) en el marco del programa de Recuperación de la Cobertura Vegetal.

## REFERENCIAS

Castillo E. (2005). Método del perfil. En. Somarriba et al. (eds), *Manual de métodos sencillos para estimar erosión hídrica. Basado en Experiencias Nacionales*. Universidad Nacional Agraria-Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central (PASOLAC)-Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), p. 34-37.

Crissman C. (2003). La agricultura en los páramos: estrategias para el uso en el espacio. CONDESAN. Lima, Perú. 62 pp.

Echeverry M. y Harper G. (2009). Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Chocó-Manabí (Colombia-Ecuador). *Recursos Naturales y Ambiente* 58, p78-88.

Eguiguren P. y Ojeda T. (2009). Línea base para el monitoreo a largo plazo del impacto del cambio climático, sobre la diversidad florísticas en una zona piloto del ecosistema páramo del Parque Nacional Podocarpus. Tesis Ingeniería Forestal. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador. 101 pp.

FA (Fundación Antisana) (2005). Diagnóstico socioambiental del Corredor de Páramo El Tambo-Antisana. USAID/TheNatureConservancy. 179 pp.

Faber D., Rocchio J., Schafale M., Nordman C., Pyne M., Teague J., Foti T. y Comer P. (2006). Ecological Integrity Assessment and Performance Measures for Wetland Mitigation. NatureServe, Arlington, Virginia. 38 pp.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) (2000). Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Instituto Internacional de Agricultura Tropical (IITA). Ibadan, Nigeria. 220 pp.

Herrera B. y Corrales L. (2004). Metodología para la selección de criterios e indicadores y análisis de verificadores para la evaluación del manejo forestal a escala de paisaje. Universidad Rafael Landívar, Guatemala. 20 pp.

Hofstede R. (2004). Health state of Páramos: an effort to correlate science and practice. *Lyonia* 6:1, p61-73.

Isaza M., Campos J., Prins C. y Villalobos R. (2007). Restauración del paisaje en Hojancha, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 51 pp.

Llambí L., Soto A., Célleri R., De Bievre R., Ochoa B. y Borja P. (2012). Ecología, hidrología y suelos de páramos. Proyecto Páramo Andino. 283 pp.

Mena V. (2010). Los páramos ecuatorianos: paisajes diversos, frágiles y estratégicos. AFESE: Revista de la Asociación de Funcionarios y Empleados del Servicio Exterior Ecuatoriano. N.54. Quito, Ecuador. 26 pp.

Mendoza M. (2008). Metodología para el análisis de vulnerabilidad del recurso hídrico para consumo humano; aplicación y determinación de medidas de adaptación en la subcuenca del río Copan, Honduras. Tesis Maestría en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 102 pp.

Miroslava M., Campos J. y Louman B. (2006). Uso de principios, criterios e indicadores para monitorear y evaluar las acciones y efectos de políticas en el manejo de los recursos naturales. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 73 pp.

SER (Society for Ecological Restoration International – Sociedad internacional para la restauración ecológica) (2004). Principios sobre la restauración ecológica. Grupo de Trabajo sobre Ciencia y Política. 15 pp.

Tapia C., Buitrago A., López G., Baptiste B., Vásques A. y Armero M. (2011). Manejo de Páramos. Proyecto Páramo Andino. 293 pp.

Toro J., Silva B. y Blanco E. (2012). Conservación y restauración de áreas con alto valor estratégico (Restauración ecológica de áreas de páramo y conservación en nacientes y humedales altoandinos). En Cartaya et al. (eds), *Proyecto Páramo Andino: experiencias exitosas en los sitios piloto, caso Venezuela*, p. 17-23.

Van Andel J. y Aronson J. (2012). Restoration Ecology: The new frontier. Wiley-Blackwell. Oxford, Reino Unido. 368 pp.

Vargas O. (2011). Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. En Vargas y Reyes (eds), *La restauración ecológica en la práctica: Memoria del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia, p. 19-40.

Vargas O. y Velasco P. (2011). Reviviendo Nuestro Páramos: Restauración Ecológica de Páramos. Proyecto Páramo Andino. 183 pp.

Vargas O., Reyes S., Gómez P. y Díaz J. (2010). Guías técnicas para la restauración ecológica de ecosistemas. Grupo de Restauración Ecológica. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 92 pp.

## ANEXO I

Indicadores y verificadores empleados para la medición de la degradación de los páramos del Ecuador, indicándose la escala de medición que se aplicó en cada caso para relativizar los valores, así como los respectivos niveles de degradación.

| Indicador                                                  | Verificador                                                                             | Escala de medición | Nivel de degradación |
|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|----------------------|
| Cambios en la extensión de la cobertura natural del páramo | Porcentaje de cambio de superficie natural del páramo en un periodo de al menos 10 años | 80,1-100%          | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 60,1-80,0%         | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 40,1-60,0%         | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 20,1-40,0%         | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,0-20,0%          | 0                    |
| Fragmentación del páramo                                   | Número de parches                                                                       | >81                | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 61-81              | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 41-60              | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 21-40              | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 0-20 parches       | 0                    |
|                                                            | Índice de forma promedio                                                                | >2,2               | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 1,9-2,1            | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 1,6-1,8            | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 1,3-1,5            | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 1-1,2              | 0                    |
|                                                            | Índice de conectividad                                                                  | >2,1               | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 1,6-2,0            | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 1,1-1,5            | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,6-1,0            | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 0-0,5              | 0                    |
| Composición florística del páramo                          | % de cobertura de plantas vasculares                                                    | 0-20,0%            | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 20,1-40,0%         | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 40,1-60,0%         | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 60,1-80,0%         | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 80,1-100%          | 0                    |
|                                                            | Diversidad alfa (Shannon-Wiener)                                                        | 0-0,20             | 4                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,21-0,40          | 3                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,41-0,60          | 2                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,61-0,80          | 1                    |
|                                                            |                                                                                         | 0,81-1,00          | 0                    |

| Indicador                                                 | Verificador                                                          | Escala de medición                                  | Nivel de degradación |
|-----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|----------------------|
| Composición florística del páramo (continuación)          | Densidad de penachos                                                 | 0-0,05 /m2                                          | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 0,06-0,10 /m2                                       | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 0,11-0,15 /m2                                       | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 0,16-0,20 /m2                                       | 1                    |
|                                                           |                                                                      | >0,21 /m2                                           | 0                    |
| Poblaciones de especies sucesionales, tempranas y tardías | Presencia de núcleos de dispersión (% de superficie respecto a 1 ha) | 0-20,0%                                             | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 20,1-40,0%                                          | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 40,1-60,0%                                          | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 60,1-80,0%                                          | 1                    |
|                                                           |                                                                      | 80,1-100%                                           | 0                    |
|                                                           | Diversidad alfa (Shannon-Wiener) de núcleos de dispersión            | 0-0,20                                              | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 0,21-0,40                                           | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 0,41-0,60                                           | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 0,61-0,80                                           | 1                    |
|                                                           |                                                                      | 0,81-1,00                                           | 0                    |
|                                                           | % de cobertura de especies que se desarrollan en lugares degradados  | 80,1-100%                                           | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 60,1-80,0%                                          | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 40,1-60,0%                                          | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 20,1-40,0%                                          | 1                    |
|                                                           |                                                                      | 0,0-20,0%                                           | 0                    |
| Estado del suelo                                          | % de suelo desnudo                                                   | 80,1-100%                                           | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 60,1-80,0%                                          | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 40,1-60,0%                                          | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 20,1-40,0%                                          | 1                    |
|                                                           |                                                                      | 0,0-20,0%                                           | 0                    |
|                                                           | Grosor de la capa de materia orgánica                                | 0-10 cm                                             | 4                    |
|                                                           |                                                                      | 11-20 cm                                            | 3                    |
|                                                           |                                                                      | 21-30 cm                                            | 2                    |
|                                                           |                                                                      | 31-40 cm                                            | 1                    |
|                                                           |                                                                      | >41 cm                                              | 0                    |
|                                                           | Nivel de erosión                                                     | Se ha perdido el horizonte A y >50% del horizonte B | 4                    |
|                                                           |                                                                      | Se ha perdido 100% del horizonte A                  | 3                    |
|                                                           |                                                                      | Se ha perdido 50-75% de profundidad del horizonte A | 2                    |
|                                                           |                                                                      | Se ha perdido 25-50% de profundidad del horizonte A | 1                    |
|                                                           |                                                                      | Se ha perdido <25% de profundidad del horizonte A   | 0                    |

| Indicador           | Verificador                                                   | Escala de medición                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | Nivel de degradación |
|---------------------|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Amenazas            | Número de amenazas observadas (naturales y antrópicas)        | >12                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 4                    |
|                     |                                                               | 9-11                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 3                    |
|                     |                                                               | 6-8                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 2                    |
|                     |                                                               | 3-5                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 1                    |
|                     |                                                               | 0-2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 0                    |
|                     | Dimensión espacial (%) del impacto de la amenaza en el páramo | 80,1-100%                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 4                    |
|                     |                                                               | 60,1-80,0%                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 3                    |
|                     |                                                               | 40,1-60,0%                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 2                    |
|                     |                                                               | 20,1-40,0%                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 1                    |
|                     |                                                               | 0,0-20,0%                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 0                    |
|                     | Temporalidad o nivel de ocurrencia                            | Continuo                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 4                    |
|                     |                                                               | Solo en futuro corto plazo (puede ocurrir en 1-5 años) o actualmente suspendido (puede retornar en el corto plazo)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 3                    |
|                     |                                                               | Solo en futuro mediano plazo (puede ocurrir en hasta 10 años) o actualmente suspendido (puede retornar en el mediano plazo)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 2                    |
|                     |                                                               | Solo en el futuro largo plazo (puede ocurrir en hasta 20 años) o actualmente suspendido (puede retornar en el largo plazo)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 | 1                    |
|                     |                                                               | Solo en el pasado e improbable que retorne, o sin efecto directo                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | 0                    |
| Forma de producción | Sistemas tradicionales extensivos                             | Hay producción extensiva de cultivos y/o ganado (vacuno y caballar) con prácticas como la labranza cero, quema del pajonal natural e introducción de pastos exóticos. El sistema de producción extensivo cubre más del 61% del total del territorio del páramo y se desarrolla en pendientes entre 6 y más de 30° (de inclinado a moderadamente escarpada); además, se distribuyen en la zona alta, media y baja del área de intervención. | 3                    |
|                     |                                                               | Hay producción extensiva de cultivos y/o ganado (vacuno y caballar) con prácticas como la quema del pajonal. El sistema de producción extensivo cubre entre el 31 y 60% del total del territorio del páramo y se desarrolla en pendientes entre 6 y 15° (de inclinada a fuertemente inclinada); además, se distribuyen en la zona alta y media del área de intervención.                                                                   | 2                    |
|                     |                                                               | Hay producción extensiva solamente de cultivos con prácticas como la quema del pajonal. El sistema de producción extensivo cubre hasta el 30% del total del territorio del páramo y se desarrolla en pendientes entre 6 y 10° (inclinada).                                                                                                                                                                                                 | 1                    |
|                     |                                                               | No hay producción extensiva en el 100 % del territorio del páramo                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | 0                    |

| Indicador                                                  | Verificador                                                                                      | Escala de medición                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | Nivel de degradación |
|------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Forma de producción<br>(continuación)                      | Sistemas intensivos                                                                              | Hay producción intensiva de cultivos y/o ganado (vacuno y caballar) con prácticas como la labranza mecanizada (uso de tractor), uso de insumos externos al o los predios, quema del pajonal e introducción de pastos exóticos. El sistema de producción intensivo cubre más del 41% del total del territorio y se desarrolla en pendientes entre 6 y más de 30° (de inclinado a moderadamente escarpada); además se distribuye en la zona alta, media y baja del área de intervención. | 3                    |
|                                                            |                                                                                                  | Hay producción intensiva de cultivos y/o ganado (vacuno y caballar) con prácticas como la labranza convencional o mecanizada (uso de tractor), uso de insumos externos al o los predios. El sistema de producción intensivo cubre entre el 21 y 40% del total del territorio y se desarrolla en pendientes entre 6 y más de 15° (de inclinada a fuertemente inclinada); y se distribuye en la zona alta y media del área de intervención.                                              | 2                    |
|                                                            |                                                                                                  | Hay producción intensiva solamente de cultivos con labranza tradicional. El sistema de producción intensivo cubre hasta el 20% del total del territorio del páramo y se desarrolla en pendientes entre 6 y 10° (inclinada).                                                                                                                                                                                                                                                            | 1                    |
|                                                            |                                                                                                  | No hay producción intensiva en el 100% del territorio del páramo                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 0                    |
| Número de iniciativas para manejar y/o conservar el páramo | Manejo del páramo (las comunidades se desarrollan a través de medios de vida sostenibles)        | Ineficiente (no hay áreas de páramo que sean manejadas; y si las hay, estas representan el 20% del total del territorio; no hay planes de manejo).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | 3                    |
|                                                            |                                                                                                  | Regular (las áreas de páramo que están bajo manejo, representan entre el 21% y 40% del total del territorio; si hay planes de manejo; la comunidad trabaja conjuntamente con una institución local, gubernamental o no gubernamental).                                                                                                                                                                                                                                                 | 2                    |
|                                                            |                                                                                                  | Adecuado (las áreas de páramo que están bajo manejo, representan más del 41% del total del territorio; si hay planes de manejo donde se incluye el ordenamiento territorial; la comunidad trabaja conjuntamente con una institución local, gubernamental o no gubernamental o la comunidad se ha empoderado de las actividades de manejo).                                                                                                                                             | 1                    |
|                                                            | Conservación estricta (dentro de las áreas de páramo no se realiza ninguna actividad productiva) | Ineficiente (no hay áreas de páramo bajo conservación; y si las hay, estas ocupan el 30% del total del territorio; no tienen planes de manejo y se siguen realizando actividades productivas y/o extractivistas dentro del área; y, no hay instituciones locales, gubernamentales o no gubernamentales que se estén ocupando de esta área).                                                                                                                                            | 3                    |
|                                                            |                                                                                                  | Regular (el área de páramo bajo conservación representa entre el 31% y 60% del total del territorio y son áreas prioritarias localmente y/o para otros sectores; si tienen planes de manejo y las actividades productivas y/o extractivistas se han reducido en un 40%; y, hay por lo menos una institución local, gubernamental o no gubernamental que se estén ocupando de esta área).                                                                                               | 2                    |
|                                                            |                                                                                                  | Adecuado (el área de páramo bajo conservación representa es mayor al 61% del total del territorio y son áreas prioritarias para la localidad y/o para otros sectores; si tienen planes de manejo y las actividades productivas y/o extractivistas se han reducido en más del 41%; y, hay por lo menos una institución local, gubernamental o no gubernamental que se estén ocupando de esta área).                                                                                     | 1                    |

| Indicador                                                                           | Verificador                                                                         | Escala de medición                                                                                                                                                                                                                  | Nivel de degradación |
|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Existencia y nivel de cumplimiento de acuerdos sociales y/o legales de conservación | Existencia y nivel de cumplimiento de acuerdos sociales y/o legales de conservación | Ineficiente (no hay acuerdos sociales y/o legales; si los hay, estos se han implementado en menos de un 10 %).                                                                                                                      | 3                    |
|                                                                                     |                                                                                     | Regular (hay acuerdos sociales y/o legales, y estos se han implementado entre 11 % a 50%).                                                                                                                                          | 2                    |
|                                                                                     |                                                                                     | Adecuado (hay acuerdos sociales y/o legales, y estos se han implementado en más del 50 %. También, si no se considerar que los acuerdos sociales y/o legales han tenido influencia alguna en el proceso de degradación del páramo). | 1                    |



# Distribución espacial de erosión hídrica en el cantón Macará, provincia de Loja, utilizando el modelo RUSLE y SIG

Pablo Alvarez<sup>1\*</sup>, Gabriela Moreno<sup>2</sup>,  
Juan Quinde<sup>2</sup> y Leonardo Palacios<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Investigación en Biodiversidad y Servicios  
Ecosistémicos, Universidad Nacional de Loja, ECUADOR

<sup>2</sup> Carrera de Ingeniería en Manejo y Conservación  
del Medio Ambiente, Universidad Nacional de Loja,  
ECUADOR

<sup>3</sup> Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional  
de Loja, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [pablo.alvarez@unl.edu.ec](mailto:pablo.alvarez@unl.edu.ec)

## Resumen

La erosión del suelo ha sido una de las principales causas de deterioro ambiental, especialmente la erosión hídrica. En el presente trabajo se estimó las tasas de erosión hídrica en el cantón Macará ubicado al sur de la provincia de Loja y se identificaron las zonas más susceptibles utilizando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) mediante Sistemas de Información Geográfica. El poder erosivo de la lluvia fue estimado con el Índice de Fournier Modificado a partir de datos pluviométricos de 35 años. Para calcular la erodabilidad, la estructura, permeabilidad, profundidad del horizonte superficial, contenido de materia orgánica, textura y porcentaje de arena muy fina fueron determinadas. La pendiente y su longitud se generaron con base en el modelo digital de elevación. La cobertura vegetal se generó mediante la digitalización de ortofotos a escala 1:3000. Al factor prácticas de manejo se asignó un valor de 1 debido a que éstas no se identificaron en la escala de trabajo. El 18% de la superficie del cantón presenta una tasa de erosión superior a 200 t/ha/año, considerada como muy alta debido al bajo porcentaje de cobertura vegetal natural al sur del cantón. Como principal alternativa para la reducción de la erosión en las zonas más críticas se planteó el incremento de la cobertura vegetal a través de reforestación con las especies arbóreas *Ceiba trichistandra* y *Leucaena leucocephala*, con lo que se prevé que se reducirá la erosión hídrica >200 t/ha/año de 15,8 a 5,6% de la superficie de la zona de estudio.

**Palabras clave:** Erosión hídrica; modelación; RUSLE; SIG.

## Abstract

Soil erosion has been one of the main causes of environmental deterioration, especially that caused by water. This research focuses on determining soil loss by water erosion and identify the most susceptible areas in Macará canton at the south of the Loja province, using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and Geographic Information Systems. The Erosivity factor was estimated by the Modified Fournier Index based on pluviometric data of 35 years. For the erodibility factor, the soil structure, permeability, depth of topsoil, organic matter, texture and very fine sand percentage were measured. The length of the slope and slope were generated by the Digital Elevation Model based on the digital elevation model. The Vegetation Cover factor was produced by digitalization of orthophotos at a scale of 1:3000. The management practices factor was assigned a value of 1, because they were not identified in the working scale. The 18% of the area of the canton has an erosion rate over 200 t/ha/year, which is very high due to the low percentage of natural vegetation cover in the southern of the canton. As the main alternative for reducing erosion in critical areas, increasing vegetation cover through reforestation with the tree species *Ceiba trichistandra* and *Leucaena leucocephala* was proposed, which is expected to reduce water erosion >200t/ha/year from 15.8 to 5.6% of the surface of the study area.

**Keywords:** Water erosion; modeling; RUSLE; SIG.

## INTRODUCCIÓN

El agua y el suelo son recursos naturales esenciales para el desarrollo económico y social a nivel mundial (Carranza et al. 2010, Cisneros et al. 2012). El suelo se encuentra sometido a una creciente presión ambiental (Pizarro et al. 2009), principalmente por la actividad humana ligada a usos agrícolas, forestales o mineros (Ramírez 2010), siendo la erosión uno de los principales y más graves problemas que afecta más del 80,5% de la superficie del planeta (Alvarado et al. 2007).

La erosión hídrica es la causa más importante de erosión de tierras (Santacruz 2011), y es responsable del 50,61% de la erosión de América del Sur (Hudson 2006). En Ecuador, la crisis económica y social va de la mano con el uso intensivo de los recursos naturales (Concha 2006). Aproximadamente el 47,9% de la superficie total continental presenta suelos susceptibles a erosión en distinta intensidad, ya sea por su composición, características geomorfológicas o el grado de amenaza antrópica (GEO Ecuador 2008). Al respecto, existe información que señala que el 42% de la provincia de Loja muestra señales de una erosión muy severa que conduce a la formación de surcos y cárcavas profundas (PREDESUR 1994).

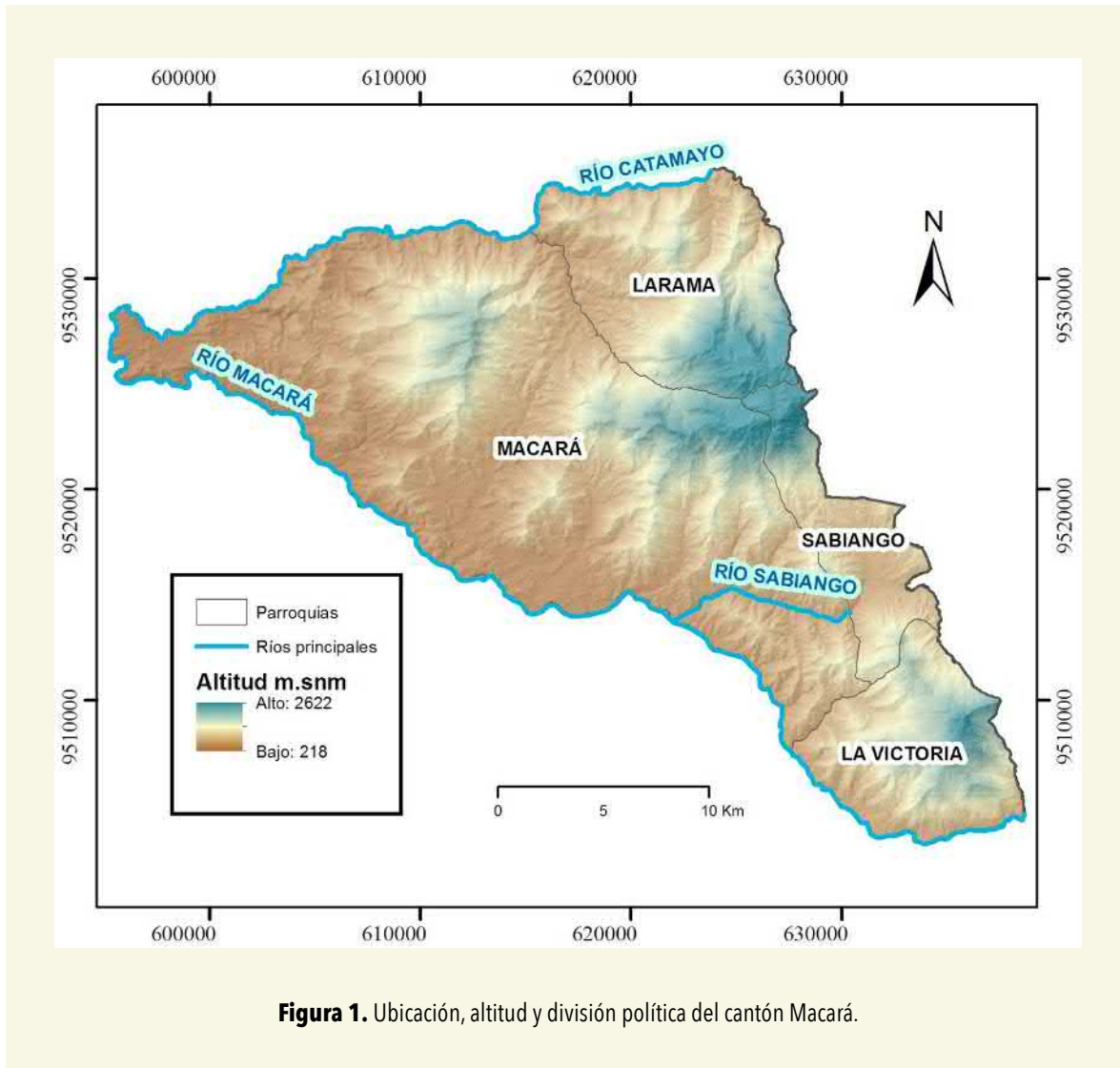
Existen numerosos modelos para estimar y cuantificar la erosión del suelo. Uno de los más utilizados es el modelo de la RUSLE implementado mediante SIG (Bancy et al. 2000, Shi et al. 2000, Aroussi et al. 2013, Feng et al. 2016, Ochoa et al. 2016), cuyo empleo en numerosos estudios ha permitido generar un inventario a nivel espacial de las zonas más críticas por efecto de la erosión hídrica e identificar áreas prioritarias para proyectos de conservación de suelos que contribuyan a la restauración ecológica a nivel paisajístico.

En el cantón Macará se evidencia una exposición de los suelos a los agentes erosivos, debido principalmente a la deforestación y cambio de uso del suelo, disminuyendo las áreas útiles para agricultura (PDOT-Macará 2011). Por tal motivo, el presente estudio se enfocó en: a) determinar la distribución espacial de las tasas de erosión hídrica en el cantón de Macará empleando el modelo RUSLE mediante sistemas de información geográfica, y b) modelar la proyección de reducción de la erosión mediante la implementación estrategias de conservación del suelo.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El estudio se realizó en el cantón Macará, ubicado al Suroccidente del país, región sur del Ecuador, provincia de Loja (Figura 1). Tiene una extensión de 57445,2 ha, con una elevación entre 300-2600 msnm con una temperatura promedio de 25,5°C y una precipitación anual que va de 500 hasta 1246 mm; su red hídrica está conformada principalmente por la Subcuenca del Río Macará (63,5%) y la Subcuenca del Río Catamayo (36,5%). Las coberturas vegetales naturales cubren el 57,9% de la superficie cantonal, siendo el bosque seco semidenso el más representativo (44,9%) (Cueva y Chalán 2010). El cantón se divide en cinco parroquias: Macará, Eloy Alfaro (urbanas), Larama, Sabiango y La Victoria (rurales) (PDOT Macará 2011).



**Figura 1.** Ubicación, altitud y división política del cantón Macará.

#### Determinación de la erosión actual

Para la determinación de la erosión hídrica actual se utilizó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Modificada (RUSLE) propuesta por Renard et al. (1991), integrada por seis factores (Ec. 1).

$$Ea = R \times K \times LS \times C \times P \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde  $Ea$  es la pérdida de suelo por erosión hídrica en  $\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ,  $R$  es el factor de erosividad en  $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{hr}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ,  $K$  el factor de erodabilidad del suelo en  $\text{t.ha.h.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$ ,  $LS$  es una combinación de la longitud y grado de la pendiente (adimensional),  $C$  es el factor cobertura del suelo (adimensional) y  $P$  son las prácticas de manejo.

### Factor Erosividad (*R*)

Representa la agresividad de la lluvia para causar erosión (Ramírez 2010). El método más recomendado para determinar este factor es el  $I_{30}$  que requiere información con una escala temporal de 30 minutos. En vista de que no se dispone de esta información se utilizó el Índice Modificado de Fournier (IMF) propuesto por Arnoldus (1978) que utiliza datos de precipitación media mensual (Ec. 2). Esta última información fue proporcionada por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI), con lo cual se elaboró una base de datos de 24 estaciones meteorológicas ubicadas en la provincia de Loja, de un periodo de 34 años (1980 a 2014). Cabe señalar que existieron datos faltantes, por lo que se utilizó el paquete *Climatol* dentro del entorno del software estadístico RStudio versión 0.99.483, para realizar el relleno de datos correspondiente.

$$IFM = \sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde el IFM está expresado en mm,  $P_i$  es la precipitación media mensual (mm), y  $P$  es la precipitación total anual (mm). Posteriormente, se aplicó un factor de corrección (Apaydin et al. 2006, Gabriels 2006, Angulo 2011) que permitió obtener el valor del factor  $R$  para cada estación (Ec. 3), los mismos que se interpolaron para toda la provincia. Por último, se extrajo la información correspondiente al área de estudio mediante la herramienta *Extract by mask* del programa ArcMap versión 10.1.

$$R = 21,56 \text{ IMF}^{0,927} \quad (\text{Ec. 3})$$

### Factor Erodabilidad (*K*)

Es la susceptibilidad del suelo a ser erosionado (Pérez 2001, Ramírez 2010). Para calcular este factor, se construyó el mapa geomorfológico a partir de los mapas de geología y pendiente, en el que se definieron 26 puntos de muestreo, tratando de abarcar los distintos tipos de cobertura vegetal existente ya que esta última está relacionada directamente con el contenido de materia orgánica del suelo, que es determinante en la resistencia que puede ofrecer el suelo a la erosión. Se colectaron 500 g de suelo por cada punto de muestreo. En campo se determinó la profundidad de la capa superficial de suelo y la estructura. En laboratorio, los porcentajes de arena, limo, arcilla (método del hidrómetro), arena muy fina (tamizado) y materia orgánica (método de Walkley y Black) fueron determinados. Con los resultados obtenidos se aplicó las Ec. 4 y Ec. 5, desarrolladas por Wischmeier y Smith (1978) para cada muestra y los datos resultantes fueron interpolados.

$$K = 1.29 (2.1 \cdot 10^{-6} \cdot M^{1.14} (12 - MO) + 0.0325 (S_i - 2) + 0.025 (P_e - 3)) \quad (\text{Ec.4})$$

Donde K es el factor de erodabilidad del suelo (t ha hr/ha MJ mm), MO es la materia orgánica (%), S es el tipo de estructura granular del suelo, P es el tipo de permeabilidad, y M es el índice de textura. Finalmente, el resultado se multiplica por 0,13 para representarlos en unidades del sistema internacional.

#### *Factor Pendiente y Longitud de la Pendiente (LS)*

El factor LS representa el efecto de la topografía, específicamente la longitud y el grado de la pendiente en la erosión hídrica del suelo (Ramírez 2010). Para calcular los diferentes parámetros que determinaron los factores LS se utilizó la metodología descrita por Jiménez (2014). Como información topográfica base se utilizó el Modelo Digital de Elevaciones SRTM (Shuttle Terrain Radar Mapping) con una resolución de 30 × 30m.

#### *Factor Cobertura Vegetal (C)*

Se utiliza para reflejar el efecto de los cultivos y la vegetación en la erosión del suelo (Velásquez 2008). Para determinar este factor se realizó la digitalización de la cobertura a partir de ortofotos del año 2012 con una resolución espacial de 0,3 m que fueron proporcionadas por la Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo (SENPLADES). La nomenclatura utilizada para las unidades de cobertura vegetal fue la misma del Mapa de Cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental desarrollada por el MAE-MAGAP (2015). A cada cobertura vegetal se le asignó los valores de ponderación señalados por Lianes et al. (2009), tomando en cuenta las características específicas presentes en cada cobertura vegetal identificada.

#### *Factor Prácticas de Manejo (P)*

Este factor refleja el impacto de las prácticas de manejo del suelo en el control de la erosión (Velásquez 2008). Su valor depende de la pendiente del terreno y varía entre 0 y 1 (PNUMA 2000). Se utilizó un valor de 1 para la zona de estudio debido a que no se visualizaron prácticas de manejo del suelo en la escala de trabajo.

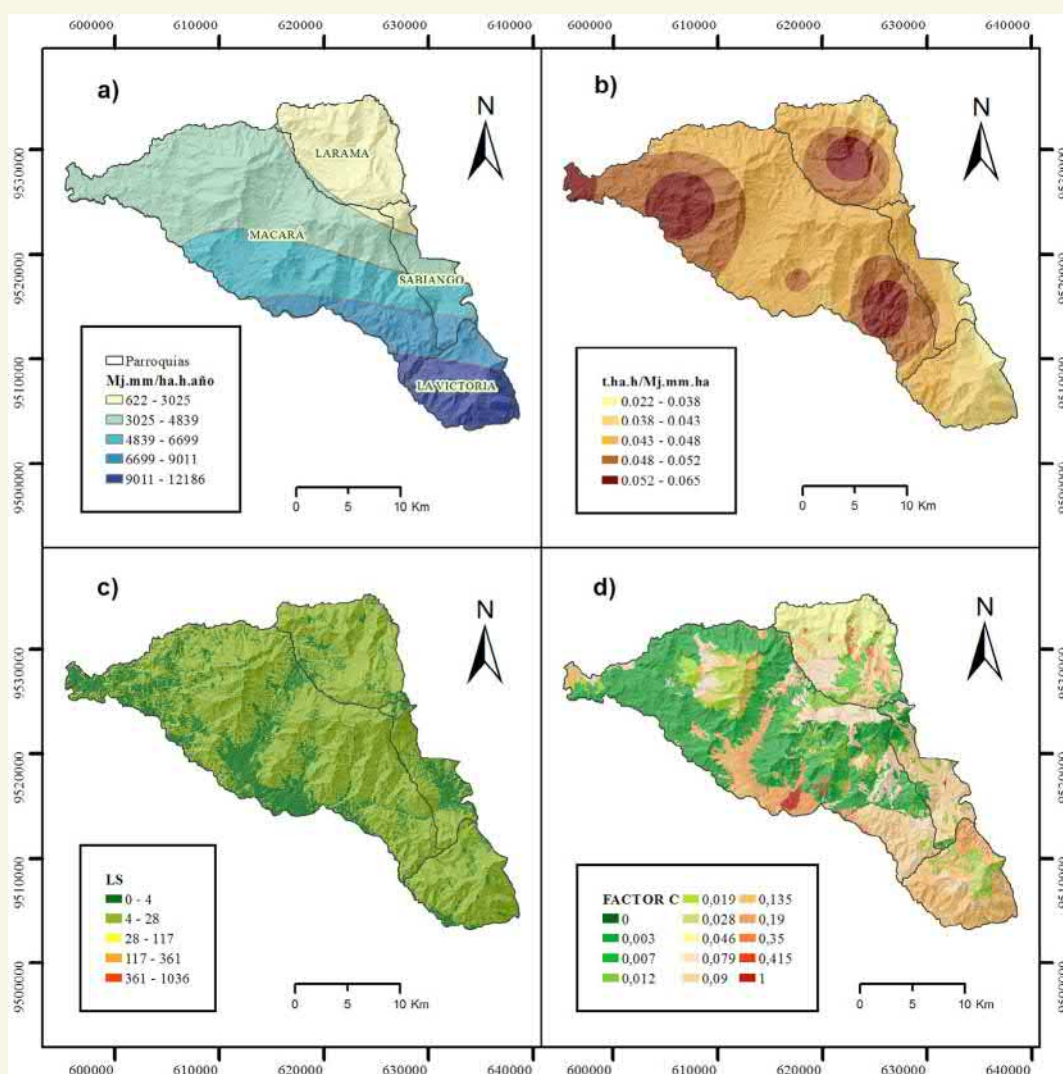
#### **Proyección de reducción de la erosión con alternativas de manejo del suelo**

Para la determinación de los porcentajes de reducción de las pérdidas de suelo se utilizó el mismo modelo descrito en la Ec. 1 (RUSLE), con la particularidad de que para establecer las alternativas propuestas para reducir la erosión y por ende conservar el suelo se modificó el valor del factor cobertura vegetal dentro de la ecuación. Para ello, se tomaron en cuenta especies características del matorral seco y húmedo, y se evaluó el porcentaje de cobertura aérea y el porcentaje de suelo cubierto proporcionado por dichas especies.

## RESULTADOS

### Factor Erosividad (R)

En la Figura 2a se pudo observar la distribución espacial del factor R, en la que el valor más elevado de erosividad se presenta al sur del cantón Macará, específicamente en la parroquia La Victoria con valores que van de 9011 a 12186 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.hr<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>. Estos valores de intensidad de precipitación pueden ser altamente erosivos, especialmente en los meses de enero, febrero y marzo que constituyen el periodo lluvioso. Los valores más bajos de erosividad a nivel espacial están al norte del cantón Macará y en la parroquia Larama, que van de 622 a 3025 MJ.mm.ha<sup>-1</sup>.hr<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>.



**Figura 2.** Distribución espacial en el cantón Macará de los valores obtenidos para cada factor del modelo RUSLE: a) factor Erosividad, b) factor Erodabilidad, c) factor Pendiente y Longitud de la Pendiente y d) factor Cobertura Vegetal.

### Factor Erodabilidad (K)

En la Figura 2b se muestran los valores de susceptibilidad del suelo a ser erosionado. Los valores del factor K más bajos van de 0,022 a 0,048 t.ha.h.ha<sup>-1</sup>.MJ<sup>-1</sup>.mm<sup>-1</sup> debido principalmente al bajo porcentaje de arena (16-29%) e intermedio nivel de materia orgánica (3,1-5,0%). Estas zonas están irregularmente distribuidas en la mayor parte del cantón, ocupando una superficie de 72%. La superficie restante presenta valores altos que van de 0,048 a 0,065 t.ha.h.ha<sup>-1</sup>.MJ<sup>-1</sup>.mm<sup>-1</sup> distribuidos en tres sitios puntuales en las parroquias Macará y Larama, los cuales son los más susceptibles a erosión debido al alto porcentaje de arena (48-70%) y bajo porcentaje de materia orgánica (1,1-2,5%). Los valores de arena muy fina en las zonas con alta y baja susceptibilidad fueron similares (22-32%).

### Factor Pendiente y Longitud de la Pendiente (LS)

En la Figura 2c se puede observar el efecto que tiene la topografía en la erosión del suelo. Los valores de LS más bajos van de 0-4 (adimensional) y están distribuidos principalmente en los valles de la parroquia Macará, donde la pendiente promedio es 2,6% ( $\pm 0.9$ ). La segunda categoría en importancia del factor LS va de 4-28 y presenta una pendiente promedio de 18,5% ( $\pm 7,0$ ), distribuida en las partes de mayor altitud, las cuales podrían tener un efecto importante en la erosión y generación de sedimentos.

### Factor Cobertura Vegetal (C)

En la Tabla 1 se puede observar la cobertura vegetal identificada en el cantón Macará así como los valores asignados al factor C.

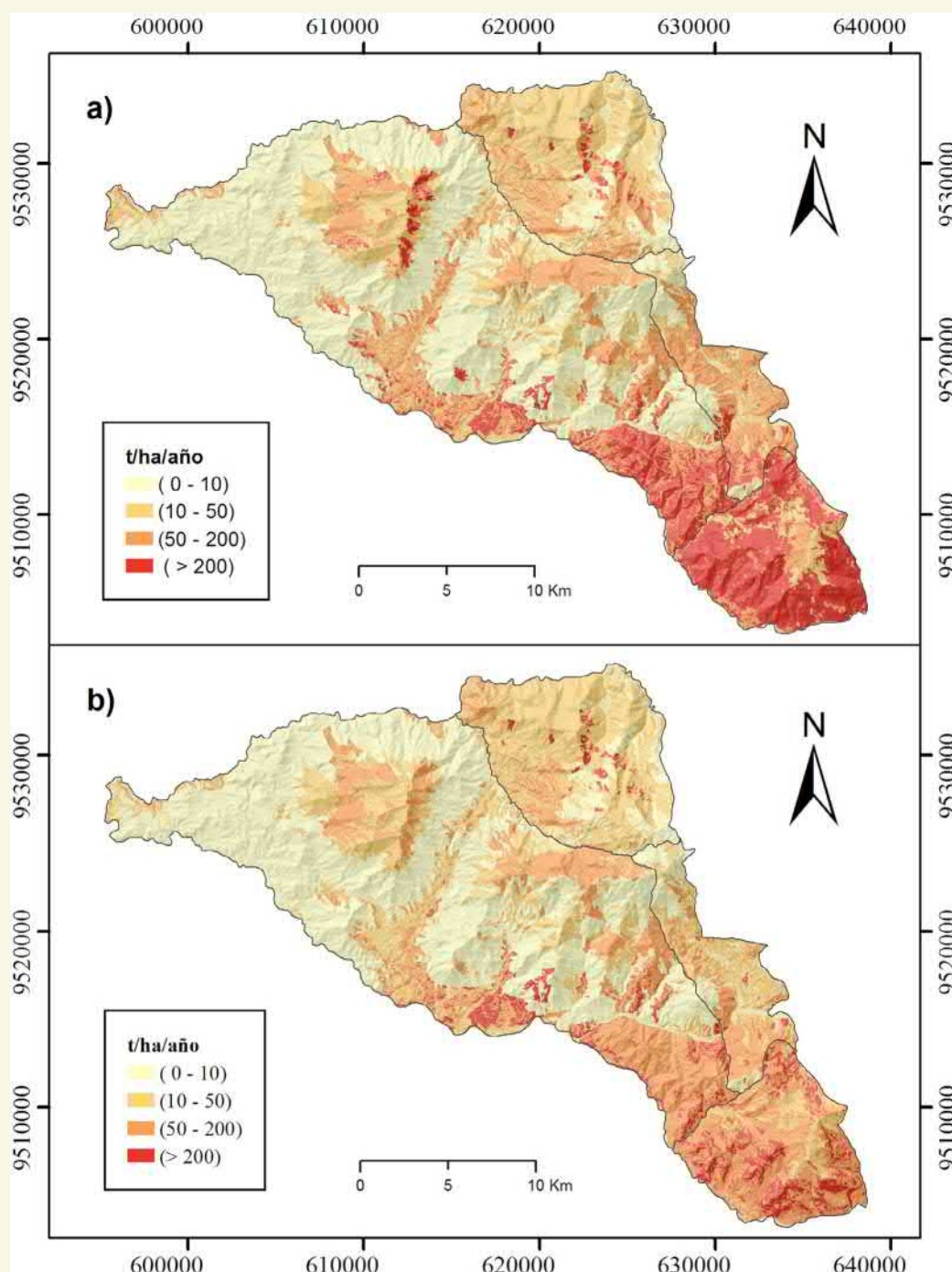
En la Figura 2d se pueden observar que los valores más bajos, que van de 0,003 a 0,028 (adimensional), fueron asignados a coberturas vegetales naturales (bosque húmedo denso y semidenso y bosque seco denso y semidenso), distribuidas en las parroquias Macará y Larama (noroeste del cantón). Un valor intermedio de 0,046 fue asignado al bosque seco ralo que tiene un menor porcentaje de cobertura del suelo y está ubicado en la parroquia Larama. Así mismo, se puede señalar que existe una gran extensión del cultivo de arroz (1932,4 ha) en el valle de Macará, al que se le asignó un valor de 0,190 ya que podría generar valores de erosión más altos si el sistema de riego no es manejado técnicamente. Este cultivo es la principal fuente de ingresos para los habitantes del cantón.

| <b>Cobertura Vegetal</b>         | <b>Valor factor C</b> | <b>Área (ha)</b> | <b>% área</b> |
|----------------------------------|-----------------------|------------------|---------------|
| Área urbana                      | 1,000                 | 272,2            | 0,5           |
| Bosque húmedo denso              | 0,003                 | 20828,9          | 36,3          |
| Bosque húmedo semidenso          | 0,007                 | 686,4            | 1,2           |
| Bosque seco denso                | 0,019                 | 2001,5           | 3,5           |
| Bosque seco semidenso            | 0,028                 | 395,4            | 0,7           |
| Bosque seco ralo                 | 0,046                 | 4310,2           | 7,5           |
| Cultivo de arroz                 | 0,190                 | 1932,4           | 3,4           |
| Cultivo de maíz                  | 0,415                 | 119,6            | 0,2           |
| Cultivos asociados subtropicales | 0,079                 | 6597,1           | 11,5          |
| Matorral húmedo                  | 0,090                 | 7024,6           | 12,2          |
| Matorral seco                    | 0,135                 | 7954,9           | 13,8          |
| Pastizal                         | 0,012                 | 4426,5           | 7,7           |
| Río                              | 0,000                 | 190,7            | 0,3           |
| Suelo desnudo                    | 0,350                 | 704,8            | 1,2           |
| <b>Total</b>                     |                       | <b>57445,2</b>   | <b>100,0</b>  |

**Tabla 1.** Cobertura vegetal y valores del factor C del cantón Macará.

### **Erosión actual del cantón Macará**

En la Figura 3a se puede observar que el 40,5% del cantón presenta valores de erosión hídrica  $<10$  t/ha/año distribuidos principalmente en la parroquia Macará, debido principalmente a la baja influencia del factor topográfico (el mayor valor de esta categoría está ubicado en la parte del valle) y a la presencia de bosque húmedo denso, especialmente en el noroeste del cantón. Al respecto, un aspecto que tiene fundamental importancia es el efecto amortiguador del bosque húmedo denso y semidenso que contrarresta el poder erosivo de la precipitación. Únicamente el 15,8% de la superficie del cantón tiene pérdidas de suelo categorizadas como muy altas ( $>200$  t/ha/año), debido a la moderada influencia de la topografía, pero sobre todo a la presencia de cultivos, matorral seco, suelo desprovisto de vegetación y mayor cantidad de precipitación. Esta categoría está espacialmente distribuida en la mayor parte de la parroquia La Victoria y en un pequeño sector al sur de la parroquia Macará, los cuales merecen atención e intervención inmediata.



**Figura 3.** a) Erosión actual del cantón Macará y b) proyección de reducción de la erosión hídrica con prácticas de manejo de la cobertura vegetal.

### Alternativas para reducir la erosión del suelo

Se identificó que al sur del cantón (parroquia La Victoria y la parte sur de Macará) están las zonas más críticas por los altos valores de erosión hídrica registrados, donde existe una gran superficie de matorral seco y húmedo. De acuerdo a la literatura, valores de erosión  $>200$  t/ha/año son catalogados como grado de erosión muy alto (Quiñónez y Dal Pozzo 2008, Castro 2013, Jiménez 2014), por lo que se seleccionaron dichas áreas para plantear un programa de reforestación. Se tomaron en cuenta las especies arbóreas Ceibo (*Ceiba trichistandra*) y Guaje (*Leucaena leucocephala*), tanto para el matorral seco como para matorral húmedo. Mediante un análisis minucioso, se determinó que mediante la reforestación con dichas especies se espera que se incremente en 10% el porcentaje de cobertura vegetal a nivel superficial, con lo que el factor C pasaría de 0,113 a 0,045 (adimensional). Tomando en cuenta estos nuevos valores, el modelo RUSLE genera un nuevo panorama (Figura 3b), donde la erosión superior a 200 t/ha/año se reduciría de 15,8% a 5,6% en términos de superficie.

### DISCUSIÓN

La erosión hídrica superior a 200 t/ha/año, que es catalogada con muy alta y representa el 15,8% de la superficie del cantón, se debe principalmente a la moderada precipitación del cantón (500 a 1246 mm anuales), que está concentrada en los meses de enero, febrero y marzo (periodo lluvioso), siendo la parte sur-este del cantón la más afectada por la lluvia que cae directamente sobre el suelo debido al bajo porcentaje de cobertura vegetal natural existente, que es la que tiene la capacidad de interceptar la lluvia y disminuir la energía cinética con la que ésta llega al suelo. Otro factor que incide en esta categoría es que la pendiente que predomina es moderada, por lo tanto, el factor topográfico LS tiene mayor incidencia en la erosión del suelo. La erodabilidad de los suelos que está influenciada por numerosas propiedades tales como textura, estabilidad estructural, contenido de materia orgánica, mineralogía de arcillas y constituyentes químicos, son también responsables de los valores encontrados (Ramírez et al. 2009). Los suelos con texturas medias como los francos, tienen valores moderados de K entre 0,0260 y 0,0520, los que contienen un alto contenido de limo son propensos a formar una costra y producir altas tasas de erosión y escorrentía, con valores que se sitúan por encima de 0,0520 (INETER 2005). Este tipo de suelos se ubican en áreas muy pequeñas de cada una de las parroquias pertenecientes al cantón. La mejor forma de evitar la degradación y erosión de los suelos es la conservación, restitución o aumento de la cubierta vegetal (Tang et al. 1987, Nearing et al. 2005, Marques et al. 2007). En este contexto, el cambio de uso del suelo ha sido reconocido como una de las principales causas de deterioro del entorno natural (Alvarez et al. 2015). En la región sur del Ecuador, el 46% de la cobertura forestal ha sido convertida en pastizales y otros usos de carácter antropogénico (Tapia-Armijos et al. 2015). Al analizar de forma conjunta todos los factores que integran la RUSLE se puede observar que, a pesar de que existen tres sitios específicos que presentan alta susceptibilidad del suelo a la erosión, en uno de ellos existe bosque húmedo denso, lo que origina que la erosión resultante sea ligera. Así mismo, existe un sector donde el factor LS es bajo (parroquia Macará), sin embargo la cobertura vegetal es una combi-

nación de matorral seco y cultivos de arroz que originan una erosión moderada a alta. Por tal motivo, se puede considerar que en el presente estudio la cobertura vegetal es el factor que mayor incidencia tiene en la erosión hídrica del suelo. La vegetación tiene una función decisiva en la formación y protección del suelo, permitiendo una mayor estabilidad de los agregados, el descenso de la evaporación de la superficie del suelo y el aumento del contenido de materia orgánica (Belmonte et al. 1999). Al respecto, se ha demostrado experimentalmente que el contenido de materia orgánica y el porcentaje de agregados estable en agua son las propiedades que mayor influencia tienen en la resistencia que el suelo presenta frente a procesos erosivos (Teixeira 2007, Kang et al. 2010).

Las especies *Ceiba trichistandra* y *Leucaena leucocephala* fueron seleccionadas por su fácil adaptación a las características climáticas ya que requieren precipitaciones mínimas anuales de 350 y 250 mm respectivamente. Los requerimientos edáficos son mínimos ya que pueden desarrollarse tanto en suelos superficiales como profundos, de pH neutro o alcalino, como los que se encuentran en la zona de estudio. Además, estas especies son utilizadas para forraje así como para uso comercial (Sánchez et al. 2006, Solorio y Solorio 2008, Véliz 2010, Aguirre 2012). Sin embargo, es necesario realizar estudios a mayor detalle para determinar la interacción de las especies con la vegetación nativa antes de su implementación y si se podrían incluir otras especies con fines de reforestación o restauración.

La información generada permite disponer de un inventario espacial de las zonas con mayores tasas de erosión en el cantón, las cuales constituyen áreas prioritarias para monitoreo, identificación y ejecución de proyectos de conservación del suelo que en la actualidad es considerado un recurso natural no renovable; contribuyendo de esta forma con información importante que puede ser utilizada a la hora de plantear estrategias integrales de restauración de paisajes degradados.

Finalmente, se puede concluir que en el sector La Victoria del cantón Macará se identificó que el poder erosivo de la lluvia es más alto debido a la mayor intensidad de precipitación, que junto a las condiciones topográficas accidentadas y especialmente a la escasa capacidad de amortiguamiento que tiene la vegetación con respecto a la precipitación, hacen que esta zona requiera atención e intervención inmediata con la finalidad de reducir la erosión hídrica del suelo y los impactos negativos que ésta genera. Es importante mencionar que en el presente estudio, de todos los factores que integran el modelo de la RUSLE, la cobertura vegetal es el que mayor importancia tiene en la pérdida de suelo por efecto de la erosión hídrica.

## REFERENCIAS

Aguirre Z. (2012). Especies forestales de los bosques secos del Ecuador. Guía dendrológica para su identificación y caracterización. Proyecto Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático. MAE/FAO-Finlandia. Quito, Ecuador. 140 pp.

Alvarado M., Colmenero J. y Valderrábano M. (2007). La erosión hídrica del suelo en un contexto ambiental, en el Estado de Tlaxcala, México. *Ciencia Ergo Sum* 14:3, p317-326.

Alvarez P., Veliz F., Muñoz J. y Aguirre N. (2015). Análisis multi-temporal del cambio de uso de suelo en el cantón Zapotillo, provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero* 5, p33-47.

Angulo M. (2011). El factor Climático en la Erosión del Suelo: Erosividad de la lluvia en la cuenca del Ebro. Tesis Doctoral. Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza – Facultad de Filosofía y Letras. 275 pp.

Apaydin H., Erpul G., Bayramin I. y Gabriels D. (2006). Evaluation of indices for characterizing the distribution and concentration of rainfall: A case for the region of Southeastern Anatolia Project, Turkey. *Journal of Hydrology* 328, p726-732.

Arnoldus H. (1978). An approximation of the rainfall factor in the universal soil loss equation. En De Boodt y Gabriels (eds), *Assessment of Erosion*, p. 127-132.

Aroussi O., El Garouani A. y Jabrane R. (2013). Modelling and mapping of soil erosion on the oued el malleh catchment using remote sensing and GIS. *Journal of Urban Environmental Engineering* 7:2, p302-307.

Bancy M., Morgan R., Gichuki F., Quinton J., Brewer T. y Liniger H. (2000). Assessment of erosion hazard with the USLE and GIS: A case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenya. *Elsevier* 2:2, p78-86.

Belmonte F., Romero A., López F. y Hernández E. (1999). Óptimo de cobertura vegetal en relación a las pérdidas de suelo por erosión hídrica y las pérdidas de lluvia por interceptación. *Papeles de Geografía* 30, p5-15.

Carranza G., Pérez I., Nava y Larqué A. (2010). La percepción sobre la conservación de la cobertura vegetal. Universidad Nacional Autónoma de México. Programa Universitario de Medio Ambiente. México DF. 18 pp.

Castro I. (2013). Estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica en microcuenca de presa Madín, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 34:2, p3-16.

Cisneros J., Cholaky C., Cantero A., Gonzalez J., Reynerio M. y Bergesio, L. (2012). Erosión hídrica, principios y técnicas de manejo. E-Book, 290 pp.

Concha G. (2006). Caracterización y evaluación de la cuenca alta del río Santa Rosa. Tesis de Ingeniería en Ciencias de la Tierra. Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador. 12 pp.

Cueva J. y Chalán L. (2010). Cobertura vegetal y uso de suelo de la provincia de Loja. Naturaleza & Cultura Internacional. Gráficas Amazonas. 44 pp.

Feng M., Qiuyi W., Qian H., Yi Y., Zhaoliang S., Hongya W. y Hongyan L. (2016). Determinants of soil erosion during the last 1600 years in the forest-steppe ecotone in Northern China reconstructed from lacustrine sediments. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 449, p79-84.

Gabriels D. (2006). Assessing the Modified Fournier Index and the Rainfall Concentration Index for some European countries. En Boardman y Poesen (eds), *Soil Erosion in Europe*, p. 675-684.

GEO Ecuador (2008). Informe sobre el estado del medio ambiente. FLACSO, MAE, PNUMA. 192 pp.

Hudson N. (2006). Conservación del suelo. Barcelona, España. 352 pp.

INETER (2005). Erosión hídrica: mapa de amenazas. Managua, Nicaragua. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales, p1-6.

Jiménez H. (2014). Erosión de suelos utilizando la EUPSR (RUSLE). Disponible en: <https://es.scribd.com/doc/248733977/Rusle-Arcgis-10-2-v1>

Kang H., Lee S., Yang S., Lee S., Koh S., Ha S. y Hur S. (2010). Soil erosion characteristics under rainfall simulator conditions of the Jeju soil in Korea. En 19th World Congress of Soil Science. Brisbane, Australia. p71-74.

Lianes E., Marchamalo M. y Roldán M. (2009). Evaluación del factor C de la RUSLE para el manejo de coberturas vegetales en el control de la erosión en la cuenca del río Birrís, Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 33:2, p217-235.

MAE-MAGAP (2015). Protocolo metodológico para la elaboración del Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental 2013-2014, escala 1:100.000. 49 pp.

Marques M., Bienes R., Jimenez L. y Pérez-Rodríguez R. (2007). Effect of vegetal cover on runoff and soil erosion under light intensity events. Rainfall simulation over USLE plots. *Science of the Total Environment* 378:1, p161-165.

Nearing M., Jetten V., Baffaut C., Cerdan O., Couturier A., Hernandez M. y Souchère V. (2005). Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena*, 61:2, p131-154.

Ochoa P., Fries A., Mejía D., Burneo J., Ruíz-Sinogae J. y Cerdà A. (2016). Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. *Catena* 140, p31-42.

PDOT-Macarà (2011). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del cantón Macarà. Macarà, Ecuador: GAD Macarà.

Pérez L. (2001). Modelo para evaluar la erosión hídrica en Colombia utilizando sistemas de información geográfica. Tesis de especialización en Ingeniería Ambiental. Universidad Industrial de Santander. Bogotá, Colombia. 77 pp.

Pizarro R., Morales C., Vega L., Olivares C., Valdés R. y Balocchi F. (2009). Propuesta de un modelo de estimación hídrica para la región de Coquimbo, Chile. Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO. 92 pp.

PNUMA (2000). Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Madrid, España: Mundi-Prensa.

PREDESUR (1994). Plan integral de desarrollo de los recursos hídricos de la provincia de Loja. Loja, Ecuador. Programa Regional para el Desarrollo del Sur. 257 pp.

Quiñónez E. y Dal Pozzo M. (2008). Distribución espacial del riesgo de degradación de los suelos por erosión hídrica en el Estado Lara, Venezuela. *Geoenseñanza* 13:1, p59-70.

Ramírez L. (2010). Estimación de la pérdida de suelos por erosión hídrica en la cuenca del río Juramento. Salta, Argentina. Universidad Nacional de Salta. 104 pp.

Ramírez O., Hincapié G. y Sadeghian K. (2009). Erodabilidad de los suelos de la zona central cafetera del departamento de Caldas. *Cenicafé* 60:1, p58-71.

Renard K., Foster G., Weesies G. y Porter J. (1991). Revised universal soil loss equation. *Journal of soil and Water Conservation* 46:1, p30-33.

Sánchez O., Kvist L. y Aguirre Z. (2006). Bosques secos en Ecuador y sus plantas útiles. En Moraes et al. (eds), *Botánica Económica de los Andes Centrales*, p. 188-204.

Santacruz G. (2011). Estimación de la erosión hídrica y su relación con el uso de suelo en la cuenca del río Cahoacán, Chiapas, México. *Aqua-LAC*, p45-54.

Shi Z., Cai C., Ding S., Li Z., Wang T. y Sun Z. (2002). Assessment of Erosion Risk with the Rusle and Gis in the Middle and Lower Reaches of Hanjiang River. 12th ISCO Conference, Beijing. p73-78.

Solorio F. y Solorio B. (2008). *Leucaena leucocephala* (guaje), una opción forrajera en los sistemas de producción animal en el trópico. Manual de manejo agronómico de *Leucaena leucocephala*. Michoacán, México. Fundación Produce. 44 pp.

Tang K., Zhou H., Hou X. y Liu Y. (1987). The influence of destruction and reconstruction of vegetation on soil erosion and its control in the loess plateau in China. *PLoS One* 9:6, p963-972.

Tapia-Armijos M., Homeier J., Espinosa C.I., Leuschner C. y de la Cruz M. (2015) Correction: Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s - Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE* 10:11, e0142359. doi:10.1371/journal.pone.0142359.

Teixeira A. (1994). The effect of organic matter on soil erosion in simulated rain experiments in W. Sussex, UK. *Soil Use and Management* 10:2, p60-64.

Velásquez S. (2008). Erosión de suelos utilizando la EUPSR (RUSLE). Coronado, Costa Rica: Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza.

Véliz F. (2010). Determinación del incremento medio anual (MA) e índice de sitio de diferentes especies forestales en el Bosque Protector Prosperina-ESPOL. Guayaquil, Ecuador.

Wischmeier W. y Smith D. (1978). Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.





# Insectos vs. suelo: la importancia de elegir indicadores para el monitoreo de la restauración ecológica

Marina Mazón<sup>1,2\*</sup>, Pablo Alvarez<sup>2</sup>,  
Jaime Santín<sup>2,3</sup> y Nikolay Aguirre<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Proyecto Prometeo, SENESCYT, Universidad  
Nacional de Loja, ECUADOR

<sup>2</sup> Programa de Investigación en Biodiversidad y  
Servicios Ecosistémicos, Universidad  
Nacional de Loja, ECUADOR

<sup>3</sup> Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad  
Nacional de Loja, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [marinamazonmore@gmail.com](mailto:marinamazonmore@gmail.com)

## Resumen

A la hora de planificar la fase de monitoreo para los procesos de restauración ecológica, deben considerarse distintos indicadores que permitan incluir los principales atributos ecológicos del ecosistema: estructura y funcionamiento. Si el monitoreo se limita a evaluar un único indicador, se podrían generar valoraciones erróneas sobre la trayectoria de la restauración. En el presente trabajo se evaluó el potencial indicador de distintas variables: himenópteros parasitoides (diversidad/abundancia) y propiedades físico-químicas del suelo. Para ello, se evaluó dichas variables en Bosque Andino en tres niveles distintos de degradación: (1) un área muy degradada con muy baja cobertura aérea, (2) una zona en proceso de recuperación y (3) un área de bosque bien conservado, cada área con tres réplicas (nueve parcelas en total). Tanto la abundancia como la riqueza de subfamilias de parasitoides mostraron diferencias significativas entre los niveles extremos de degradación. Las variables hidrofísicas del suelo, en especial el contenido de humedad a saturación, mostraron diferencias entre el nivel intermedio y el nivel bajo de degradación, aunque los resultados obtenidos no fueron consistentes en las tres réplicas. Este tipo de estudios permite al restaurador contar con información de base que le ayude a seleccionar los indicadores sensibles en cada tipo de ecosistema.

**Palabras clave:** Diversidad; himenópteros parasitoides; propiedades físico-químicas del suelo; indicadores.

## Abstract

When planning monitoring to ecological restoration processes, several indicators must be considered in order to include the main ecological attributes of ecosystems: structure and function. If monitoring is limited to evaluating a single indicator, wrong assessments about restoration trajectory may be taken. In the present paper, the potential as indicator of several variables was evaluated: parasitoid himenopters (diversity/abundance) and physical-chemical soil properties. To accomplish it, those variables were measured in Andean Forest at three degradation levels: (1) a very degraded area with a very low tree cover, (2) an area under recovering and (3) an area of well-preserved forest, each area having three replicates (nine plots). Both abundance and subfamily richness of parasitoids showed significant differences between the areas with the extrem degradation levels. The hydrophysical soil variables, specially the moist content under saturation, showed significant differences between intermediate and low levels of degradation, although the results obtained were not consistent in the three replicates. This kind of studies allow the practitioners to have basic information that may help them to select those indicators that are sensitive enough in every kind of ecosystems.

**Keywords:** Diversity; parasitoid himenopters; physical-chemical soil properties; indicators.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques andinos representan uno de los ecosistemas más diversos del mundo, considerados un “hotspot” de biodiversidad (Myers et al. 2000). A nivel regional, los ecosistemas del Sur del Ecuador tienen una gran importancia biológica debido a su alta diversidad y niveles de endemismo (Brehm et al. 2008, Tapia-Armijos et al. 2015), e incluso han sido calificados por algunos autores como uno de los lugares de mayor riqueza específica en la Tierra (Brummitt y Lughadha 2003, Barthlott et al. 2007). Estos ecosistemas se ven amenazados por cambios en el tipo de cobertura y uso del suelo que han intensificado la explotación de los recursos naturales, exacerbando muchos procesos de degradación de suelos, generando cambios en la distribución del agua de buena calidad para los cultivos y el ganado, y propiciando acontecimientos climáticos extremos (Parry et al. 2007). La restauración ecológica viene siendo a nivel mundial una alternativa viable para contrarrestar dichas amenazas (Aronson et al. 2006). El restaurador debe tener en cuenta que cualquier práctica de restauración ecológica debe ir acompañada de un plan de monitoreo para evaluar el éxito de la restauración y la consecución de los objetivos propuestos. Sin embargo, tal y como han destacado algunos autores (Murcia et al. 2015, Mazón y Gutiérrez 2016), la fase del monitoreo a los procesos de restauración suele ser la que menos atención recibe.

Para llevar a cabo un monitoreo eficaz deben escogerse indicadores ecológicos pertinentes y que sean sensibles a los cambios que tienen lugar en el ecosistema, entre otras cualidades (Isaza et al. 2007, Ramírez et al. 2015a, 2015b). Varios autores recomiendan que se seleccionen indicadores que representen los distintos atributos del ecosistema (Ruiz-Jaen y Aide 2005, Hallett et al. 2013, Ramírez et al. 2015a, 2015b), principalmente, estructura y funcionalidad. La selección de los indicadores ecológicos a evaluar no es sencilla; debe realizarse con criterios bien establecidos en función de los objetivos de la restauración, y debe estar basada en experiencias previas que hayan demostrado la sensibilidad de dichas variables ante diferentes niveles de recuperación de los ecosistemas.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar la respuesta de insectos parasitoides y parámetros físicos y químicos de suelo ante distintos escenarios de perturbación del ecosistema de bosque andino en la región sur del Ecuador, con la finalidad de evaluar su sensibilidad y por tanto su uso potencial como indicadores de procesos de monitoreo de restauración ecológica.

## METODOLOGÍA

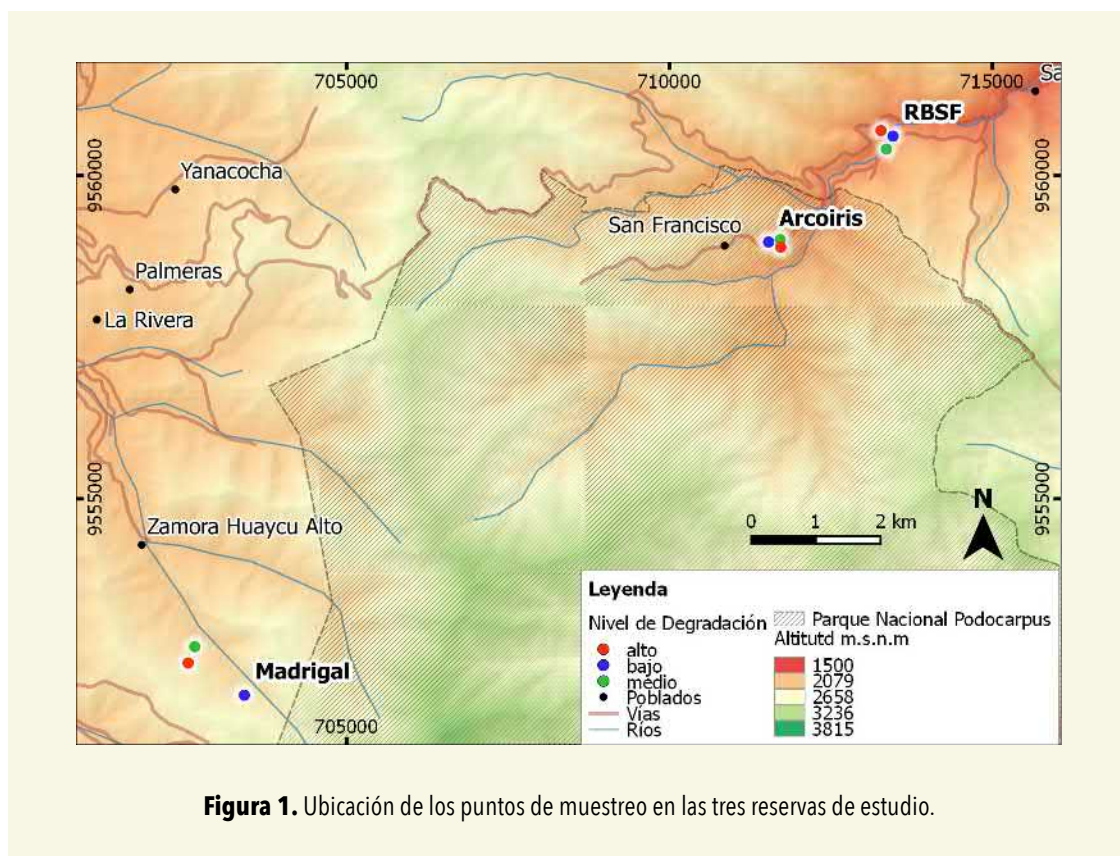
### Área de estudio

El estudio tuvo lugar en tres espacios protegidos de bosque andino, ubicados en las inmediaciones del Parque Nacional Podocarpus, entre las provincias de Zamora Chinchipe y Loja: la Reserva Biológica San Francisco (RBSF), la Reserva Arcoíris y la Reserva Madrigal (Figura 1).

La RBSF fue implementada por la Corporación Naturaleza y Cultura Internacional (NCI). Se encuentra al norte del Parque, en el valle del río San Francisco, y tiene una extensión de aproximadamente 1000 ha, con una variación altitudinal entre 1800 y 3400 msnm (Kiss y Bräuning 2008).

La Reserva Arcoíris es un espacio de unas 6 ha ubicada en el mismo valle del río San Francisco, con una altitud promedio de unos 2180 msnm. Fue adquirido en 1996 por la Fundación Arcoíris, y presenta una temperatura que varía entre 12 y 18°C (Cuenca y Paladines 2011).

La Reserva Madrigal es un terreno privado de 306 ha, adquirida en 2003 por la familia Tapia Castro, y varía en altitud desde los 2200 msnm hasta los 3300 msnm (H. Tapia, com. pers.). Se encuentra ubicado en la cuenca de San Simón, a unos 7 km de la ciudad de Loja.



### Selección de los puntos de muestreo

En cada reserva se ubicaron tres niveles distintos de degradación: 1) una zona de bosque secundario bien conservado, con cobertura del estrato arbóreo entre 80 y 100% (nivel de degradación bajo); 2) una zona muy degradada, con cobertura inferior al 10% del estrato arbóreo (nivel alto); y 3) una zona intermedia, con una cobertura en torno al

50% y en un proceso de regeneración de alrededor de 10 años tras una perturbación severa (nivel medio). En cada una de las zonas se estableció un punto de muestreo (Tabla 1). Cada una de las reservas fue considerada como una réplica para cada nivel de degradación.

| Reserva  | Nivel de degradación | Coordenada X | Coordenada Y | Altitud (msnm) |
|----------|----------------------|--------------|--------------|----------------|
| RBSF     | bajo                 | 713462       | 9560606      | 1872           |
|          | medio                | 713360       | 9560405      | 1858           |
|          | alto                 | 713276       | 9560692      | 1839           |
| Arcoíris | bajo                 | 711535       | 9558969      | 2158           |
|          | medio                | 711715       | 9559006      | 2162           |
|          | alto                 | 711724       | 9558889      | 2161           |
| Madrigal | bajo                 | 703419       | 9551962      | 2519           |
|          | medio                | 702651       | 9552712      | 2349           |
|          | alto                 | 702550       | 9552460      | 2402           |

**Tabla 1.** Ubicación de los puntos de muestreo. Las coordenadas son UTM, con proyección WGS84 17S.

### Evaluación de parasitoides

En cada punto de muestreo se instaló una trampa Malaise blanca (Townes 1972). Cada trampa estuvo funcionando por un periodo aproximado de seis semanas, con recambios de las muestras cada 15 días, lo que hace un total de tres muestras por trampa. El material colectado por la trampa se conservó en etanol al 75% hasta el momento de su procesamiento.

Todos los ejemplares de la familia Ichneumonidae fueron separados e identificados hasta subfamilia, siguiendo las claves de Fernández y Sharkey (2006).

### Evaluación de muestras de suelo

El muestreo de suelos para la determinación de las propiedades físico-químicas fue realizado en los mismos sitios donde estuvieron ubicadas las trampas de captura de insectos en los tres niveles de degradación de cada reserva.

Para evaluar las propiedades químicas, en cada punto de muestreo se georreferenció el punto central y cuatro puntos adicionales siguiendo la dirección de los puntos cardinales, en los que se descartó los restos vegetales y la hojarasca de la superficie, así

como los primeros 2 a 3 cm superficiales (Pereira y Marques 2013). En cada punto se realizó un hoyo en el suelo en forma de V de 20 cm de profundidad y se extrajo una muestra realizando un corte vertical de 5 cm de espesor. Las cinco submuestras de aproximadamente 300 g fueron mezcladas y homogenizadas para finalmente obtener una muestra alterada de 500 g de suelo por sitio de muestreo. El pH, contenido de materia orgánica (MOS), nitrógeno ( $\text{N-NH}_4^+$ ) y fósforo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), fueron seleccionados como indicadores químicos ya que tienen la sensibilidad para detectar cambios en la calidad del suelo (Costantini et al. 2016, Stefanosky et al. 2016). Estas propiedades fueron determinadas en laboratorio de acuerdo a los procedimientos establecidos por la Soil Survey Staff (2014).

Para evaluar las propiedades físicas se realizaron tres cortes en forma de V en el suelo para introducir cilindros koopeking de  $100 \text{ cm}^3$  a una profundidad entre 10 y 15 cm, y se tomó submuestras inalteradas para la determinación del contenido de humedad a saturación (Sat), capacidad de campo a 0,10 atm ( $\text{CC}_{1/10}$ ) y 0,33 atm ( $\text{CC}_{1/3}$ ), punto de marchitez permanente (PM), densidad aparente ( $D_a$ ) y capacidad de almacenamiento o retención de agua en el suelo, las cuales han sido reportadas como indicadores de calidad del suelo (USDA 2008, USDA 2015, Asghari et al. 2016).

### **Análisis estadístico**

Para los análisis, cada muestra ha sido considerada de manera independiente, por lo que se tienen 27 muestras para insectos (tres periodos en cada uno de los nueve puntos de muestreo) y 27 muestras de suelo (tres muestras en cada uno de los nueve puntos de muestreo). En el caso de los insectos, dado que los periodos de muestreo no han sido de la misma duración en todos los casos, los datos de abundancia y riqueza de subfamilias de Ichneumonidae han sido divididos por el número de días de duración de cada muestreo, por lo que los datos se presentan como individuos por día y número de subfamilias por día.

Para evaluar la influencia del nivel de perturbación sobre cada una de las variables se ha realizado un test no paramétrico de Kruskal-Wallis, considerando el grado de perturbación (alto, medio y bajo) como variable independiente. Los análisis han sido realizados mediante el software Statistica 7.0 (Stat Soft, Inc., Tulsa, OK, USA).

## **RESULTADOS**

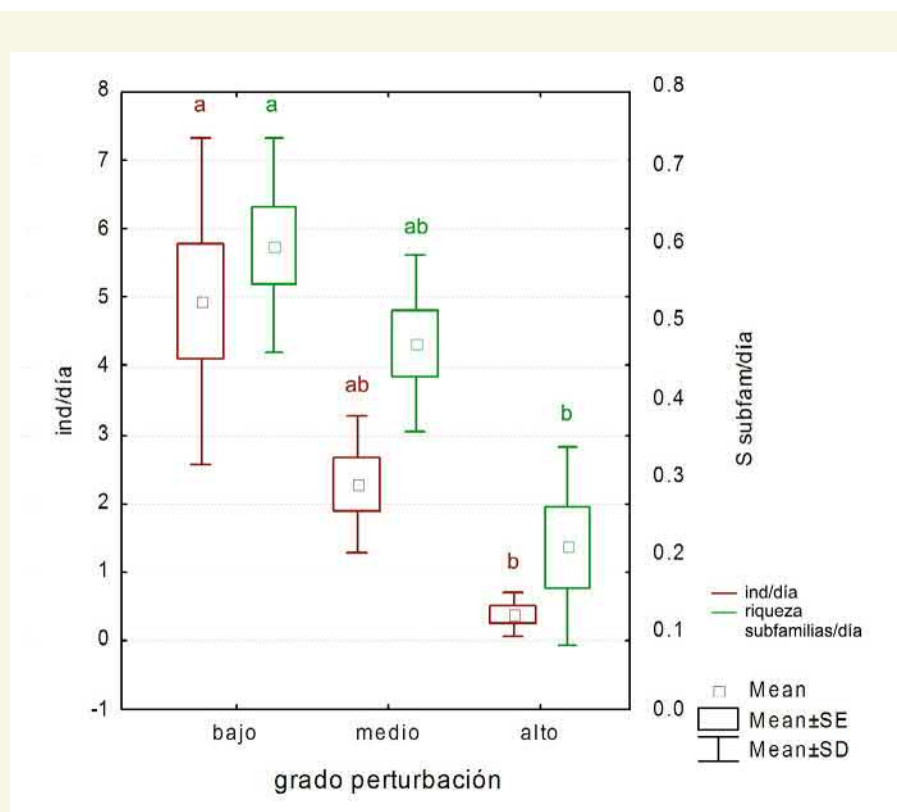
Debido a algunos incidentes con una de las trampas y con alguno de los muestreos, se han obtenido 21 muestras de parasitoides y 27 de suelo, con las que se han realizado los análisis.

### **Evaluación de parasitoides**

Se ha capturado un total de 1049 icneumonídeos pertenecientes a 18 subfamilias. El test Kruskal-Wallis para el total del muestreo mostró diferencias significativas tanto para la abundancia ( $H = 15,921$ ,  $P = 0,0003$ ) como para la riqueza de subfamilias ( $H = 11,799$ ,  $P = 0,0027$ ). Al realizar la comparación múltiple para ver entre qué niveles de degrada-

ción se daba dichas diferencias, se encontró que, en los dos casos, el nivel bajo mostró valores significativamente mayores a los del nivel alto ( $P = 0,0002$  y  $P = 0,002$  para abundancia y riqueza de subfamilias, respectivamente) (Figura 2).

Al separar las muestras por reservas, ninguna de las variables se vio influenciada significativamente por el nivel de perturbación. Solo para RBSF en las dos variables y para la Reserva Arcoíris en el caso de abundancia, se obtuvieron valores marginales de no significancia ( $P = 0.069$ ). Ninguna de las dos variables evaluadas mostró dependencia con la reserva muestreada ( $P > 0,1$ ).



**Figura 2.** Valores medios de abundancia (ind/día) y de riqueza de subfamilias (S subfam/día) de Ichneumonidae para los tres niveles de perturbación en las tres reservas de bosque andino. Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0,05$ )

### Evaluación de suelo

En lo que respecta a las propiedades físico-químicas del suelo, pH, MOS, nitrógeno y fósforo no presentaron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ) en función del nivel de perturbación o intervención. Sin embargo, es importante mencionar que en los tres sitios estudiados se determinó un nivel fuerte de acidez en el suelo debido principalmente a la elevada precipitación, esto es, en promedio 2050 mm anuales en la RBSF que en ciertas partes puede superar los 5500 mm (Rollenbeck 2006) y 965 mm en la Estación

Climática La Argelia que es la más cercana a la Reserva Madrigal (datos primarios del INAMHI). Los contenidos de MOS van de 0,74 a 15,60% y no se observó relación directa con el nivel de perturbación. Aunque los contenidos de N y  $P_2O_5$  en su mayoría fueron altos (según los criterios de clasificación de la Universidad de Iowa, Mallarino et al. 2013), tampoco se pudo identificar una relación con el estado del ecosistema.

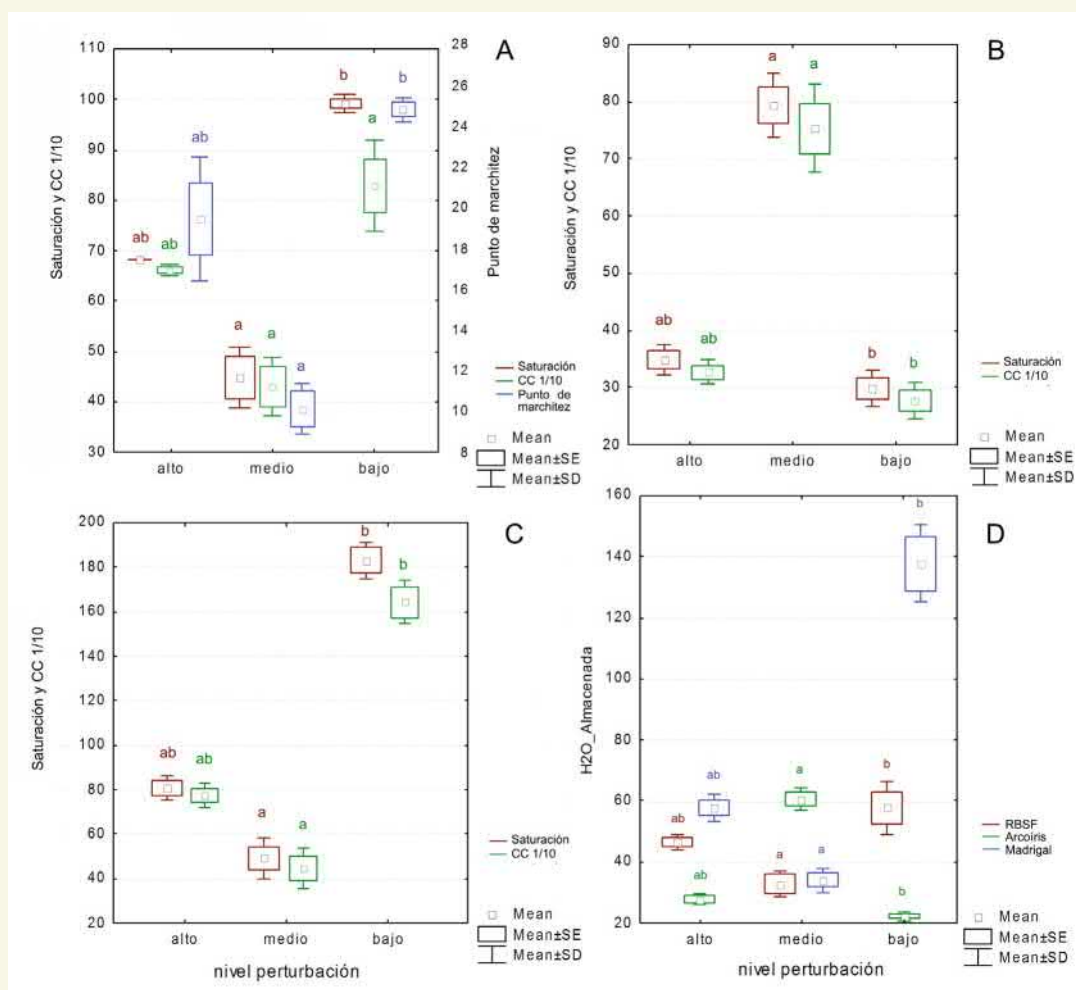
Con respecto a las constantes hidrofísicas del suelo, al analizar de forma conjunta los tres sitios motivo de estudio no se encontraron diferencias significativas en función del estado de conservación para Sat,  $CC_{1/10}$ ,  $CC_{1/3}$ , PM, Da y agua almacenada. Considerando cada reserva por separado, obtuvimos que en la RBSF, el contenido de humedad a Sat,  $CC_{1/10}$  y  $CC_{1/3}$ , así como PM, agua almacenada y Da mostraron diferencias significativas ( $H = 6,250$ ,  $P = 0,044$  para contenido de humedad, PM y agua almacenada;  $H = 6,402$ ,  $P = 0,041$  para Da). Al realizar las comparaciones múltiples se observó que el área con nivel bajo de perturbación daba valores significativamente mayores a los del área con nivel medio de perturbación ( $P = 0,042$ ) para todas las variables a excepción de la Da, la cual mostró valores significativamente mayores ( $P = 0,042$ ) en el área con nivel medio con respecto a las de nivel bajo (Figura 3A, 3D). Similares resultados se encontraron en las Reservas Arcoíris y Madrigal, ya que las constantes hidrofísicas mencionadas anteriormente presentaron diferencias significativas (Arcoíris:  $H = 6,489$ ,  $P = 0,039$  para contenido de humedad y Da,  $H = 7,200$ ,  $P = 0,027$  para agua almacenada; Madrigal:  $H = 6,250$ ,  $P = 0,044$  para todas las variables), a excepción del PM, que mostró un valor marginal de no significancia ( $P = 0,069$ ). Para Arcoíris, el nivel medio de perturbación dio valores significativamente mayores ( $P = 0,034$  para contenido de humedad y Da;  $P = 0,022$  para agua almacenada) con respecto al nivel bajo para todos los valores (Figura 2B, 2D) excepto para Da, que mostró una relación inversa. En Madrigal, por el contrario, los valores del área con nivel bajo de perturbación fueron significativamente mayores ( $P = 0,042$ ) con respecto al nivel medio (Figura 3C, 3D), a excepción de Da que de nuevo mostró el efecto inverso.

## DISCUSIÓN

En el presente trabajo se ha evaluado la sensibilidad de varias variables relacionadas con los atributos de diversidad y de funcionalidad a tres niveles de degradación en ecosistemas de bosque andino. Sin embargo, los diferentes indicadores empleados han arrojado diferente información.

En el caso de los himenópteros parasitoides, los dos indicadores evaluados (abundancia total y riqueza de subfamilias) han mostrado diferencias significativas entre los dos niveles extremos: las áreas más degradadas y los bosques bien conservados. En un trabajo similar llevado a cabo en Hawái (Gould et al. 2013), se obtuvo que tanto riqueza (en esta ocasión de especies) como abundancia de Ichneumonidae fueron significativamente mayores en las áreas restauradas en relación con el pastizal y con el bosque nativo, aunque para el caso de Hawái la mayoría de parasitoides son introducidos, por lo que estas comunidades no necesariamente tendrán la misma dinámica que las comunidades nativas. Los parasitoides se consideran buenos indicadores de

cambios en el ecosistema dada su situación en altos niveles de la cadena trófica, lo cual hace que se encuentren en un mayor riesgo de extinción que niveles inferiores (Mayhew et al. 2009), y además su propia riqueza puede representar la biodiversidad de dichos niveles (Anderson et al. 2011). En el presente trabajo, la riqueza de subfamilias de Ichneumonidae solo mostró cambios significativos entre las situaciones más extremas, por lo que esta baja sensibilidad los limita como indicadores de procesos de restablecimiento. Aunque la riqueza de subfamilias de parasitoides ha demostrado ser un buen sustituto de la riqueza de especies (Mazón 2016), quizá a nivel específico sí se logre detectar la sensibilidad esperada. Por otra parte, no se encontró una relación de dependencia con las reservas, ni los indicadores mostraron diferencias significativas al analizar separadamente en cada una de ellas, por lo que las diferencias locales no parecen influenciar en la tendencia general.



**Figura 3.** Valores (en %) del contenido de humedad a saturación (Saturación) y capacidad de campo a 0,10 atm ( $CC_{1/10}$ ), y punto de marchitez permanente (PM) para los tres niveles de perturbación en RBSF (A), reserva Arcoiris (B) y reserva Madrigal (C). Valores (en %) de agua almacenada para los tres niveles de perturbación en las tres reservas de bosque andino (D). Las letras diferentes indican diferencias significativas ( $P < 0,05$ ).

Conocer la funcionalidad del suelo es un factor crítico para plantear y evaluar estrategias de restauración en ecosistemas disturbados, lo que implica la evaluación de las propiedades y procesos que ocurren en el suelo (Muñoz et al. 2016, Costantini et al. 2015). En el presente estudio, el contenido de MOS, nitrógeno, fósforo y ciertas propiedades físicas del suelo, entre ellas las constantes hidrofísicas, la densidad aparente y capacidad de almacenamiento de agua, se constituyen en indicadores de calidad y salud del suelo. Aunque de las tres primeras se hizo únicamente un análisis descriptivo, los valores más altos de las constantes hidrofísicas del suelo y de almacenamiento de agua están donde se determinó los valores más altos de MOS, aunque para ésta no se encontraron diferencias significativas. Al respecto, Murphy (2015) menciona que cada 1% de incremento de materia orgánica, el agua disponible se incrementa de 2 a 3 mm por cada 10 cm, especialmente en suelos arenosos. Resultados similares también han sido reportados por otros autores que señalan una relación directamente proporcional entre el agua almacenada en el suelo y el contenido de carbono orgánico, especialmente en suelos arenosos (Rawls et al. 2003, Naveed et al. 2012). La capacidad del suelo para retener agua es afectada por ciertas propiedades del mismo. Ésta se incrementa a medida que las texturas son más finas y aumenta el contenido de MOS, y disminuye con la presencia de fragmentos de roca (USDA 2008). En este caso, los suelos del presente estudio presentaron clases texturales medias (franco arenosos en su mayoría) con una capacidad media para retener agua, por lo tanto los valores altos de agua almacenada son el resultado de valores altos de MOS. En suelos con bajo contenido en arcillas de baja actividad (caolinita), como la que existe en la mayoría de suelos de la provincia de Loja, la MOS puede suplementar una importante capacidad de intercambio catiónico y capacidad de amortiguamiento a los procesos de acidificación (Murphy 2015). Además, la MOS mejora las condiciones en el suelo al incrementar la estabilidad de los agregados, el espacio poroso, la capacidad de aireación y la infiltración de agua en el suelo (Nyamangara et al. 2014). Por su parte, cuando la MOS es mineralizada, cantidades importantes de N y P se hacen disponibles para las plantas y para los microorganismos que participan en el ciclaje de estos elementos (Murphy 2015), aunque en la presente investigación no se observó ninguna relación.

La densidad aparente del suelo es un indicador de calidad del mismo que si bien es de fácil determinación, tiene implicaciones importantes en los procesos físicos que ocurren en el suelo (Aguilar 2008). Los valores más bajos de densidad aparente fueron encontrados en los suelos que tienen elevado contenido de MOS, ubicados en el nivel de perturbación bajo para la RBSF y la Reserva Madrigal y nivel de perturbación medio para la Reserva Arcoíris.

Las diferentes respuestas obtenidas por los dos grupos de indicadores evaluados (himenópteros parasitoides y variables físico-químicas del suelo), dificultan una interpretación asociada a los niveles de degradación. No se encontraron diferencias en los componentes del suelo de las áreas degradadas y las bien conservadas, mientras que las comunidades de parasitoides sí presentan diferencias. La diversidad de icneumónidos parece estar relacionada con la complejidad estructural del ecosistema (Säaks-

järvi et al. 2006, Mazón y Bordera 2014), mientras que, tal y como se ha discutido más arriba, las propiedades del suelo están directamente relacionadas con el contenido de MOS. Un área altamente degradada similar a un pastizal es estructuralmente simple, pero genera un gran aporte de materia orgánica al suelo gracias a la abundante vegetación herbácea que se desarrolla en ella. En las áreas en proceso de regeneración, puede haber un bajo contenido en materia orgánica debido a una combinación entre la elevada producción de hojarasca y la baja tasa de descomposición (Celentano et al. 2011). Aunque los indicadores de suelos analizados pueden diferir incluso en distancias muy cortas, ofrecen información fundamental para conocer el estado de salud del suelo ante un proceso de restauración ecológica. De hecho, varios de los indicadores aquí empleados son recomendados para el monitoreo de la restauración (Pizano y Curiel 2015). Sin embargo, otros autores restan importancia a estos parámetros físicos y químicos, y alegan que debe medirse la actividad biológica del suelo ya que ésta es más sensible a la hora de evaluar la recuperación del mismo (Harris 2003).

En un programa de monitoreo de los avances de la restauración se debe evaluar la situación de partida y el ecosistema de referencia, así como los sucesivos cambios que se van produciendo en el ecosistema a medida que éste se va recuperando (Ramírez et al. 2015a). En el presente trabajo se ha tratado de simular dicha situación, utilizando un área equivalente al ecosistema de partida (alto nivel de degradación), un área equiparable al ecosistema de referencia (bajo nivel) y un área que se encuentra en un proceso avanzado de regeneración (nivel medio). Según este esquema, el objetivo del monitoreo es comprobar que las variables evaluadas se van alejando del punto de partida, a la vez que se van aproximando al ecosistema de referencia. Si el restaurador hubiera elegido solo uno de estos indicadores, podría haber llegado a conclusiones diferentes, y las medidas correctivas habrían sido igualmente diferentes. Por tanto, es importante disponer de un grupo variado de indicadores para medir los cambios que se generan en el ecosistema durante el proceso de recuperación. Además, el restaurador debe asegurarse que las variables seleccionadas son suficientemente sensibles a dichos cambios, por lo que deben de ser evaluadas antes de planificar el programa de monitoreo.

## CONCLUSIÓN

Varios autores han sugerido metodologías rigurosas para la selección de indicadores que permitan evaluar el avance de la restauración ecológica (Doren et al. 2009, entre otros), pero la más recomendable es basarse en experiencias previas, que deben adecuarse al tipo de ecosistema que se quiera restaurar. Además, la selección de distintos indicadores es recomendable, de forma que se pueda obtener una visión más generalizada de la trayectoria de sucesión asistida que está siguiendo el ecosistema.

## AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos expresar nuestro sincero agradecimiento a Joerg Zeilinger (RBSF), Arturo Jiménez (Reserva Arcoíris) y Hugo Tapia (Reserva Madrigal) por darnos las facilidades para realizar esta investigación en las tres reservas, así como a los estudiantes y pa-

santes que ayudaron en las tareas de campo, análisis de muestras y montaje del material. El presente trabajo fue patrocinado por el Proyecto Prometeo de la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación de la República del Ecuador.

## REFERENCIAS

Aguilar I. (2008). Qualidade fisica do solo em sistemas agroflorestais. Universidad Federal de Viçosa. 91 pp.

Anderson A., McCormack S., Helden A., Sheridan H., Kinsella A. y Purvis G. (2011). The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 48, p382-390.

Aronson J., Clewell A.F., Blignaut J.N. y Milton S.J. (2006). Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. *Journal of Nature Conservation* 14, p135-139.

Asghari S., Ahmadnejad S. y Behjou, F. (2016). Deforestation effects on soil quality and water retention curve parameters in eastern Ardabil, Iran. *Eurasian Soil Science* 49:3, p338-346.

Barthlott W., Hostert A., Kuper W., Kreft H., Mutke J., Rafiqpoor D. y Henning J. (2007). Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. *Erdkunde* 61:4, p305-315.

Brehm G., Homeier J., Fiedler K., Kottke I., Illig J., Nöske N.M. y Breckle S.W. (2008). Mountain Rain Forests in Southern Ecuador as a Hotspot of Biodiversity – Limited Knowledge and Diverging Patterns. En Beck et al. (eds.), *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador*, p. 15-23.

Brummitt N. y Lughadha E.N. (2003). Biodiversity: Where's Hot and Where's Not. *Conservation Biology* 17:5, p1442-1448.

Celentano D., Zahawi R.A., Finegan B., Casanoves F., Ostertag R., Cole R.J. y Holl K.D. (2011). Restauración ecológica de los bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. *Revista de Biología Tropical* 59:3, p1323-1336.

Costantini E., Branquinho C., Nunes A., Schwilch G., Stavi I., Valdecantos A. y Zucca C. (2015). Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. *Solid Earth Discussions* 7:4, p397-414.

Cuenca M.J. y Paladines M.P. (2011). Propuesta de senderos y señalética para el fomento del turismo en la Reserva Arcoíris en el sector San Francisco del Parque Nacional Podocarpus. Tesis de grado, Carrera de Administración Turística. Universidad Nacional de Loja. Ecuador. 240 pp.

Doren R.F., Trexler J.C., Gottlieb A.D. y Harwell M.C. (2009). Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators* 9, p2-16.

Fernández F. y Sharkey M.J. (2006). Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.

Gould R.K., Pejchar L., Bothwell S.G., Brosi B., Wolny S., Mendenhall C.D. y Daily G. (2013). Forest restoration and parasitoid wasp communities in Montane Hawai'i. *PloS ONE* 8:3, e59356.

Hallett L.M., Diver S., Eitzel M.V., Olson J.J., Ramage B.S., Sardinas H., Statman-Weil Z. y Suding K.N. (2013). Do we practice what we preach? Goal settings for ecological restoration. *Restoration Ecology* 21, p312-319.

Harris J.A. (2003). Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science* 54, p801-808.

Isaza M., Campos J., Prins C. y Villalobos R. (2007). Restauración del paisaje en Hojancha, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 51 pp.

Kiss K. y Bräuning A. (2008). El bosque húmedo de montaña: Investigaciones sobre la diversidad de un ecosistema de montaña en el Sur de Ecuador. *Deutsche Forschungsgemeinschaft*. 66 pp.

Mallarino A., Sawyer J. y Barnhart S. (2013). PM 1688: A general guide for crop nutrient and limestone recommendations in Iowa. Iowa State University Extension and Outreach. 14 pp.

Mayhew P.J., van Alphen J.J.M., Shaw M.R. y Fraser S.E.M. (2009). Collections of Ichneumonid wasps (subfamilies Diacritinae, Diplazontinae, Pimplinae and Poemeniinae) from woodlands near York and their implications for conservation planning. *Naturalist* 134, p3-24.

Mazón M. (2016). Taking shortcuts to measure species diversity: Parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodiversity and Conservation* 25:1, p67-76.

Mazón M. y Bordera S. (2014). Diversity of Ichneumonidae (Insecta: Hymenoptera) in a protected area of Central Spain: what are we protecting? *Insect Conservation and Diversity* 7:5, p432-452.

Muñoz-Rojas M., Erickson T., Dixon K. y Merritt D. (2016). Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/rec.12368.

Murphy B. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research* 53:6, p605–635.

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. y Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, p853–858.

Naveed M., Moldrup P., Tuller M., Ferrè T., Kawamoto K., Komatsu, T. y Jonge L. (2012). Prediction of the soil water characteristic from soil particle volume fractions. *Soil Science Society of America Journal* 76:6, p1946–1956.

Nyamangara J., Marondedze A., Masvaya E., Mawodza T., Nyawasha R., Nyengerai K. y Wuta M. (2014). Influence of basin-based conservation agriculture on selected soil quality parameters under smallholder farming in Zimbabwe. *Soil Use and Management* 30:4, p550–559.

Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J. y Hanson C.E. (2007). Climate change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). Disponible en: <http://catalog2.nmsu.edu:2048/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=lah&AN=20083115494&site=ehost-live&scope=site> [consultado el 10/06/2016].

Pereira W. y Marques A. (2013). Manual de coleta de solos para valores de referência de qualidade no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil. 18 pp.

Pizano C. y Curiel J. (2015). El monitoreo del suelo en los procesos de restauración ecológica: indicadores, cuantificadores y métodos. En: Aguilar-Garavito y Ramírez (eds), *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*, p. 74–86.

Ramírez W., Aguilar-Garavito M., Calle Z. y Cabrera M. (2015a). Introducción al monitoreo de la restauración ecológica. En Aguilar-Garavito y Ramírez (eds), *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*, p. 27–32.

Ramírez W., Aguilar-Garavito M. y Cabrera M. (2015b). Definición de objetivos, metas, indicadores y cuantificadores para el monitoreo a proceso de restauración ecológica. En Aguilar-Garavito y Ramírez (eds), *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*, p. 33–41.

Rawls W., Pachepsky Y., Ritchie J., Sobecki T. y Bloodworth H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116:1, p61-76.

Rollenbeck R. (2006). Variability of precipitation in the Reserva Biológica San Francisco/Southern Ecuador. *Lyonia* 9:1, p43-51.

Ruiz-Jaen M.C. y Aide M. (2005). Restoration success: how it is being measured? *Restoration Ecology* 13, p569-577.

Sääksjärvi I.E., Ruokolainen K., Tuomisto H., Haataja S., Fine P.V.A., Cárdenas G., Mesones I. y Vargas V. (2006). Comparing composition and diversity of parasitoids wasps and plants in an Amazonian rain-forest mosaic. *Journal of Tropical Ecology* 22, p167-176.

Soil Survey Staff (2014). Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 5.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 1031 pp.

Stefanosky D., De Figueiredo C., Guimarães G. y Marchao R. (2016). Selecting soil quality indicators for different soil management systems in the Brazilian Cerrado. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 51:9, p1643-1651.

Tapia-Armijos M.F., Homeier J., Espinosa C.I., Leuschner C. y de la Cruz M. (2015). Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s - Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLOS ONE* 10:9, doi: 10.1371/journal.pone.0133701.

Townes H. (1972). A light-weight Malaise trap. *Entomological News* 18, p239-247.

USDA (2015). Soil Quality Indicators: physical, chemical, and biological indicators for soil quality assessment and management. EE.UU. Disponible en: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/health/assessment/?cid=stelpdb1237387> [consultado el 10/06/2016]

USDA (2008). Soil Quality Indicators: available water capacity. EE. UU. Natural Resources Conservation Service. Disponible en: [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs142p2\\_053288.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_053288.pdf) [consultado el 10/06/2016]





# Propuesta para el monitoreo de áreas de restauración en los bosques montanos occidentales, Ecuador

Nina Duarte<sup>1\*</sup>, Francisco Cuesta<sup>2</sup>,  
Inty Arcos<sup>1,2</sup> y Esteban Pinto<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Fundación Imaymana, ECUADOR

<sup>2</sup> CONDESAN, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [duarte\\_silv@yahoo.com.br](mailto:duarte_silv@yahoo.com.br)

## Resumen

Frente a la problemática de degradación de los bosques montanos, la restauración ecológica se presenta como una importante oportunidad para las comunidades que habitan el Noroccidente de Pichincha en recuperar la capacidad de los ecosistemas de generar bienes y servicios. Sin embargo, para evaluar la efectividad de los métodos de restauración utilizados y el cumplimiento de los objetivos propuestos es fundamental desarrollar un sistema de monitoreo a lo largo plazo. Para ello, se ha elaborado un protocolo de monitoreo que establece principios, criterios e indicadores adecuados para el monitoreo de áreas de restauración ecológica en los bosques montanos del noroccidente de Pichincha. El protocolo está conformado por una estructura jerárquica de dos principios (ecosistémico y socio económico), cuatro criterios (composición, estructura, funcionalidad y costos) y 13 indicadores, así como sus respectivas metodologías. Este protocolo está siendo aplicado en seis áreas experimentales, las cuales representan distintos contextos ambientales y de historias de uso del suelo, y con diferentes estrategias de restauración (siembras en bloque, sistemas agroforestales y manejo de regeneración natural detenida). El presente manuscrito presenta este protocolo como una herramienta de evaluación y monitoreo, el cual constituye un primer esfuerzo de construcción de un instrumento para el monitoreo de áreas de restauración de bosques montanos en el Ecuador.

**Palabras clave:** Indicadores; metodologías; biodiversidad; manejo adaptativo; trayectoria de restauración.

## Abstract

Faced with the problem of degradation of montane forests, ecological restoration is presented as an important opportunity to people living in Northwestern Pichincha to restore the capacity of natural ecosystems to generate goods and services. However, to assess the effectiveness of the restoration practices employed and the accomplishment of the objectives of restoration, it is essential to implement a long-term monitoring system. To fill-in this knowledge gap, a monitoring protocol has been developed, which establishes principles, criteria and indicators for monitoring ecological restoration areas in the montane forests of Northwestern Pichincha. The protocol is organized in a hierarchical structure of two principles (ecosystemic and socioeconomic), four criteria (composition, structure, functionality and costs) and 13 indicators, as well as their respective methodologies. The protocol has been applied in six experimental areas, which represent an array of environmental settings and land-use histories. In these pilot areas, different restoration strategies have been applied (seedlings planting, agroforestry systems, and self-regeneration management). This document is a first effort to build an instrument for monitoring restoration areas of montane forest in Ecuador.

**Keywords:** Indicators; methodologies; biodiversity; adaptive management; ecological restoration trajectories.

## INTRODUCCIÓN

Frente al acelerado nivel de degradación que sufren los ecosistemas, producto del modelo de producción y desarrollo de las sociedades modernas, cada día se hace más evidente la necesidad de restaurar ecosistemas y responder a las demandas de producción de bienes y servicios ambientales. En el noroccidente de Pichincha, diferentes sectores de la sociedad (gobiernos, ONGs y propietarios en general) vienen impulsando iniciativas de restauración ecológica; sin embargo, muy pocos logran dar un adecuado seguimiento de los proyectos, desde el punto de vista socioeconómico y ecológico, que aporten al desarrollo del conocimiento y de las prácticas de restauración ecológica.

La necesidad de mejorar y evolucionar con el concepto y técnicas de restauración ecológica es lo que hace del monitoreo una de las etapas más importantes del proceso, ya que permite un análisis constante de cómo los métodos de restauración están actuando, o no, en la recuperación de las áreas degradadas (Rigueira y Mariano-Neto 2013, Aguilar-Garavito y Ramírez 2015b, Brancalion et al. 2015). En el marco del Proyecto Binacional EcoAndes: “Multiplicando los beneficios ambientales y sociales proveídos por la biodiversidad y los reservorios de carbono de los ecosistemas Alto Andinos”, se propone investigar los efectos de diferentes prácticas de restauración sobre la biodiversidad y los contenidos de carbono, para tener un mayor entendimiento acerca de los procesos de restauración ecológica y replicar o promover aquellas prácticas que permitan una recuperación costo-efectiva de ecosistemas similares.

Para lograr consistencia en el proceso de generación de información técnica-científica sobre restauración ecológica, es necesario contar con un protocolo de monitoreo que provea de directrices claras sobre prioridades, metodologías e indicadores de monitoreo. Este manuscrito tiene por objetivo proponer un marco de monitoreo de áreas de restauración ecológica en el Noroccidente de Pichincha, Ecuador, el cual presenta como estructura analítica evaluar los cambios en funcionalidad, estructura y composición ecosistémica derivados del establecimiento del sistema de restauración. El protocolo de monitoreo viene siendo aplicado en seis áreas de restauración con diferentes diseños, objetivos y enfoques (conservación y producción sostenible), ubicadas en pisos altitudinales que varían de 500 a 2000 msnm en el Noroccidente de la provincia de Pichincha.

## ¿QUÉ ES UN ECOSISTEMA RESTAURADO?

Para poder evaluar el éxito de los procesos de restauración es necesario comprender el significado o las características de un área restaurada. Según la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER 2004), un ecosistema se encuentra restaurado cuando contiene suficientes recursos bióticos y abióticos como para continuar su desarrollo sin ayuda o subsidio adicional. Para ello, la SER ha identificado nueve atributos de los ecosistemas restaurados; sin embargo, en este marco de evaluación se ha adoptado de manera resumida que un área restaurada presenta la capacidad de 1) mantener su estructura y funcionamiento continuo, 2) ser resiliente a los eventos

estocásticos de perturbación del ecosistema en los rangos normales de afección (e.g. deslaves, fuegos, caídas de árboles) y 3) interactuar con ecosistemas aledaños a través de flujos bióticos y abióticos, así como interacciones socioculturales.

## **PROPUESTAS DE MONITOREO, VACÍOS Y AVANCES**

A pesar de la gran importancia del monitoreo en procesos de restauración, no son muchos los ejemplos de protocolos de monitoreo disponibles para su aplicación en campo en Latinoamérica. Existen varias experiencias de monitoreo o investigaciones puntuales que han utilizados algunos pocos indicadores para evaluar los efectos de diferentes prácticas de restauración (Harris 2003, Ruiz-Jaen y Aide 2005, Schievenin et al. 2011, Wood 2011, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Secretaria do Meio Ambiente 2015). Sin embargo, la mayoría carecen de un marco conceptual y de una propuesta mínima de indicadores que permitan una evaluación integral de las prácticas promovidas bajo un enfoque ecosistémico. En otros casos se proponen indicadores de monitoreo, pero no se incluyen las metodologías que permitan su correcta aplicación (Ruiz-Jaen y Aide 2005, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b).

Una de las propuestas de monitoreo más completa es el caso del Pacto para la Mata Atlántica en Brasil (PACTO 2013). Este protocolo integra indicadores basados en principios ecológicos, socioeconómicos y de gestión de proyectos para evaluar acciones de restauración en los bosques atlánticos del Brasil. Sin embargo, a pesar de su gran utilidad, no detalla a profundidad las metodologías de cada indicador y está muy orientado a las especificidades del bioma en que se desarrollan las iniciativas de restauración.

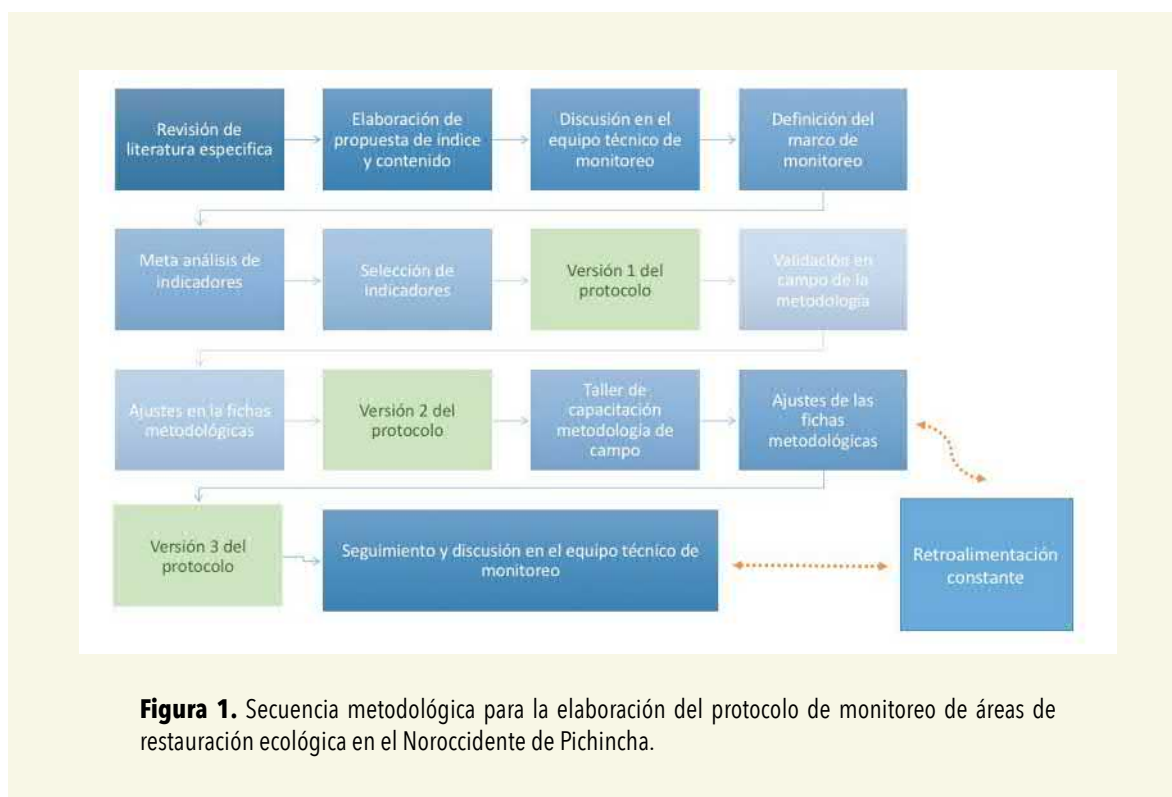
Otra publicación de monitoreo más reciente y bastante completa es la presentada por el Instituto Humboldt Colombia (Aguilar-Garavito y Ramírez 2015a), la cual provee un marco conceptual y muchos lineamientos para la elaboración de un programa de monitoreo, además de recomendaciones de indicadores y metodologías. Sin embargo, si bien el documento aporta a la construcción de un protocolo específico, no constituye una herramienta práctica para ser aplicada directamente en el campo, ya que la principal herramienta del monitoreo de un área de restauración es un protocolo adaptado a los objetivos y características del proyecto, en donde se puede obtener con facilidad la información necesaria para la toma de datos en el campo. En este sentido, uno de los principales aportes del protocolo de monitoreo presentado en este manuscrito es la utilización de fichas metodológicas, en donde se sistematiza toda la información sobre cada indicador (objetivo, frecuencia de monitoreo, unidades de medida, metodología etc..). Estas fichas, que pueden ser separadas, brindan una mayor practicidad y estandarización del trabajo en el campo.

Con la necesidad de desarrollar una herramienta útil, práctica y estandarizada de monitoreo de las áreas de restauración impulsadas por el proyecto EcoAndes y el Programa Bosques Andinos, se ha elaborado este protocolo, con indicadores adaptados a los bosques montanos y a la realidad de los ensayos de restauración impulsados.

## EL PROTOCOLO

### Elaboración y estructura del protocolo

Para la elaboración del protocolo se siguió las etapas metodológicas indicadas en la Figura 1. Considerando que el protocolo de monitoreo busca brindar un orden lógico de análisis de los procesos de restauración, es necesario enmarcarlo en una estructura jerárquica que provea la unión entre los principios de la restauración y los propios indicadores y medios de verificación. Para este protocolo se han definido principios generales de la práctica de restauración que brindan una estructura inicial de evaluación. Para dar significado a un principio se identifican criterios que, a su vez, deben estar relacionados con los indicadores, los cuales transmiten la información sobre la condición de determinado criterio. Finalmente, cada indicador debe presentar una forma propia de evaluación o verificación del estado del mismo (Figura 2).



El protocolo se basa en dos principios fundamentales: ecosistémico y socioeconómico. El primero está asociado a las condiciones y procesos que describen el estado de salud o integridad del ecosistema y consiste en el enfoque más profundo del protocolo, por lo cual se han identificado 3 criterios: (1) Composición, (2) Estructura y (3) Funcionalidad (adaptado de PACTO 2013). Sin embargo, la restauración es un proceso integral que incorpora beneficios sociales, económicos y ambientales, por lo tanto, no solo se debe hacer énfasis en principios ecológicos, sino que debe ser evaluada también bajo principios socioeconómicos. Para incluir esta perspectiva al protocolo, se incluyeron dos criterios económicos: (1) costos de establecimiento y (2) costos de mantenimiento (Tabla 1).



### Indicadores de monitoreo

Considerando la amplia gama de posibilidades de evaluación y utilización de indicadores, que pueden incluso dificultar o encarecer el proceso de monitoreo, fue fundamental priorizar en función de las demandas específicas del proyecto, actores involucrados en el monitoreo, y en función de un análisis de costo/efectividad de cada indicador. Para esta primera versión del protocolo se propone la utilización de 11 indicadores ecológicos y dos indicadores socioeconómicos, los cuales fueron seleccionados a partir de un análisis técnico de 20 artículos o protocolos de monitoreo utilizados especialmente en Latinoamérica. Los indicadores observados en los diferentes artículos fueron agrupados por criterios en una matriz de Meta Análisis, con valoración de la frecuencia de uso. Los indicadores más utilizados, validados por las experiencias y adecuados a los objetivos del proyecto y a la realidad de la zona de intervención fueron seleccionados (Tabla 2). Adicionalmente, se clasificaron los indicadores en mandatorios y opcionales para proveer mayor flexibilidad en la aplicación del marco de monitoreo, tomando en cuenta la facilidad de utilización, costos e importancia de la información generada.

**Principio 1. Ecosistémico**

| <b>Criterio</b>   | <b>Descripción</b>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|-------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1.1 Composición   | El análisis de la composición permite caracterizar y entender cómo se está desarrollando la tipología del bosque, qué especies sobrevivieron y permanecen en el sistema, cómo es la distribución de especies arbóreas y arbustivas entre los individuos y diferentes grupos funcionales, síndromes de dispersión, cómo cambia la diversidad de especies (riqueza, abundancia) y las formas de vida, etc. La composición permite caracterizar el tipo de bosque que se desarrolla y su estado de madurez.                                                                               |
| 1.2 Estructura    | Brinda información sobre el arreglo físico-espacial de la vegetación o poblaciones biológicas en general. Se analiza la altura de las plantas, número y clases de estratos y las tasas de crecimiento basal durante el desarrollo de la restauración, la forma de distribución vertical y horizontal en el área. Está muy relacionada con el grado de madurez del ecosistema y la composición de especies.                                                                                                                                                                             |
| 1.3 Funcionalidad | Consiste en la variedad de procesos e interacciones que ocurren entre los componentes biológicos (organismo-organismo, organismo-ambiente) que ayudan la autorregulación y auto-perpetuación del ecosistema. El análisis de la funcionalidad brinda información sobre la existencia y la calidad de procesos ecológicos y biogeoquímicos, y sus cambios durante el desarrollo del área. Algunos ejemplos de análisis de la funcionalidad ecosistémica son: el ciclaje de nutrientes, producción de biomasa, actividad microbiológica, flujo génico, regeneración natural, entre otros. |

**Principio 2. Socioeconómico**

|                              |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
|------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 2.1 Costo de establecimiento | El valor económico destinado para el establecimiento del área puede ser considerado como una barrera a la adopción de prácticas de restauración. Además, una técnica muy eficiente de restauración ecológica puede ser descartada o no incorporada en las estrategias de campo debido a su alto costo de establecimiento. |
| 2.2 Costos de mantenimiento  | El costo de mantenimiento influye en la sostenibilidad del proyecto de restauración y brinda información sobre la eficiencia del sistema implementado.                                                                                                                                                                    |

**Tabla 1.** Criterios utilizados en el protocolo de monitoreo para áreas de restauración en el noroccidente de Pichincha. Adaptado de: PACTO 2013, Brancalion et al. 2015.

La selección de indicadores tomó en cuenta algunos criterios, empleados en la metodología “SMART” (Gobierno de Canadá 2016) y propuestos por Doren et al. (2009) y Durigan (2011):

- Específicos: describen una acción observable y con objetivos específicos.
- Medibles: hay una manera de evaluar y describir el resultado del indicador en términos de, por ejemplo, calidad, cantidad, costo o tiempo.

- Alcanzables: el objetivo del indicador es alcanzable y realista en la escala de tiempo del proyecto.
- Relevantes: proveen una información importante para alcanzar los objetivos y/o comprensión del proceso.
- Sensibles: brindan una respuesta a disturbios o cambios en el tiempo, indicando diferentes estadios de cambio en respuesta a las intervenciones realizadas.
- Previsibles: indican cambios inminentes en las características principales del ecosistema, posibilitando predicciones sobre los efectos de las prácticas de restauración o agentes de degradación.
- Integradores: pueden integrar o representar otras variables de difícil medición.
- Confiables: demuestran de forma segura las características que son monitoreadas, así como presentan baja variación en la respuesta.

Otro aspecto importante a considerar en la definición de indicadores es el factor tiempo, ya que, dependiendo del estadio de maduración del área, sus procesos funcionales o atributos ecosistémicos se manifestarán en diferentes etapas del desarrollo. Estos aspectos influyen en la forma de evaluación del proceso y por ende requiere de diferentes conjuntos de indicadores (PACTO 2013). En general, cambios en el funcionamiento de los ecosistemas que derivan en la provisión de bienes y servicios ambientales, son visibles en estadios más avanzados de la restauración; en cambio, efectos en la composición y estructura pueden ser evaluados a corto plazo (Belloto et al. 2009, Brancalion et al. 2015). De esta manera, la pertinencia y frecuencia con que se utilizará cada indicador será variable de acuerdo al estadio de desarrollo del área y la velocidad de cambio en los resultados presentados por el indicador. Algunos indicadores solo serán muestreados una vez al año (fertilidad y densidad aparente de suelos), mientras otros serán muestreados cada tres meses debido a la rapidez con que se puede observar cambios en el ecosistema (cobertura del suelo, tasa de mortalidad de plantas). Posteriormente, se tomarán otro set de indicadores pertinentes para etapas más adelantadas de la sucesión.

En la Tabla 2 se presenta la lista de indicadores propuestos (opcionales y mandatorios) para el monitoreo de áreas de restauración en diferentes fases de desarrollo, así como la unidad y frecuencia de medición.

| Principio Ecosistémico   |                                                               |                                                                                                                         |                                                                  |           |                                                                                                                                                                                                                                      |
|--------------------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Criterio                 | Indicador                                                     | Unidad de medida                                                                                                        | Frecuencia                                                       | Categoría | Referencia                                                                                                                                                                                                                           |
| Composición              | Mortalidad/sobrevivencia de especies sembradas                | % mortalidad/sp/ha<br>% de mortalidad total/ha                                                                          | Cada 3 meses durante el primer año; cada 6 meses al segundo año. | M         | Meli y Carrasco-Carballido 2011, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b, Schievenin et al. 2011, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Fugimori 2014, Murcia y Guariguata 2014, Brancalion et al. 2015, Viani 2015.            |
|                          | Diversidad de especies arbustivas y arbóreas (DAP > 1 cm)     | Número total de especies/ha;<br>Número de individuos / especie;<br>Número total de individuos/ha.                       | Línea base y cada 6 meses                                        | M         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, PACTO 2011, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b, Wood 2011, Jiménez 2012, PACTO 2013, Brancalion et al. 2015, Secretaria do Meio Ambiente 2015, Viani 2015.                                  |
|                          | Grupo sucesional                                              | Porcentaje de individuos para cada grupo establecido: pioneras, secundarias iniciales, secundarias tardías y primarias. | Línea base y cada 6 meses                                        | M         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Brancalion 2015, Viani 2015.                                                                                                     |
|                          | Formas de vida vegetal presentes                              | Número de formas diferentes de vida vegetal y porcentaje representativo de cada forma (individuos)                      | Línea base y cada 6 meses                                        | O         | Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Viani 2015.                                                                                                                                      |
| Funcionalidad            | Diversidad de la regeneración natural (DAP < 1 cm)            | Número total de especies y morfo especies/ha<br>Abundancia de individuos/sp/ha<br>Abundancia total individuos/ha        | Línea base y a los tres meses del establecimiento y cada 6 meses | O         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b, Wood 2011, Jiménez 2012, Schievenin et al. 2012, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Fugimori 2014, Brancalion et al. 2015, Secretaria do Meio Ambiente 2015. |
|                          | Productividad primaria bruta                                  | T biomasa aérea/ha                                                                                                      | Línea base, y cada 6 meses                                       | M         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, Meli y Carrasco-Carballido 2011, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, Brancalion et al. 2015, Viani 2015.                                                                                           |
|                          | Densidad aparente del suelo                                   | g/cm <sup>3</sup>                                                                                                       | Línea base y al final de cada año                                | M         | PACTO 2013, Rigueira y Mariano-Neto 2013.                                                                                                                                                                                            |
|                          | Fertilidad del suelo                                          | PH (0-14), % de materia orgánica, Concentración de fósforo, nitrógeno y potasio (mg/kg).                                | Línea base y al final de cada año                                | O         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, PACTO 2013, Rigueira y Mariano-Neto 2013.                                                                                                                                                                     |
| Estructura               | Cobertura del suelo (pasto, hierbas, hojarasca/suelo desnudo) | % de cobertura del suelo por sustratos/m <sup>2</sup>                                                                   | Línea base, cada 3 meses al primer año y luego cada 6 meses      | M         | Ruiz-Jaen y Aide 2005, PACTO 2011, Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo 2011a, 2011b, PACTO 2013, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Fugimori 2014, Murcia y Guariguata 2014, Brancalion et al. 2015, Viani 2015                       |
|                          | Cobertura de copas                                            | % de cobertura de copa sobre el área                                                                                    | Línea base y medición anual                                      | O         | Jiménez 2012, Rigueira y Mariano-Neto 2013, Fugimori 2014, Brancalion 2015, Brancalion et al. 2015, Secretaria do Meio Ambiente 2015, Viani 2015.                                                                                    |
| Principio Socioeconómico |                                                               |                                                                                                                         |                                                                  |           |                                                                                                                                                                                                                                      |
| Criterio                 | Indicador                                                     | Unidad de medida                                                                                                        | Frecuencia                                                       | Categoría | Referencia                                                                                                                                                                                                                           |
| Costos                   | Valor de inversión proyecto                                   | US\$/ha                                                                                                                 | Al inicio del establecimiento                                    | M         | PACTO 2013                                                                                                                                                                                                                           |
|                          | Costos de mantenimiento                                       | US\$/ha/año                                                                                                             | A cada actividad de manejo                                       | M         |                                                                                                                                                                                                                                      |

**Tabla 2.** Resumen de la estructura del protocolo de monitoreo para áreas de restauración en el Noroccidente de Pichincha. En la categoría se indica si el indicador es mandatorio (M) u opcional (O).

## **SUPUESTOS Y UTILIZACIÓN DEL PROTOCOLO**

Aunque el monitoreo de las áreas bajo restauración es una etapa fundamental, la aplicación del protocolo y el proceso de monitoreo en sí implica algunas consideraciones, tales como:

1. Crear un equipo técnico evaluador que sea capacitado previamente sobre la importancia de cada indicador, la utilización de equipos, planillas y métodos de muestreo, para la idónea utilización del protocolo.
2. Para el indicador de biodiversidad, realizar un inventario de especies comunes de cada localidad, a ser posible con fotos de las especies en etapa de plántula, que facilite el trabajo de campo.
3. Actualizar periódicamente el protocolo con el objetivo de mejorar y facilitar el proceso de monitoreo.
4. Manejar una base de datos organizada que permita un análisis permanente de las áreas bajo restauración.
5. Llevar registros fotográficos periódicos que ilustren los procesos de restauración.
6. Involucrar actores importantes para la sostenibilidad del proceso de monitoreo.
7. Sistematizar los resultados encontrados y difundir de manera clara y vinculada a la técnica de restauración.

## **CONSIDERACIONES**

La evaluación y monitoreo de áreas en proceso de restauración son etapas fundamentales de los proyectos de restauración ecológica, que ayudan a llevar a cabo un manejo adaptativo de las áreas y alcanzar mayor éxito en los proyectos. Además, el monitoreo apoya la validación de técnicas o estrategias de restauración, retroalimentando la construcción de conocimiento técnico y práctico sobre restauración ecológica en diferentes tipos de ecosistemas.

Este protocolo fue desarrollado para el monitoreo de áreas de restauración en bosques montanos, y su aplicación en otros tipos de ecosistemas debe ser ajustado a las condiciones del mismo. Así mismo, puede ser utilizado de forma parcial o con un reducido número de indicadores que deben ser priorizados de acuerdo a los objetivos o características particulares del proyecto. El protocolo es un proceso en construcción que debe ser evaluado y actualizado periódicamente con insumos directos de la aplicación de las metodologías a nivel del campo.

## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo fue realizado por la Fundación Imaymana y el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina, en el marco del Proyecto EcoAndes y el Programa Bosques Andinos, financiados por el Fondo Mundial del Ambiente y la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE). Agradecemos la colaboración de Rossana Proaño, Alejandro Solano, Oliver Torres, Juan Diego Ortiz y Andrea Terán.

## REFERENCIAS

Aguilar-Garavito M. y Ramírez W. (2015a). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IavH), Bogotá, D.C., Colombia. 250 pp.

Aguilar-Garavito M. y Ramírez W. (2015b). Estructura y contenidos básicos de un programa de monitoreo. En: Aguilar-Garavito y Ramírez (eds), *Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres*, p. 42-49. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, D.C., Colombia.

Belloto A., Viani R.A.G., Nave A.G., Gandolfi S. y Rodrigues R.R. (2009). Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para a avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. En: Rodrigues et al. (eds), *Pacto para a Restauração ecológica da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: Instituto Bioatlantica. V.1, p. 128-146.

Brancalion P.H., Rodrigues R.R. y Gandolfi S. (2015). Avaliação e monitoramento de áreas em proceso de restauração. Documento técnico. Disponible en [http://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](http://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf)

Doren R.F., Trexler J.C., Gottlieb A.D. y Harwell M. C. (2009). Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators*, V. 9, I 6, Suplemento, pS2-S16.

Durigan G. (2011). O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. *Cadernos da Mata Ciliar*, São Paulo, n. 4, p11-39.

Fugimori G.A. (2014). Proposta metodologica para recuperação de areas degradadas. Dissertação Mestrado Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politecnica 116 pp.

Gobierno de Canadá (2016). "SMART" objectives and performance indicators. Disponible en: <http://www.tbs-sct.gc.ca/psm-fpfm/learning-apprentissage/ptm-grt/pmc-dgr/smart-eng.asp>

Harris J.A. (2003). Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science* 54, p801-808.

Jiménez V.R.E. (2012). Assessing success of forest restoration efforts in degraded montane cloud forest in southern Mexico. Master's Thesis, Michigan Technological University. 58 pp.

Meli P. y Carrasco-Carballido V. (2011). Restauración ecológica de riberas: Manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona. Serie Diálogos Numero 5. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad México, D.F. 62 pp.

Murcia C. y Guariguata M.R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Documentos Ocasionales 107. Bongor, Indonesia: CIFOR.100 pp.

PACTO. Pacto por la Restauração da Mata Atlântica. (2011). Protocolo de Monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. Rodrigues (ed), São Paulo, Brasil. 40 pp.

PACTO, Pacto por la Restauração da Mata Atlantica (2013). Protocolo de Monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. Viani (ed), São Paulo, Brasil. 59 pp.

Rigueira D.M. y Mariano-Neto E. (2013). Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. Revista Caititu 1:1, p73-88.

Ruiz-Jaen M.C y Aide T.M (2005). Restoration Success: How is it being measured. Restoration Ecology 13:3, p569-577.

Schievenin D.F., Tonello K.C., Silva D.A., Valente R.O., Faria L.C., Thiersch C.R. (2011). Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal 18:1, p95-108.

Secretaria do Meio Ambiente. Portaria CBRN01/(2015). Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. Publicado no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 17/01/2015 - Poder Executivo - Seção I São Paulo, São Paulo, 125 (11) - 45,46.

Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo (2011a). Cadernos Mata Ciliar: monitoramento de áreas em recuperação. No 4 <http://www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar>. Consultado en julio de 2015. 64 pp.

Secretaria do Meio Ambiente - São Paulo (2011b). Restauração Ecológica: Sistemas de nucleação. <http://www.ambiente.sp.gov.br>, consultado en julio de 2015.

SER Society for Ecological Restoration (2004). Internacional, grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica. [www.ser.org](http://www.ser.org) y Tucson.

Viani R. (2015). Monitoramento de Áreas em Restauração. Documento online LAS-PEF-UFSCar, Brasil. Archivo digital. Disponible en: [http://botanica.sp.gov.br/files/2016/02/Aula\\_Ricardo\\_Viani\\_monitoramento\\_restauracao\\_2015.pdf](http://botanica.sp.gov.br/files/2016/02/Aula_Ricardo_Viani_monitoramento_restauracao_2015.pdf) [consultado en julio 2015].

Wood J.K. (2011). Evaluating and monitoring the success of ecological restoration implemented by the University of Washington Restoration Ecology Network Capstone Projects. Thesis Master Science. University of Washington, School of forest Resources. 105 pp.



# Variabilidad espacial del contenido de carbono y de las propiedades químicas del suelo en dos niveles de degradación en la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, Reserva Ecológica Antisana

Yandri Jumbo<sup>1\*</sup>, Pablo Alvarez<sup>2</sup> y Sergio Torres<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Fondo de Protección del Agua FONAG, ECUADOR

<sup>2</sup> Programa de Investigación en Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, Universidad Nacional de Loja, ECUADOR

\*Autor para correspondencia: [yandrhy.jumbo@fonag.org.ec](mailto:yandrhy.jumbo@fonag.org.ec),  
[yandrhy01@yahoo.es](mailto:yandrhy01@yahoo.es)

## Resumen

En el ecosistema de páramo de la unidad hidrográfica Jatunhuaycu de Antisana se han caracterizado diferentes niveles de degradación como consecuencia de la actividad antrópica. En seis parcelas de 64 m<sup>2</sup> fueron también evaluadas las propiedades químicas del suelo a una profundidad correspondiente a la amplitud del sistema radicular de la cubierta vegetal predominante, con la finalidad de determinar la influencia del suelo en la dinámica del crecimiento vegetal, secuestro de carbono y restauración del ecosistema. Los resultados muestran que los valores entre la zona degradada y conservada varían ampliamente. El hierro va de 29 a 1979 ppm, el nitrógeno total de 0,05 a 1,92%, el carbono orgánico de 0,6 a 12,67% y la materia orgánica de 5,93 a 26,59%, en la zona degradada y conservada respectivamente. En contraste a lo expuesto, el pH del suelo es menor en la zona conservada (4,65) que en la degradada (6,65), ratificando la adaptabilidad de las especies vegetales de páramo a suelos por lo general ácidos. El contenido promedio de carbono orgánico del suelo fue 22 y 119 t ha<sup>-1</sup> en la zona degradada y conservada respectivamente, aunque en esta última el valor más alto fue de 241 t ha<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** Carbono orgánico del suelo; degradación del suelo; páramo; restauración.

## Abstract

In the paramo ecosystem of the hydrographic unit Jatunhuaycu of Antisana different levels of degradation from anthropic activity have been characterized. In six plots of 64 m<sup>2</sup> each one the soil chemical properties at the depth corresponding to the amplitude of the root system of the predominant vegetal cover were evaluated, in order to know the influence of soil on the dynamics of plant growth, carbon sequestration and ecosystem restoration. The results show that the values between the degraded and conserved area vary widely. The available iron in the soil fluctuates from 29 to 1979 ppm, total nitrogen from 0.05 to 1.92%, organic carbon from 0.6 to 12.67% and organic matter from 5.93 to 26.59%, in the degraded and conserved area respectively. In contrast to the results exposed above, the soil pH is lower in the conserved area (4.65), while in the degraded area the pH reaches 6.65, ratifying the adaptability of the paramo plant species to soils predominantly acids. The soil organic carbon was 22 and 119 t ha<sup>-1</sup> in the degraded and conserved area, respectively, although in the latter the highest value was 241 t ha<sup>-1</sup>.

**Keywords:** Soil organic carbon; soil degradation; paramo; restoration.

## INTRODUCCIÓN

El páramo es un ecosistema alpino del neotrópico que cubre más de 75000 km<sup>2</sup> de los Andes de Colombia, Ecuador, Venezuela y Perú, y provee importantes servicios ambientales a más de 10 millones de personas que viven en las estribaciones de esta cordillera (Buytaert et al. 2006). Los suelos de la mayoría de páramos del Ecuador se hallan sobre depósitos volcánicos, aunque al sur del país existen páramos sobre los 3000 msnm que descansan sobre depósitos no volcánicos y presentan altos contenidos de aluminio activo y materia orgánica (Mena et al. 2000). Los suelos del páramo que se forman con aporte de cenizas volcánicas se clasifican como Andosoles, mientras que los que no tienen incidencia volcánica corresponden a Histosoles (Buytaert 2004, Buytaert et al. 2005).

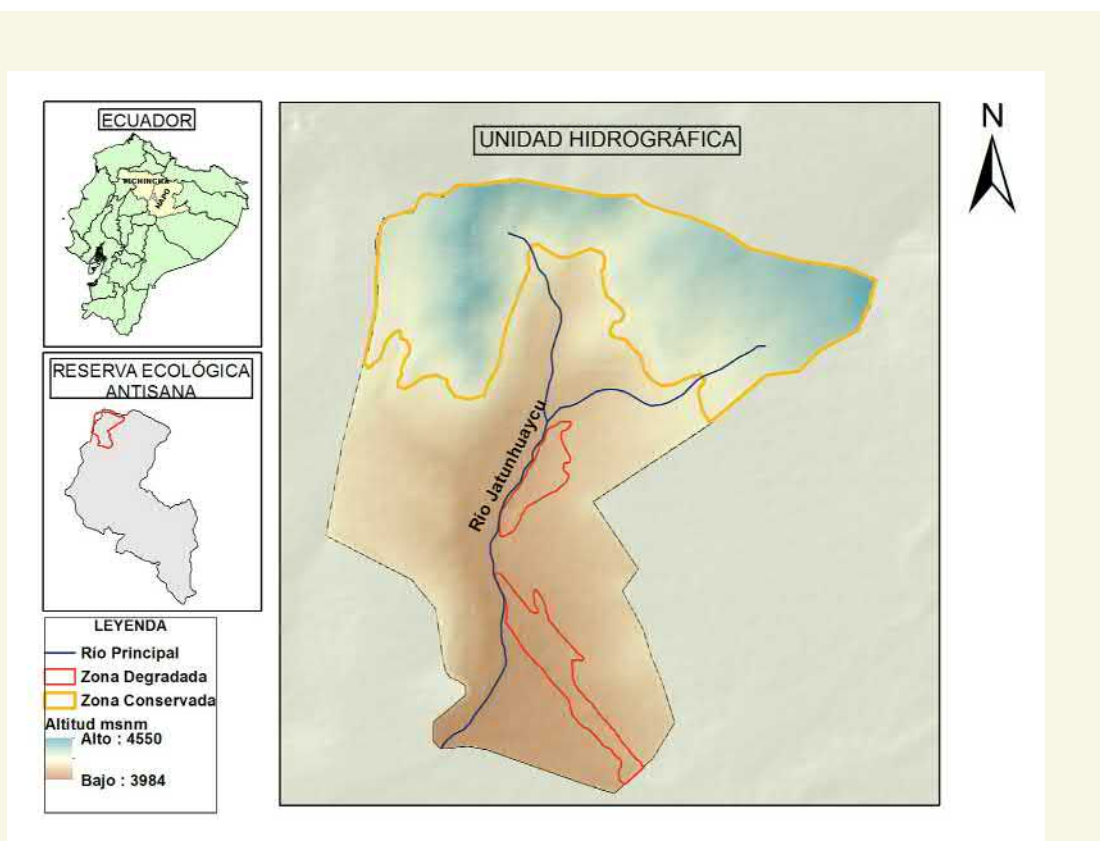
Los ecosistemas de páramo tienen condiciones frías y húmedas que favorecen excepcionalmente la acumulación de altas cantidades de carbono orgánico en el suelo (Poulenard et al. 2003, Buytaert et al. 2005). Generalmente, los suelos de estas zonas son ácidos, con presencia de un horizonte orgánico y predominancia de complejos organometálicos de Fe y Al (Buytaert et al. 2006). El alto contenido de materia orgánica de estos suelos le otorgan una alta capacidad de amortiguamiento y de retención de agua que es clave en la regulación hidrológica (Buytaert et al. 2005). Sin embargo, el cambio de uso del suelo ha sido reportado como uno de los problemas que está afectando la provisión de agua en estos ecosistemas frágiles (Espinosa y Rivera 2016), debido principalmente a la degradación de la estructura del suelo que modifica la retención de agua y la conductividad hidráulica del suelo (Buytaert et al. 2002, Buytaert 2004), así como el incremento de la hidrofobicidad y la susceptibilidad a erosión hídrica (Poulenard et al. 2003).

Los ecosistemas de páramo se encuentran amenazados por procesos erosivos y por lo tanto de degradación del suelo, debido a los cambios de uso del suelo y las prácticas de cultivo provocados por la presión demográfica y la expansión de las zonas agrícolas y ganaderas (Hofstede 1995). Los efectos de la actividad antrópica han ocasionado la degradación de la cobertura vegetal en los páramos, afectando la composición físico-química del suelo. El presente estudio fue realizado en las cercanías del volcán Antisana, específicamente en la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, con la finalidad de determinar la variabilidad espacial del contenido de carbono y las propiedades químicas entre dos estados de conservación: degradado y conservado. Se evaluaron las propiedades químicas del suelo que pueden ser alteradas por la generación de biomasa, con énfasis en el contenido de carbono. La hipótesis de investigación propone que las propiedades químicas del suelo varían en función del estado de conservación del ecosistema, lo cual implica diferencias en la cantidad de biomasa y carbono en las dos zonas estudiadas.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La unidad hidrográfica Jatunhuaycu se encuentra dentro de la Reserva Ecológica Antisana, localizada en la cordillera oriental de los Andes, entre las provincias de Napo y Pichincha (Figura 1), con una extensión de 120000 ha. La vegetación comprende bosques andinos y páramos localizados en las planicies y estribaciones del volcán Antisana. Hídricamente pertenece a la subcuenca del río Antisana, zona occidental de la Reserva Ecológica del mismo nombre. La altitud promedio aproximada de la zona de estudio es 4330 msnm (MAE 2015). En el presente trabajo, se diferencié la cuenca en dos niveles de conservación, basados en la zonificación realizada por Aguirre y Torres (2014) con base en los porcentajes de pendiente y de cobertura de la vegetación, entre otros factores (uso histórico del suelo, evaluación ecológica rápida). La zona conservada corresponde a la parte alta (altitud >4301 msnm) donde no hay evidencias de actividad ganadera ni de suelo descubierto, mientras que la zona degradada comprende las zonas inferiores 1, 2 y 3 descritas en la zonificación de Aguirre y Torres (2014), donde tanto la pendiente como la cobertura de vegetación son relativamente bajas (0-45% y 0-40%, respectivamente).



**Figura 1.** Ubicación de la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, Reserva Ecológica Antisana. La zona conservada está delimitada por una línea amarilla y coloreada en azul, las zonas degradadas están delimitadas por las líneas rojas.

### Evaluación de propiedades químicas del suelo

Se utilizó un diseño estratificado al azar para la toma de muestras, considerando el estado degradado y conservado como estratos. Se obtuvo 45 muestras dentro de la unidad hidrográfica, de las cuales 19 corresponden a la zona conservada y las restantes a la zona degradada. Se tomaron muestras disturbadas de suelo de aproximadamente 500 g a una profundidad de 30 cm, considerada como media de la longitud del sistema radicular de la mayoría de las especies vegetales presentes en el área de estudio. El análisis químico se realizó en los Laboratorios de Suelos de la Universidad Central del Ecuador, el Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) y la Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de Calidad del Agro (Agrocalidad). Para cada muestra se determinó acidez intercambiable, aluminio (Al), azufre (S), boro (B), carbono orgánico (COS), cobre (Cu), fósforo (P), hierro (Fe), magnesio (Mg), manganeso (Mn), nitrógeno total ( $N_T$ ), potasio (K), materia orgánica (MO), suma de bases cambiables ( $\Sigma BC$ ), potencial de hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE), y se elaboraron matrices digitales que fueron generadas e interpoladas en el programa Surfer 9.0 y luego procesadas con el programa Arcgis 10.1.

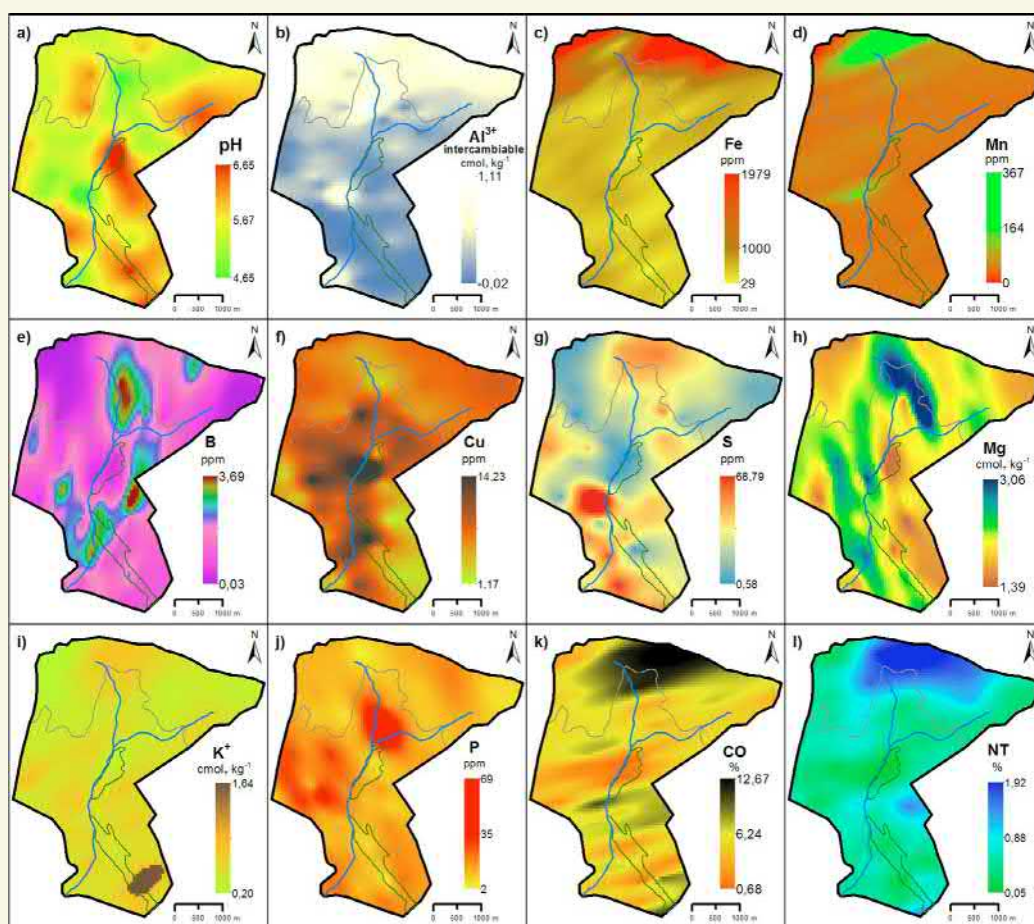
Para comparar las diferencias en las propiedades químicas en función del estado de conservación, se realizó un análisis de varianza con un nivel de significancia de 0,05. El análisis de datos fue realizado con el paquete *Agricolae* del programa estadístico RStudio, versión 0.99.483.

## RESULTADOS

### Variabilidad espacial de las propiedades químicas del suelo

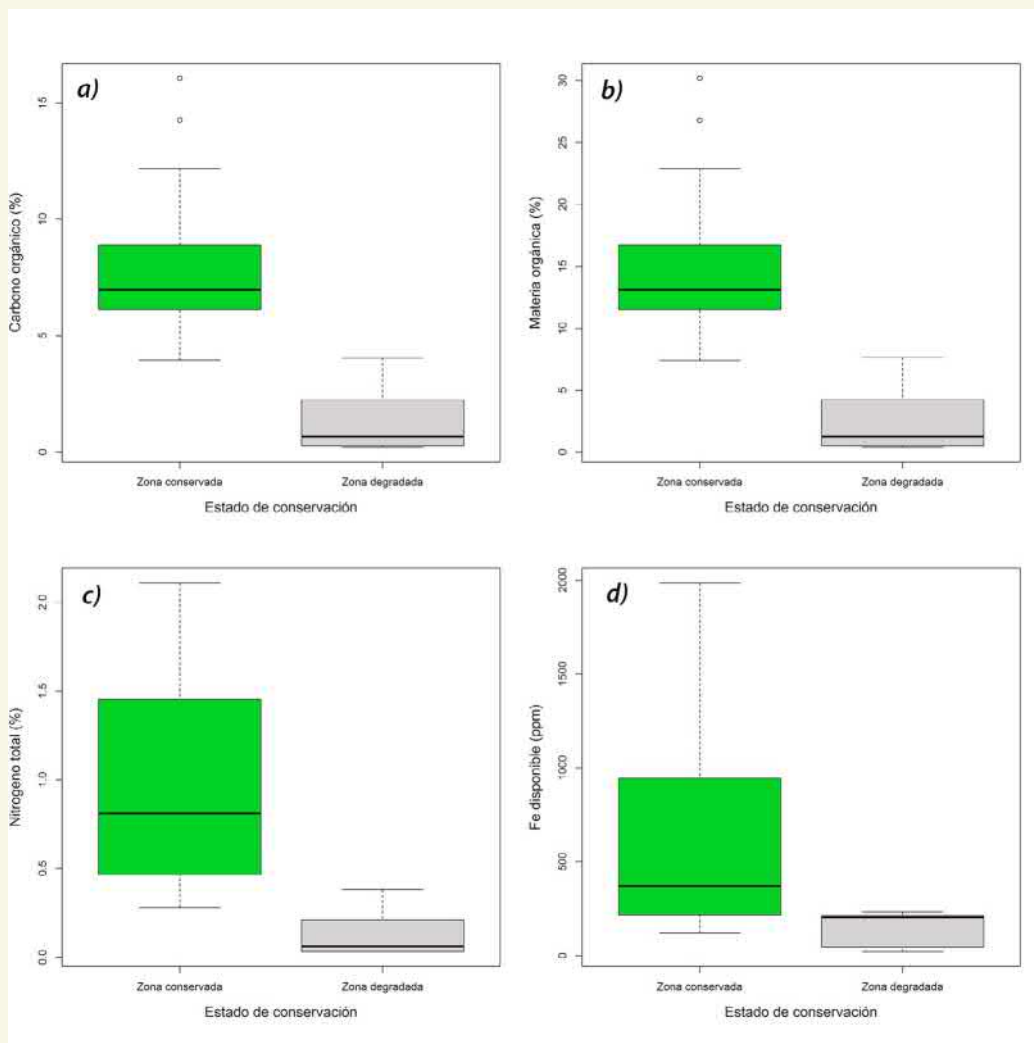
La variabilidad espacial de las propiedades químicas del suelo en la unidad hidrográfica Jatunhuaycu se observa en la Figura 2. El pH del suelo es marcadamente inferior en la zona conservada (4,65) que es la parte norte o superior, mientras que en la zona degradada llega hasta 6,65 (Figura 2a). La concentración más alta de  $Al^{3+}$  intercambiable se observó en la zona conservada debido a que el pH es más bajo (Figura 2b). Las concentraciones más elevadas de Fe y Mn están en la zona conservada, lo cual se explica por el menor valor de pH. El Fe va de 29 a 1979 ppm (Figura 2c), mientras que el Mn va desde prácticamente 0 a 367 ppm (Figura 2d). La concentración de B en el suelo es deficiente en ambas zonas (<3,69 ppm) por tratarse de suelos predominantemente ácidos (Figura 2e). Aunque la concentración de Cu es elevada en ciertos puntos, especialmente de la zona degradada, no existe una relación clara con el pH ni el contenido de carbono orgánico (Figura 2f). El S varía desde valores cercanos a 0 hasta 68 ppm sin un patrón de distribución en función del estado de conservación (Figura 2g). El Mg presentó una muy ligera variación que va de 0 a 3  $cmol+ Kg^{-1}$  de suelo (Figura 2h). El K presentó concentraciones bajas (<1,64  $cmol+ kg^{-1}$ ) en ambas zonas (Figura 2i). El P presenta concentraciones bajas tanto en la zona conservada como en la degradada (<10 ppm), sin embargo en la parte media de la unidad hidrográfica existen sitios puntuales que tienen concentraciones de hasta 69 ppm, probablemente por las características del material parental (Figura 2j). La concentración de carbono orgánico en el suelo es alta en la zona conservada (12,67%) mientras que en la zona

degradada los valores son incluso inferiores a 1% (Figura 2k). El N total es notablemente mayor en la zona conservada (Figura 2l), especialmente donde el carbono orgánico también es alto. En toda la zona prácticamente no existe presencia de sales ya que la CE predominante fue menor a  $0,8 \text{ dS m}^{-1}$  (Figura 2j). No se observó un patrón de distribución espacial de la  $\Sigma\text{BC}$  en función del estado de conservación, sin embargo se determinaron zonas específicas que tienen hasta  $24 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ , mientras que en otros sitios los valores son tan bajos como  $2,4 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ . De las 16 propiedades analizadas, se observó una diferencia marcada en el pH y los contenidos de Al, Fe, Mn, CO y N.



**Figura 2.** Variabilidad espacial de las propiedades químicas del suelo en la zona conservada y degradada de la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, Antisana: a) pH del suelo, b) Al, c) Fe, d) Mn, e) B, f) Cu, g) S, h) Mg, i) K, j) P, k) CO y l) N<sub>T</sub>. El polígono ubicado al norte en cada mapa (parte superior) corresponde a la zona conservada, mientras que los dos pequeños ubicados en la parte central y sur corresponden a la zona degradada.

La concentración de COS (Figura 3a), la MO (Figura 3b), el  $N_T$  (Figura 3c) y el Fe (Figura 3d) fueron las propiedades que presentaron una variación muy clara (Figura 2) en función del estado de conservación, por lo que se les aplicó el análisis de varianza. Únicamente las tres primeras propiedades mencionadas presentaron diferencias significativas en función del estado de conservación ( $p < 0,05$ ), y por lo tanto se constituyen en indicadores de calidad y salud del suelo ya que reflejaron en mayor grado las condiciones predominantes en las dos zonas estudiadas.



**Figura 3.** Propiedades químicas relevantes en función del estado de conservación. COS (a), MO (b) y  $N_T$  (c) mostraron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ).

El contenido promedio de COS en la zona degradada fue de  $22 \text{ t ha}^{-1}$  con valores que van de  $3$  a  $61 \text{ t ha}^{-1}$ . En la zona conservada el promedio de COS fue de  $119 \text{ t ha}^{-1}$  con valores que fluctúan de  $59$  a  $241 \text{ t ha}^{-1}$ . Estos valores fueron calculados asumiendo una densidad aparente de  $0,5 \text{ t m}^{-3}$  que es referencial para suelos de páramo (Medina y Mena 1999) y una profundidad de  $30 \text{ cm}$ . Sin embargo, es importante recalcar que los valores son referenciales y que se debería determinar la densidad aparente y la profundidad del horizonte orgánico por cada punto de muestreo para tener mayor precisión en los cálculos. De acuerdo a los resultados descritos, se observa una diferencia muy marcada en función del estado de conservación.

## DISCUSIÓN

De acuerdo a los resultados obtenidos, se observa una relación entre el contenido de carbono y ciertas propiedades químicas del suelo en función del nivel de conservación analizado. El contenido de nutrientes del suelo determina la dinámica de crecimiento vegetal y por ende la producción de biomasa y la cantidad de carbono en los diferentes compartimentos.

A nivel general, los suelos tienen grandes cantidades de nutrientes esenciales para la dinámica de crecimiento vegetativo, pero solo una pequeña fracción se encuentra disponible para que a través del sistema radicular sean absorbidos (Weil y Brady 2016). Una marcada diferencia en el contenido de N del suelo entre la zona conservada y degradada fue observada. La zona conservada presentó los valores más altos, presumiblemente por la mayor cantidad de COS encontrado que constituye la fuente natural de N en el suelo (Zech et al. 1997). El P se encuentra en niveles deficientes en ambas zonas, ya que en suelos ácidos como los del presente y en general en la mayoría de suelos, sus formas disponibles son insuficientes para cubrir los requerimientos de las plantas (Kirkby y Johnston 2008). Uno de los micronutrientes más relevantes especialmente en suelos ácidos, es el Fe, que tiene participación en múltiples procesos biológicos, y se encuentra en alta concentración debido a la marcada acidez del suelo (Mengel y Kosegarten 2005).

Las condiciones frías y húmedas predominantes en los ecosistemas de páramo favorecen la acumulación de carbono y la lixiviación de cationes básicos (Buytaert et al. 2006). Precisamente, el COS es uno de los principales indicadores para determinar la calidad del suelo (Costantini et al. 2016) por su efecto positivo sobre la sustentabilidad de los sistemas productivos (Martínez et al. 2008). El COS afecta la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Entre sus principales ventajas sobre las propiedades físicas del suelo están el incremento de la estabilidad de agregados (Nyamangara et al. 2014), el agua disponible que puede alcanzar hasta  $1000 \text{ g kg}^{-1}$  en el punto de marchitez permanente (Poulenard et al. 2003), y la permeabilidad y la aireación del suelo por la formación de poros más grandes entre los agregados (Milne et al. 2014). Desde el punto de vista químico, el COS incrementa la capacidad de intercambio catiónico (CIC) que tiene relación con la cantidad de nutrientes que un suelo puede retener e intercambiar (Costantini et al. 2016). También interviene en

las propiedades biológicas, básicamente actuando como fuente energética para los organismos heterótrofos del suelo. La cantidad de COS no solo depende de las condiciones ambientales locales, sino que es afectada fuertemente por el manejo del suelo (Powlson et al. 2013). Los suelos de páramo son muy susceptibles a cualquier cambio de uso del suelo (Poulenard et al. 2003), factor que ha sido reconocido como de las principales causas de deterioro ambiental (Alvarez et al. 2016) y de degradación de las propiedades dinámicas del suelo (Chen et al. 2000, Rezaie et al. 2012), entre ellas la disminución del carbono orgánico almacenado (Batjes 1996, Ashagrie et al. 2005). El contenido de COS puede cambiar drásticamente debido al manejo (Martínez et al. 2008), especialmente cuando se pasa de un ecosistema natural a un agroecosistema. Al respecto, la conversión de la vegetación natural a otros usos del suelo de carácter antrópico (agricultura y ganadería) es la principal responsable a nivel global de las pérdidas de COS (Don et al. 2010).

La labranza acelera la oxidación de la materia orgánica del suelo ya que se incrementa la aireación con lo que se estimula la actividad microbiana (Vance 2000), que conduce a la disminución del carbono almacenado que finalmente se sale del suelo en forma de CO<sub>2</sub>. Esta situación aumenta también el riesgo de erosión hídrica, que cuando ocurre, también disminuye drásticamente el carbono almacenado en el suelo (Abegaz et al. 2016). Adicionalmente, la implantación de cultivos en zonas frágiles disminuye la reserva natural de nutrientes del suelo afectando su sustentabilidad.

En este contexto, la variabilidad espacial y temporal de las propiedades del suelo debe ser considerada para determinar el impacto de los diferentes usos a escala geográfica (Singh et al. 2014). Por lo tanto, existe la necesidad de esfuerzos coordinados para proteger el suelo de la degradación y promover el uso sustentable (Blaser 2006). Para la zona de estudio se han planteado estrategias de restauración activa y pasiva (Aguirre et al. 2013, Aguirre y Torres 2014), las cuales deben ser monitoreadas y evaluadas de tal forma que garanticen su éxito.

## CONCLUSIÓN

Las actividades antrópicas en la unidad hidrográfica Jatunhuaycu, específicamente la agricultura y ganadería que tienen décadas en la zona, son las responsables de la disminución de nitrógeno y materia orgánica en la zona degradada. En contraste, es en las áreas conservadas donde, a pesar de la marcada acidez, existen niveles más altos de nutrientes que se asume se originan del mayor contenido de carbono orgánico del suelo y son determinantes en la cantidad de biomasa generada.

## AGRADECIMIENTOS

Deseamos expresar nuestro agradecimiento al Fondo de Protección del Agua FONAG y la USAID por el financiamiento, y a la EPMAPS por facilitarnos el lugar de investigación. Además, agradecemos a las ingenieras Daniela Cadena y Diana Velecela (asistentes de campo) y a los señores Angel Cabrera y José Barba (colaboradores fase de campo) por su inestimable ayuda.

## REFERENCIAS

- Abegaz A., Winowiecki L., Vågen T., Langan S. y Smith J. (2016). Spatial and temporal dynamics of soil organic carbon in landscapes of the upper Blue Nile Basin of the Ethiopian Highlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218, p190-208.
- Aguirre N. y Torres J. (2014). Restauración ecológica de los páramos de Jatunhuaycu: Degradación, Sistemas de Referencia y Estrategias de Regeneración. Fondo para la Protección del Agua FONAG. Ecuador. 69 pp.
- Aguirre N., Torres J. y Velasco P. (2013). Guía para la restauración ecológica de los páramos del Antisana. Fondo para la Protección del Agua FONAG. Ecuador. 64 pp.
- Alvarez P., Veliz F., Muñoz J. y Aguirre N. (2015). Análisis multi-temporal del cambio de uso de suelo en el cantón Zapotillo, provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero* 5:2, p33-47.
- Ashagrie Y., Zech W. y Guggenberger G. (2005). Transformation of a *Podocarpus fal-catus* dominated natural forest into a monoculture *Eucalyptus globulus* plantation at Munesa, Ethiopia: soil organic C, N and S dynamics in primary particle and aggregate-size fractions. *Agriculture, ecosystems & environment* 106:1, p89-98.
- Batjes N. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47:2, p151-163.
- Blaser P. (2006). Chemical degradation of soils. En Certini. y Scalenghe (eds.), *Soils: Basic concepts and Future Challenges*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 235-253.
- Buytaert W. (2004). The properties of the soils of the south Ecuadorian páramo and the impact of land use changes on their hydrology. PhD thesis. Faculty of Agricultural and Applied Biological Science, Katholieke Universiteit Leuven.
- Buytaert W., Deckers J., Dercon G., Bièvre B., Poesen J. y Govers G. (2002). Impact of land use changes on the hydrological properties of volcanic ash soils in South Ecuador. *Soil Use and Management* 18:2, p94-100.
- Buytaert W., Deckers J. y Wyseure G. (2006). Description and classification of nonallophanic Andosols in south Ecuadorian alpine grasslands (páramo). *Geomorphology* 73:3, p207-221.
- Buytaert W., Sevink J., De Leeuw B. y Deckers J. (2005). Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian páramo region. *Geoderma* 127:1, p114-129.

Chen C., Condrón L., Davis M. y Sherlock R. (2000). Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil* 220:1, p151-163.

Costantini E., Branquinho C., Nunes A., Schwilch G., Stavi I., Valdecantos A. y Zucca C. (2016). Soil indicators to assess the effectiveness of restoration strategies in dryland ecosystems. *Solid Earth Discussions* 7:4, p397-414.

Don A., Schumacher J. y Freibauer A. (2010). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology* 17:4, p1658-1670.

Espinosa J. y Rivera D. (2016). Variations in water resources availability at the Ecuadorian paramo due to land-use changes. *Environmental Earth Sciences* 75:1173, p1-15.

Hofstede R. (1995). The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant and Soil* 173:1, p111-132.

Kirkby E. y Johnston A. (2008). Soil and fertilizer phosphorus in relation to crop nutrition. En White y Hammond (eds), *The ecophysiology of plant-phosphorus interactions*, Springer Netherlands, p. 177-223.

MAE (2015). Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador: Reserva Ecológica Antisana. Disponible en <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/areas-protegidas/reserva-ecol%C3%B3gica-antisana> [consultado el 20/11/2016]

Martínez E., Fuentes J. y Acevedo E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 8:1, p68-96.

Medina G. y Mena P. (1999). El páramo como espacio de fijación del carbono atmosférico. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala. Quito. 84 pp.

Mena P., Josse C. y Medina G. (2000). Los Suelos del Páramo. Serie Páramo 5. Grupo de Trabajo en Páramos del Ecuador. GTP/Abya Yala. Quito. 75 pp.

Mengel K. y Kosegarten H. (2005). Iron nutrition. En Hillel (ed), *Encyclopedia of soils in the environment* (Vol. 2), p. 260-267.

Milne E., Banwart S., Noellemeyer E., Abson D., Ballabio C., Bampa F. et al. (2015). Soil carbon, multiple benefits. *Environmental Development* 13, p33-38.

Nyamangara J., Marondedze A., Masvaya E., Mawodza T., Nyawasha R., Nyengerai K. y Wuta M. (2014). Influence of basin-based conservation agriculture on selected soil quality parameters under smallholder farming in Zimbabwe. *Soil Use and Management* 30:4, p550-559.

Poulenard J., Podwojewski P. y Herbillon A. (2003). Characteristics of non-allophanic Andisols with hydric properties from the Ecuadorian paramos. *Geoderma* 117:3, p267-281.

Powlson D., Smith P. y De Nobili M. (2013). Soil organic matter. In Gregory P. y Nortcliff S. (eds), *Soil Conditions and Plant Growth*, p. 86-126.

Rezaie N., Roozitalab M. y Ramezanpour H. (2012). Effect of land use change on soil properties and clay mineralogy of forest soils developed in the Caspian Sea region of Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology* 14, p1617-1624.

Singh B., Cattle S. y Field D. (2014). Edaphic soil science, introduction to (Vol. 3). En Van N. (Ed.), *Encyclopedia of agriculture and food systems* (Vol. 3), p. 35-58.

Vance E. (2000). Agricultural site productivity: principles derived from long-term experiments and their implications for intensively managed forests. *Forest Ecology and Management* 138:1, p369-396.

Weil R. y Brady N. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15 ed. Pearson. 1104 pp.

Zech W., Senesi N., Guggenberger G., Kaiser K., Lehmann J., Miano T., Miltner A. y Schroth G. (1997). Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma* 79:1, p117-161.





# La restauración de ecosistemas desde una perspectiva ecohidrológica

Conrado Tobón\*

Universidad Nacional de Colombia,  
COLOMBIA

\*Autor para correspondencia: [ctobonmeunal.edu.co](mailto:ctobonmeunal.edu.co)

**Resumen**

Gran parte de los ecosistemas terrestres presentan algún grado de degradación y la tasa ha aumentado considerablemente en los últimos años, por lo tanto debemos aumentar los esfuerzos de restauración de los ecosistemas degradados, con el fin de lograr no solamente el retorno de su ambiente ecológico, sino igualmente los servicios que de ellos se derivan. La restauración ecológica es una herramienta poderosa y bien conocida en los procesos de restablecimiento de la funcionalidad de los ecosistemas. En el campo de la restauración ecohidrológica, existen muy pocos estudios, lo que genera la necesidad de hacer propuestas orientadas a evaluar la restauración hidrológica, con fundamento en la restauración ecológica. El presente documento presenta una síntesis de la restauración de ecosistemas con una perspectiva ecohidrológica, en la cual se hace énfasis en las variables que deben ser consideradas para este objetivo, y se plantea un paradigma de la restauración. Se concluye con una breve recomendación sobre estrategias de restauración.

**Palabras clave:** Restauración, ecohidrología, ecología, variables ecohidrológicas.

**Abstract**

Most of the terrestrial ecosystems have some degree of degradation and the rate has increased considerably in recent years, therefore we must increase efforts to restore degraded ecosystems, in order to achieve not only the return of their ecological environment and functioning, but also the services they provide. Ecological restoration is a powerful and well known tool to restore the functionality of ecosystems. In the field of ecohydrological restoration, there are fewer studies, thus proposals aimed at achieving hydrological restoration, based on ecological restoration, are needed. This document presents a summary of ecosystem restoration with an ecohydrological perspective, in which the emphasis is done on specific variables that must be considered when talking about ecohydrological restoration, and a paradigm of restoration arises. It concludes with a brief recommendation on restoration strategies.

**Keywords:** Restoration, ecohydrology, ecology, ecohydrological variables.

## INTRODUCCIÓN

Se estima que más de la mitad del territorio continental de nuestro planeta presenta algún grado de disturbio, el cual varía entre continentes. Por ejemplo, dos tercios del continente Africano ya está degradado, y dicha degradación afecta al menos a 485 millones de personas, lo que corresponde al 65% de la población total del continente (Ferris et al. 2012). De este alto porcentaje, el 25% del área terrestre del planeta está altamente degradada o presenta altos índices de degradación (UNEP 2012). En 2050, el 50% de la tierra agrícola en América Latina podría estar afectada por la desertificación (FAO 2014). Por su parte, durante los últimos 40 años se ha perdido alrededor de un tercio de la tierra cultivable mundial por la erosión y continúa perdiéndose una media de más de 10 millones de hectáreas por año (FAO 2014), con lo cual alrededor del 60% del total de los servicios ecosistémicos están degradados (Walter et al. 2015), entre ellos el recurso hídrico (WEF 2011). En busca de poder contrarrestar el acelerado proceso de degradación de los ecosistemas y la pérdida de los recursos vitales para la humanidad, como el agua, recientemente se ha iniciado un movimiento entre científicos, gobernantes, organizaciones y ambientalistas, el cual busca desacelerar la degradación del planeta, mediante la preservación de los recursos naturales que aún pueden ser conservados, e invertir en la restauración de los ecosistemas que se han degradado, desde perspectivas que van desde objetivos meramente ecológicos, hasta la necesidad de reincorporar dichos ecosistemas a la oferta de bienes y servicios.

De acuerdo con lo anterior, en este artículo se presentan conceptos básicos sobre la restauración de ecosistemas con una perspectiva ecohidrológica, proponiéndose un enfoque más amplio que la restauración meramente con fines ecológicos, y se proponen una serie de variables que deben ser evaluadas en programas de restauración de ecosistemas, si queremos evaluar la restauración hidrológica, en relación con la ecología del ecosistema en restauración. Finalmente, se hace una breve discusión sobre aspectos relevantes con la restauración ecohidrológica de ecosistemas con diferentes grados de disturbio.

## LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

De acuerdo con SER (2004), la restauración ecológica es una actividad intencional del hombre que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema nativo con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad, es decir, es el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. En principio, los ecosistemas poseen características que les permiten responder por sí mismos ante las perturbaciones que constantemente ocurren en el medio ambiente y que causan su destrucción física, lo que se le denomina resiliencia, cuyo grado depende de un sinnúmero de condiciones intrínsecas del ecosistema y variables externas (Harris et al. 2006).

En términos generales, la restauración de ecosistemas se refiere a reparar, arreglar o traer de nuevo a su estado primitivo ecosistemas que se encuentran deteriorados, devolviéndole sus condiciones originales y su funcionamiento natural (Ewel 1987), es decir,

es el proceso por el cual se recupera integralmente un ecosistema que se encuentra parcial o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las presentadas originalmente (Bradshaw 1987, Jordan et al. 1987).

Aunque no se cuenta con una única metodología que nos indique paso a paso cómo resolver los problemas de restauración para cada ecosistema, varios autores han propuesto rutas protocolarias para restaurar ecosistemas específicos, donde hacen alusión a aspectos básicos y específicos que se deben considerar en una restauración ecológica (Brown y Lugo 1994, Parker et al. 1997, FISRWG 1998, Vargas 2007). Sin embargo, estos autores coinciden en el hecho que la información disponible para evaluar las consecuencias de los cambios en los ecosistemas, en su funcionamiento y por ende en los servicios que éstos ofrecen, es relativamente limitada. Por un lado, no se ha hecho una completa caracterización de los ecosistemas, ni tampoco se ha hecho un seguimiento de muchos de los servicios de los ecosistemas (Bradshaw 1987, Jordan et al. 1987, Gann y Lamb 2006, Poff et al. 2010), lo que dificulta definir las metas de la restauración, específicamente si el estado original se desconoce (Tobón 2016).

Una vez restaurado, el ecosistema debería ser capaz de sostenerse por sí solo, es decir, tener una alta capacidad de resiliencia, con respecto a su estructura, composición y función de las especies, lo que conllevaría a que al restaurarse pudiera mantener su funcionamiento y por ende integrarse al paisaje en el que se ha desarrollado originalmente (Gann y Lamb 2006). En algunos casos, esencialmente cuando el grado de alteración es de bajo a medio, o cuando en un ecosistema que ha sido degradado, se eliminan los factores tensionantes o causantes del disturbio, los ecosistemas parecen poder recuperarse por sí solos, en un proceso de sucesión natural, lo cual comúnmente es llamado “restauración pasiva” (Chazdon 2008, Rey Benayas et al. 2009, Holl y Aide 2011, Morrison y Lindell 2011); sin embargo, en la mayoría de los casos requieren ser intervenidos o ayudados, proceso que se ha generalizado entre los ecólogos (Rey Benayas et al. 2009).

Existen varios desafíos cuando se emprende la restauración ecológica. El primero tiene que ver con la escala, donde el restaurador se enfrenta al paradigma si la unidad de experimentación es replicable a la escala de campo donde se realizará la restauración (Tobón 2016). La restauración puede ser a gran escala o a pequeña escala; sin embargo, entre mayor sea el área a restaurar, mayores serán los retos a enfrentar, especialmente por la variación en las condiciones físico-ambientales y, por ende, la heterogeneidad de los ecosistemas y su funcionamiento. Por otra parte, el ecólogo generalmente está enfocado a restaurar el ecosistema, y tiene como punto focal un estado original, bajo el concepto de que, siempre que sea posible, la restauración ecológica debe retornar el ecosistema a su trayectoria histórica, por lo que se sugieren “estados de referencia”, cualquiera que sea dicho estado. Debe notarse que el concepto de la referencia es que ésta represente un punto de desarrollo avanzado que se encuentra en algún punto de la trayectoria ecológica deseada del ecosistema que se restaurará (Gann y Lamb 2006).

Sin embargo, sí podemos considerar que se ha restaurado un ecosistema degradado cuando recobra suficientes recursos bióticos y abióticos como para sostener su estructura, procesos y funciones ecológicas con un mínimo de ayuda o subsidios externos (Morrison y Lindell 2011). En concepto de este autor, la restauración ecológica no debería estar enfocada a regresar a los ecosistemas a su estado original, lo que en algunos casos no es factible, sino el de regresar el funcionamiento del ecosistema, hasta niveles donde los procesos y funciones sean la base para la futura recuperación de la estructura, la composición de especies y los flujos bióticos y abióticos (Tobón 2016), de cualquier modo que en la mayoría de los casos, la restauración tiene como objetivo recuperar la oferta de los servicios ecosistémicos.

La deforestación o alteración de los ecosistemas de bosque natural y el posterior uso de la tierra con fines agropecuarios genera alteraciones, no solamente en las coberturas, pero especialmente en las propiedades o condiciones de los suelos (Chen et al. 1997). Entre los efectos resultantes de este proceso de cambio en el uso de la tierra, tenemos la alteración del microclima del sitio deforestado, de tal manera que las condiciones pre-existentes cambian rápidamente con la desaparición de las coberturas originales y se generan nuevas condiciones (Chen et al. 1999), las cuales normalmente son una mayor precipitación incidente, al desaparecer las coberturas que interceptan la precipitación, una mayor radiación sobre la superficie del suelo, una menor humedad relativa y generalmente una mayor temperatura (Tobón 2016). Lo anterior tiene implicaciones ecohidrológicas importantes para el proceso de restauración que se desee implementar.

Generalmente, algunos procesos de restauración, especialmente aquéllos que se adelantan con especies nativas, se fundamentan en encontrar las especies nativas que existieron en un lugar antes de la deforestación (especies propias de las zonas de vida); sin embargo, a conocimiento de este autor, este proceso podría ser erróneo, por cuanto las especies nativas que alguna vez existieron en sitios a restaurar estaban en equilibrio con el medio, tanto biótico, como edáfico y microclimático, por lo tanto al cambiar estos ambientes, con la deforestación, las especies que una vez fueron nativas no encontrarán su medio natural para desarrollarse apropiadamente (Meyer et al. 2001) y, por ende, el proceso de restauración podrá no ser exitoso y el funcionamiento de la vegetación establecida podría tener efectos considerables sobre el componente ecohidrológico.

## **RESTAURACIÓN CON UNA PERSPECTIVA ECOHIDROLÓGICA**

Como se anotó anteriormente, cada programa de restauración tiene objetivos específicos, los cuales en la mayoría de los casos se enfocan a recuperar ciertos atributos de un ecosistema que se han perdido o degradado (Ewel 1987, Harris et al. 2006, Poff et al. 2010, Holl y Aide 2011). Entre éstos sobresalen la restauración del funcionamiento ecohidrológico y la oferta hídrica de los ecosistemas, especialmente aquéllos que son importantes para el suministro de agua a la población (Walter et al. 2015), en el cual el desafío es revertir la degradación de los ecosistemas y al mismo tiempo lograr restaurar su oferta y regulación hídrica (Tobón 2016).

El régimen hidrológico de una cuenca está altamente controlado por las coberturas que existen, pero además por las características hidrometeorológicas, físicas y ambientales de la cuenca (Richter et al. 1996, Bunn y Arthington 2002, Poff et al. 2010, Rey Benayas et al. 2009, Fernández et al. 2012), lo que determina su régimen de caudales y la respuesta que presenta a los eventos de precipitación, como una huella propia de cada cuenca. Cualquier disturbio a estas variables de control, bien sea antrópico o natural (por ejemplo, el cambio climático), alterará el régimen de caudales, grado que dependerá igualmente del nivel de alteración (Bunn y Arthington 2002). La transformación del régimen de drenaje de la cuenca, de caudales regulados a caudales de tormenta cada vez de mayor magnitud y frecuencia, es la expresión de la cuenca que ha sido alterada (Bruijnzeel 2004).

La restauración ecohidrológica de una cuenca o ecosistema, según sea la escala espacial deseada, es aquella que se logra una vez que se ha alcanzado una restauración ecológica, el ecosistema o cuenca recupera su funcionamiento hidrológico natural, como consecuencia de la primera. Esto se alcanza cuando se recupera el régimen de caudales, tanto en su cantidad o rendimiento hídrico como en su distribución temporal o regulación hídrica, los cuales estarán asociados al patrón de la precipitación y vinculados a la integridad ecológica del ecosistema o cuenca en referencia.

Varios autores coinciden con el hecho que la restauración hidrológica se logra efectivamente cuando se alcanza una recuperación de las tasas de infiltración de la precipitación y por ende la recarga de los acuíferos (Bruijnzeel 2004, Farley et al. 2005, Tobón et al. 2010), lo que en efecto se logra a través de la restauración de la vegetación y su funcionamiento, unido a su ecología funcional o recuperación de los rasgos funcionales a niveles iguales o cercanos a su estado natural. En esta perspectiva, la restauración ecohidrológica comprende mecanismos de corrección de impactos ocasionados sobre la cobertura vegetal y/o sus suelos, debido a una inadecuada explotación de los recursos o un control a los efectos generados por cambios en las condiciones climáticas (Bunn y Arthington 2002, Harris et al. 2006, Holl y Aide 2011). De acuerdo con lo anterior, el objetivo general de la restauración ecohidrológica es la recuperación del funcionamiento hidrológico de un ecosistema y de las variables que controlan dicho funcionamiento, específicamente de las propiedades hidrofísicas del suelo (Tobón et al. 2010) y el control de la erosión, mediante una serie de acciones de tipo biológico como la reforestación o implantación de una cobertura vegetal que este ecológicamente en equilibrio con el medio físico.

Es importante aclarar que en algunos casos específicos, donde los niveles de precipitación exceden la capacidad de infiltración del suelo, bien sea natural o restaurada, aun con el óptimo de cobertura vegetal, la cuenca o ecosistema puede generar indicadores de degradación, aun sin estarlo (Tobón 2016).

Son muy pocos los estudios de restauración donde se haya incluido la evaluación de los efectos hidrológicos de la restauración. Bruijnzeel (2004) cita tres casos especí-

ficos: en tierras malas en el Mediterráneo (Mathys et al. 2005), suelos rojos en China (Zhang et al. 2004) y laderas deforestadas y quemadas en Filipinas (Chandler y Walter 1998), donde después de un cierto número de años, la vegetación se ha recuperado, y con ella se han mejorado algunas propiedades del suelo, lo que conllevó a mejoras en la regulación de caudales de verano y disminución de los caudales pico.

Por su parte, en un estudio reciente llevado a cabo en Chile enfocado en la evaluación de la restauración ecológica para aumentar la provisión de agua (Little y Lara 2010), se concluye que existen grandes desafíos en aquellos programas de restauración ecológica donde se incluye también la parte de la restauración de servicios ecosistémicos como el agua. Algunos estudios sugieren la regulación de los usos del suelo presentes en una cuenca y su manejo (Lara et al. 2009), mientras que otros se enfocan en sugerir cambios en las prácticas de manejo del suelo, modificación de los rodales boscosos y mejoramiento en las prácticas de cosecha forestal (Donoso 2009).

Desde el año 2006 se está adelantando un estudio en pequeñas cuencas de la Reserva Costera Valdiviana (Chile), enfocado a entender la manera en cómo acciones de restauración ecológica impactan la provisión de agua desde una cuenca. Plantaciones forestales fueron convertidas a bosques nativos a través de ensayos de restauración mediante regeneración natural e inducida, con el fin de evaluar las tendencias en el recurso hídrico. De acuerdo con Lara et al (2009, 2010), se predijo que por cada 10% de recuperación de la cobertura boscosa, es posible incrementar los caudales totales de las cuencas en aproximadamente el 14,1%.

## **VARIABLES RELEVANTES A EVALUAR EN PROGRAMAS DE RESTAURACIÓN ECOHIDROLÓGICA**

Las respuestas esperadas de un programa de restauración pueden tardar varias décadas antes de que se vean o puedan medir, lo que dependerá del grado de intervención previa del ecosistema o grado de disturbio, de tal manera que entre mayor sea el grado de disturbio, mayor es el tiempo para lograr restablecer el funcionamiento ecohidrológico del ecosistema (Tobón 2016). Hasta la fecha, existen muy pocos estudios que den claridad sobre las variables ecohidrológicas que permiten evaluar los logros alcanzados en programas de restauración, siendo éstas en su mayoría variables relacionadas con el comportamiento de los caudales (Richter et al. 1996, FISRWG 1998, Chazdon 2008).

Desde una perspectiva ecohidrológica, se proponen las siguientes variables como indicadoras de restauración ecohidrológica, las cuales proporcionan una base para evaluar el progreso de la restauración ecohidrológica de un ecosistema. La expresión de todas las variables es un indicativo de la trayectoria de recuperación de la funcionalidad de los ecosistemas, y por ende se convierten en atributos para evaluar el éxito en los programas de restauración, desde una perspectiva ecohidrológica.

Incrementos en índice de área foliar de la vegetación o en la fracción de cobertura, interceptación de la precipitación por el dosel de la vegetación, desarrollo de un horizonte orgánico (hojarasca), condiciones micro climáticas del ecosistema emergente, desarrollo del sistema radicular fino de la vegetación, cambios en el contenido de materia orgánica en el suelo, capacidad de infiltración de la precipitación, recuperación de las propiedades hidrofísicas del suelo, dinámica de la humedad del suelo, y cambios en los regímenes de caudales. Adicionalmente, y dependiendo del objetivo, se podrán medir también variables de erosión de suelos. Las variables de vegetación o ecológicas podrán ser medidas anualmente, mientras que las hidrológicas deberán ser medidas a escalas de tiempo más detalladas, preferiblemente en forma automática, lo que facilite su medición a escalas de hora, o aún más detallada, para el caso de la precipitación y caudal.

Finalmente un aspecto importante a tener en cuenta es la precisión en las mediciones. Las tasas de recuperación de los atributos hidrológicos en un ecosistema en restauración son muy bajas, es decir, casi imperceptibles (Machlis 1993), incluso a escalas menores a un año, por lo tanto la precisión en las mediciones es un requisito importante, bien sea mediante equipos bien calibrados o procesos de laboratorio debidamente controlados (Tobón 2016). Se aclara que a pesar de lo que se ha dicho de la imperceptibilidad de los cambios a escalas de tiempo cortas, es necesario hacer mediciones a escalas cortas, debido a que algunos procesos se manifiestan en escalas de minutos a horas.

## PARADIGMA DE LA RESTAURACIÓN ECOHIDROLÓGICA

De acuerdo con algunos autores, existe un nivel de degradación de los ecosistemas por debajo del cual no habrá recuperación (Finegan 1993, Machlis 1993). En este sentido, la restauración asistida de un ecosistema degradado no es apropiada, debido a que el proceso de recuperación es demasiado lento o no ocurriría porque se traspasó algún límite ecológico (Machlis 1993) o porque no se ha aislado el agente del disturbio, como por ejemplo cuando el ecosistema está en una área vulnerable ante procesos recurrentes, como el fuego, o continúa el uso del suelo degradante (por ejemplo la ganadería), cuando la tasa de dispersión de las principales especies animales o vegetales es baja, y/o cuando hay una cantidad excesiva de malas hierbas y plagas. En estos casos podría ser más efectivo un programa de restauración pasiva.

De acuerdo con lo anterior, se propone el siguiente orden de prioridades:

1. Conservar lo que se puede conservar, es decir, lo que aún no se ha degradado (por ejemplo, las grandes masas de bosques de la Amazonia, Canadá, Siberia y el Congo).
2. Retirar el agente causante del disturbio o implementar cambios en el manejo causante del disturbio.
3. Restaurar lo que pueda ser restaurado o aquellos ecosistemas estratégicos (ecosistemas de milenio, por la oferta de servicios ecosistémicos).

4. Dejarle a la naturaleza que recupere lo que no se deje recuperar: restauración pasiva.

En efecto se considera que gran parte de áreas o ecosistemas alterados están bajo economías locales incapaces de iniciar con sus propios esfuerzos programas de restauración, por ende la restauración pasiva debería ser una prioridad para gobiernos e instituciones orientadas a la restauración de ecosistemas degradados, como una herramienta real y posible para recuperar los ecosistemas y sus servicios.

## REFERENCIAS

Bradshaw A.D. (1987). Restoration: An acid test for ecology. En Jordan et al. (eds), *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, N. Y.

Brown S. y Lugo A.E. (1994). Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2:2, p97-111.

Bruijnzeel L.A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, p185-228.

Bunn S.E. y Arthington A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, p492-507.

Chandler D.G. y Walter M.F. (1998). Runoff responses among common land use in the upland of matalom, leyet, Philippines. *Trans. ASAE* 41, p1635-1641.

Chazdon R.I. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science* 320:5882, p1458-1460.

Chen J., Saunders S.C., Crow T.R., Naiman R.J., Brososke K.D., Mroz G.D., Brookshire B.L. y Franklin J.F. (1999). Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience* 49:4, p288-297.

Chen J. y Franklin J.F. (1997). Growing-season microclimate variability within an old-growth Douglas-fir forest. *Climate Research* 8, p21-34.

Donoso P.J. (2009). Tala rasa: implicancias y desafíos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 98 pp.

Ewel J.J. (1987). Restoration is the ultimate test of ecological theory. En Jordan et al. (eds), *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological*. Cambridge University Press. New York, N. Y.

FAO (2014). The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) – Managing systems at risk. 113 pp.

Farley K.A., Jobbagy E.G. y Jackson R.B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biol.* 11, p1565-1576.

Fernández Yuste J.A., Martínez Santa-María C. y Magdaleno F. (2012). Application of hydrologic alterations in the designation of heavily modified water bodies in Spain. *Environmental Science & Policy* 16, p31-43.

Ferris E. y Petz D. (2012). The year that shook the rich: a review of natural disasters in 2011. En *Somalia: Drought and Conflict*, p. 102.

Finegan B. (1993). Procesos dinámicos en bosques naturales tropicales. Curso de bases ecológicas para la producción sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 p.

FISRWG (1998). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes and Practices. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group FISRWG (15 Federal agencies of the US government). <http://www.usda.gov/>

Gann G.D. y Lamb D. (2006). La restauración ecológica: un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida (versión 1.1). *Society for Ecological Restoration (SER) International*, Tucson, Arizona, EE.UU. y IUCN, Gland, Suiza.

Harris J., Hobbs R., Higgs E. y Aronson J. (2006). Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology* 14, p170-176.

Holl K.D. y Aide T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261:10, p1558-1563.

Jordan W.R., Gilpin M.E. y Aber J.D. (1987). Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University press. New York, N.Y.

Lara A., Little C., Urrutia R., McPhee J., Álvarez-Garretón C., Oyarzún C., Soto D., Donoso P., Nahuelhual L., Pino M. y Arismendi I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, p415-424.

Lara A., Reyes R. y Urrutia R. (2010). Bosques nativos. Informe país. Estado del medio ambiente en Chile 2008. Santiago, Chile. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas, Universidad de Chile. 126-171.

Little C. y Lara A. (2010). Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque* 31:3, p175-178.

Machlis G. (1993). Áreas protegidas en un mundo cambiante: Los aspectos científicos. En Barzetti et al. (eds), *Parques y progreso. UICN, BID. IV Congreso mundial de parques y áreas protegidas*, Caracas, Venezuela, p. 37-53.

Mathys N., Klotz S., Esteves M., Descroix L. y Lapetite J.M. (2005). Runoff and erosion in the Black Marls of the French Alps: Observations and measurements at the plot scale. *Catena* 63, p261-281.

Meyer C., Sisk T.D. y Covington W.W. (2001). Microclimatic Changes Induced by Ecological Restoration of Ponderosa Pine Forests in Northern Arizona. *Restoration Ecology* 9:4, p443-452.

Morrison E.B. y Lindell C.A. (2011). Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restoration Ecology* 19, p170-177.

Parker T.V. y Pickett S.T. (1997). Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. En Urbanska et al. (eds), *Restoration Ecology and Sustainable development*. Cambridge University Press. U.K, p. 17-32.

Poff N.L., Richter B.D. et al. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55, p147-170.

Rey Benayas J.M., Newton A., Diaz A. y Bullock J.M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325:5944, p1121-1124.

Richter B.D., Baumgartner J.V., Powell J. y Braun D.P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10:4, p1163-1174.

SER (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration Internacional. 15 pp.

Tobón C. (2016). La Restauración de cuencas degradadas desde una Perspectiva Ecológica. Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje. Loja, Ecuador, 2016.

Tobón C., Bruijnzeel L.A., Frumau K.F.A. y Calvo J.C. (2010). Changes in soil hydraulic properties and soil water status after conversion of tropical montane cloud forest to pasture in northern Costa Rica. En Bruijnzeel et al. (eds), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p 765-778.

UNEP (2012). Global Environmental outlook. *Geoscience* 5, p. 82.

Vargas O. (2007). Guía metodológica para la RESTAURACIÓN ECOLÓGICA del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ciencias Departamento de Biología. 189 pp.

Walter V., Harold R., Mooney A., Cropper A. et al. (2015). Millennium Ecosystem Assessment. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 48 pp.

WEF, World Economic Forum: Water Security (2011). The Water-Food-Energy-Climate Nexus, The World Economic Forum Water Initiative. 111 pp.

Zhang Q., Li L.Q. y Pan G.X. (2004). Dynamics of topsoil organic carbon of paddy soils at Yixing over the last 20 years and the driving factors. *Quarter Sci* 24, p236-242.





# Limitantes y oportunidades para la restauración de tierras secas

Jordi Cortina<sup>1\*</sup>, Alejandro Acebal<sup>1</sup>, Antonio Aledo<sup>2</sup>,  
Andreu Bonet<sup>1</sup>, José Girón<sup>1</sup>,  
G. López<sup>1</sup> y Guadalupe Ortiz<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ecología e IMEM.  
Universidad de Alicante,  
ESPAÑA

<sup>2</sup> Departamento de Sociología I.  
Universidad de Alicante,  
ESPAÑA

\*Autor para correspondencia: [jordieua.es](mailto:jordieua.es)

### Resumen

La restauración de tierras secas constituye un pilar de los programas nacionales e internacionales de lucha contra la desertificación. Con frecuencia, la restauración de estos ambientes se ha centrado en la recuperación de la cubierta vegetal. En las últimas décadas, han mejorado sustancialmente las técnicas de producción de planta y de plantación. Sin embargo, persisten incertidumbres acerca de (i) la dinámica y funcionamiento de comunidades restauradas, (ii) cómo se debe afrontar la restauración desde la perspectiva del cambio climático, (iii) cómo integrar la restauración ecológica en la planificación del territorio y (iv) quién debe llevar a cabo la restauración. En este ensayo, analizamos limitantes ecológicas y de manejo de la restauración ecológica en tierras secas a diferentes escalas, prestando particular atención a la participación social y la necesidad de consenso para definir los objetivos de la restauración y facilitar su implementación.

**Palabras clave:** Priorización; ecosistema de referencia; restaurabilidad; participación; modelos de decisión multicriterio.

### Abstract

Dryland restoration is a major pillar of national and international programs for combating desertification. Dryland restoration has traditionally focused on the recovery of plant cover. In recent years, nursery and field techniques for the establishment of plant species have substantially improved. However, we still have a limited ability to (i) predict the dynamics and functioning of restored biotic communities and ecosystems, (ii) integrate global change into ecological restoration, (iii) incorporate ecological restoration into land planning, and (iv) identify the main actors of ecological restoration. In this essay, we analyze ecological and management constraints for dryland restoration at different scales, paying particular attention to social participation and the need for consensus when designing and implementing ecological restoration projects.

**Keywords:** Prioritization; reference ecosystem; restorability; participation; multicriteria decision model.

## INTRODUCCIÓN

Las tierras secas ocupan un tercio de la superficie terrestre del planeta y dan cobijo a una cuarta parte de la población mundial (Reynolds et al. 2007). Además, han propiciado el desarrollo de sociedades humanas durante milenios. Como consecuencia de la presión antrópica y de la vulnerabilidad del propio territorio, grandes superficies de tierras secas muestran niveles elevados de degradación (MEA 20005).

La sociedad ha tomado consciencia de los problemas de la desertificación desde tiempos antiguos, desarrollando numerosas acciones para combatirla. A menudo, estas intervenciones han ido ligadas a problemáticas ambientales acuciantes, como inundaciones, movilización de dunas y déficit de madera y otros recursos naturales (Codorníu 1898, Urteaga 1987, Mira y Botella 1995). Tradicionalmente, la principal estrategia de lucha contra la desertificación se ha centrado en la recuperación de la cubierta vegetal, especialmente la cubierta arbórea, priorizando aspectos funcionales clave por encima de la recuperación integral de las comunidades (Lamb et al. 2005, Simberloff et al. 2010, Navarro y Cortina 2011, Reyes y Nelson 2014). Sin embargo, en las últimas décadas se ha hecho evidente que la reforestación no es la única herramienta para la restauración de paisajes desertificados. Progresivamente, se ha ido tomando consciencia de la complejidad de estos paisajes, de la importancia de la interacción entre los componentes biofísicos, socio-económicos y culturales, y de la dificultad para restaurarlos (Whisenant 1999, Bautista et al. 2009, Ceccon et al. 2015).

En este trabajo, repasamos avances recientes y principales limitantes para la restauración de tierras secas degradadas a diferentes niveles: desde la planta hasta el paisaje. La discusión se centra en la recuperación de cubiertas vegetales nativas como vía para la restauración integral, conscientes de que esto representa sólo una pequeña parte del complejo universo de la restauración de estos medios. Sin embargo, cabe tener en cuenta que la recuperación de la cubierta vegetal es un paso crucial para la restauración del ecosistema, y que la recuperación de los productores primarios con frecuencia conlleva la incorporación de otros componentes de la cadena trófica y de la comunidad, así como de sus funciones y servicios.

## LIMITANTES Y OPORTUNIDADES A ESCALA DE PLANTA

El primer paso para el establecimiento de especies nativas en zonas degradadas consiste en seleccionar las especies adecuadas. Esta selección debe estar basada en conocimientos previos sobre sus requerimientos climáticos y edáficos, y sobre las propiedades del sitio. Por ello, la restauración ecológica ha contribuido en los últimos años a ampliar los conocimientos sobre la ecología de especies vegetales nativas (García-Fayos 2001, Lamb et al. 2005, Pemán et al. 2013). Por desgracia, persisten muchas incertidumbres acerca de las interacciones suelo-planta y, probablemente, cambios sutiles en las propiedades del primero son responsables de fracasos en la fase de establecimiento (Maestre et al. 2003, Erikson et al. 2016). Por otra parte, el uso de especies nativas en restauración requiere un conocimiento profundo sobre el manejo de materiales vegetales de reproducción, el diseño de protocolos para la producción

de plantas en vivero, y la optimización de las técnicas de preparación del terreno y establecimiento en campo (Schmidt 2000, García-Fayos 2001, Cortina et al. 2006a, Román et al. 2012).

El número de especies que componen el conjunto de la comunidad puede ser muy elevado y, con frecuencia, puede superar las capacidades económicas y técnicas de los proyectos de restauración. Ante este dilema, se hace necesario identificar especies prioritarias: especies dominantes, especies con un elevado impacto sobre la composición y dinámica de la comunidad (especies paraguas, especies fundadoras), o especies que afectan al funcionamiento de los ecosistemas de forma desproporcionada, si se atiende a su abundancia (especies clave; Elliott et al. 2002, Garibaldi y Turner 2004).

Por otra parte, los requerimientos edafo-climáticos de las especies utilizadas en la restauración suelen estimarse de forma retrospectiva. El clima y la fertilidad edáfica están cambiando rápidamente como consecuencia de la actividad humana. De hecho, el cambio climático y la eutrofización por aporte de nitrógeno son dos de los mayores problemas ambientales globales (Rockström et al. 2009). Estos cambios están teniendo un impacto significativo sobre la distribución de las especies y el funcionamiento de los ecosistemas. Sin embargo, su integración en los proyectos de restauración ecológica es aún modesta (Harris et al. 2006, Mawdsley et al. 2009). Es necesario perfeccionar modelos que permitan definir comunidades bióticas capaces de resistir futuros escenarios ambientales y futuros regímenes de perturbaciones, haciéndolos suficientemente sólidos para permitir la toma de decisiones en materias tan sensibles como el uso de especies o genotipos ajenos a la flora y fauna actuales, y para predecir el funcionamiento de estos ecosistemas y los servicios ecosistémicos que podrán proporcionar (Guisan y Thuiller 2005, Thomas et al. 2014). Mientras esto no ocurra, será necesario acudir al principio de precaución, apoyando la persistencia de especies nativas, y aumentando la resistencia y la resiliencia al estrés y a las perturbaciones de las comunidades bióticas, como medio para promover la adaptación al cambio global y su mitigación (Mawdsley et al. 2009).

Seleccionada la especie, el proyecto de restauración debe garantizar la calidad del material vegetal de reproducción. Pese a las ventajas de la siembra de semillas, como las económicas, las probabilidades de fracaso de esta práctica en tierras secas son elevadas, debido a la incertidumbre de las precipitaciones, al estrés ambiental y a la depredación (Rey y Alcántara 2000, Aerts et al. 2007, Doust et al. 2008). Como alternativa, el establecimiento de plántulas es la práctica más habitual. La calidad de la planta es fácilmente manipulable mediante el uso de diferentes contenedores, sustratos y regímenes de riego y fertilización (Cortina et al. 2006a). La calidad depende de la especie y de las condiciones del sitio y, en medios secos, está normalmente enfocada a mejorar el comportamiento de la planta frente a la escasez de agua. Es bueno tener presente que la calidad de planta para restauración no necesariamente coincide con la calidad de planta destinada a plantaciones comerciales (Cortina et al.

2006b). Teniendo en cuenta que los medios con sequías estacionales, en el mejor de los casos incluyen un breve período de elevada disponibilidad hídrica, y que durante el período seco la humedad se pierde en los horizontes superficiales, la planta en estos medios debe estar preparada para enraizar rápidamente, siendo recomendable que alcance no menos de 40 cm de profundidad antes de la llegada de la sequía (Padilla y Pugnaire 2007). Esto se puede conseguir produciendo plantas con gran vitalidad, que dispongan de recursos energéticos y nutricionales suficientes, así como una conformación del sistema radical que favorezca el crecimiento de raíces profundas y un follaje (superficie evaporativa) que no suponga una excesiva carga para la planta (Cortina et al. 2013). Una preparación del terreno suficientemente profunda también puede contribuir a facilitar el enraizamiento (Barberá et al. 2005). Asimismo, existen diversas técnicas para facilitar la circulación de agua hacia la planta introducida (microcuencas, superficies generadoras de escorrentía superficial, caballones) y la infiltración profunda (pozos secos, cántaros), reduciendo las pérdidas de agua por evapotranspiración (mulch, tubos protectores), y aumentando la eficacia de los riegos (Bainbridge 2012, Valdecantos et al. 2014, Cortina y Derak 2015).

### **LIMITANTES Y OPORTUNIDADES A ESCALA DE COMUNIDAD BIÓTICA**

La restauración de tierras secas se ha basado tradicionalmente en la plantación de una o pocas especies pioneras, con la esperanza de que su establecimiento favoreciera la entrada de otras plantas y animales (McAlpine et al. 2016). La interacción planta-planta, sin embargo, es compleja, ya que depende de las especies involucradas y de las condiciones del sitio (Soliveres y Maestre, 2014). Cuando la disponibilidad hídrica es relativamente elevada, la cubierta vegetal puede facilitar la colonización (Gavinet et al. 2015), aunque a veces sea necesario reducir la densidad de la especie pionera (J. Cortina obs. pers.). De forma análoga, en medios más áridos, el balance entre facilitación e interferencia es complejo. Por ejemplo, en especies clave de estepas de *Stipa tenacissima* L. en el sureste de la Península Ibérica este balance depende de la disponibilidad hídrica (Maestre y Cortina 2004). Esta complejidad supone un obstáculo para la adopción de prácticas de restauración basadas en interacciones entre especies. Por otra parte, muchos estudios sobre interacciones positivas se basan en análisis observacionales de co-ocurrencia, con lo cual se podría estar confundiendo el factor facilitación con la heterogeneidad en las propiedades del micrositio (Callaway 2007), o se han llevado a cabo en experimentos manipulativos que no recrean las condiciones de una plantación real (por ejemplo, realizando preparaciones del suelo poco profundas, ya que estos experimentos evitan alterar las condiciones del micrositio). Por todo ello, el uso de la facilitación en restauración de tierras secas resulta prometedor, pero debería ajustarse a los limitantes técnicos y logísticos de las plantaciones reales, integrando la complejidad de las interacciones, e incorporando otras técnicas de preparación del terreno y manipulación de la disponibilidad de recursos que se han demostrado exitosas.

Las interacciones planta-animal también pueden ser utilizadas para facilitar la dispersión de especies de interés (Traba et al. 2003, Rico et al. 2012). De nuevo, se debe

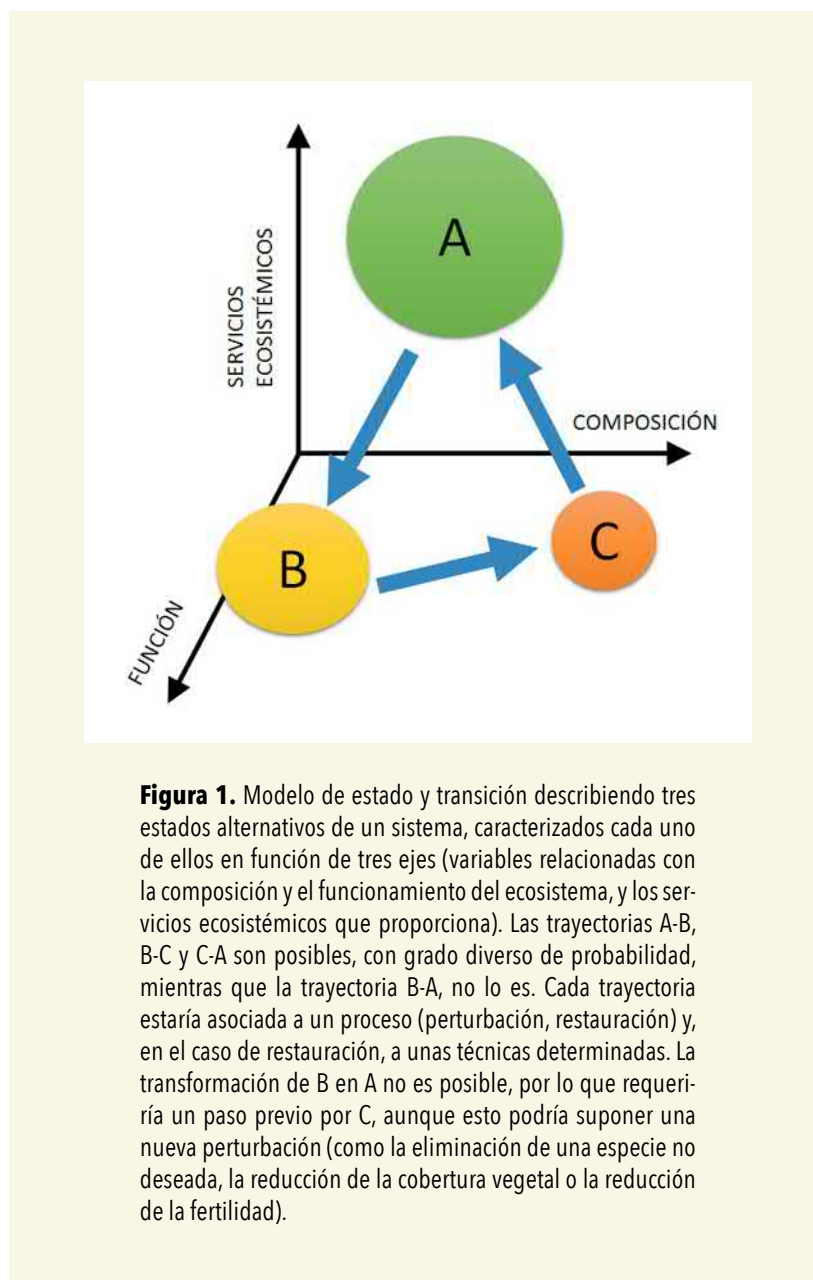
garantizar que los procesos ecológicos sean operativos a escala de manejo. Por ejemplo, el uso de pilas de ramas para atraer aves frugívoras en estepas de *S. tenacissima* resulta exitoso en términos ecológicos, pero impracticable en proyectos reales, debido a su elevado costo económico y a otros limitantes (A. Castillo, com. pers.).

La mayoría de estudios sobre interacciones positivas se han centrado en parejas de especies o, a lo sumo, en relaciones indirectas entre tres especies. Sin embargo, en la naturaleza las interacciones raramente se dan de forma aislada. Un nuevo individuo debe interactuar con un buen número de plantas de su misma especie y de otras especies a través de procesos de naturaleza e intensidad diversas (Soliveres y Maestre 2014, Amat et al. 2015). Esta complejidad, de nuevo, resulta difícil de integrar en la gestión.

Las comunidades son entes dinámicos, especialmente en respuesta a perturbaciones. Tal como se ha discutido anteriormente, en el contexto de esta sucesión dirigida que representa la restauración, y con el efecto añadido del cambio global, resulta difícil hacer predicciones sobre la composición futura de las comunidades restauradas. Las sorpresas, en forma de trayectorias sucesionales inesperadas, y la lentitud en recuperar la complejidad de determinados ecosistemas de referencia son frecuentes (Moreno-Mateos et al. 2012). Asumiendo que la certidumbre absoluta es difícilmente alcanzable, los proyectistas deben acopiar la información disponible sobre posibles ecosistemas de referencia y sobre sus propiedades, así como sobre la probabilidad de las diferentes trayectorias sucesionales y los factores que las controlan. En muchos casos, ante la ausencia de información detallada, se deberá trabajar sobre supuestos probables, y establecer un plan de evaluación y seguimiento que permita una gestión adaptativa, dirigiendo el ecosistema hacia las condiciones deseadas. Estas condiciones se pueden definir a partir de la composición, la función y los servicios aportados por los ecosistemas (Figura 1). La información sobre los posibles estados y transiciones, y sobre sus características, representa la estructura de base sobre la que construir una estrategia, que debería representar una prioridad de todo programa de restauración.

Por otra parte, la existencia de diferentes estados alternativos del ecosistema, caracterizado cada uno de ellos por un conjunto de atributos de composición y función, y la posibilidad de que dichos estados puedan constituir ecosistemas de referencia para la restauración, plantea un enorme desafío: ¿quién debe decidir cuál de las diferentes opciones debe ser priorizada? Con frecuencia, los especialistas en el medio natural, en sentido estricto, priorizarán la recuperación de ecosistemas pretéritos o potenciales en función de un registro pasado o de condiciones edafo-climáticas actuales. Para otros sectores de la población, la prioridad debería estar en aquellos ecosistemas que proporcionen un nivel elevado de bienes de mercado, como madera, fibra o miel. Otra opción consistiría en priorizar la resiliencia de los ecosistemas frente a futuras perturbaciones. Esta multiplicidad de visiones pone de manifiesto (1) la necesidad de contar con todas ellas para tomar decisiones en cuanto al objetivo y la trayectoria de la restauración, y los medios para conseguirla, y (2) la necesidad de emplear modelos de

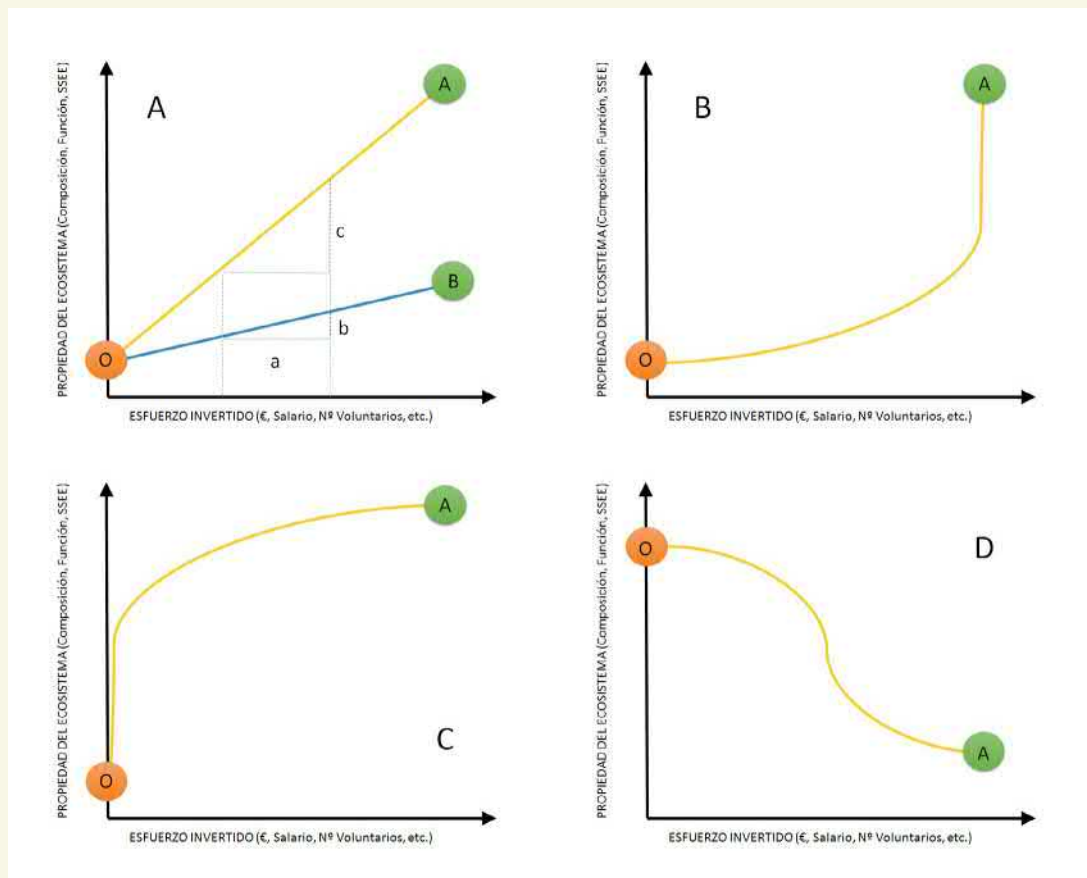
decisión multicriterio y multiagente que permitan optimizar estas decisiones. Así pues, la identificación de protocolos y métodos participativos adaptados a cada circunstancia y el uso de modelos de decisión deberían formar parte del elenco de capacidades de los futuros equipos de restauración.



## LIMITANTES Y OPORTUNIDADES A ESCALA DE PAISAJE Y DE REGIÓN

La discusión acerca de la multiplicidad de visiones y de alternativas, discutida anteriormente, se da a escalas geográficas superiores, que son las escalas a las que suele operar la gestión. A estas escalas también deberían emplearse aproximaciones parti-

cipativas y modelos de decisión que permitieran, por ejemplo, identificar en qué parte del territorio la relación costo/beneficio de una intervención se minimiza, o qué tipo de intervención (restauración de humedal, respecto a restauración de sistema dunar, bosque, etc.) puede reportar el máximo beneficio por recurso (económico, técnico o humano) invertido. En este contexto, toman pleno valor conceptos como la restaurabilidad y la eficiencia de la restauración (Lindig-Cisneros et al. 2003, Cortina et al. 2006c, Figura 2).



**Figura 2.** Ilustración gráfica de los conceptos de restaurabilidad y eficiencia de la restauración. En la gráfica A, los ecosistemas A y B muestran la misma restaurabilidad (eje X; esfuerzo necesario para restaurarlos), pero la eficiencia de la intervención es mayor en A ( $\text{Eficiencia}_A = c/a$ ) que en B ( $\text{Eficiencia}_B = b/a$ ). La trayectoria entre el ecosistema degradado (O) y el de referencia o diana puede mostrar diferentes formas (gráficas B, C), lo que tiene implicaciones importantes sobre la estrategia de restauración. Es importante recordar que el ecosistema degradado no necesariamente mostrará niveles menores de un determinado rasgo que los restaurados (gráfica D); por ejemplo, en densidad de una especie invasora que se pretende erradicar, o productividad en un sistema eutrofizado.

Escalas superiores a las de ecosistema plantean otras cuestiones, relacionadas con las dimensiones óptimas de las intervenciones (Bell et al. 1997, Tambosi et al. 2014). Los tomadores de decisiones deben disponer de herramientas que permitan optar por llevar a cabo pequeñas acciones, dispersas en el territorio, o alternativamente, concentrar los esfuerzos en pocas intervenciones de gran magnitud y elevado impacto.

En cualquier caso, se deben tomar medidas para que las acciones sean armonizadas, es decir, que tengan en cuenta las intervenciones y los objetivos de gestión de las zonas adyacentes y del conjunto del territorio. Criterios como la conectividad entre parches ocupados por determinado tipo de hábitats, o criterios de naturaleza social tales como el nivel de pobreza de la región, la tasa de desempleo o la proximidad a núcleos de población, entre otros muchos, deberían ser considerados para identificar zonas prioritarias para la restauración en procesos transparentes y consensuados.

Finalmente, la priorización de la restauración a escala regional debe decidir si se aborda a partir de una aproximación holística, que considere el conjunto del territorio, o bien si fragmenta este territorio en unidades de gestión ajustadas a los límites geo-políticos. Recientemente, han surgido críticas acerca de los efectos deletéreos de un excesivo *parroquialismo* en las decisiones en materia de conservación de la biodiversidad (Pouzols et al. 2014). Sin embargo, existen numerosos ejemplos de medidas razonables a gran escala, que generan resultados aberrantes a escalas locales, probablemente porque la toma de decisiones a gran escala no puede atender a variaciones de grano fino que son relevantes para la gestión. Así, proyectos de reforestación asociados a la Política Agraria Comunitaria (PAC) de la Unión Europea tuvieron como resultado, en algunos casos, la sustitución de comunidades herbáceas y arbustivas de cierto valor en términos de riqueza florística y funcionamiento, por plantaciones forestales simplificadas (Montiel-Molina 2004). Por otra parte, las acciones planificadas en el propio territorio generan un mayor grado de vinculación de la población y contribuyen a aumentar su éxito. Por ello, parece razonable diseñar estrategias de priorización a pequeña escala, estableciendo mecanismos para coordinar las acciones en diferentes territorios y, con ello, optimizando los programas de restauración a escala regional. Las intervenciones a pequeña escala, con la consiguiente transferencia del control y la tenencia de los recursos a las comunidades locales, se está haciendo cada vez más común, especialmente en zonas tropicales (Ankersen y Barnes 2004).

## CONCLUSIONES

En las últimas décadas, el auge de la restauración ecológica y la colaboración entre gestores e investigadores ha permitido una mejora sustancial de las técnicas de restauración, especialmente a pequeña escala. Sin embargo, persisten incertidumbres sustanciales acerca de los resultados de las intervenciones, en particular en lo que respecta a la composición de las comunidades bióticas a largo plazo, y a los servicios ecosistémicos que pueden aportar.

La progresiva integración de la restauración ecológica en la planificación del territorio plantea dos importantes desafíos: el diseño de programas de restauración en el

ámbito del paisaje y la incorporación de la sociedad en la toma de decisiones. Para abordarlos, es necesario desarrollar protocolos de priorización, basados en criterios transparentes, diseñar estrategias participativas eficaces y adaptadas a las diferentes condiciones biofísicas y socio-económicas, y adoptar modelos de decisión multicriterio y multiagente que permitan optimizar las decisiones en la búsqueda del consenso.

## AGRADECIMIENTOS

El contenido de este texto ha sido desarrollado en el marco de los proyectos UN-CROACH (Dinámica de vegetación leñosa en paisajes secos y semiáridos en un contexto de cambio global. Implicaciones para la provisión de servicios ecosistémicos, CGL2011-30581-C02-01) y TerecoVA (Herramientas para la planificación territorial de la restauración en la Comunidad Valenciana; CGL2014-52714-C2-1-R), financiados por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

## REFERENCIAS

Aerts R., Negussie A., Maes W., November E., Hermy M. y Muys B. (2007). Restoration of dry afromontane forest using pioneer shrubs as nurse-plants for *Olea europaea* ssp. *cuspidata*. *Restoration Ecology* 15, p129-138.

Amat B., Cortina J. y Zubcoff J.J. (2015). Community attributes determine facilitation potential in a semi-arid steppe. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17, p24-33.

Ankersen T. y Barnes G. (2004). Inside the polygon: Emerging community tenure systems and forest resource extraction. En Zarin et al. (eds), *Working Forests in the Neotropics*. University of Florida, Levin College of Law Research Paper. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=2714066> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2714066>

Bainbridge D.A. (2012). *A guide for desert and dryland restoration*. Island Press.

Barberá G.G., Martínez-Fernández F., Álvarez-Rogel J., Albaladejo J., Castillo V. (2005). Short- and intermediate-term effects of site and plant preparation techniques on reforestation of a Mediterranean semiarid ecosystem with *Pinus halepensis* Mill. *New Forest* 29, p177-198.

Bautista S., Aronson J. y Vallejo V.R. (2009). *Land restoration to combat desertification. Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation*. Fundación CEAM. Valencia.

Bell S.S., Fonseca M.S. y Moten L.B. (1997). Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology* 5, p318-323.

Callaway R.M. (2007). *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*. Springer Netherlands. Dordrecht.

Ceccon E., Barrera-Cataño J.I., Aronson J., Martínez-Garza C. (2015). The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology* 23, p331-336.

Codorníu R. (1898). La Sierra de Espuña y su repoblación forestal. *Montes* 506, p77-79.

Cortina J. y Derak M. (2015). Consejos para plantar árboles en zonas áridas. <https://www.youtube.com/watch?v=tCik5Lco3eM> (consultado el 20 de julio de 2016).

Cortina J., Peñuelas J.L., Puértolas J., Vilagrosa A. y Savé R. (Coord.) (2006a). Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.

Cortina J., Navarro R.M. y Del Campo A.D. (2006b). Evaluación del éxito de la reintroducción de especies leñosas en ambientes Mediterráneos. En Cortina et al. (eds), *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, p. 11-29.

Cortina J., Maestre F.T., Vallejo R., Baeza M.J., Valdecantos A. y Pérez-Devesa M. (2006c). Ecosystem composition, function and restoration success: are they related? *Journal of Nature Conservation* 14, p152-160.

Cortina J., Vilagrosa A. y Trubat R. (2013). The role of nutrients for improving seedling quality in drylands. *New Forests* 44, p 719-732.

Doust S.J., Erskine P.D. y Lamb D. (2008). Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 256, p1178-1188.

Elliott S., Kuarak C., Navakitbumrung P., Zangkum S., Anusarnsunthorn V. y Blakesley D. (2002). Propagating framework trees to restore seasonally dry tropical forest in northern Thailand. *New Forest* 23, p63-70.

Erikson T.E., Martini D.C., Dixon K.W. y Merritt D.J. (2016). Climate and soil factors influencing seedling recruitment of plant species used for dryland restoration. *Soil* 2, p287-298.

Ganivet J., Vilagrosa A., Chirino E., Granados M., Vallejo V.R. y Prévosto B. (2015). Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. *Annals of Forest Science* 72, p999-1008.

García-Fayos P. (Coord.) (2001). Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestals (Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana).

Garibaldi A. y Turner N. (2004). Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and society* 9:3, p1.

Guisan A. y Thuiller W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters* 8, p993-1009.

Harris J.A., Hobbs R.J., Higgs E. y Aronson J. (2006). Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14, p170-176.

Lamb D., Erskine P.D. y Parrotta J.A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310, p1628-1632.

Lindig-Cisneros R., Desmond J., Boyer K.E. y Zedler J.B. (2003). Wetland restoration thresholds: Can a degradation transition be reversed with increased effort? *Ecological Applications* 13, p193-205.

Maestre F.T. y Cortina J. (2004). Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from a semi-arid steppe. *Biology Letters (Proc. Royal Soc. London suppl.)* 271, pS331-S333.

Maestre F.T., Cortina J., Bautista S., Bellot J. y Vallejo V.R. (2003). Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems* 6, p630-643.

Mawdsley J.R., O'Malley R. y Ojima D.S. (2009). A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 23, p1080-1089.

McAlpine C., Catterall C.P., Nally R., Lindenmayer D., Reid J.L., Holl K.D. y Seabrock L. (2016). Integrating plant- and animal-based perspectives for the more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and Environment* 14, p37-45.

MEA (2005). Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Mira y Botella F. (1995). Repoblación de las dunas de Guardamar del Segura: Memoria y Láminas. Facsímil. Ilmo. Ayuntamiento de Guardamar del Segura. Alicante.

Montiel-Molina C. (2004). Forestación y paisaje agrario. En De Simón y González (eds), *Forestación en paisajes agrarios*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, p. 15-40.

Moreno-Mateos D., Power M.E., Comín F.A. y Yockteng R. (2012) Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10, e1001247.

Navarro F. y Cortina J. (2011). Restauración forestal en el mediterráneo ibérico: la búsqueda de un nuevo paradigma. En Álvarez-Uriá (ed), *Sostenibilidad en España. Los Bosques en España (2011 Año Internacional de los Bosques)*. Informe del Observatorio de la Sostenibilidad en España. Ed. Mundiprensa, p. 359-372.

Padilla F.M. y Pugnaire F.I. (2007). Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21, p489-495.

Pemán J., Navarro R.M., Nicolás J.L., Aránzazu M. y Serrada R. (eds) (2013). Producción y manejo de semillas y plantas forestales. M° Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

Pouzols F.M., Toivonen T., Di Minin E., Kukkala A.S., Kullberg P., Kuusterä J., Lehtomäki J., Tenkanen H., Verburg P.H. y Moilanen A. (2014). Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. *Nature* 516, p383-386.

Rey P.J. y Alcántara J.M. (2000). Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88, p622-633.

Reyes R. y Nelson H. (2014). A tale of two forests: why forests and forest conflicts are both growing in Chile. *International Forestry Review* 16, p379-388.

Reynolds J.F., Stafford-Smith D.M., Lambin E.F., et al. (2007). Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316, p847-51.

Rico E., Terrones B., Cantó J.L. y Bonet A. (2012). Frugivore carnivores: preferences and contribution to seed dispersal of red fox *Vulpes vulpes* and stone marten *Martes foina* in Carrascal de la Font Roja Natural Park (Alicante, Spain). *Galemys* 24, p25-33.

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., Lambin E.F. et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, p472-475.

Román F., De Liones R., Sautu A., Deago J. y Hall J. (2012). Guía para la propagación de 120 especies de árboles nativos de Panamá y el Neotrópico. ELTI, No. 634.9565 R758. [http://elti.fesprojects.net/Other/guia\\_propagacion\\_120\\_sps.pdf](http://elti.fesprojects.net/Other/guia_propagacion_120_sps.pdf)

Schmidt L. (2000). Guide to handling of tropical and subtropical forest seed (pp. 292-293). Denmark: Danida Forest Seed Centre.

Simberloff D., Núñez M.A., Ledgard N.J., Pauchard A., Richardson D.M., Sarasola M., et al. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35, p489-504.

Soliveres S. y Maestre F.T. (2014). Plant-plant interactions, environmental gradients and plant diversity: a global synthesis of community-level studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16, p154-163.

Tambosi L.R., Martensen A.C., Ribeiro M.C. y Metzger J.P. (2014). A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22, p169-177.

Thomas E., Jalonen R., Loo J., Boshier D., Gallo L., Cavers S. et al. (2014). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management* 333, p66-75.

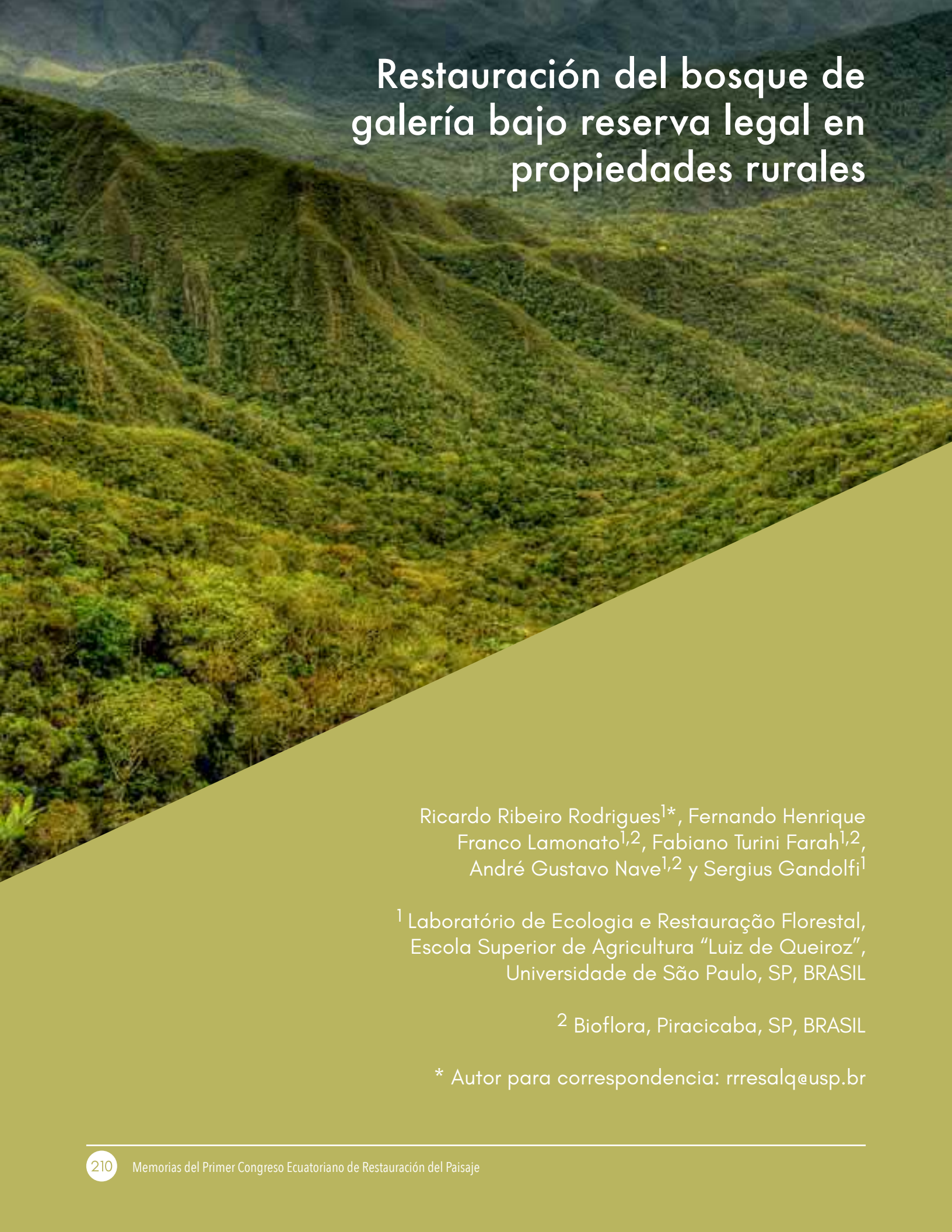
Traba J., Levassor C. y Peco B. (2003). Restoration of species richness in abandoned Mediterranean grasslands: seeds in cattle dung. *Restoration Ecology* 11, p378-384.

Urteaga L. (1987). La tierra esquilmada. Ideas sobre la conservación de la naturaleza en la cultura española del siglo XVIII. Ediciones del Serbal-CSIC. Barcelona. 221 pp.

Valdecantos A., Fuentes D., Smanis A., Llovet J., Morcillo L. y Bautista S. (2014). Effectiveness of low-cost plantin techniques for improving water availability to *Olea europea* seedlings in degraded drylands. *Restoration Ecology* 22, p327-335.

Whisenant S. (1999). Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach. Cambridge University Press.





# Restauración del bosque de galería bajo reserva legal en propiedades rurales

Ricardo Ribeiro Rodrigues<sup>1\*</sup>, Fernando Henrique Franco Lamonato<sup>1,2</sup>, Fabiano Turini Farah<sup>1,2</sup>, André Gustavo Nave<sup>1,2</sup> y Sergius Gandolfi<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, SP, BRASIL

<sup>2</sup> Bioflora, Piracicaba, SP, BRASIL

\* Autor para correspondencia: [rrresalq@usp.br](mailto:rrresalq@usp.br)

**Resumen**

La ocupación sin una planificación agrícola y ambiental de propiedades rurales ha traído consecuencias muy negativas para la sociedad actual, en especial la pérdida de recursos naturales. Por lo tanto, es evidente la importancia de la adecuación ambiental de estas propiedades mediante restauración forestal de sus zonas irregulares. En el presente trabajo se presentan y discuten los resultados de la adecuación ambiental de propiedades rurales en Brasil con el ejemplo de propiedades agropecuarias en los ecosistemas de Amazonas y Bosque Atlántico (Mata Atlántica). Se pone de relieve que el cumplimiento ambiental debe hacerse en paralelo con la adecuación agrícola, y lejos de generar conflicto con los objetivos de las propiedades agropecuarias, aumenta las ganancias económicas.

**Palabras clave:** Programas de Adecuación Ambiental y Agrícola; propiedades rurales; Mata Atlántica.

**Abstract**

Occupation without agricultural and environmental planning in rural properties has brought negative consequences to the current society, specially the lost of natural resources. Therefore, environmental adaptation of these properties through forest restoration in their irregular areas is needed. In this work, the results of environmental adaptation of rural properties in Brazil are presented and discussed, with the example of farms situated in the Amazon Forest and Atlantic Forest (Mata Atlántica). It is shown that the environmental compliance must be done concurrently with the agricultural adaptation, and despite of generating a conflict with the productive aims of farms, it increases the economic profits.

**Keywords:** Environmental and Agricultural Adaptation Programs; rural properties; Atlantic Forest.

## INTRODUCCIÓN

La ocupación sin una planificación agrícola y ambiental de propiedades rurales ha traído consecuencias muy negativas para la sociedad actual, tales como la pérdida de los recursos naturales, especialmente el agua (cantidad y calidad), el suelo y la biodiversidad. Por lo tanto, es evidente la importancia de la adecuación ambiental de estas propiedades mediante restauración forestal de sus zonas irregulares, en particular los bosques de ribera (a lo largo de ríos y alrededor de manantiales), lo que permite una gestión adecuada del agua de estas propiedades, ya que la agricultura tiene un gran impacto sobre los recursos hídricos, tanto en términos de calidad como de cantidad.

Los Programas de Adecuación Ambiental y Agrícola (PAAAS), desarrollados por el Laboratorio de Ecología y Restauración Forestal (LERF) de la Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" de la Universidad de São Paulo (ESALQ / USP) hace más de 17 años (Rodrigues et al. 2009, Tambosi et al. 2012, Vidal et al. 2014), son una importante herramienta de planificación ambiental y agrícola de las propiedades rurales puesto que contribuyen con eficacia a la identificación de las áreas de mayor potencial agrícola de estas propiedades, lo que permite orientar la tecnificación de la actividad productiva. Otro producto es la regulación ambiental y jurídica de la propiedad, restaurando los bosques de ribera, protegiendo los manantiales y ríos, y promoviendo el cumplimiento de los requisitos de certificaciones ambientales de la ganadería, ya que el mercado nacional e internacional es cada vez más restrictivo con los productos que no respetan el medio ambiente y los servicios de los ecosistemas.

Los PAAA de propiedades rurales asume una importancia aún mayor con el nuevo Código Forestal Brasileño (Ley n° 12.651/2012, alterada por la Ley n° 17.727/2012), donde se definen las normas y el establecimiento de plazos para la identificación de los pasivos ambientales y la regulación ambiental de las propiedades. Los que no se ajusten a la normativa vigente sufrirán severas restricciones en el acceso a los permisos institucionales y de crédito. Sin embargo, el Código Forestal no requiere la adecuación agrícola, por lo que hemos argumentado que la regulación ambiental sólo se producirá cuando las propiedades rurales sean económicamente sostenibles, ya que existe la necesidad de integrar las cuestiones medioambientales con la agricultura (Vidal et al. 2015).

En este sentido, se presentan y discuten los resultados de la adecuación ambiental de propiedades rurales en Brasil con el ejemplo de propiedades agropecuarias en los ecosistemas de Amazonas y Bosque Atlántico (Mata Atlántica), destacando que tal cumplimiento ambiental debe hacerse en paralelo con la adecuación agrícola, tratando de demostrar que, sobre todo para las propiedades agropecuarias, esa adecuación ambiental no tiene conflicto, sino que aumenta las ganancias económicas. La producción agrícola tecnificada, especialmente para aquella desarrollada en un ambiente de regulación ambiental y de alta diversidad natural, debe ser lo que diferencia a la agricultura brasileña en competencia con otros mercados (Vidal et al. 2014, Latawiec et al. 2015).

## **METODOLOGÍA PARA EL DIAGNÓSTICO DE LA ADECUACIÓN AMBIENTAL DE LAS PROPIEDADES RURALES, UTILIZANDO EL EJEMPLO DE LAS PROPIEDADES GANADERAS**

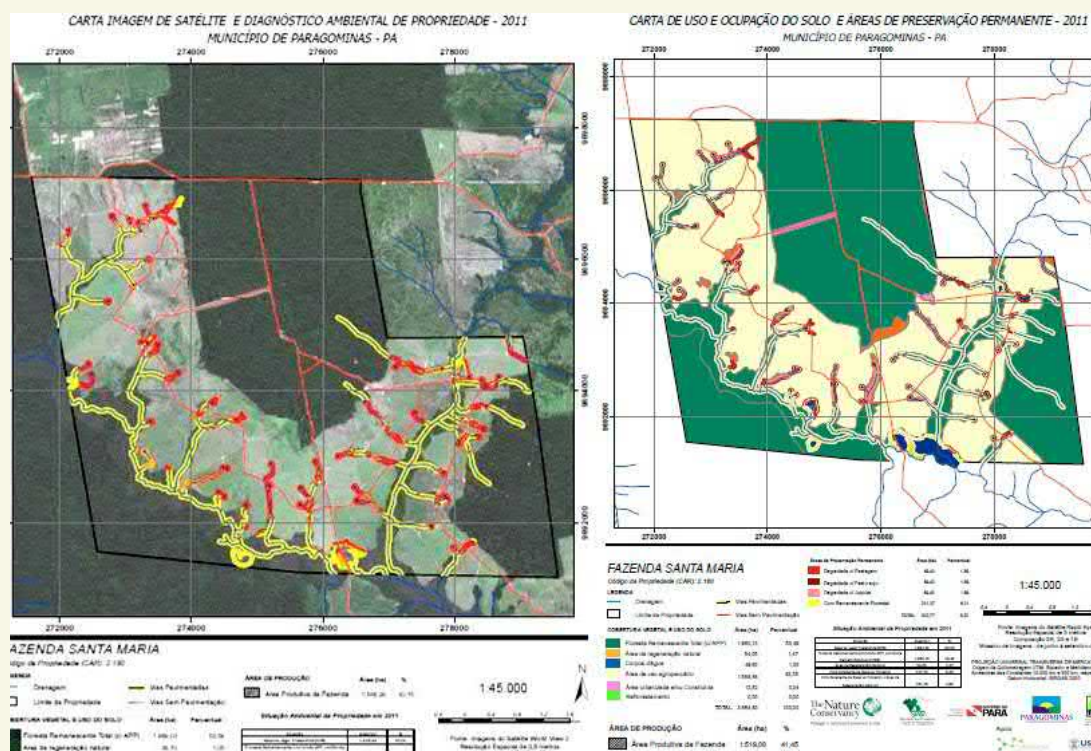
El PAAA de propiedades rurales fue diseñado e implementado por LERF en todo Brasil. De 1999 a 2015, a través de los PAAAs, el LERF ha promocionado la adecuación agrícola y medioambiental de 4 millones de hectáreas de propiedades rurales, después de haber restaurado en estas propiedades alrededor de 8.900 hectáreas de bosques de ribera y protegido 105.000 hectáreas de fragmentos naturales (Vidal et al. 2015).

El programa sigue un protocolo de actuaciones que comienza con la evaluación ambiental de la propiedad rural, un paso importante en el diseño de los pasivos ambientales de la propiedad y en la planificación de las acciones de restauración. Este diagnóstico se inicia con el análisis de imágenes satelitales de alta resolución, con la inclusión de capas temáticas (por ejemplo, perímetro de la propiedad, hidrografía, remanentes forestales, etc.) a través del programa de Sistema de Información Geográfica (SIG).

En una etapa posterior, las categorías de uso del suelo previamente identificadas en la imagen se validan a través de incursiones en el campo y comprobaciones sobre el terreno.

Como producto final de la evaluación ambiental se genera un mapa de uso y ocupación del suelo de la propiedad, cuya leyenda también aporta información para el dimensionamiento de los pasivos ambientales APP y RL (Figura 1).

En la leyenda del mapa (Figura 2) se muestran, por ejemplo, el área ocupada por la RL, los valores de cobertura forestal, zonas de regeneración natural o de uso agrícola, ubicadas dentro de los límites de las APPs, las zonas agrícolas, zonas agrícolas de baja aptitud y otras. Esta información es crítica para la planificación del ambiente, tales como la definición de los métodos de restauración para cada situación de degradación y de las zonas más adecuadas para la tecnificación.



**Figura 1.** La inclusión de capas temáticas (layers) sobre imagen de satélite (izquierda), a través del paquete de SIG, y mapa final de uso del suelo (derecha). Hacienda Santa María, Paragominas, Pará.



**Figura 2.** Leyenda con el conjunto de información detallada de la propiedad rural, que indica los resultados de la evaluación ambiental en la propiedad rural.

## RESULTADOS DEL DIAGNÓSTICO Y DISCUSIÓN

### Adecuación ambiental

La adecuación ambiental consiste, básicamente, en cumplir lo que determina la legislación ambiental brasileña, es decir, mantener, recuperar o compensar (para RL) la vegetación de las APPs y de RL según las condiciones definidas por la Ley N° 12.651 de 25 de mayo 2012, modificada por la Ley N° 12.727 de 17 de octubre de 2012. Sin embargo, el PAAA del LERF en asociación con Bioflora fue más allá del cumplimiento de la legislación ambiental actual y promocionó además, a través de laboratorios asociados, la adecuación de las áreas agrícolas de las propiedades, identificando las áreas de mayor y menor aptitud debido a las características de pendiente y edáficas, tales como los afloramientos rocosos. En aquéllas de menor aptitud, se propuso la alteración en el uso, ya que, a pesar de estar ocupado por pastos, presentaban más aptitud forestal, por lo que fueron propuestas alternativas de uso de los bosques más compatibles con su aptitud.

En la Amazonía, considerando sólo los trabajos más recientes sobre adecuación ambiental y agrícola de las propiedades ganaderas del LERF en asociación con Bioflora (Páginas: [www.lerf.esalq.usp.br](http://www.lerf.esalq.usp.br) y [www.viveirobioflora.com.br](http://www.viveirobioflora.com.br)), la evaluación ambiental se llevó a cabo en 6.615 propiedades rurales de ganadería para carne en el período comprendido entre 2014 a 2015, por un total de 2.841.224,80 hectáreas de área analizada. El tamaño promedio de las propiedades de la muestra en esta zona fue 429,51 ha, con vegetación nativa total de 54,90% del área de estudio, o 1.559.785,68 hectáreas (Tabla 1). Las irregularidades encontradas en las APPs fueron de poca importancia, ya que, de las 237.127,28 hectáreas de APPs identificadas en las propiedades, sólo 71.246,99 hectáreas estaban desprovistas de cubierta forestal natural, una cantidad equivalente a sólo el 2,51% de irregularidad en relación con la superficie total del estudio (Tabla 2).

La RL en el Amazonas es del 80% de la propiedad rural; sin embargo, los estados de Pará y Mato Grosso, donde se insertan las áreas de estudio, poseen Zonificación Ecológica-Económica y, por tanto, la RL puede ser de solamente el 50% del área total de la propiedad para algunas regiones, únicamente para fines de recuperación. Se ha encontrado déficit de RL en las propiedades que varía de 0 a 4,05% del área del proyecto (Tabla 3). Al mismo tiempo, hubo RL excedente en otras propiedades (el 9,26% del proyecto). Teniendo en cuenta toda el área de excedente de RL, que ascendió a 22.696,01 ha (el 0,78%), no fue posible compensar la totalidad del déficit, que era de 113.187,59 hectáreas (el 3,9%).

Estos resultados muestran claramente que, para la ganadería en el Amazonas, el tema del medio ambiente nunca ha sido – y todavía no es – el motivo de no sostenibilidad económica de estas propiedades, ya que las irregularidades son pequeñas en relación con el área total de la propiedad.

En el ecosistema de la Mata Atlántica, considerando sólo los trabajos más recientes de adecuación ambiental y agrícola de propiedades ganaderas del LERF en asocia-

ción con Bioflora (sitios: [www.lerf.esalq.usp.br](http://www.lerf.esalq.usp.br) y [www.viveirobioflora.com.br](http://www.viveirobioflora.com.br)) el estudio se realizó en 260 propiedades rurales de ganado para carne en el período de 2013 a 2015, alcanzando un total de 57.961,56 hectáreas. El área media registrada para las propiedades muestreadas fue de 222,93 ha, con vegetación nativa remanente total de 17,86% del área de estudio, o de 10.352,31 hectáreas (Tabla 1). El APP de esas propiedades ascendió a 5.885,59 hectáreas (el 10,15% del total del proyecto), pero sólo 283,45 ha (0,49%) representaba APP con necesidad de recomposición, es decir, sólo el 0,49% son irregulares (Tabla 2).

Considerando una RL obligatoria del 20% para este ecosistema, el proyecto analizado en este capítulo presentó solamente 16,08% (9.321,83 ha) de remanentes de vegetación nativa que se incluirá en la RL. Por lo tanto, resultó en un déficit de RL de 3,92% (2.270,50 ha) (Tabla 3).

La Tabla 4 muestra la superficie agrícola total de los proyectos, por un total de 1.226.756,38 hectáreas (42,31%). Podemos ver que las áreas agrícolas de bajo potencial agrícola son las que se caracterizan por las fuertes pendientes y/o suelo rocoso, entre otros. En otras palabras, estos son los lugares donde se ha indicado el uso alternativo del suelo, intercalando el uso agropecuario con el uso forestal con fines de explotación económica, permitiendo de este modo la diversificación y el aumento de la rentabilidad de la propiedad. Otra alternativa es asignar estas áreas para la recomposición y contribuir al déficit de RL que se encuentra en los proyectos. Si se elige esta última opción, el propietario podrá explorar económicamente las áreas restauradas a RL, siempre y cuando se utilice al menos el 50% de las especies nativas.

| Ecosistema     | Vegetación | Región              | Estado      | N° de propiedades evaluadas | Área                |            | Vegetación nativa total |              |
|----------------|------------|---------------------|-------------|-----------------------------|---------------------|------------|-------------------------|--------------|
|                |            |                     |             |                             | (ha)                | (%)        | (ha)                    | (%)          |
| Amazônia       | FOD        | Juara               | Mato Grosso | 4                           | 40.358,77           | 100        | 23.858,49               | 59,12        |
|                |            | São Félix do Xingu  | Pará        | 6.610                       | 2.795.680,36        | 100        | 1.533.134,10            | 54,84        |
|                | FEV        | Redenção            |             | 1                           | 5.185,67            | 100        | 2.793,09                | 53,86        |
| Mata Atlântica | FOD        | Teixeira de Freitas | Bahia       | 260                         | 57.961,56           | 100        | 10.352,31               | 17,86        |
| <b>Total</b>   |            |                     |             | <b>6.875</b>                | <b>2.899.186,36</b> | <b>100</b> | <b>1.570.137,99</b>     | <b>54,16</b> |

**Tabla 1.** Número de viviendas y el área muestreada por ecosistema, vegetación predominante y la región de los proyectos de adecuación ambiental y agrícola seleccionados. FOD=Floresta Ombrófila Densa; FEV=Floresta Estacional Sempre-verde. La vegetación nativa total se refiere a todo remanente de vegetación nativa, incluido APP y RL.

| Ecosistema     | Región              | APP total         |             | APP a ser recompuesta |             | APP con vegetación nativa |             | APP con uso consolidado |             |
|----------------|---------------------|-------------------|-------------|-----------------------|-------------|---------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
|                |                     | (ha)              | (%)         | (ha)                  | (%)         | (ha)                      | (%)         | (ha)                    | (%)         |
| Amazônia       | Juara               | 3.742,49          | 9,27        | 1.017,11              | 2,52        | 2.725,37                  | 6,75        | 0,00                    | 0,00        |
|                | São Félix do Xingu  | 231.934,51        | 8,30        | 70.035,03             | 2,51        | 133.888,50                | 4,79        | 28.010,97               | 1,00        |
|                | Redenção            | 1.450,29          | 27,97       | 194,84                | 3,76        | 945,72                    | 18,24       | 309,73                  | 5,97        |
| Mata Atlântica | Teixeira de Freitas | 5.885,59          | 10,15       | 283,45                | 0,49        | 4.114,74                  | 7,10        | 1.487,40                | 2,57        |
| <b>Total</b>   |                     | <b>243.012,87</b> | <b>8,38</b> | <b>71.530,44</b>      | <b>2,47</b> | <b>141.674,34</b>         | <b>4,89</b> | <b>29.808,10</b>        | <b>1,03</b> |

**Tabla 2.** Informaciones relativas a las áreas de preservación permanente (APP) en los proyectos de adecuación ambiental seleccionados por ecosistema y región.

| Ecosistema     | Región              | RL necesaria        |              | RL presente (veg. nat. fuera de la APP + cómputo de la APP + RL a restaurar) |              | RL déficit        |             | RL excedente     |             |
|----------------|---------------------|---------------------|--------------|------------------------------------------------------------------------------|--------------|-------------------|-------------|------------------|-------------|
|                |                     | (ha)                | (%)          | (ha)                                                                         | (%)          | (ha)              | (%)         | (ha)             | (%)         |
| Amazônia       | Juara               | 20.179,38           | 50           | 23.917,18                                                                    | 59,26        | 0,00              | 0,00        | 3.737,22         | 9,26        |
|                | São Félix do Xingu  | 1.673.533,64        | 60           | 1.533.134,10                                                                 | 54,84        | 113.187,59        | 4,05        | 18.758,54        | 0,67        |
|                | Redenção            | 2.592,84            | 50           | 2.793,09                                                                     | 53,86        | 0,00              | 0,00        | 200,25           | 3,86        |
| Mata Atlântica | Teixeira de Freitas | 11.592,31           | 20           | 9.321,83                                                                     | 16,08        | 2.270,50          | 3,92        | 0,00             | 0,00        |
| <b>Total</b>   |                     | <b>1.707.898,18</b> | <b>58,91</b> | <b>1.569.166,21</b>                                                          | <b>54,12</b> | <b>115.458,09</b> | <b>3,98</b> | <b>22.696,01</b> | <b>0,78</b> |

**Tabla 3.** Informaciones relativas a las áreas de reserva legal (RL) de los proyectos de adecuación ambiental y agrícola seleccionados. En la Amazonía, el RL es el 80% del área de la propiedad, pero los estados de Pará y Mato Grosso tienen la Zonificación Ecológica-Económica aprobado, por ello la RL se reduce al 50% para fines de recomposición. En el proyecto de São Félix do Xingu, tenemos las propiedades separadas en dos grupos: 1) los que están dentro del Área de Protección Ambiental (APA) y requieren el 80% de RL; 2) los que están fuera del APA y que requiere sólo el 50% de RL, el 60% de los cuales corresponderán a la media ponderada de la RL requerido de acuerdo al área de las propiedades. El cómputo de la APP es acorde a la Ley Federal N° 12.651 / 2012, artículo 15, que permite el cómputo de la APP en el cálculo del porcentaje de la RL. La RL a ser restaurada equivale a la RL ya apalabrada, con compromiso de restauración. Se expresa el RL déficit y el RL excedente en aquellas propiedades que lo tenían.

| Ecosistema     | Región              | Área agrícola       |              | Área agrícola de bajo potencial agrícola |             |
|----------------|---------------------|---------------------|--------------|------------------------------------------|-------------|
|                |                     | (ha)                | (%)          | (ha)                                     | (%)         |
| Amazônia       | Juara               | 15.456,30           | 38,30        | 384,20                                   | 0,95        |
|                | São Félix do Xingu  | 1.164.500,25        | 41,65        | 25.563,20                                | 0,91        |
|                | Redenção            | 1.888,03            | 36,41        | 13,48                                    | 0,26        |
| Mata Atlântica | Teixeira de Freitas | 44.911,80           | 77,49        | 1.395,09                                 | 2,41        |
| <b>Total</b>   |                     | <b>1.226.756,38</b> | <b>42,31</b> | <b>27.355,97</b>                         | <b>0,94</b> |

**Tabla 4.** Áreas agrícolas y áreas agrícolas de bajo potencial agrícola en los proyectos seleccionados de adecuación ambiental. El área agrícola se refiere a cualquier área de la propiedad fuera de las APPs e RLs.

Las informaciones que se encuentran en los proyectos citados indican que el porcentaje de áreas irregulares que se deberán recomponer o ser compensadas dentro de las propiedades y en los proyectos, son pequeñas. El APP con obligación de recuperación corresponde a sólo el 2,47% del área total y el déficit de RL es del 3,98%, con un total de 6,45% de las situaciones irregulares que requieren recomposición o compensación.

## METODOLOGÍAS PROPUESTAS PARA LA RESTAURACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS EN LAS PROPIEDADES RURALES (BOSQUES DE RIBERA Y RESERVA LEGAL)

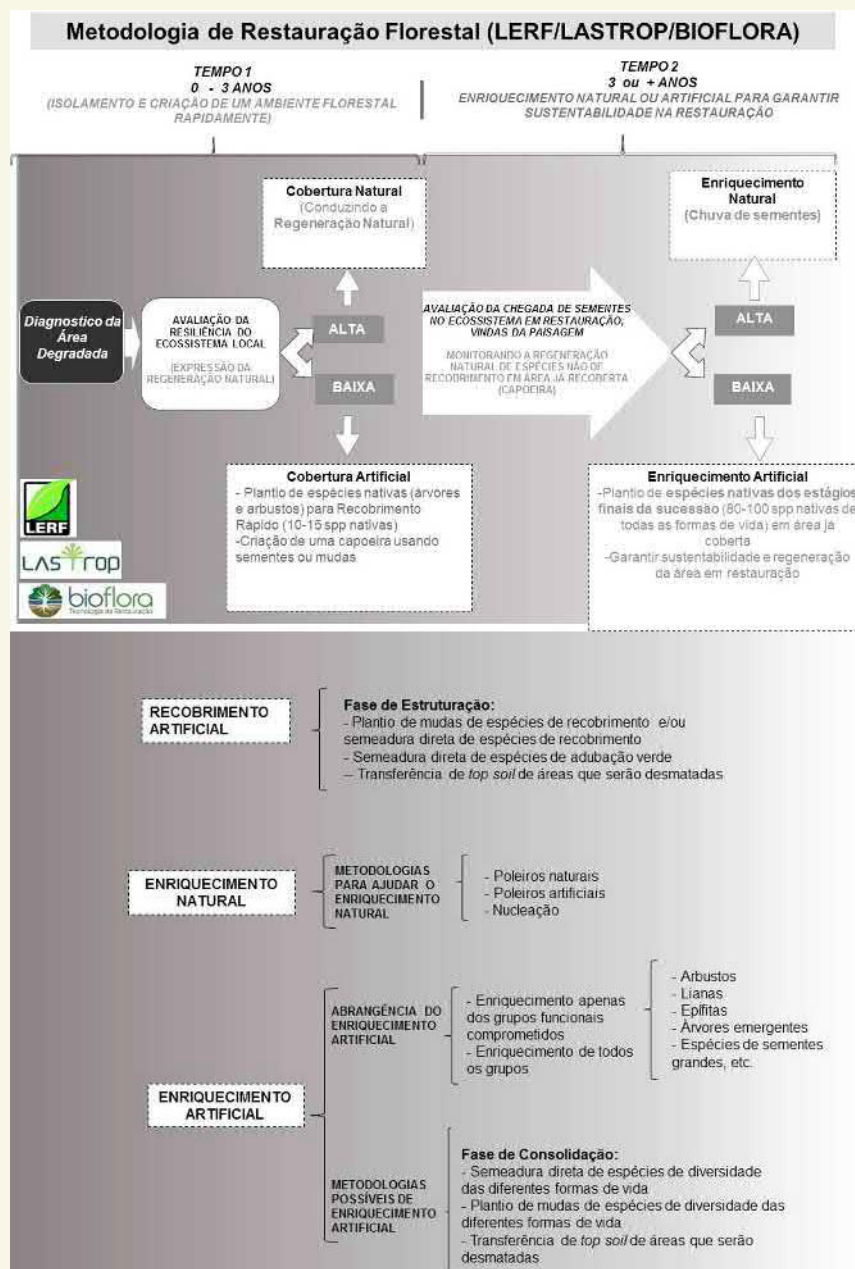
En esta sección, se presentan las principales metodologías de conservación y restauración de la biodiversidad en las propiedades rurales y en especial las destinadas a fines agropecuarios de ganado de carne y las acciones de implantación, el mantenimiento y el monitoreo de estas metodologías. Los métodos descritos pueden implementarse en diversas situaciones de degradación, pero nos centraremos en los más comúnmente encontrados en situaciones fluviales, como la vegetación nativa, pastos sucios, pasto limpio, subsuelo expuesto, entre otras.

Un punto importante a destacar es que el propietario puede elegir una o más de estas metodologías y acciones, y no necesariamente todas. Es necesario llevar a cabo un diagnóstico previo del área-objeto de restauración, identificando así las características de la situación actual para ser restaurada y las metodologías más adecuadas para la restauración de cada una de estas situaciones. Por lo tanto, el propietario puede poner en marcha acciones que viabilicen esta metodología de restauración, de modo que se garantice el objetivo final, que es restablecer el bosque, con una mayor eficiencia operativa y un menor coste.

Básicamente, este diagnóstico consiste en identificar si hay individuos nativos en regeneración en el área-objeto de la restauración (si las semillas, jóvenes y adultos), su abundancia, cuál es el estado de conservación del suelo y la distancia de remanentes naturales que pueden contribuir a la llegada de esos individuos nativos en el área. En casos de alta regeneración natural (alta resiliencia local), se puede elegir simplemente por la conducción de regeneración natural y, en poco tiempo, el área ya habrá alcanzado la cobertura esperada, dando por finalizada la primera fase de la restauración (estructuración de la fisonomía originaria del bosque). En otros casos, el nivel de degradación es muy antiguo e intenso, siendo necesario implantar los individuos nativos en el área que ya no existen por cuenta de la degradación histórica y actual, lo que requiere, por lo tanto, cubierta artificial para la estructuración de la fisonomía originaria del bosque, que puede ser hecho con una siembra de semillas o plántulas de especies que promueven este recubrimiento en un tiempo corto.

El proceso de restauración tiene tres fases distintas: estructuración, consolidación y maduración (Brancaion et al. 2015). La primera consiste en el recubrimiento del área-objetivo de restauración hasta que alcance el primer estrato de bosque (matorral). Este recubrimiento puede ser natural (regeneración natural) o artificial (siembra de plántulas o semillas). Este periodo comienza en el tiempo cero y se extiende en promedio hasta tres/cuatro años. La segunda fase, la consolidación, se caracteriza por el enriquecimiento con especies del grupo de diversidad en lugares en los que ya se ha formado el matorral, y cubierta el área. La introducción de especies para el aumento de la diversidad puede ser de dos maneras: a través del enriquecimiento natural (propágulos de remanentes naturales cercanos) o por enriquecimiento artificial (plantación de especies del grupo de diversidad) (Figura 3), realizados a partir de los dos años de implantación de la primera fase de recubrimiento. Esta fase dura hasta 15-25 años. La tercera fase, llamada maduración, sólo es la fase de acumulación natural de especies, especialmente en otras formas de vida no leñosas.

Las acciones de restauración aquí se dividen en tres clases: las restauraciones activas, incluyendo plantíos completos y escalonados; las restauraciones pasivas, en las que se induce la regeneración natural; las restauraciones mixtas, que combinan las dos anteriores, ya que combinan el plantío de aumento de cobertura y plantíos de enriquecimiento en el área en regeneración natural y no podemos llamarlo restauración pasiva, puesto que utilizamos tanto la regeneración natural como el plantío en el área en recuperación.



**Figura 3.** A) Diagrama de flujo relacionando metodologías y acciones de restauración con la presencia o no de regeneración natural; B) Desglose de las acciones de recubrimiento artificial y enriquecimiento natural y artificial.

A continuación se describen algunas de las acciones de restauración de la Figura 3, recordando que el **aislamiento o la eliminación de los factores de degradación**, que no se describen aquí, son las primeras acciones y tal vez las más importantes.

### **Expresión potencial de resistencia y conducción de la regeneración natural (expresión de la regeneración natural)**

La regeneración natural consiste en todo y cualquier tipo de presencia de especies de plantas nativas (hierbas, arbustos, palmas, árboles) que se estableció de forma natural en las áreas de restauración ecológica. La presencia de estas plantas regeneradas es muy importante para el proyecto de restauración, ya que, cuanto mayor sea su presencia, menor será la necesidad de introducir otros individuos (plántulas, semillas) en el área para ser restaurada. Además, la regeneración natural también permite la llegada de otras formas de vida vegetal que no suelen ser introducidas como plántulas o semillas en las acciones de restauración, por ejemplo, arbustos, hierbas y palmas, que son de gran importancia para acelerar el desarrollo del área en proceso de restauración y reducir los costes de mantenimiento.

La presencia o ausencia de regeneración natural y el grado de expresión dependen de factores locales, tales como el nivel de degradación del suelo y el banco de semillas locales (resiliencia), la proximidad a la vegetación natural restante, y la existencia de un flujo de material entre los remanentes y el área restante para ser restaurada. En situaciones en las que existe este flujo, la llegada y el establecimiento de recubrimiento rápido de especies de la densificación de la masa vegetal o su enriquecimiento con especies de ciclo más largos, será mucho más factible a corto plazo que la adopción de acciones artificiales de introducción de estas especies. Sin embargo, en situaciones de mayor aislamiento y fragmentación del bosque, el flujo de propágulos se hace mucho menos probable, y entonces se requiere de la adopción de intervenciones artificiales.

La conducción de la regeneración natural se realiza a través del coronamiento y la limpieza periódica alrededor de los individuos regenerados (plántulas e individuos jóvenes) o a través del control de gramíneas y especies arbóreas exóticas invasoras presentes en toda el área. Estas acciones se realizan con el fin de reducir la competencia con gramíneas exóticas nativas de África, ya que restringen el establecimiento y desarrollo de las especies nativas. Otra de las acciones recomendadas que ha resultado en la mejora del desarrollo de la regeneración natural se refiere a la fertilización de los individuos regenerados que permite un mejor desarrollo de los árboles individuales y la cobertura del área en un tiempo más corto (Rodrigues et al. 2007).

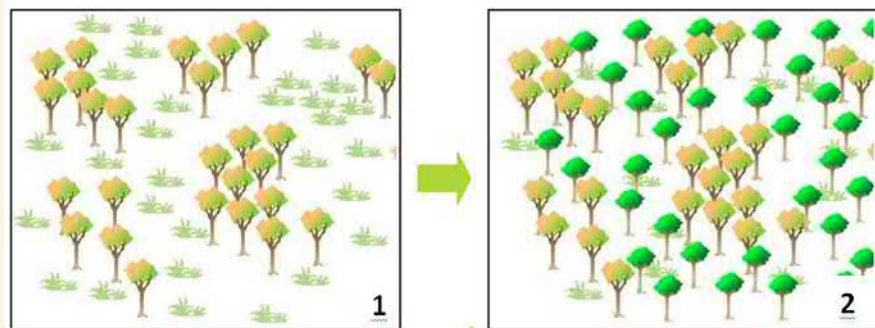
Para aprovechar los individuos jóvenes existentes en el área a ser restaurada, la conducción de la regeneración contribuye significativamente a la reducción de costes, posibilitando así la preservación de las especies ya adaptadas regionalmente y el aumento de la diversidad de especies y formas de vida (herbáceas, arbustivas-arbóreas, vides y palmas). Como resultado, es posible obtener el bosque restaurado rápidamente, favoreciendo la pronta restauración de los procesos ecológicos importantes.

### **Recubrimiento Inicial del área a ser restaurada: Fase de Estructuración**

En la línea de tiempo de la sucesión ecológica deseada para la restauración, la fase de recubrimiento representa la fase de estructuración del bosque, es decir, el objetivo es promover el recubrimiento del suelo por las especies de sucesión temprana, formando así una fisionomía de bosque similar a un matorral. En esta etapa, la presencia de especies del grupo de diversidad o de los grupos finales de la sucesión ecológica no se hace muy importante, ya que el objetivo es la formación de una estructura de bosque con el fin de reducir la competencia de especies exóticas invasoras (como las gramíneas y otros) y por lo tanto, los costos de restauración. Además, también se facilita la formación de un ambiente apropiado, con diferentes niveles de sombreado, reducción de la temperatura y el aumento de la humedad a nivel del suelo, para el establecimiento de otros grupos de especies y otras formas de vida vegetal.

Por lo tanto, dependiendo del nivel de expresión de la vegetación de regeneración, el restaurador debe elegir la metodología más apropiada de acuerdo con el potencial de resiliencia observado:

1. *Recubrimiento natural (áreas con el potencial de expresión de la regeneración natural)*: en las áreas con potencial para la resiliencia o la recuperación natural de la vegetación nativa, es de esperar el establecimiento de una vegetación caracterizada por la cobertura del suelo, ofreciendo una primera estructura de bosque de forma integral o parcial en el área-objeto. Es de destacar que esta vegetación se manifestará sólo en áreas donde el aislamiento o eliminación de los factores de degradación se ha llevado a cabo correctamente y de manera eficiente. Muy a menudo, esta regeneración natural no se produce con regularidad y con la densidad adecuada para formar un matorral homogéneo en toda el área. En este caso, debe utilizarse la técnica de densificación (Figura 4) con especies del grupo llamado recubrimiento. Si se constata que el área a ser restaurada presenta una buena cobertura del suelo con buenas condiciones de sombra, no es necesario introducir plántulas o semillas del grupo de recubrimiento (descrito más adelante). Se entiende por plantación de densificación la siembra de plántulas o semillas de especies de recubrimiento en los espacios no ocupados de forma natural por la regeneración natural. Este procedimiento se recomienda en lugares donde se alterna la buena presencia de regeneración natural con los sitios fallos con baja densidad de vegetación arbustivo-arbórea (Figura 4), o en áreas de borde de fragmentos con el fin de controlar la propagación de especies invasoras y en desequilibrio, y crear un entorno adecuado para el desarrollo de las especies climáticas a través de sombreado. Los espaciamientos que generalmente se recomiendan en este método de densificación son 3,0 x 2,0 m o 3,0 x 3,0 m, sólo en áreas regeneradas de manera natural, en caso de que existan.

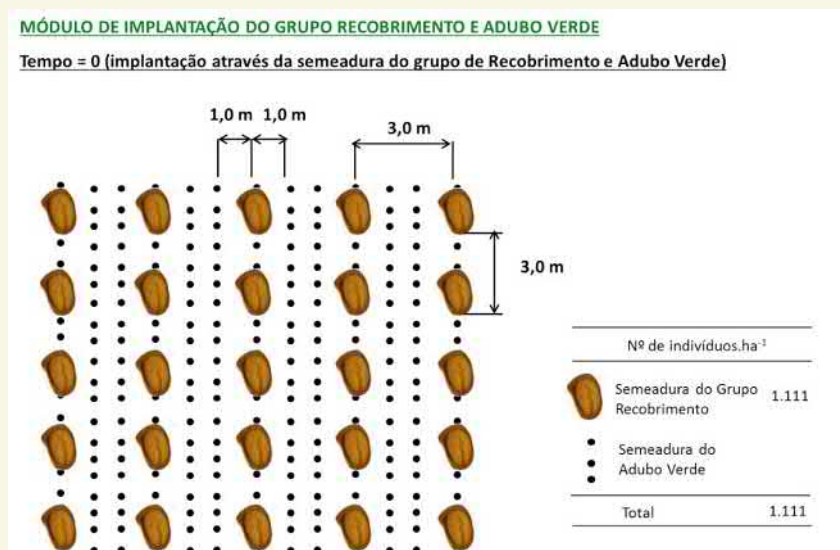


**Figura 4.** Representación esquemática de una plantación de densificación en área con regeneración natural, con la introducción de plántulas de especies del grupo de recubrimiento utilizando 3,0 x 3,0 m.

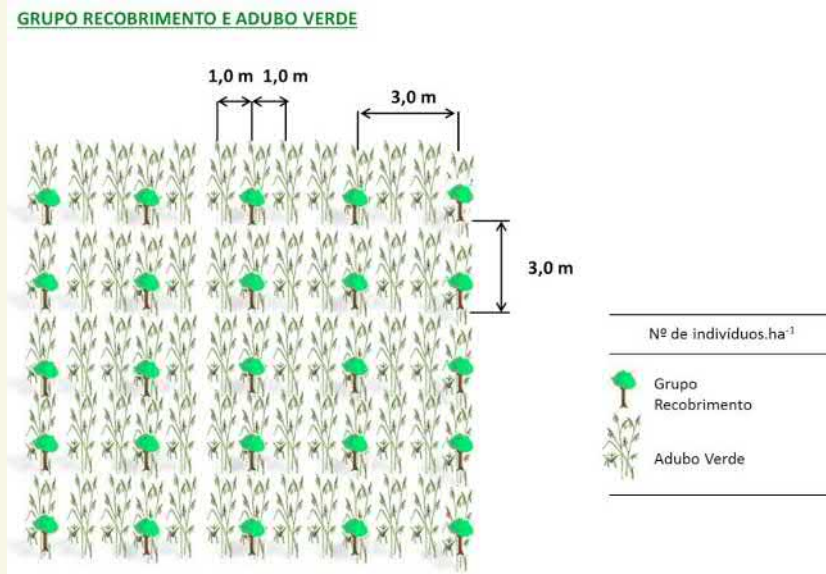
2. *Recubrimiento artificial (áreas sin resiliencia local)*: en las zonas donde no hay expresión de la vegetación de regeneración, se debe adoptar la etapa de la implementación de las especies del grupo de recubrimiento, que consiste en especies con un rápido crecimiento y la formación de dosel denso y amplio, que representa una buena capacidad sombreadora del área a ser ocupada. Son capaces de proporcionar un rápido cierre del área, evitando la invasión por especies competidoras, tales como gramíneas exóticas y lianas agresivas. Para que una especie pertenezca a este grupo, debe tener como característica, además del rápido crecimiento, la capacidad de formar dosel denso y amplio, y por lo tanto ser una eficiente sombreadora del suelo (Nave 2005, Rodrigues et al. 2009). Otras características deseables para las especies del grupo de recubrimiento son: a) que sean especies atractivas de la fauna, lo que favorece la llegada de propágulos; b) tener una floración y producción de semillas temprana, favoreciendo el aporte de propágulos de especies nativas agresivas en la zona. Por lo tanto, en el momento inicial de la restauración de áreas sin resiliencia local serán implantados solamente individuos de las especies de recubrimiento, con un espacio de separación de 2,0 x 2,0 m ó 2,0 x 3,0 m ó 3,0 x 3,0 m, dependiendo de la dificultad de mecanización del área y de la infestación de gramíneas exóticas agresivas, tratando de asegurar una cobertura eficaz de la zona en un corto tiempo. La metodología de siembra de plántulas de recubrimiento se puede integrar en la plantación de especies de abono verde, que debe acontecer entre las líneas de cobertura a través de la siembra directa. La función principal del **abono verde** es controlar la infestación de gramíneas agresivas durante los primeros meses después de la implantación del proyecto, función que será reemplazada por las especies de recubrimiento a partir del primer año de plantación. Por lo tanto, el abono verde creará un entorno adecuado para el desarrollo de especies de recubrimiento, promoviendo el sombreado rápido y eficaz del área de plantación en el primer

año, lo que reducirá los costos de mantenimiento con las gramíneas invasoras. Este abono verde será eliminado gradualmente del área, con el sombreado gradual del área por las especies de recubrimiento. Por lo tanto, el requisito para la elección de las especies de abono verde, en su mayoría exóticas, es que no son resistentes a la sombra, de manera que sean eliminados naturalmente del sistema una vez que se desarrolle con éxito la cobertura por parte de las especies nativas de recubrimiento. Estas acciones reducen en gran medida el costo de la restauración debido a que pocos competidores controlan las acciones que se llevarán a cabo durante los primeros años de la plantación. Si el uso de abono verde es la opción restauradora en el proceso de recubrimiento, para la metodología de siembra escalonada se deben seguir las siguientes pautas recomendadas:

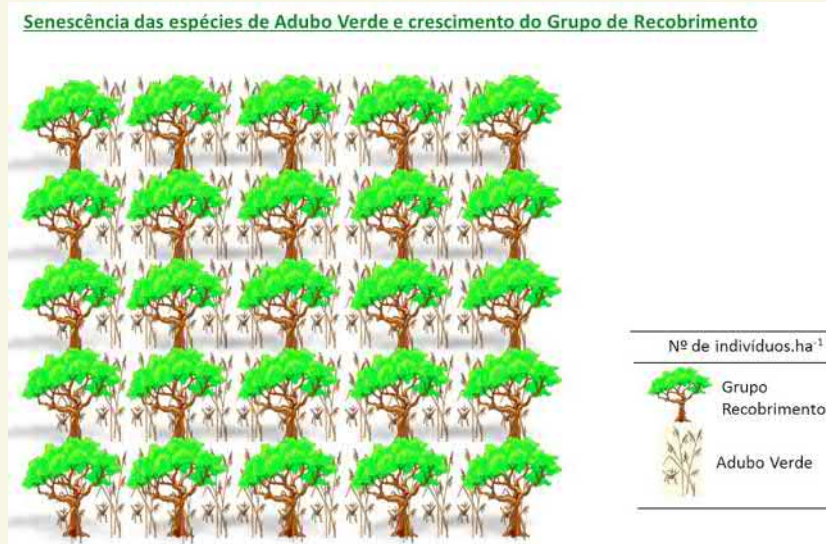
- a. *El uso de abonos verdes:* Incluso antes de la puesta en práctica de las especies del grupo de recubrimiento, se recomienda la siembra de la mezcla de especies de abono verde y arbustos nativos en todas las líneas de plantación y también en las entre-líneas, con la separación de 1,0 m entre hileras. La separación del grupo de recubrimiento es 3,0 x 3,0 m, generando unos 1.111 individuos por hectárea del grupo de recubrimiento (Figura 5). Esta separación permite una mayor y más rápida cobertura del suelo por la reducción del gasto en mantenimiento y control de los competidores (Figura 6). Lo ideal sería que las especies de recubrimiento sean plantadas cuando el abono verde esté con aproximadamente 50 cm de altura. La mayor parte de las especies escogidas de abono verde tiene ciclo de vida corto. Entre el primer y el cuarto año ya alcanzan la senescencia, dando paso a las especies de recubrimiento que van a sombrear el área (Figura 7).



**Figura 5.** Implantación por medio de siembra directa, del abono verde y del grupo de recubrimiento por siembra directa (tiempo cero).



**Figura 6.** Desarrollo y crecimiento del abono verde y arbustos nativos, a partir de la siembra directa, con la función de recubrir rápidamente el área de restauración.



**Figura 7.** Senescencia (muerte) de las especies de abono verde con sombreo, cediendo lugar para las especies del grupo de recubrimiento, que ahora van a cumplir la función de sombrear el suelo.

### Enriquecimiento del área recubierta: Fase de Consolidación

A partir de una estructura del bosque ya establecida (por la fase de estructuración), se hace necesario asegurar el enriquecimiento del área que se encuentra en proceso de restauración con la introducción de nuevas especies de diferentes grupos funcionales, lo que asegura la continuación del área de restauración. El enriquecimiento puede ser de origen natural (áreas con resiliencia de paisaje) o artificialmente (áreas sin resiliencia de paisaje) mediante la plantación de especies del grupo de diversidad por medio de semillas o plántulas. El grupo de diversidad se compone de especies que no tienen un crecimiento rápido y/o buena cobertura del dosel, pero que son esenciales para asegurar la perpetuación del área plantada, ya que es este grupo el que reemplazará gradualmente el grupo de recubrimiento cuando éste entre en la senescencia, ocupando definitivamente el área. En el grupo de la diversidad se incluyen todas las demás especies regionales que no pertenecen al grupo de recubrimiento, incluyendo las especies pioneras que no son buenas para el recubrimiento en corto tiempo, pero que realizan otras funciones más allá del recubrimiento, por ejemplo, las embaúbas, que recubren poco, pero son excelentes atractivos para la fauna silvestre y las especies de otras formas de vida que sean no las arbóreas, como pequeños árboles, arbustos, etc.

El enriquecimiento es la segunda fase de la restauración forestal y es responsable del inicio de la fase de consolidación del bosque. Esta fase está representada por el cambio gradual de las especies que conforman el dosel inicial del bosque (especies de recubrimiento) por especies de diversidad. Esto garantiza la supervivencia del medio forestal por un período suficientemente largo para permitir la continuación del proceso de restauración, lo que resulta en la garantía de sostenibilidad de los bosques y del propio proceso de restauración ecológica.

Es de destacar que, debido a la intensa fragmentación de los bosques observada en algunas regiones del país, especialmente en el Bosque Atlántico, el enriquecimiento de áreas en restauración funciona como un paso obligatorio en este proceso, de acuerdo con las recomendaciones técnicas regionales, que merece la atención del propietario rural en cuanto a su cumplimiento. Por lo tanto, el enriquecimiento debe guiarse mediante el control del área de restauración.

El enriquecimiento puede producirse de dos maneras, dependiendo del potencial de resiliencia y de las características observadas en el área que se encuentra en proceso de restauración:

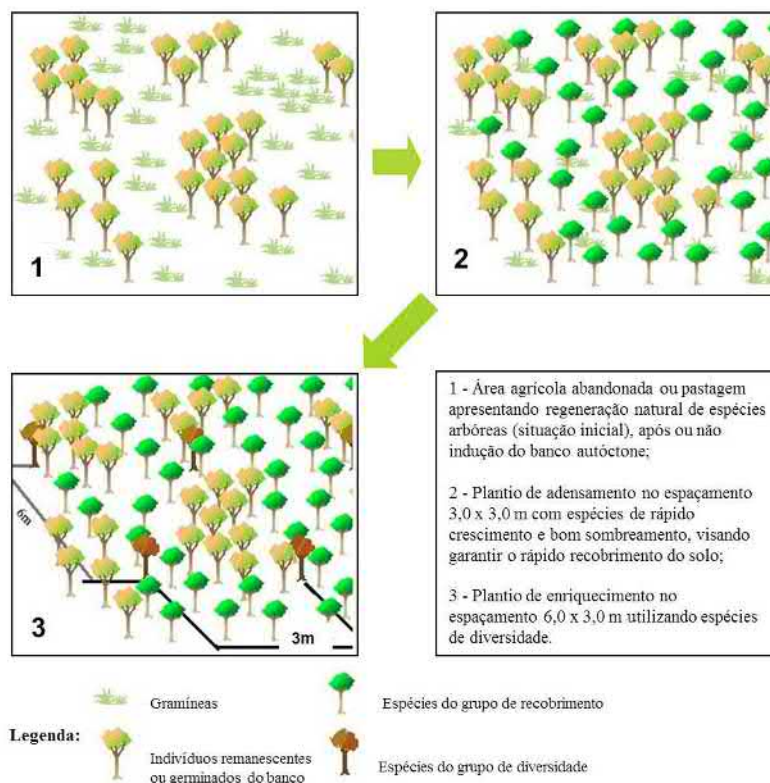
1. *Enriquecimiento natural (área con potencial para llegada de semillas de especies nativas climáticas de los alrededores):* el enriquecimiento natural se produce cuando el área tiene un alto potencial de resiliencia y permite la entrada y el establecimiento de las plántulas de las especies de los grupos finales de la sucesión ecológica, reduciendo la necesidad de introducir plántulas de estos grupos en la fase de enriquecimiento. Este potencial de resiliencia puede ser aún mayor cuando, en la fase de estructuración, se utilizan especies nativas regionales atractivas para la fauna, lo que estimula la dispersión de semillas de diversos

grupos funcionales. Recuerde que, como se ha mencionado, la realización de enriquecimiento es una acción fuertemente recomendable en las áreas donde la vegetación nativa está fragmentada. Incluso si hay la presencia de individuos de especies del grupo de diversidad naturalmente establecidos en el área, puede ser necesario introducir otros individuos de ese grupo, de acuerdo a las necesidades presentadas para el monitoreo, debiendo incluirse la mayor cantidad de grupos funcionales posible.

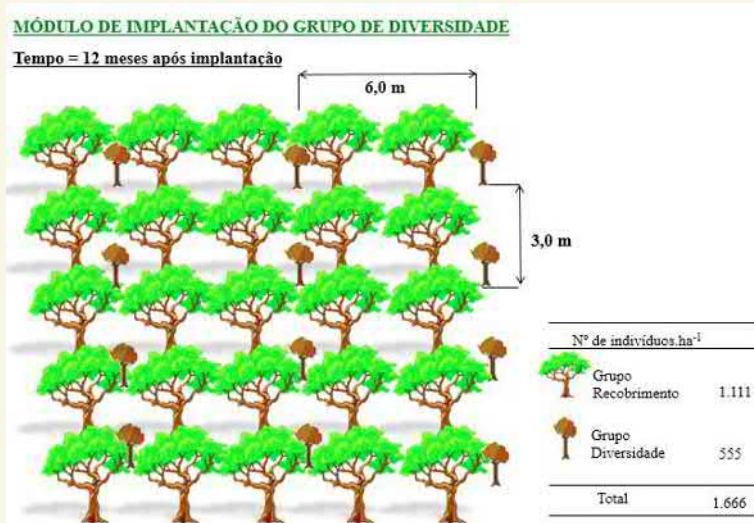
2. *Enriquecimiento artificial (áreas sin potencial para llegadas de semillas de especies nativas de alrededor)*: el enriquecimiento artificial debe realizarse cuando hay una necesidad de introducir especies del grupo de diversidad en las áreas de restauración. Las formas más utilizadas en estas plantaciones consisten en la introducción de plántulas o semillas de las especies regionales de las etapas avanzadas de la sucesión ecológica. La plantación de enriquecimiento puede tener como ventaja el aprovechamiento de la regeneración natural local como se describe en las secciones anteriores. Como resultado de la presencia de vegetación con formación de dosel, la separación de las hileras de plantación tiende a ser más amplia y se puede utilizar el ejemplo de 6,0 x 3,0 m entre las líneas de los individuos del grupo de recubrimiento, lo que añadiría un promedio de 555 individuos por hectárea. Sin embargo, para un mejor cálculo del número final de individuos del grupo de diversidad y del espaciamiento adecuado, algunas de las características locales, tales como la presencia de individuos regenerados o de bosques conservados alrededor, deberán ser observadas y evaluadas antes de tomarse una decisión. La Figura 8 ilustra la densidad y el enriquecimiento en un área con la presencia de la regeneración natural, y la Figura 9 muestra el enriquecimiento en un área de recubrimiento artificial.

El enriquecimiento con especies de diversidad en el segundo año sólo será posible si el monitoreo del área en proceso de restauración apunta claramente al desarrollo de un enriquecimiento natural por la dispersión de las especies que se encuentran en los bosques más conservados de los alrededores.

Para que una metodología de restauración sea adecuada, es necesario garantizar la estructuración del bosque en el menor tiempo posible y la sustitución gradual de las especie de recubrimiento por especie de las etapas más avanzadas de la sucesión. De este modo, se promueve la restauración ecológica y la perpetuación del bosque a lo largo del tiempo, por lo que la necesidad de que la restauración se realice con una alta diversidad de especies nativas regionales, garantiza el éxito de esta iniciativa y la reducción de los costes de mantenimiento.



**Figura 8.** Representación esquemática de un plantío de densificación (1 y 2) y de enriquecimiento (3) en área recubierta, con introducción de plántulas de especies del grupo de diversidad, usando espacio entre hileras de 6,0 x 3,0 m. Así, el recubrimiento del área hubiera sido realizado con la siembra de plántulas en hileras de 3,0 x 3,0 m.



**Figura 9.** Siembra de plántulas de enriquecimiento artificial, con el grupo de diversidad (máximo de especies e formas de vida nativas regionales posible) en el tiempo de 12 meses después de la implantación de la siembra directa, en hileras de 6,0 x 3,0m.

**Método alternativo: recubrimiento y enriquecimiento en área abierta (etapas de estructuración y consolidación implantadas al mismo tiempo)**

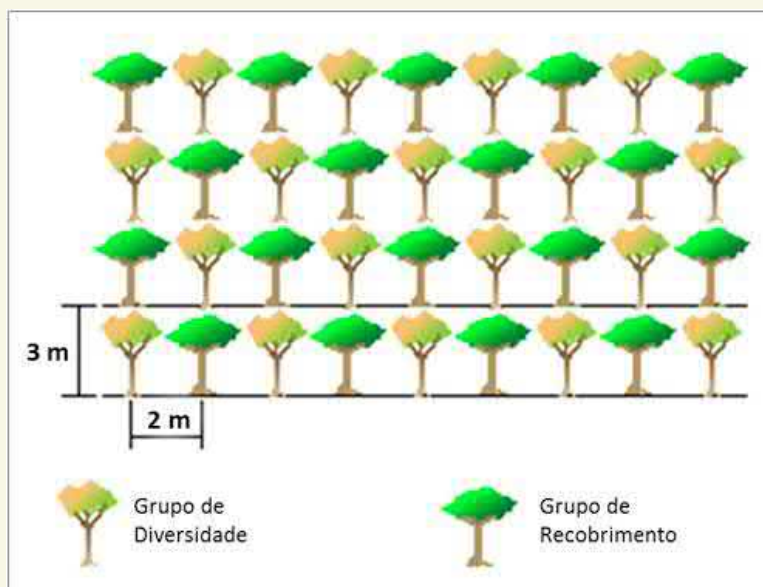
Saliendo de los métodos presentados en las secciones anteriores (el modelo de restauración de los bosques, ya incluyendo la fase de enriquecimiento y de recubrimiento), el área todavía abierta sin cubierta forestal inicial se corresponde con el modelo más tradicional y recurrente en proyectos de restauración ecológica de los últimos años. Este modelo consta de implantación total del área con la introducción simultánea de individuos de ambos grupos ambientales, el de recubrimiento y el de diversidad. Este método es más propenso a fallar, ya que sitúa a las especies de diversidad en un entorno abierto, por lo general más hostil y sujeto a una fuerte competencia con gramíneas exóticas agresivas y por lo tanto sujetos a una mayor mortalidad.

A pesar de estos inconvenientes, esta metodología puede tener éxito, pero es necesario que el área esté muy bien conducida en las primeras etapas para garantizar su pleno sombreado, lo que resulta en un mayor coste. En esta metodología, la siembra total se realiza con combinaciones de especies con diferentes características de crecimiento. Esta práctica consiste en unidades de sucesión que resultan en una sustitución gradual de especies de los diferentes grupos ecológicos en el tiempo, simulando los distintos estados en el proceso de sucesión. Para facilitar esta combinación de especies con diferentes comportamientos ecológicos, se recomienda el uso de la siembra de líneas alternas de los dos grupos de especies (de recubrimiento y de diversidad).

Con estos dos grupos ecológicos establecidos, la distribución de las plantas dentro de las hileras de plantación siempre se alterna entre una plántula de recubrimiento y una de diversidad (Figura 10). Como práctica de campo, se puede comenzar a plantar las plántulas de sólo un grupo plantando en una hilera y saltando la otra. Después de terminar la plantación del primer grupo (de recubrimiento o de diversidad), se inicia el plantío de las plántulas del otro grupo, rellenando las hileras dejadas sin plantas. Siempre que sea posible, se recomienda el plantío en el sistema de cultura mínima, es decir, en hileras, lo que facilita el control de los competidores y reduce al mínimo el riesgo de erosión y los costos de implementación.

Estas plantaciones generalmente exhiben separación de 3,0 m entre hileras y 2,0 m entre plantas. Su implantación se ajusta al patrón de los bosques conservados, lo que aumenta las posibilidades de sostenibilidad de la reforestación mediante procesos de interacción bióticos. Plantaciones realizadas con esta separación generan una densidad de 1.666 individuos / ha.

Este modelo de implementación es una alternativa para los agricultores que quieren acelerar la dinámica de la restauración ecológica en su propiedad o posesión rural. Sin embargo, se puede considerar que desde el punto de vista ecológico y económico, este sistema de restauración es menos ventajoso que el modelo basado en la etapa de recubrimiento, con la posterior implantación de la fase de enriquecimiento en el área ya cubierta por el recubrimiento, ya que presenta menos probabilidades de éxito ecológico y una mayor necesidad de mantenimiento, lo que aumenta los costes de restauración.



**Figura 10.** Esquema de distribución alternada de individuos del grupo de recubrimiento con individuos del grupo de diversidad en las hileras de plantación con espacios de 3 x 2.

## CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados mostrados en la sección “Adecuación Ambiental”, se puede realizar una planificación ambiental y agrícola de las propiedades rurales, cuantificando los pasivos ambientales de conformidad con la legislación ambiental con las exigencias del mercado o de los procesos de certificación. Otro punto importante tratado fue que el pasivo ambiental encontrado en las propiedades rurales mostró un pequeño porcentaje de área en relación con el área total del proyecto, lo que indica que es factible que las propiedades rurales se regularicen ambientalmente pues los pasivos ambientales no comprometen la actividad económica. La adecuación ambiental y agrícola es una importante herramienta de gestión de la propiedad rural, que muestran los pasivos ambientales y definen las mejores metodologías de restauración de cada una de las situaciones irregulares. Además del pasivo ambiental, la adecuación ambiental y agrícola indica las áreas agrícolas de baja aptitud para que puedan ser convertidos a otros usos, lo que permite la diversificación de la producción y una mayor rentabilidad económica, ya que las explotaciones agropecuarias en estas áreas son generalmente de baja productividad. Al mismo tiempo, apunta a la necesidad de tecnificación de la agricultura en las zonas de elevada aptitud en las propiedades rurales, contribuyendo así al aumento de la productividad y la sostenibilidad económica de la propiedad.

## REFERENCIAS

Brancalion P.H.S., Gandolfi S. y Rodrigues. R.R. (2015). Restauração florestal, Editora Oficina de Textos, 426pp.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial [da] União*, Brasília, DF, 28 maio 2012a.

BRASIL. Lei nº 12727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial [da] União*, Brasília, DF, 18 out. 2012b.

Latawiec A.E. et al. (2015). Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Front. Ecol. Environ* 13(4), p211-218.

Nave A.G. (2005). Banco de sementes autóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, Município de Ribeirão Grande, SP. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 218 pp.

Rodrigues R.R. et al. (2007). Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. *Pesq. Flor. Bras.* 55, p7-21.

Rodrigues R.R. et al. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:6, p.1242-1255.

Tambosi L.R., Silva M.M. y Rodrigues R.R. (2012). Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal para otimizar ganho de conectividade da paisagem. En Paese et al (eds.), *Conservação da biodiversidade com SIG*. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, p. 24-39.

Vidal C.I. et al. (2014). Adequação ambiental de propriedades rurais e restauração florestal: 14 anos de experiência e novas perspectivas. En Sambuichi et al. (Eds.), *Políticas agroambientais e sustentabilidade: desafios, oportunidades e lições aprendidas*. 1. ed. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, p. 125-148.

Vidal C.I. et al. (2015). Biodiversity conservation and ecological restoration in highly-modified landscapes. En Gheler-Costa et al (Eds.). *Biodiversity of agricultural landscapes of southeastern Brasil*. (no prelo).



**CONDESAN**  
Consortio para el Desarrollo Sostenible  
de la Ecorregión Andina



Ministerio  
del Ambiente



Con el apoyo de:

**ECOANDES**

**ONU**  
medio ambiente  
Programa de las Naciones  
Unidas para el Medio Ambiente



**Bosques Andinos**  
Manejo sostenible de paisajes de montaña frente al cambio climático



 Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra  
  
Agencia Suiza para el desarrollo  
y la cooperación COSUDE

