



UvA-DARE (Digital Academic Repository)

Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos

Cuesta, F.; Sevink, J.; Llambí, L.D.; De Bièvre, B.; Posner, J.

Publication date

2014

Document Version

Final published version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Cuesta, F., Sevink, J., Llambí, L. D., De Bièvre, B., & Posner, J. (2014). *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. CONDESAN.

<http://www.condesan.org/portal/sites/default/files/publicaciones/archivos/avanceseninvestigacionparalaconservaciondelospa-librocompleto.pdf>

General rights

It is not permitted to download or to forward/distribute the text or part of it without the consent of the author(s) and/or copyright holder(s), other than for strictly personal, individual use, unless the work is under an open content license (like Creative Commons).

Disclaimer/Complaints regulations

If you believe that digital publication of certain material infringes any of your rights or (privacy) interests, please let the Library know, stating your reasons. In case of a legitimate complaint, the Library will make the material inaccessible and/or remove it from the website. Please Ask the Library: <https://uba.uva.nl/en/contact>, or a letter to: Library of the University of Amsterdam, Secretariat, Singel 425, 1012 WP Amsterdam, The Netherlands. You will be contacted as soon as possible.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

Proyecto Páramo Andino

Conservación de la Diversidad en el Techo de los Andes



Avances en
investigación para la
conservación de los
páramos andinos

© 2014, CONDESAN

Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

OFICINA EN LIMA-PERÚ:

Mayorazgo 217, San Borja Lima 41
Tel. +511 6189 400

OFICINA EN QUITO-ECUADOR:

Germán Alemán E 12-28 y Juan Ramírez
Tel. +593 2 2469073/072

condesan@condesan.org

www.condesan.org

Editores

Francisco Cuesta¹

Jan Sevink²

Luis Daniel Llambí³

Bert De Bièvre⁴

Joshua Posner⁴ †

¹ Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina, CONDESAN, Quito, Ecuador, y Lima, Perú

² Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, Universiteit van Amsterdam, Países Bajos

³ Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela

⁴ University of Wisconsin, Madison, USA

Asistencia Técnica:

Gabriela Maldonado

Edición Técnica:

Jaime Camacho

Diseño y diagramación

Verónica Ávila  Diseño Editorial

ISBN: 978-612-45881-5-0

Esta obra cuenta con Licencia Creative Commons

Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional

Citas sugeridas:



Cita de libro:

Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores, 2014. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Cita de artículo:

Autores del artículo, 2014. Título del artículo. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.



*Este libro está dedicado a
la memoria de Joshua L. Posner.*

Contenidos

I Presentación

5 Biodiversidad

7 La diversidad de los páramos andinos en el espacio y en el tiempo

Luis Daniel Llambí y Francisco Cuesta

Los páramos andinos: diversos a todas las escalas . 11

Diversidad de los páramos: dimensión espacial . 12

Diversidad de los páramos: dimensión temporal histórica . 17

Algunos desafíos para la investigación . 22

Referencias . 26

4I Diversidad de la vegetación en dos páramos de Venezuela: un enfoque multi escala con fines de conservación

Luis D. Llambí, Mario Fariñas, Julia K. Smith, Sandra M. Castañeda y Benito Briceño

Introducción . 46

Metodología . 48

Resultados . 51

Discusión . 59

Referencias . 63

Anexo . 67

69 Evaluación de los factores determinantes de presencia – ausencia de los carnívoros en los Andes ecuatorianos

Galo Zapata Ríos y Lyn C. Branch

Introducción . 72

Área de estudio . 73

Metodología . 74

Resultados y discusión . 76

Agradecimientos . 82

Referencias . 83

87 Áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de tres ríos andinos

Roxibell del C. Pelayo y Pascual J. Soriano

Introducción . 90
Métodos . 92
Especies de aves analizadas . 95
Discusión . 100
Agradecimientos . 101
Referencias . 102

I05 La vegetación de los páramos del Ecuador

Francisco Cuesta, Selene Báez, Priscilla Muriel, Silvia Salgado

Introducción . 108
Métodos . 109
Resultados . 113
Discusión . 132
Conclusiones . 140
Referencias . 141

I45 Herramientas para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador: Lista anotada de especies y base de datos cuantitativa*

Priscilla Muriel, Selene Báez, Francisco Cuesta, Silvia Salgadoz, Guido van Reenen, Catalina Quintana y Hugo Navarrete

Introducción . 150
Métodos . 151
Resultados y discusión . 154
Conclusiones . 170
Agradecimientos . 171
Referencias . 172

I75 Plantas medicinales en los páramos de Cajamarca

Isidoro Sánchez Vega

Introducción . 179
Metodología . 180
Ubicación del área . 180
Caracterización ambiental . 181
Intervención antrópica . 181
Aspectos culturales . 182

Vegetación y diversidad vegetal medicinal . 189
Conclusiones y recomendaciones . 193
Agradecimientos . 193
Referencias . 194

I95 Agua

I97 El páramo como proveedor de servicio ambiental primordial, el agua

María Teresa Armijos y Bert De Bièvre

Referencias . 204

205 El manejo comunitario del agua en Mojanda, Ecuador: Política, derechos y recursos naturales

María Teresa Armijos

Marco teórico . 209

Historia del manejo de los recursos hídricos en las comunidades de Mojanda . 212

Páramo, agua y conservación . 215

Conclusiones y recomendaciones . 221

Referencias . 222

Archivos . 223

Entrevistas . 224

225 Protección de ecosistemas y manejo de agua: Experiencias comunitarias en los Andes de Colombia

Felipe Murtinho, PhD

Introducción . 228

El área de estudio y las Juntas Administradoras de Agua . 230

Métodos . 232

Resultados . 235

Conclusiones . 240

Reconocimientos . 241

Referencias . 242

245 El páramo andino como productor y regulador del recurso agua. El caso de la microcuenca alta de la Quebrada Mixteque, Sierra Nevada de Mérida, Venezuela

Mayanín Rodríguez-Morales, Dimas Acevedo Novoa, Wouter Buytaert, Magdiel Ablan y Bert De Bievre

Introducción . 248
Metodología . 250
Métodos . 252
Resultados . 253
Discusión y conclusiones . 261
Agradecimientos . 263
Dedicatoria . 263
Referencias . 264

267 Calidad del agua en relación con las propiedades del geosistema: Un estudio de caso de una zona de jalca cerca de Cajamarca, Perú

Lucas H Cammeraat, Arie C Seijmonsbergen, Jan Sevink, Yvonne PG Hoogzaad, Wouter S Stoops, Sebastiaan J De Vet, Manon E De Vries, Marijn Van Veelen, Hendrik A Weiler, Niels Weiss, Isidoro Sánchez-Vega, Fresia Chunga-Castro, Manuel Roncal-Rabanal

Introducción . 270
Información general . 270
Geología y procesos geomorfológicos . 271
Suelos . 273
Clima . 275
Conclusiones . 284
Agradecimientos . 285
Referencias . 286

287 Impactos del cambio de uso de la tierra sobre la hidrología de los páramos húmedos andinos

Patricio Crespo, Rolando Céleri, Wouter Buytaert, Boris Ochoa, Irene Cárdenas, Vicente Iñiguez, Pablo Borja y Bert De Bièvre

Introducción . 290
Materiales y métodos . 291
Descripción general de las microcuencas . 292

Monitoreo . 295
Resultados y discusión . 297
Conclusiones . 301
Agradecimientos . 301
Referencias . 302

305 Uso de la tierra

307 Dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra en los páramos andinos

Manuel Peralvo y Francisco Cuesta

Las dinámicas de CCUT en los Andes como punto de encuentro entre sistemas sociales y ambientales . 309

Regímenes de uso de la tierra en los páramos . 312

Contribuciones a esta sección . 316

Referencias . 319

325 Conversión de ecosistemas altoandinos: vínculos entre patrones y procesos a múltiples escalas

Manuel Peralvo y Francisco Cuesta

Resumen . 326

Palabras clave: . 326

Abstract . 327

Keywords: . 327

Introducción . 328

Área de estudio . 329

Métodos . 333

Resultados . 335

Discusión . 342

Referencias . 348

353 Cambio en el uso del suelo/cobertura y los patrones de configuración espacial de la jalca peruana entre 1987 y 2007

Carolina Tovar, Arie C. Seijmonsbergen y Joost F. Duivenvoorden

Resumen .	354
Métodos .	357
Área de estudio .	357
Resultados .	362
Discusión .	369
Dinámica del cambio de uso del suelo/cobertura .	369
Conclusiones .	372
Las jalcas andinas son ecosistemas naturalmente fragmentados donde poco se conoce del cambio de uso de suelo/cobertura y el efecto de este en su configuración espacial. Este estudio pretende generar nuevas luces en estos temas. Las principales conclusiones son: .	
Reconocimientos .	372
Referencias .	373

377 **Análisis de las prácticas productivas en el área circundante del páramo de Rabanal: aportes para la conservación de los recursos naturales y modalidades de aplicación de estas prácticas**

Ophélie Robineau, Martin Chatelet, Christophe-Toussaint Soulard, Isabelle Michel-Dounias^y y Joshua Posner

Introducción .	380
Caso de estudio en el páramo Rabanal, Colombia .	381
Un análisis profundo de las estrategias y objetivos de los campesinos .	382
Resultados .	385
Un frente pionero intra-finca en el páramo de Firita Peña Arriba .	385
Análisis de las fincas campesinas .	388
Punto de partida para diseñar estrategias localizadas de manejo integrado: una tipología del manejo de las parcelas .	391
Perspectivas y discusión .	394
Nota .	396
Referencias .	397

399 **Análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida en dos páramos de Venezuela: importancia para el diseño de estrategias de conservación**

Julia K. Smith, Vanessa Cartaya, Luis D. Llambí y Jhaydyn Toro

Introducción .	402
Metodología .	404

Resultados . 407
Discusión . 415
Agradecimientos . 417
Referencias . 418

42I Árboles y páramos

423 Los árboles como elemento importante del páramo

Jan Sevink y Robert Hofstede

sEl gradiente entre bosque y páramo: el límite superior del bosque . 425
El límite superior de bosque (LSB) y el cambio climático . 429
Plantaciones forestales en el páramo - beneficios y desafíos . 431
El beneficio social de los árboles en el páramo . 434
Conclusiones y presentación de las contribuciones a esta sección . 435
Agradecimientos . 436

443 ¿Pino, pasto o área protegida? Costos y beneficios estimados del cambio de uso del suelo en los Andes peruanos

Matthew Raboin y Joshua Posner

Introducción . 446
Métodos . 448
Resultados . 456
Conclusiones . 462
Referencias . 463

467 Citogeografía de cuatro especies de *Polylepis* (Rosaceae) en el Ecuador: Información relevante para el manejo y conservación de los bosques andinos

María Claudia Segovia-Salcedo^a y Paulina Quijia-Lamiña

Introducción . 470
Métodos . 471
Resultados y discusión . 475

Conclusiones . 481

Referencias . 482

487 Patrones de distribución de plantas leñosas en el ecotono bosque-páramo de la Sierra Nevada de Mérida: ¿Qué nos sugieren sobre la dinámica del límite del bosque?

Luis D. Llambí, Lirey Ramírez y Teresa Schwarzkopf

Introducción . 490

Métodos . 491

Resultados . 492

Discusión . 498

Agradecimientos . 500

Referencias . 501

503 Cambio climático

505 Cambio climático: la nueva amenaza para los páramos

Wouter Buytaert, Jan Sevink y Francisco Cuesta

Patrones climáticos en los Andes: actuales, tendencias observadas de cambios y escenarios futuros . 508

Impactos en los ecosistemas . 512

Hacia un manejo sostenible en condiciones de incertidumbre . 516

Referencias . 519

527 Dinámica del carbono en turberas altoandinas de Colombia: el efecto de las perturbaciones humanas

Juan C. Benavides y Martha León Castaño

Introducción . 530

Métodos . 532

Resultados . 539

Conclusiones . 544

Agradecimientos . 545

Referencias . 546

549 Dinámica del carbono en los ecosistemas de páramo de los Andes neotropicales: Revisión de literatura sobre modelos y parámetros relevantes

Jan Sevink, Femke H. Tonneijck, Karsten Kalbitz y Erik LH Cammeraat

Introducción . 552

Modelos . 555

Impactos del uso de la tierra y del cambio climático . 562

Recomendaciones . 563

Anexo . 564

Referencias . 576

58I Reconstrucción del límite superior del bosque en la parte norte del Ecuador: Algunos resultados del proyecto RUFLE

Jan Sevink, Femke H. Tonneijck, Boris Jansen y Henry Hooghiemstra

Introducción . 584

Reconstrucción del límite superior del bosque en el Ecuador: el proyecto RUFLE . 586

Información general sobre el área de estudio . 587

Métodos . 589

Resultados . 590

Discusión general y conclusiones . 597

Referencias . 598

Presentación



Este libro constituye una de muchas contribuciones resultantes del “Proyecto Paramo Andino”, formalmente titulado “Conservación de la biodiversidad de los páramos de los Andes del norte y centrales”, una empresa exitosa co-financiada por el GEF y numerosos socios locales y mundiales, implementada a través del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA. Llevada a cabo entre 2006 y 2012, esta iniciativa regional se enfrentó a muchos desafíos, incluyendo el trabajo en cuatro países que comparten el páramo y la colaboración entre una gran variedad de grupos de interés e instituciones que van desde las comunidades y los gobiernos locales hasta los tomadores de decisiones nacionales y regionales. Es con gran satisfacción que el PNUMA puede confirmar que el proyecto constituye un hito en la historia de Páramo, un repositorio de lecciones aprendidas y mejores prácticas, y un punto de inflexión para la conservación de este ecosistema y su biodiversidad única.

El impacto del proyecto se puede presentar a través de cambios rotundos en muchos aspectos y en varios niveles. Algunos ejemplos ilustran los marcados escenarios de “antes” y “después” representando cambios en los paradigmas de comportamiento, de la concienciación y la acción decidida. A nivel local, un importante número de las principales actividades productivas han hecho un cambio sustancial de ser continuas invasiones en áreas protegidas y los recursos naturales prístinos, a observar prácticas de producción significativamente más sostenible y medios de vida alternativos, en especial en las zonas de amortiguamiento, gracias a los planes de gestión y comunidad de conocimiento promovidos por el proyecto. A nivel sub-nacional y nacional, el proyecto ha elevado el perfil y la importancia de los ecosistemas de páramo, el aumento de la atención pública a los correspondientes bienes y servicios producidos por este importante ecosistema, junto con su biodiversidad, sobre todo en lo que respecta a la provisión de agua, por ejemplo para las grandes ciudades de altura - En algunos casos, incluso ha sacado el Páramo del anonimato. A nivel regional, el proyecto ha ubicado al Páramo a un nivel más alto en la agenda política de los tomadores de decisiones y ha dado lugar a planes de acción coordinados para su protección, conservación y manejo sostenible.

De este modo, el proyecto ha fomentado, habilitado y mejorado las capacidades necesarias, herramientas de gestión y habilidades de planificación para la adecuada toma de decisiones basada en la evidencia científica y técnica orientada a la conservación permanente de los recursos naturales resaltantes a nivel mundial. Algunas de estas herramientas se presentan en este libro. Las contribuciones cubren una variedad de temas relacionados con los recursos naturales clave como la biodiversidad, el agua y el suelo y su adecuada gestión, y emanan principalmente del programa de becas, propio del proyecto, así como la investigación adicional en otras áreas relevantes relacionadas con la conservación y el uso eficaz de los recursos. Estos esfuerzos de investigación decididamente innovadores y de vanguardia se han realizado y documentado exhaustivamente, y son de gran relevancia para el debate en el área temática correspondiente a nivel nacional e internacional. Por lo tanto, esta publicación será de gran valor para una amplia gama de personas con interés en los Páramos, incluyendo investigadores, técnicos, coordinadores de proyectos y tomadores de decisiones en todos los niveles, pero también a aquellos que tienen un interés en la investigación aplicada, así como la interacción interdisciplinaria dedicada a la gestión sostenible y la conservación de las zonas de montaña de todo el mundo.

Robert Erath
Oficial de Programa
Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente



Biodiversidad



Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Llambí LD, Cuesta F, 2014. La diversidad de los páramos andinos en el espacio y en el tiempo. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

La diversidad de los páramos andinos en el espacio y en el tiempo

Luis Daniel Llambí¹ y
Francisco Cuesta²

¹ Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas – ICAE, Universidad de los Andes.

² Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

La diversidad biológica puede ser interpretada como la variedad de organismos, ecosistemas o paisajes que existen en una región dada de la Tierra. Por lo tanto, es un concepto jerárquico que contempla varias escalas de análisis, desde los ecosistemas y los paisajes hasta las especies y los genes en un contexto de tiempo y espacio (Huston 1994). La existencia y mantenimiento de esta diversidad es uno de los fenómenos más fascinantes vinculados con la evolución de la vida en la Tierra y apenas estamos comenzando a entender e interpretar su importancia para el desarrollo pasado, presente y futuro de las sociedades humanas.

Los Andes Tropicales constituyen la región biogeográfica de mayor diversidad biológica de la Tierra aunque ocupa apenas el 1% de su superficie (Myers *et al.* 2000). Así, no debería resultar una sorpresa que, aunque para algunas personas los páramos sean sinónimo de zonas yermas o inhóspitas, estos ambientes constituyen los ecosistemas de mayor diversidad y grado de endemismo de las altas montañas del mundo, al menos en el caso de las plantas superiores (van der Hammen y Cleef 1986; Smith y Cleef 1988; Luteyn 1999).

En este capítulo centraremos nuestra atención en las múltiples dimensiones de la diversidad del páramo. En primer lugar, haremos un breve recorrido por las diferentes escalas en que esta diversidad ha sido conceptualizada y analizada considerando las dimensiones espaciales

(desde la escala continental hasta la de especies) y temporales (desde sus orígenes como ecosistema hasta su dinámica de transformación actual). Y en segundo lugar, revisaremos los que en nuestro concepto, son algunos de los retos que enfrenta la investigación sobre la diversidad de los páramos en la actualidad.

La bibliografía disponible sobre la diversidad paramera ha experimentado un crecimiento exponencial en las últimas décadas. Esta expansión ha estado vinculada a las contribuciones realizadas por investigadores de Europa y Norte América y a un importante proceso de consolidación de grupos de investigación en los países andinos. Un sencillo ejercicio de búsqueda de literatura en “Google Académico” arroja 17 estudios en los que aparecían las palabras “páramo” y “diversity” entre 1900 y 1960. Este número se eleva a 59 entre 1961 y 1980, a 469 entre 1981 y el 2000 y alcanza más de 1.500 publicaciones entre el 2001 y el presente. Por lo tanto, no pretendemos aquí realizar una revisión detallada de esta amplia literatura, sino más bien, presentar un marco general de análisis que permita contextualizar e introducir los estudios que se presentan en esta sección (realizados o promovidos en el marco del Proyecto Páramo Andino). También queremos contribuir a la discusión de las principales líneas de trabajo en torno a las que pensamos es importante orientar investigaciones que contribuyan de forma más efectiva al manejo y conservación de los páramos andinos.



Figura 1. **Distribución de los páramos en Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú. En Perú se incluye el área de jalca.**

Los páramos andinos: diversos a todas las escalas

Los páramos en los Andes se extienden a lo largo de unos ~2.155 km, desde los 11° de latitud norte en la Sierra Nevada de Santa Marta hasta los 8° 39' de latitud sur en el norte del Perú. Podemos considerarlos como una suerte de islas confinadas a las cumbres de los volcanes y montañas andinas, representando un archipiélago continental rodeado de una inmensidad de bosques montanos (Luteyn 1999; Figura 1).

Aun cuando ocupan una extensión relativamente pequeña (41.521 km² o 9% de los Andes del Norte sobre los 500 msnm, Josse *et al.* 2009, Tabla 1), los páramos presentan una gran diversidad ambiental a múltiples escalas espaciales, así como desde el punto de vista de su historia de uso humano. Esta diversidad es uno de sus valores patrimoniales y una de las fuentes de oportunidades para la conservación y el desarrollo en la región.

Tabla 1. **Extensión de los ecosistemas de páramo en los Andes reportada por países. Para el caso de Perú se reporta también la extensión de los ecosistemas de jalca.**

País	Superficie páramos (km ²)	Superficie páramos (%)
Colombia	14.087	33,9
Ecuador	13.933	33,6
Perú	11.096	26,7
Venezuela	2.405	5,8
Total	41.521	100,0

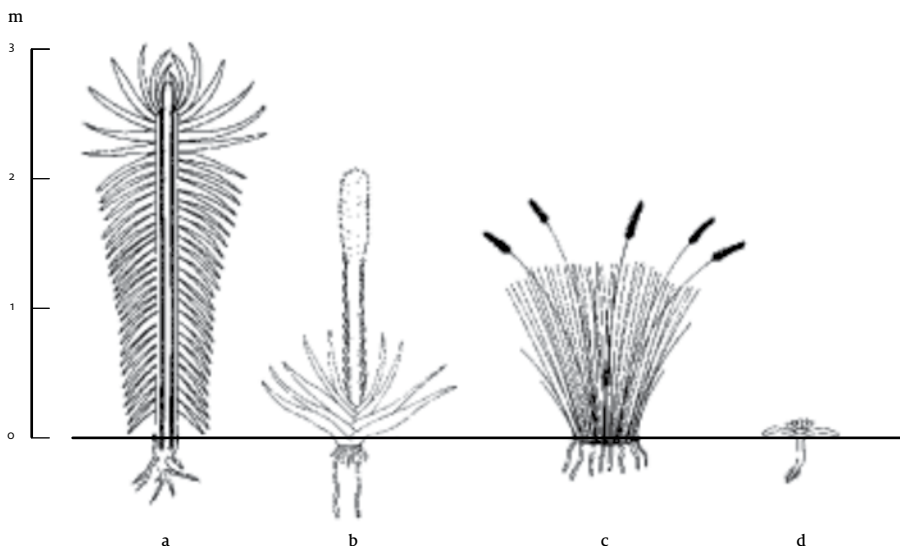
Fuente: CONDESAN 2012.

Diversidad de los páramos: dimensión espacial

La diversidad ambiental del páramo en los Andes puede ser entendida a varias escalas espaciales. A escala continental, es decir desde Venezuela hasta Perú, existen complejos patrones de variación a través de gradientes geológicos y edáficos (ej. suelos volcánicos vs. suelos no volcánicos), climáticos (p.ej. páramos pluviales que drenan hacia el Atlántico o el Pacífico vs. páramos pluviestacionales en valles intermontanos), biogeográficos (p.ej. los páramos de la Cordillera Occidental vs. los páramos de la Cordillera Central u Oriental en Colombia), entre otros. Varios autores han analizado la relación entre estos gradientes continentales de variación en las condiciones ambientales y los patrones biogeográficos de la vegetación y de algunos grupos de animales como las aves o los anfibios (p. ej. Vuilleumier y Monasterio 1986; Monasterio y Sarmiento 1991; Fjeldsá 1992; Sklenář y Jørgensen 1999; Lynch y Suárez-Mayorga 2002).

Por otro lado, a escala regional o del paisaje, existen también complejos gradientes de variación asociados a gradientes altitudinales (desde las selvas altoandinas y subpáramos, hasta los páramos y superpáramos), topográficos (ej. humedales de fondo de valle vs. pajonales o rosetales en laderas), distancia a los centros poblados asociadas a diferencias en historias de uso (p. ej. páramos distantes relativamente intactos vs. páramos cercanos muy transformados, Zapata y Branch, esta publicación), entre otros. Finalmente, a escala local, pequeñas diferencias de exposición, pendiente, capacidad de drenaje, entre otros generan cambios importantes en propiedades como la fertilidad y humedad del suelo y la vegetación dominante (ej. Fariñas y Monasterio 1980; Bader *et al.* 2007; Llambí *et al.* esta publicación).

Figura 2. Principales formas de crecimiento de las plantas vasculares del páramo que representan diferentes estrategias de adaptación evolutivas en respuesta a las condiciones de estos ambientes.



Para poder organizar y sistematizar esta enorme diversidad, es necesario establecer sistemas de clasificación de la vegetación de los páramos (deductivos o inductivos). Cada país ha adoptado un sistema particular de clasificación (ej. Monasterio 1980a; Rangel 2000; Sklenář y Ramsay 2001; Morales *et al.* 2007; Beltrán *et al.* 2009; Cuesta *et al.* esta publicación). Sin embargo, actualmente contamos con un sistema jerárquico común acordado entre los 4 países con páramo en Sur América desarrollado en el marco del Mapa de Ecosistemas de los Andes del Norte y Centrales (Josse *et al.* 2009), como un ejercicio de trabajo conjunto auspiciado por la Secretaría General de la Comunidad Andina (SGCAN) y los Proyectos Páramo Andino y ECOBONA. Independientemente del sistema de clasificación que utilicemos, es evidente que existe una impresionante diversidad de tipos fisionómicos de vegetación diferentes dentro del páramo. Algunas de las formaciones vegetales o tipos fisionómicos más comunes incluyen el bosque paramero o subpáramo, los rosetales, pajonales, arbustales o matorrales, el páramo desértico del superpáramo, los humedales altoandinos, entre otros (p. ej. Cuesta *et al.* esta publicación; Llambí *et al.* esta publicación).

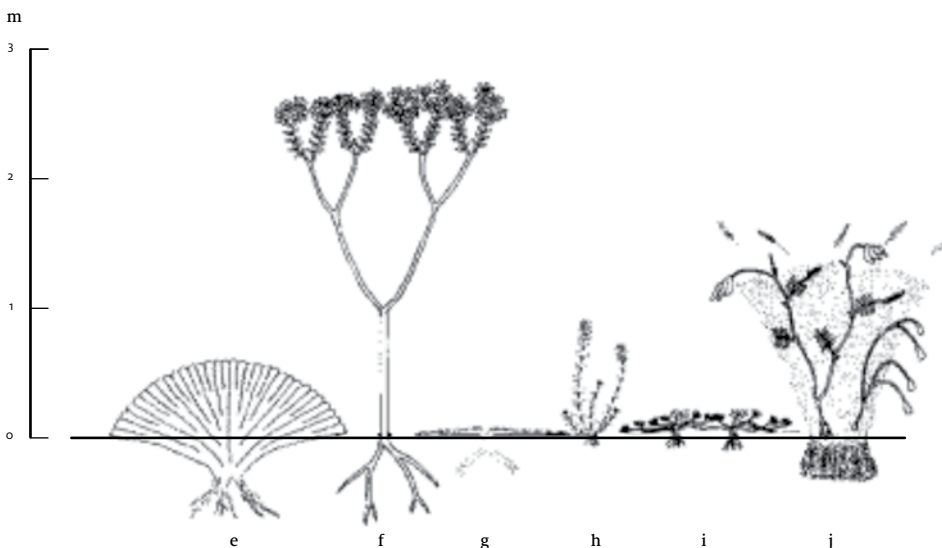
En cada una de estas formaciones vegetales, dominan diferentes formas de vida de plantas que incluyen rosetas caulescentes, arbustos esclerófilos, cojines, rosetas acaules, gramíneas en macolla, hierbas no gramínoideas, entre otras. (ver Vareschi 1970; Hedberg y Hedberg 1979; Ramsay 1992; Ramsay y Oxley 1997; Sklenář 2000; Sklenář y Ramsay 2001; Azócar y Rada 2006). Cada forma de vida representa un plan de crecimiento, una “estrategia” diferente que las plantas del páramo han encontrado para enfrentar las difíciles condiciones ambientales de la alta montaña tropical y que incluyen bajas temperaturas nocturnas y gran amplitud térmica diaria, altos niveles de radiación y suelos generalmente pobres en nutrientes (Monasterio y Sarmiento 1991; Azócar y Rada 2006)

Figura 2.

Las formas de crecimiento representan:

- (a) rosetas caulescentes,
- (b) rosetas basales,
- (c) penachos,
- (d) rosetas acaulescentes,
- (e) cojines y tapetes,
- (f) arbustos erectos,
- (g) arbustos prostrados,
- (h) hierbas erectas,
- (i) hierbas prostradas,
- (j) hierbas rastreras y trepadoras.

Adaptado de Ramsay & Oxley (1996).



A su vez, cada una de estas formas de vida está representada por un conjunto muy amplio de taxa. Aunque la riqueza de plantas vasculares del páramo es baja comparada con otros ecosistemas tropicales (10 a 20% de la riqueza florística de Los Andes) es muy alta comparada con otros ecosistemas de montaña en el mundo. Los compendios florísticos disponibles a nivel ecorregional ubican la riqueza de plantas en unas 4.700 especies (Luteyn 1999; Sklenář *et al.* 2005). De estas, Luteyn (1999) indica que cerca del 60% son endémicas, aunque advierte que esta cifra es posiblemente una sobrestimación. Los géneros con más especies incluyen *Espeletia*, *Pentacalia*, *Diplostephium*, *Senecio*, *Calceolaria*, *Valeriana*, *Lupinus*, *Hypericum*, *Miconia* y *Gentianella* (Luteyn 1999; Sklenář *et al.* 2005). Adicionalmente, más de la mitad de los géneros presentes en estos ambientes son monotípicos (Muriel *et al.* esta publicación).

Aunque la diversidad de plantas vasculares de los páramos es relativamente bien conocida, siendo el grupo de organismos que ha recibido mayor atención, todavía existe muy poco conocimiento sobre la diversidad de especies de otros grupos como los líquenes y las plantas no vasculares. En el caso de los musgos, Churchill y Griffin (1999) estiman la riqueza de especies en Costa Rica, Venezuela, Colombia y Ecuador en 543. En el caso de los líquenes, Sipman (2002) indica que es posible que en los Andes del Norte se haya estudiado menos del 25% de la flora existente, siendo llamativo el aparente bajo grado de endemismo en este grupo (inferior al 10%). También existe un gran vacío en nuestro conocimiento de la diversidad específica y funcional de la microbiota del suelo, a pesar del papel clave que esta cumple en la dinámica de la materia orgánica y en la regulación de la disponibilidad de nutrientes. En este sentido, algunos de los temas que han recibido atención incluyen la abundancia y diversidad en grupos clave como las micorrizas y la diversidad funcional de las comunidades microbianas edáficas en respuesta a disturbios como la agricultura (p. ej. Montilla *et al.* 1992; González 2004).

La fauna del páramo y su ecología ha sido mucho menos estudiada que la vegetación y las comunidades de plantas vasculares. Quizás esto se debe a que los páramos se consideran regiones poco diversas y con bajas densidades animales, lo que complica la realización de estudios estadísticamente representativos. Algunas pocas excepciones son las aves y los anfibios y en menor grado los grandes mamíferos, siendo los grupos que han recibido mayor atención.

Los estudios disponibles sobre la fauna del páramo evidencian que en general presentan valores absolutos de riqueza de especies inferiores que los ecosistemas boscosos, pero con una alta singularidad (Fjeldså y Krabbe 1990; Díaz *et al.* 1997; Torres-Carvajal 2007; Tirira 2011). En particular, las aves (Fjeldså *et al.* 1995; Kattan *et al.* 2006) y los anfibios

(Duellman 1988; Ron *et al.* 2011) siguen un patrón monotónico con un máximo de la riqueza de especies a altitudes intermedias, similar a lo reportado para las plantas vasculares (Jørgensen *et al.* 1995; Rahbek 1997; Kessler *et al.* 2001, 2002).

Si bien la riqueza de especies no es muy alta, si lo es el grado de especialización y endemismo que presentan muchas de las taxa presentes en estos ambientes. En este sentido, los ecosistemas altoandinos son ambientes extremadamente interesantes desde el punto de vista evolutivo y de la radiación de la fauna. En particular porque son procesos recientes, que se dieron durante los últimos 2 millones de años, y por lo tanto, es factible reconstruir procesos de colonización y diversificación de varias de los clados de origen andino como los colibrís *Metallura* (García-Moreno *et al.* 1999) y *Eriocnemis* (Schuchmann *et al.* 2002). En estos grupos existen varias especies endémicas del límite del bosque y el páramo (Tabla 2). A partir de los patrones de diversidad y singularidad

Tabla 2. **Especies de aves de rango restringido exclusivas del páramo y su categoría de amenaza de acuerdo a las categorías de la Lista Roja de la UICN.**

CR = En peligro crítico, EN = En peligro, VU = Vulnerable, LC = Preocupación menor.

Especies	Categoría UICN
<i>Phalcoboenus carunculatus</i>	LC
<i>Bolborhynchus ferrugineifrons</i>	VU
<i>Eriocnemis nigrivestis</i>	CR
<i>Oxypogon guerinii</i>	LC
<i>Metallura baroni</i>	EN
<i>Metallura odomae</i>	NT
<i>Doliornis remseni</i>	VU
<i>Cinclodes excelsior</i>	LC
<i>Asthenes griseomurina</i>	LC
<i>Urothraupis stolzmanni</i>	LC
<i>Buthraupis wetmorei</i>	VU

Fuente: Birdlife International: <http://www.birdlife.org/datazone/ebafactsheet.php?id=77>

de las aves, BirdLife International delineó un conjunto de áreas de importancia para la conservación de aves a nivel global, denominadas EBAs (Endemic Bird Areas). Los páramos andinos fueron definidos como una EBA debido a su gran concentración de especies con rangos restringidos inferiores a 50.000 km² y en los que los bosques de *Polylepis*, *Escallonia* y *Gynoxys* juegan un papel fundamental como hábitats que contienen muchas de estas especies de importancia global (Fjeldså y Krabbe 1990).

Los mamíferos tienen un patrón similar; en particular los mamíferos pequeños exhiben un gran porcentaje de especies endémicas y de rango restringido en los páramos. Por ejemplo, se piensa que los ratones marsupiales (Caenolestidae) son un grupo que se originó e irradió en el páramo y los bosques altoandinos (Tirira 2007). Un patrón similar se observa para los ratones de la familia Cricetidae, en particular el género *Thomasomys* (Voss 2003) que incluye 36 especies en los Andes y de las cuales más del 50% son endémicas (Pacheco 2003; Tirira 2007). También en el caso de los anfibios, algunas familias han colonizado los ambientes altoandinos y se han irradiado y generado nuevas especies, generalmente por procesos alopátricos o peripátricos de especiación. Las familias más conspicuas en estos ambientes son Craugastoridae (*Pristimantis*) y Bufonidae (*Atelopus*, ranas arlequín) (Navas 2002; Ron 2012).

La diversidad de peces no es grande y se reduce, en la mayoría de los cuerpos de agua, a las truchas, especies introducidas en este ecosistema y que al parecer siendo un pez carnívoro muy voraz, tuvo un gran impacto sobre la diversidad nativa de peces en los páramos. Entre los invertebrados se encuentran un alto número de artrópodos (insectos, arácnidos, crustáceos y miriápodos), moluscos y anélidos, entre otros (Díaz *et al.* 1997). En algunos grupos como los coleópteros o los lepidópteros se han reportado también procesos de radiación adaptativa y diversificación reciente (Rodríguez y Rojas-Suárez 1995; Somme *et al.* 1996). Los invertebrados de los suelos del páramo, entre los que destacan grupos como los ácaros, colémbolos, coleópteros, dípteros y lombrices de gran tamaño, juegan un papel muy importante en la descomposición de la materia orgánica, al fraccionar y movilizar la hojarasca producida por la vegetación e incorporarla al suelo (Díaz *et al.* 1997; Morales y Sarmiento 2002).

Diversidad de los páramos: dimensión temporal histórica

Desde el punto de vista de su origen, la evidencia disponible (e.g. registros palinoecológicos, evolución de formas de crecimiento y adaptaciones ecofisiológicas, entre otros) indica inequívocamente que el páramo es un ecosistema natural que se desarrolló mucho tiempo antes del inicio de las actividades humanas en la región (van der Hammen 1974; Salgado-Labouriau 1991; Brunschön y Behling 2009). Así, el páramo tiene más de tres millones de años de historia como ecosistema, asociada al último proceso de levantamiento de los Andes del Norte a partir del Plioceno (~3-4 millones de años), mientras que la actividad humana se inicia hace algo más de 10.000 años (van der Hammen 1974; Di Pasquale *et al.* 2008; Moscol- Olivera y Cleef 2009; Moscol-Olivera y Hooghiemstra 2010). Las plantas que colonizaron estos nuevos ambientes de la alta montaña tropical, llegaron desde tres zonas de origen diferente (van der Hammen y Cleef 1986; Smith y Cleef 1988; Simpson y Todzia 1990; Gentry 1982,1995): Norte América (elementos holárticos), extremo sur de Sur América (elementos austral-antárticos) y tierras más bajas tropicales, de ecosistemas como las sabanas y los bosques amazónicos (elementos tropicales Gondwanicos). Las nuevas condiciones ambientales generadas por el levantamiento de los Andes, crearon un diverso conjunto de nichos ambientales que fueron colonizados por los diferentes organismos; para esto, tuvieron que desarrollar adaptaciones fisiológicas y ecológicas específicas a las nuevas condiciones del “trópico frío” con una distribución de “islas continentales” en las zonas más altas de la cordillera (Vuilleumier 1970; Vuilleumier y Monasterio 1986). A lo largo del Pleistoceno, ocurrieron varios períodos fríos glaciares alternados con períodos más cálidos. Durante los períodos fríos y más secos, los páramos aumentaron su extensión y descendieron en altitud, permitiendo una mayor conexión entre ellos a lo largo de los Andes del Norte. Por otro lado, durante los períodos más cálidos (períodos inter-glaciales), los páramos se encontraban restringidos a zonas más altas y por lo tanto, ocupaban una extensión menor (van der Hammen 1974; Sevink *et al.* esta publicación). Las fluctuaciones climáticas, especialmente los ciclos glaciares-interglaciares del Pleistoceno, tuvieron una gran influencia en los procesos de radiación y especiación de las taxa andinas. Varios autores (Fjeldså 1995; Roy *et al.* 1997; Arctander y Fjeldså 1997; García-Moreno y Fjeldså 2000) proponen un modelo de especiación controlado por un proceso dinámico de aislamiento entre las islas de páramos y bosques andinos con dispersiones ocasionales entre ellos. Estos estudios describen al paisaje andino del Pleistoceno como altamente heterogéneo en términos de la vegetación (e.g. calidad

del hábitat), clima y topografía; en este contexto, las áreas que mantuvieron condiciones climáticas más estables actuaron a manera de refugio para las poblaciones andinas.

Debido a que estas “áreas estables” eran pequeñas en extensión, las poblaciones de las especies contenidas en ellas deben haber sido pequeñas, propiciando una rápida divergencia de las poblaciones parentales debido a una rápida fijación de alelos y efecto colonizador (Bradshaw *et al.* 1995). Como consecuencia de este proceso de especiación, muchas de las especies presentes en estos ecosistemas son endémicas o con un rango de distribución restringido (Kattan *et al.* 2004) como es el caso del grupo de los frailejones, que tuvieron un marcado proceso de diversificación y radiación adaptativa (Monasterio y Sarmiento 1991), varios géneros de aves (*Metallura*, *Eriocnemis*), roedores (*Thomasomys*), reptiles (*Stenocercus*) y anfibios (*Pristimantis*, *Atelopus*) (ver arriba).

Desde el punto de vista del uso humano, la historia de la transformación del páramo puede dividirse, de manera muy esquemática, en 4 períodos principales (Monasterio 1980b; Hofstede 2003): a) pre-incaico (uso principalmente ceremonial, cacería); b) incaico (pastoreo de camélidos andinos, papas nativas); c) colonial (pastoreo ovino-vacuno y cereales); d) moderno (intensificación de las actividades agrícolas y pecuarias, minería, forestación con exóticas, expansión de la frontera agrícola).

Obviamente, la importancia, extensión e intensidad de las actividades agrícolas y pecuarias desarrolladas en los páramos en cada uno de estos períodos, así como la evolución de los sistemas socio-ambientales que sirvieron de contexto a estas actividades, variaron enormemente de un lugar a otro de los Andes del Norte y Centrales. En Venezuela y Colombia, antes de la llegada de los conquistadores españoles, la evidencia disponible sugiere que las actividades humanas más importantes en el páramo estuvieron relacionadas a su uso como sitios ceremoniales y para la cacería (ej. Wagner 1978; Hofstede 2003). En otros casos, principalmente en Ecuador y Perú, a partir de la llegada de los Incas, el avance de la frontera agrícola, la introducción de camélidos andinos y el uso de tecnologías agrícolas (ej. complejos sistemas de riego, terrazas) ya había producido importantes cambios en el espacio paramero antes de la llegada de los españoles (Ramón 2000). El impacto de las actividades humanas durante la conquista y la colonia, también varió mucho de un lugar a otro. El establecimiento de los sistemas de encomienda, repartimiento, huasipungo, etc., transformó radicalmente en algunas zonas las condiciones ambientales, la organización social y la cultura de las sociedades indígenas, produciendo, un primer período de marginación y pobreza para la población local (Hofstede 2003). La introducción de cultivos como el trigo y del ganado ovino estuvo asociada a

la introducción de nuevas tecnologías (ej. el arado con bueyes, nuevas técnicas de bordado, etc.) y a ciclos de boom económico y colapso (ej. exportación de trigo a las Antillas desde los bolsones secos intermontanos en Venezuela). Así mismo, en muchas zonas, el período colonial estuvo asociado a un primer ciclo de sobre-explotación, degradación ecológica y pérdida de biodiversidad de los páramos (Podwojewski *et al.* 2002; Poulenard *et al.* 2004; Sarmiento y Smith 2011; Tovar *et al.* 2011; Peralvo y Cuesta esta publicación).

Por su parte, durante los años 40-50 se dio inicio a otro gran proceso espacialmente heterogéneo de transformación de los páramos, vinculado a la modernización e intensificación de la agricultura, expansión de la frontera agrícola, “potrerización” e instalación de sistemas de ganadería intensiva, forestación con exóticas como los pinos y eucaliptos, y más recientemente, expansión de la minería legal e ilegal (Hofstede *et al.* 2002).

La gran diversidad de historias de uso del páramo, lejos de ser únicamente fuente de fascinación para los estudiosos del pasado, tiene implicaciones fundamentales para la conservación de la diversidad y el manejo y restauración de los páramos actuales. De hecho, las diferentes dinámicas de transformación y ocupación de los páramos a lo largo de los Andes del Norte, no solo ha sido una fuerza para su degradación, sino también un motor generador de contextos y paisajes culturales diversos (ver Mujica 2002); “nuevos ecosistemas” (*sensu* Hobbs *et al.* 2009) y agroecosistemas vinculados a procesos de evolución de las tecnologías agropecuarias (ej. técnicas de manejo del agua), al desarrollo de infinidad de variedades autóctonas en rubros como la papa (agrodiversidad) o a la diversificación de los sistemas de vida de los pobladores rurales andinos (Ellis 1998; Bebbington y Perreault 1999).

Así, en los casos donde existe una historia de acceso y control a los territorios del páramo, existe comúnmente una larga historia de manejo, la cual está asociada a un patrimonio cultural y tecnológico de evolución y adaptación de las estrategias de uso del páramo. Este patrimonio puede incluir aspectos espirituales de relación con el territorio del páramo que se manifiesta en las tradiciones de muchas culturas indígenas y campesinas (ej. el carácter mágico y reverencial de las lagunas, muchos de los usos medicinales de las plantas del páramo, ver ej. López-Zent 1993; Sánchez, esta publicación).

Sin embargo, en muchos otros casos, el tipo de tenencia y acceso a la tierra ha ocasionado un desplazamiento gradual hacia las zonas más altas y menos productivas de los sistemas agrícolas, junto con un proceso de parcelación y reducción de las unidades productivas familiares

asociados a niveles de pobreza extremos (Peralvo y Cuesta esta publicación; Robineau *et al.* 2010). En estos casos, los páramos tienen una larga historia de procesos de degradación y deterioro ambiental y social que pueden limitar seriamente las posibilidades para la conservación, restauración y manejo sustentable del páramo (Tovar *et al.* 2011; Peralvo y Cuesta, esta publicación).

Así, el conocer cómo y cuándo ocurrieron los diferentes procesos de cambio en el uso y cuáles fueron sus efectos ambientales, sociales, culturales y económicos, es crítico para la toma de decisión en el presente. Por ejemplo, procesos erosivos severos asociados con sistemas como el cultivo de trigo o la ganadería ovina en la colonia han dejado una vegetación degradada sin capacidad natural de regeneración (sucesiones congeledas) y suelos decapitados que condicionan seriamente las opciones de manejo viables, aún hoy (p. ej. ver Sarmiento y Smith 2011). Los procesos que llevaron al colapso económico y ecológico de estos sistemas, pueden encerrar importantes lecciones sobre como prevenir la ocurrencia de nuevos ciclos de sobreexplotación y colapso.

Varios autores han analizado el impacto de estos procesos de transformación antrópica sobre la biodiversidad de los páramos. Algunos de los temas que han recibido mayor atención incluyen la recuperación sucesional de la vegetación en sistemas agrícolas tradicionales con descansos largos (ej. Ferwerda 1987; Jaimes y Sarmiento 2002; Sarmiento *et al.* 2003), los impactos del pastoreo y/o las quemadas en diferentes ecosistemas incluyendo rosetales, pajonales y humedales (ej. Verweij 1995; Hofstede 1995; Molinillo y Monasterio 1997; Suárez y Medina 2001) y los efectos sobre la diversidad del páramo del establecimiento de plantaciones de coníferas (ej. Hofstede *et al.* 2002).

Cada uno de estos disturbios tienen efectos que son propios a los procesos que son alterados y que varían en magnitud en función del régimen de manejo (i.e. intensidad, duración, frecuencia, etc.). Sin embargo, es posible identificar indicadores que tienden a mostrar respuestas similares bajo diferentes escenarios de transformación. Por ejemplo, en áreas sometidas a sobrepastoreo, áreas en etapas serales tempranas de regeneración luego de ser cultivadas o quemadas y bajo plantaciones de pinos, se observa generalmente una disminución del pH y de la materia orgánica del suelo así como de su capacidad de regulación hídrica, una marcada disminución en la riqueza de especies de plantas nativas (especialmente aquellas de distribución restringida o baja capacidad de regeneración-recolonización), y un aumento en la abundancia de especies exóticas invasoras (ej. *Rumex acetosella*).

En cuanto a la fauna del páramo, existen pocos estudios sobre los impactos de las dinámicas del uso de la tierra sobre su distribución y estructura de poblaciones y comunidades (ver Zapata y Branch esta publicación; Pelayo y Soriano esta publicación). Existen estudios a nivel macro (continental) sobre los posibles efectos en la viabilidad de las poblaciones de oso andino (*Tremarctos ornatus*) por efectos de la fragmentación de los bosques montanos y páramos andinos en los Andes del Norte (Kattan *et al.* 2004, Peralvo *et al.* 2007) y de los efectos de la construcción de obras de infraestructura en la conectividad de individuos de una población de este animal (Cuesta *et al.* 2003), aunque estos efectos son todavía poco claros. Sin embargo, contamos con muy pocos estudios sobre cómo los regímenes de pastoreo y quemas o el establecimiento de cultivos alteran los microambientes de la fauna del páramo. En el caso de la dinámica de recuperación en parcelas agrícolas en sucesión secundaria, se han observado cambios marcados en la estructura de las comunidades edáficas de macroinvertebrados (ej. Morales y Sarmiento 2002). Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos también han sido utilizadas como indicadores de cambios en la calidad de agua en los páramos (ej. Correa 2000).

Otro tema importante es el conflicto que se genera entre la fauna silvestre y las comunidades campesinas por depredación de ganado (vacuno, ovino principalmente) o por destrucción de chacras de cultivo como el maíz. Este conflicto se da por el traslape de las áreas de pastoreo o cultivo y los hábitats naturales que ocupa la fauna silvestre (Goldstein 2002; Goldstein *et al.* 2006). Estos conflictos generalmente terminan con la muerte de los “animales problema” por parte de los pobladores locales que en el caso de grandes carnívoros como el oso andino o el puma (*Puma concolor*) tiene implicaciones fuertes sobre su conservación debido a ser especies con poblaciones pequeñas, baja diversidad genética y tasas reproductivas (Viteri y Waits 2009; García-Rangel 2012). Sin embargo, todavía quedan muchos vacíos de conocimiento que requieren ser abordados para reducir el grado de conflicto y lograr la conservación de especies que tienen un rol clave en el ecosistema.

Algunos desafíos para la investigación

Aun cuando la investigación en torno a la diversidad biológica de los páramos ha experimentado un proceso sostenido de expansión, todavía existen vacíos muy significativos en términos de los grupos de organismos objeto de estudio (ver arriba), las regiones y localidades analizadas, y quizás más importante, en términos de las temáticas abordadas y los enfoques utilizados. A partir de estas consideraciones, a continuación discutimos los que en nuestra opinión pudieran ser algunos de los temas prioritarios de investigación sobre la diversidad del páramo en los próximos años que apoye procesos de gestión y manejo sostenible del ecosistema.

Estudios comparativos y sistemas integrados de monitoreo

Aun cuando existen muchos estudios sobre la diversidad paramera, en muchos casos los estudios se han desarrollado utilizando metodologías de muestreo y análisis de la información diferentes por grupos de investigación que trabajan de manera relativamente aislada en los diferentes países y regiones. Por lo tanto, se hace necesario el desarrollo de plataformas nacionales e internacionales integradas de investigación (que incluyan el desarrollo de protocolos metodológicos, bases de datos y sistemas de gestión-difusión de la información de fácil acceso, ej. Muriel *et al.* esta publicación) así como el establecimiento de metodologías cuantitativas y estandarizadas que permitan establecer sistemas de monitoreo y realizar estudios comparativos a diferentes escalas espaciales. El contar con este tipo de información es prioritario por varias razones: a) contar con una línea base que permita monitorear el estado de salud de la biodiversidad a escala regional andina y evaluar el impacto de actividades humanas como el avance de la frontera agrícola o el cambio climático global; b) profundizar nuestro conocimiento de los patrones y procesos biogeográficos-evolutivos de la diversidad paramera y los factores que han condicionado su dinámica; c) identificar ecosistemas y sitios prioritarios para la conservación de la diversidad de diferentes grupos de organismos y servir de base para promover y evaluar la efectividad de estrategias de conservación a escala regional (ej. ver Pelayo y Soriano, esta publicación) y d) desarrollar un conjunto sintético de indicadores que garanticen la efectividad de los procesos de monitoreo y la evaluación del estado de conservación del ecosistema en diferentes gradientes ambientales, contextos sociales y regímenes de manejo.

Algunos esfuerzos recientes en este sentido incluyen el proyecto para el Mapa de Ecosistemas de los Andes del Norte y el Centro (Josse *et al.* 2009), el uso de metodologías comunes de monitoreo de la diversidad de la vegetación en Venezuela y Ecuador acordadas en el marco del PPA (ver Cuesta *et al.* esta publicación; Llambí *et al.* esta publicación), la red de sitios GLORIA para el monitoreo del impacto del cambio climático sobre la vegetación en cumbres de los Andes (Cuesta *et al.* 2013) y el proyecto de dinámicas de cambios de cobertura y uso de la tierra en la Comunidad Andina (SGCAN 2012).

Significado funcional de la diversidad del páramo

Mucha de la investigación sobre la diversidad de los páramos ha estado enfocada hacia la descripción e identificación de patrones. Aunque este tipo de estudios son fundamentales para el establecimiento de una línea base de información (ver arriba), se hace necesario profundizar la investigación sobre los procesos y mecanismos que permiten entender y explicar estos patrones, así como de estudios que permitan una mejor comprensión de la relación entre la diversidad, el funcionamiento y los servicios ecosistémicos de los páramos (en términos de regulación hídrica, ciclaje de nutrientes, dinámica del carbono).

En este sentido, algunos temas prioritarios incluyen: a) la relación entre la diversidad de especies y formas de vida y la diversidad funcional (diversidad de grupos funcionales o gremios, ver Körner 1993; Smith *et al.* 1997). Aunque contamos con algún conocimiento sobre la existencia de grupos funcionales “respuesta” en términos de conjuntos de especies con estrategias adaptativas similares frente a factores ambientales limitantes (ver p. ej. Azócar *et al.* 2000, Sklenář *et al.* 2010; Llambí *et al.* en prensa), sabemos muy poco sobre los grupos funcionales “efecto” del páramo, es decir, grupos de especies que tienen efectos similares sobre el funcionamiento del ecosistema; b) el análisis del grado de redundancia funcional existente, así como el papel que la diversidad dentro de cada grupo funcional juega desde el punto de vista de la estabilidad y resiliencia de los páramos frente a disturbios ambientales y antrópicos; c) la identificación de especies clave para el funcionamiento y dinámica del ecosistema y el análisis del papel que las interacciones entre especies (ej. facilitación, dispersión, polinización, herbivoría) juegan en el mantenimiento de la diversidad y la productividad del ecosistema (Ramsay y Oxley 2001; Sklenář 2009; Anthelme y Dangles 2012).

Efectos del manejo y estrategias de restauración ecológica

Como vimos arriba, contamos con una serie de estudios que han analizado el impacto de diferentes sistemas de manejo agrícolas, pecuarios o forestales sobre la diversidad de los páramos. En términos generales, estas investigaciones nos muestran que disturbios como la agricultura, el fuego, el sobrepastoreo o la forestación con especies exóticas (pinos) afectan significativamente no solo la diversidad de especies sino también servicios ecosistémicos clave como la regulación hídrica o la acumulación de carbono (ej. Ramsay y Oxley 1996; Poulenard *et al.* 2004; Farley y Kelly 2004; Buytaert *et al.* 2006, 2007). Sin embargo, algunos aspectos en los que es necesario profundizar en esta línea de investigación incluyen: a) el efecto de diferentes regímenes de disturbios sobre diferentes procesos y tipos de ecosistemas (ej. subpáramos, rosetales, humedales, pajonales) y grupos de organismos (ej. vegetación, fauna, microorganismos); b) la forma en que varios tipos de disturbios interactúan combinando de forma compleja sus efectos (ej. cambio climático-fuego-pastoreo); c) el uso de experimentos controlados y herramientas estadísticas apropiadas para evaluar los efectos de la interacción entre la variabilidad ambiental y el manejo (ej. análisis de diseños complejos multifactoriales).

Por otro lado, llama mucho la atención el que la mayoría de los estudios sobre los impactos del manejo sobre la diversidad de los páramos han analizado situaciones de manejo “convencional”, mientras que contamos con muy poca información sobre los efectos de estrategias de manejo “alternativo” o “sustentable”, que rara vez son objeto de programas integrales de monitoreo de sus impactos ecológicos y socio-económicos (deseados y *no deseados*, positivos y *negativos*).

Esto incluye una amplia variedad de estrategias de agricultura ecológica (ej. policultivos, control biológico de plagas), exclusión de humedales del pastoreo, uso de herramientas del manejo del paisaje (ej. establecimiento de cercas vivas y corredores), restauración ecológica utilizando especies nativas, entre otros. En este contexto, la aplicación de estrategias de manejo alternativo con fines de producción sustentable, restauración o conservación, deberían ser interpretadas como “experimentos de manejo” que ofrecen una oportunidad única de evaluar y comparar la efectividad de diferentes prácticas en diferentes escenarios de la alta montaña tropical (evitando la aplicación de “recetas de cocina” o “soluciones mágicas” extrapoladas de otros contextos) y de incorporar a múltiples actores utilizando estrategias de investigación-acción participativa (ej. guardaparques, productores agropecuarios, estudiantes). Un excelente ejemplo del uso de este tipo de enfoques ha sido el utilizado por el Grupo de Restauración Ecológica de la

Universidad Nacional de Colombia (ver Vargas 2007, 2008), modelo que podría ser estudiado para ser adaptado y replicado en diferentes contextos sociales y ambientales de los ecosistemas altoandinos.

Importancia cultural y económica de la diversidad

Los páramos no solo constituyen ecosistemas de una alta diversidad biológica, sino que han sido también escenarios para el desarrollo de una gran diversidad de grupos humanos y culturas (ver arriba). El significado que la diversidad de este ecosistema ha tenido y tiene para la gente del páramo y para los habitantes de tierras mas bajas que son beneficiarios de esta diversidad, apenas comienza a ser reconocido y entendido, aunque es clave para la implementación de estrategias de conservación y manejo sustentable en estos territorios.

La investigación en esta compleja temática debería constituir una oportunidad para el uso de estrategias de investigación transdisciplinarias y participativas, que involucren desde el propio diseño de la investigación a los pobladores y pobladoras. Algunos de los temas que consideramos importantes para profundizar incluyen: a) la evolución del conocimiento de las comunidades parameras de la ecología y diversidad de los páramos a lo largo de los procesos de transformación socio-ambiental de su entorno; b) las diferentes visiones que diferentes grupos humanos tienen de los páramos y de los servicios que prestan; c) los usos tradicionales (ver Sánchez, esta publicación) e importancia económica, social y cultural, directa e indirecta de la diversidad de los páramos (ej. uso de plantas medicinales, agrodiversidad de cultivos como la papa).

Referencias

- Anthelme F, Dangles O.** 2012. Plant–plant interactions in tropical alpine environments. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 363-372.
- Arctander P, Fjeldså J.** 1997. Andean Tapaculos of the Genus *Scytalopus* (Rhicocryptidae): A study of speciation using DNA sequence data. In Loeschcke V, Tomiuk J, Jian SK, editors. *Conservation Genetics*. Basel: Birkhauser Verlag, pp 205-225.
- Azócar A, Rada F.** 2006. *Ecofisiología de plantas de páramo*. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas. Universidad de los Andes. Mérida: Editorial Litorama.
- Azócar A, Rada F, García-Núñez C.** 2000. Aspectos ecofisiológicos para la conservación de ecosistemas tropicales contrastantes. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 65:89-94.
- Bader MY, Rietkerk M, Bregt AK.** 2007. Vegetation structure and temperature regimes of tropical Alpine treelines. *Artic, Antartic, and Alpine Research* 39:353-364.
- Bebbington A, Perreault T.** 1999. Social Capital, development, and access to resources in Highland Ecuador. *Economic Geography* 75:395-418.
- Beltrán K, Salgado S, Cuesta F, León-Yáñez S, Romoleroux K, Ortiz E, Cárdenas A, Velástegui. A.** 2009. Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Bradshaw HD, Wilbert SM, Otto KG, Schemske DW.** 1995. Genetic mapping of floral traits associated with reproductive isolation in monkey-flowers (*Mimulus*). *Nature* 376:762–765.
- Brunschön C., Behling, H.** 2009. Late Quaternary vegetation, fire and climate history reconstructed from two cores at Cerro Toledo, Podocarpus National Park, Southeastern Ecuadorian Andes. *Quaternary Research* 72: 388-399.
- Buytaert W, Célleri R, De Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.

- Buytaert W, Iñiguez V, de Bièvre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251:22-30.
- Churchill SP, Griffin D.** 1999. Mosses. In: Luteyn JL. Paramos: their phytodiversity, geographical distribution and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 84:53-64.
- Correa IY.** 2000. Desarrollo de un índice biótico utilizando macroinvertebrados bénticos para evaluar la calidad ecológica del agua de la Cuenca Alta del Río Chama. Tesis de Grado. Mérida: Universidad de los Andes.
- Cuesta F, Peralvo MF, van Manen FT.** 2003. Andean Bear Habitat Use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14:198-209.
- Cuesta F, Baez S, Muriel P, Salgado S.** 2013. La vegetación de los páramos del Ecuador. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- Cuesta F, Muriel P, Halloy S, Beck S, Meneses RI, Salgado S, Aguirre N, Viñas P, Suárez D, Becerra MT.** 2013. Biodiversidad y Cambio Climático en los Andes Tropicales - Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria-Andes, Lima-Quito. Pp 180.
- Díaz A, Pefaur JE, Durant P.** 1997. Ecology of South American Paramos with emphasis on the Fauna of the Venezuelan paramos. En: Wielgolaski FE, editor. *Polar and Alpine Tundra, Ecosystems of the World* 3. Amsterdam: Elsevier, pp 263-310.
- Di Pasquale G, Marziano M, Impagliazzo S, Lubritto C, de Natale A, Bader MY.** 2008. The Holocene treeline in the northern Andes (Ecuador): First evidence from soil charcoal. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259:17-34.
- Duellman EW.** 1988. *Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics*. St. Louis, MO, ETATS-UNIS: Missouri Botanical Garden.
- Ellis F.** 1998. Household strategies and rural livelihood diversification. *Journal of Development Studies* 35:1-38.

- Fariñas M, Monasterio M.** 1980. La Vegetación del Páramo de Mucubají. Análisis de ordenamiento y su interpretación ecológica. En: Monasterio M, editora. *Estudios Ecológicos en los Paramos Andinos*. Mérida: Ediciones de la Universidad de los Andes, pp 263-307.
- Farley KA, Kelly EF.** 2004. Effects of afforestation of a paramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195:281-290.
- Ferwerda W.** 1987. The influence of potato cultivation on the natural bunchgrass paramo in the Colombian Cordillera Oriental. Internal report no. 220. Hugo de Vries Laboratory. Amsterdam: Universidad de Amsterdam.
- Fjeldsá J, Krabbe N.** 1990. *Birds of the high Andes*. Svendborg, Denmark: Apollo Books.
- Fjeldsá J.** 1992. Biogeography of the birds of the *Polylepis* woodlands of the Andes. In: Balslev, H, Luteyn JL, Editores. *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. London: Academic Press, pp 31-44.
- Fjeldsá J.** 1994. Geographical patterns for relict and young species of birds in Africa and South America and implications for conservation priorities. *Biodiversity and Conservation* 3:207-226.
- Fjeldsá J.** 1995. Geographical patterns of neoendemic and older relict species of Andean forest birds: the significance of ecologically stable areas. Pages 89-102 in Churchill SP, Balslev H; Forero E, Luteyn L., Editores. *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*. Proceedings of a symposium, New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. New York: New York Botanical Garden. Bronx, NY, USA.
- García-Moreno J, Arctander P, Fjeldsá J.** 1999. Strong Diversification at the Treeline among *Metallura* Hummingbirds. *The Auk* 116:702-711.
- García-Moreno J, Fjeldsá, J.** 2000. Chronology and mode of speciation in the Andean avifauna. In: Rheinwald G, editor. *Isolated Vertebrate Communities in the Tropics*. Proceedings of the 4th International Symposium of Zoologisches Forschungsinstitut und Museum A. Koenig, Bonn, Germany, pp 25-46.
- García-Rangel S.** 2012. Andean bear *Tremarctos ornatus* natural history and conservation. *Mammal Review* 42:85-119.
- Gentry AH.** 1982. Neotropical Floristic Diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene

climatic fluctuations, or an accident of the Andean Orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.

Gentry AH. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. En Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn JL, Editores. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest*. Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium, pp 103-126

Goldstein IR. 2002. Andean Bear-Cattle Interactions and Tree Nest Use in Bolivia and Venezuela. *Ursus* 13:369-372.

Goldstein I, Paisley S, Wallace R, Jorgenson JP, Cuesta F, Castellanos A. 2006. Andean bear–livestock conflicts: a review. *Ursus* 17:8-15.

González S. 2004. Microbiota edáfica de los Andes Tropicales. Tesis de Doctorado. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.

Hedberg I, Hedberg O. 1979. Tropical-alpine life-forms of vascular plants. *Oikos*

33:297-307.

Hobbs RJ, Higgs E, Harris JA. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24(11):599-605

Hofstede R. 1995. Effects of burning and grazing on a colombian paramo ecosystem. Tesis de Doctorado. Amsterdam: Universidad de Amsterdam.

Hofstede R, Cleef AM. 1995. Pleistocene climatic change and environmental and generic dynamics in the North Andean montane forest and paramo. In Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn JL, editors. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest*. Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium, pp 35-49.

Hofstede R, Groenendijk JP, Coppus R, Fahese J, Sevink J. 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the Ecuadorian high Andes. *Mountain Research and Development* 22:159-167.

Hofstede R. 2003. Los Páramos en el Mundo: su diversidad y sus habitantes. En: Hofstede R, Segarra P, Mena P. *Los Páramos del Mundo*.

Proyecto Atlas Mundial de Los Páramos. Quito: Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia, pp 15-38

Hofstede R, van der Hammen T. 2004. Quaternary ice-age dynamics in the Colombian Andes: developing and understanding of our legacy. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 359(1442):173-181.

Huston MA. 1994. *Biological diversity: The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge

Jaimés V, Sarmiento L. 2002. Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la Cordillera Oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1):61-74.

Jørgensen PM, Ulloa-Ulloa CJ, Madsen E. 1995. A floristic analysis of the high Andes of Ecuador. En Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn JL, Editores. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest*. Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium. Nueva York: The New York Botanical Garden, pp 221-237.

Josse C, Cuesta F, Navarro G, Barrena V, Cabrera E, Chacon-Moreno E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A. 2009. *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru y Venezuela*. Lima: Secretaria General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Paramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAVH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RumbOL SRL.

Kattan GH, Hernández O.L., Goldstein I., Rojas V., Murillo O., Gómez C., Restrepo H., Cuesta, F. 2004. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38:155-163.

Kattan GH, Franco P, Rojas V, Morales G. 2004. Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31:1829-1839.

Kattan GH, Franco P, Saavedra-Rodríguez CA, Valderrama C, Rojas V, Osorio D, Martínez J. 2006. Spatial Components of Bird Diversity in the Andes of Colombia: Implications for Designing a Regional Reserve System. *Conservation Biology* 20:1203-1211.

- Kessler M, Herzog S, Fjeldså J, Bach K.** 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions* 7:61-77.
- Kessler M.** 2002. The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography* 29: 1159-1165.
- Körner CH.** 1993. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. In: Schultze ED, Mooney HA, editors. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Berlin: Springer Verlag, pp 97-116
- Llambí LD, Sarmiento L, Rada F.** en prensa. Evolución de la investigación ecológica en los páramos de Venezuela: múltiples visiones de un ecosistema único. En: Medina E, Hubber O, Nassar J, editores. *Recorriendo el Paisaje Vegetal de Venezuela: un homenaje a Volkmar Vareschi*. Caracas: Ediciones IVIC.
- Llambí LD, Fariñas M, Smith JK, Castañeda SM, Briceño B.** 2013. Diversidad de la vegetación en dos páramos de Venezuela: un enfoque multi escala con fines de conservación. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- López-Zent E.** 1993. Plants and people of the Venezuelan páramos. *Antropologica* 79:17-42.
- Luteyn J.** 1999. *Paramos: a checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature*. New York: Memoirs of the New York Botanical Garden, Vol.84.
- Luteyn J.** 2002. Diversity, adaptation and endemism in neotropical Ericaceae: biogeographical patterns in the Vaccinieae. *The Botanical Review* 68:55-87.
- Lynch JD, Suárez-Mayorga AM.** 2002. Análisis biogeográfico de los anfibios paramunos. *Caldasia* 24:471-480.
- Monasterio M.** 1980a. Las Formaciones Vegetales de los Páramos de Venezuela. En: Monasterio M, editora. *Estudios Ecológicos en los Paramos Andinos*. Mérida: Ediciones de la Universidad de los Andes, pp 93-158.

- Monasterio M.** 1980b. Poblamiento humano y uso de la tierra en los altos Andes de Venezuela. En: Monasterio M, editora. *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Mérida, Venezuela: Editorial de la Universidad de Los Andes, pp 170-198.
- Monasterio M, Sarmiento L.** 1991. Adaptive radiation of *Espeletia* in the cold Andean Tropics. *Trends in Ecology and Evolution* 6(12):387-391.
- Molinillo M, Monasterio M.** 1997. Pastoralism in paramo environments: practices, forage and impact on the vegetation in the Cordillera of Mérida, Venezuela. *Mountain Research and Development* 17:197-211.
- Montilla M, Herrera R, Monasterio M.** 1992. Micorrizas vesículo-arbusculares en parcelas que se encuentran en sucesión-regeneración en los Andes Tropicales. *Suelo y Planta* 2:59-70.
- Morales J, Sarmiento L.** 2002. Dinámica de los macroinvertebrados edáficos en relación con la vegetación es una sucesión secundaria en el páramo venezolano. *Ecotropicos* 15:99-110.
- Morales M, Otero J, Van der Hammen T, Torres A, Cadena C, Pedraza C, Rodríguez N, Franco C, Betancourth JC, Olaya E, Posada E, Cárdenas L.** 2007. *Atlas de páramos de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Moscol-Olivera MC, Cleef AM.** 2009. A phytosociological study of the paramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:79-107.
- Moscol-Olivera MC, Hooghiemstra H.** 2010. Three millennia upper forest line changes in northern Ecuador: Pollen records and altitudinal vegetation distributions. *Review of Palaeobotany and Palynology* 163:113-126.
- Mujica E.** 2002. Paisajes Culturales en los Andes. Lima: UNESCO, Fondo de Patrimonio Mundial.
- Muriel P, Baez S, Cuesta F, Salgado S, Van Reenen G, Quintana C, Navarrete H.** 2013. Herramientas para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador: Lista Anotada de Especies y Base de datos cuantitativa. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier C, da Fonseca GA, Kent J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Navas CA.** 2002. Herpetological diversity along Andean elevational gradients: links with physiological ecology and evolutionary physiology Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology 133:469-485.
- Pacheco VR.** 2003. Phylogenetic analyses of the Thomasomyini (Muroidea: Sigmodontinae) based on morphological data. Ph.D. dissertation, City University of New York.
- Pelayo R, Soriano P.** 2013. Áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de tres ríos andinos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- Peralvo M, Sierra R, Young K, Ulloa C.** 2007. Identification of Biodiversity Conservation Priorities using Predictive Modeling: An Application for the Equatorial Pacific Region of South America. *Biodiversity and Conservation* 16:2649-2675.
- Peralvo M, Cuesta F.** 2013. Conversión de ecosistemas altoandinos: Vínculos entre patrones y procesos a múltiples escalas. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- Podwojewski P, Poulenard J, Zambrano T, Hofstede RA.** 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the paramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18:45-55.
- Poulenard J, Michel JC, Bartoli F, Portal JM, Podwojewski P.** 2004. Water repellency of volcanic ash soils from Ecuadorian paramo: effect of water content and characteristics of hydrophobic organic matter. *European Journal of Soil Science* 55:487-496.
- Rahbek C.** 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. *American Naturalist*. 149:875-902.
- Ramón G.** 2000. *Cambios históricos en el manejo de los suelos serranos. Manejo, recuperación y conservación de suelos serranos*. Quito: CAMAREN.

- Ramsay PM, Oxley ER.** 1997. The growth form composition of plant communities in the Ecuadorian paramos. *Plant Ecology* 131:173-192.
- Ramsay PM.** 1992. The paramo vegetation of Ecuador: The Community Ecology, Dynamics and Productivity of tropical Grasslands in the Andes. A thesis submitted for the degree of Philosophiae Doctor of the University of Wales.
- Ramsay PM, Oxley ER.** 2001. An assessment of aboveground net primary productivity in Andean grasslands of Central Ecuador. *Mountain Research and Development* 21:161-167.
- Ramsay PM, Oxley ER.** 1996. Fire temperatures and postfire plant community dynamics in Ecuadorian grass paramo. *Plant Ecology* 124:129-144.
- Rangel JO.** 2000. *Colombia, Diversidad Biótica III. La región de vida paramuna.* Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.
- Robineau O, Châtelet M, Soulard CT, Michel-Dounias I, Posner J.** 2010. Integrating farming and paramo Conservation: A Case Study from Colombia. *Mountain Research and Development* 30:212-221.
- Rodríguez JP, Rojas-Suárez F.** 1995. *El Libro Rojo de la Fauna Venezolana.* Caracas: Provita, Fundación Polar.
- Ron SR.** 2012. Museo de Zoología of Pontificia Universidad Católica del Ecuador (QCAZ). *FrogLog* 100:50.
- Ron S R, Guayasamin J M, Menéndez-Guerrero P.** 2011. Biodiversity and Conservation Status of Ecuadorian Amphibians. En: Heatwole H, Barrio-Amoros C. L. y Wilkinson, H. W. 2011. *Amphibian Biology*, Volume 9, Part 2. Pp. 129-170. Surrey Beatty & Soons PTY Limited, Baulkham Hills, Australia.
- Roy MS, Cardoso Da Silva JM, Arctander P, García-Moreno J, Fjeldså J.** 1997. The speciation of South American and African birds in montane regions. In: Mindell DP, editor. *Avian Molecular Evolution and Systematics.* San Diego: Academic Press, pp 325-343.
- Salgado-Labouriau ML.** 1991. Palynology of the Venezuelan Andes. *Grana* 30:342-349

Sanchez I. 2013. Plantas medicinales de Cajamarca. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Sarmiento L, Llambí LD, Escalona A, Márquez N. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology* 166: 63-74.

Sarmiento L, Llambí LD. 2011. Regeneración del páramo luego de un disturbio agrícola: una síntesis de 20 años de investigaciones en sistemas con descansos largos en la Cordillera de Mérida. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 123-148.

Sarmiento L, Smith JK. 2011. Degradación de laderas durante el ciclo tri-guero en los Andes venezolanos y factores que limitan su restauración. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 17-34.

Schuchmann KL, Weller A, Heynen I. 2002. Systematics and biogeography of the Andean genus *Eriocnemis* (Aves: Trochilidae). [Systematik und Biogeografie der andinen Gattung *Eriocnemis* (Aves: Trochilidae)]. *Journal fur Ornithologie* 142:433-481.

Secretaría General de la Comunidad Andina. 2012. *Reporte final de la primera fase del Proyecto Dinámicas de cambio de cobertura de la tierra en la Comunidad Andina*. Lima: SGCAN, CONDESAN, ECOBONA.

Sevink J, Tonneijck F, Jansen B, Hooghiemstra H. 2013. Reconstrucción de la Línea Superior de Bosque en el norte de Ecuador: algunos resultados del Proyecto RUFLE. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Simpson BB, Todzia CA. 1990. Patterns and processes in the development of the high Andean flora. *American Journal of Botany* 77:1419-1432.

Sipman H. 2002. The significance of the Northern Andes for lichens. *The Botanical Review* 68(1):88-99.

Sklenář P. 2000. *Vegetation ecology and phytogeography of Ecuadorian superparamos*. Prague: Charles University.

- Sklenář P, Jørgensen PM.** 1999. Distribution patterns of paramo plants in Ecuador. *Journal of Biogeography* 26(4):681-691.
- Sklenář P, Ramsay PM.** 2001. Diversity of zonal paramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions* 7:113-124.
- Sklenář P, Luteyn J, Ulloa C, Jørgensen M, Dillon M.** 2005. *Flora Genérica de los Páramos*. Memoirs of the New York Botanical Garden 92:1-499.
- Sklenář P.** 2009. Presence of cushion plants increases community diversity in the high equatorial Andes. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 204:270-277.
- Sklenář P, Kucerova A, Macek P, Mackova J.** 2010. Does plant height determine the freezing resistance in the paramo plants? *Austral Ecology* 35:929-934.
- Smith J, Cleef AM.** 1988. Composition and origins of the world's tropical pine floras. *Journal of Biogeography* 15:631-645.
- Smith TM, Shugart HH, Woodward FI.** 1997. *Plant Functional Types: their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Somme L, Davison RL, Onore G.** 1996. Adaptation of insects at high altitudes of Chimborazo, Ecuador. *European Journal of Entomology* 93:313-318.
- Suárez E, Medina G.** 2001. Vegetation structure and soil properties in Ecuadorian paramo grasslands with different histories of burning and grazing. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 33:158-164.
- Tirira D.** 2007. *Guía de Campo de los Mamíferos del Ecuador*. Publicación Especial 6. Quito, Ecuador: Ediciones Murciélagos Blanco.
- Tirira D, editor.** 2011. *Libro rojo de los mamíferos del Ecuador*. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 8. 2ª edición. Quito: Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Torres-Carvajal O.** 2007. A taxonomic revision of South American *Stenocercus* (Squamata: Iguania) lizards. *Herpetological Monographs* 21:76-178.

- Tovar C, Duivenvoorden JF, Sánchez-Vega I, Seijmonsbergen AC.** 2011. Recent Changes in Patch Characteristics and Plant Communities in the Jalca Grasslands of the Peruvian Andes. *Biotropica* 0:1-10.
- van der Hammen T.** 1974. The Pleistocene changes in vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography* 1:3-26.
- van der Hammen T, Cleef A.** 1986. Development of the high andean paramo flora and vegetation. In: Vuilleumier F, Monasterio M, editors. *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford: Oxford University Press, pp 153-201.
- van Wesenbeeck BK, van Mourik T, Duivenvoorden JF, Cleef AM.** 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subparamo vegetation: a case study from Colombia. *Biological Conservation* 114:207-218.
- Vareschi V.** 1970. *Flora de los Paramos de Venezuela*. Mérida: Ediciones del Rectorado, Universidad de los Andes.
- Vargas O.** 2007. *Restauración Ecológica del Bosque Altoandino: estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Vargas O.** 2008. *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino (El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca)*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Verweij P.** 1995. *Spatial and temporal modelling of vegetation patterns. Burning and grazing in the paramo of Los Nevados National Park, Colombia*. Enschede: International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, ITC.
- Viteri MP, Waits LP.** 2009. Identifying polymorphic microsatellite loci for Andean bear research. *Ursus* 20:102-108.
- Voss R.** 2003. A new species of *Thomasomys* (Rodentia: Muridae) from Eastern Ecuador, with remarks on mammalian diversity and biogeography in the Cordillera Oriental. New York: *American Museum Novitates* 3421:1-47.
- Vuilleumier F.** 1970. Insular Biogeography in Continental Regions. I. The Northern Andes of South America. *The American Naturalist* 104:373-378.

Vuilleumier F, Monasterio M. 1986. *High altitude tropical biogeography*. Oxford: Oxford University Press, American Museum of Natural History.

Wagner E. 1978. Los Andes Venezolanos. Arqueología y ecología cultural. Ibero-Amerikanisches Archiv NF Jg. 4. HI.

Zapata G, Branch L. 2013. Evaluación de los factores determinantes de presencia - ausencia de los carnívoros en los Andes Ecuatorianos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

|

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Llambí LD, Fariñas M, Smith J, Castañeda S, Briceño B, 2014. Diversidad de la vegetación en dos páramos de Venezuela: un enfoque multi escala con fines de conservación. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Diversidad de la vegetación en dos páramos de Venezuela: un enfoque multi escala con fines de conservación

Luis D. Llambí¹, Mario Fariñas¹,
Julia K. Smith¹, Sandra M. Castañeda²
y Benito Briceño³

¹ Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas,
Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes,
Mérida 5101, Venezuela.

² Postgrado en Ecología Tropical, ICAE, Facultad de
Ciencias, Universidad de los Andes.

³ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias,
Universidad de los Andes.

Resumen

El uso de metodologías cuantitativas estandarizadas integrando múltiples escalas espaciales de análisis es clave para el desarrollo de estrategias de monitoreo y conservación de la biodiversidad. En este trabajo presentamos los resultados de la aplicación de este enfoque al análisis de la diversidad *gamma*, *beta* y *alfa* en los dos sitios piloto del Proyecto Páramo Andino en Venezuela (Gavidia, Sierra Nevada de Mérida y Tuñame, Sierra de Trujillo). En ambos sitios elaboramos mapas de la cobertura de la zona de intervención agrícola y las formaciones vegetales a escala del paisaje y establecimos un total de 56 parcelas de muestreo en los diferentes tipos de vegetación identificados. En cada parcela cuantificamos la cobertura de las especies, las formas de vida de plantas vasculares y medimos un conjunto de variables ambientales (altitud, pendiente y propiedades físico-químicas del suelo). Se identificaron seis formaciones vegetales en Tuñame y cinco en Gavidia que se intercalan formando un mosaico complejo en cada localidad. Un análisis integrado de los cambios en la estructura de la vegetación entre las diferentes comunidades vegetales y su relación con los factores ambientales medidos (Análisis de Correspondencia Linearizado), sugiere que los cambios en las condiciones climáticas y

edáficas asociadas a la altitud constituyen el principal factor que influye en los patrones de *beta* diversidad. En Gavidia, se registró la mayor riqueza y diversidad de especies promedio en los arbustales (aun cuando son la formación con la menor superficie remanente) seguidos de los rosetales-arbustales y los rosetales-pajonales. En Tuñame los rosetales-pajonales presentaron una mayor riqueza estimada que el resto de las formaciones, pero no se observaron diferencias estadísticamente significativas de diversidad entre comunidades. Todas las formaciones vegetales, incluyendo aquellas de carácter secundario, presentaron una importante proporción de especies endémicas del país (13-24%) y de especies únicas no compartidas. En la mayoría se registró además la presencia de especies clasificadas como amenazadas. La cobertura de especies exóticas no superó en ninguna de las comunidades el 5%. Estos resultados resaltan la importancia de implementar estrategias que garanticen la conservación integral del mosaico de formaciones vegetales que conforman el paisaje en ambos páramos y la necesidad de desarrollar y fortalecer los programas de restauración ecológica de los arbustales parameros.

Palabras clave:

análisis de ordenamiento, endemismo, especies amenazadas, especies exóticas, formas de vida, gradiente altitudinal, monitoreo, paisajes

Abstract

The use of standardized quantitative methodologies which integrate the analysis of multiple spatial scales is critical for the development of biodiversity conservation and monitoring strategies. In this document we present the results of the application of this approach in the study of *gamma*, *beta* and *alpha* diversity in the two pilot sites of the Andean Páramo Project in Venezuela (Gavidia, Sierra Nevada de Mérida and Tuñame, Sierra de Trujillo). In both sites, we mapped the agricultural area and the vegetation formations present and established a total of 56 sampling plots in the different vegetation types. In each plot we quantified the cover of the species of vascular plants and classified them in different life forms. We also measured a set of environmental variables: altitude, slope and physicochemical properties of the soil. Six plant formations were identified in Tuñame and five in Gavidia, forming complex landscape mosaics in both study sites. An integrated analysis of the changes in vegetation structure between the different communities (Detrended Correspondence Analysis) and its correlations with the environmental variables measured,

suggest that changes in climatic and edaphic conditions associated with altitude constitute the main variable underlying the patterns of *beta* diversity. In Gavidia, forest-shrubland formations showed the highest average species richness and diversity (even though they constitute the vegetation type with the smallest remnant cover), followed by rosette-shrublands and rosette-grasslands. In Tuñame, rosette-grasslands showed a higher estimated richness than the other vegetation types, but there were no statistically significant differences in species diversity between communities. All vegetation formations, including secondary ones, had an important proportion of species endemic to Venezuela (13-24%) as well as species exclusive to each vegetation type, and in most communities we found species classified as endangered. The cover of exotic species was not higher than 5% in any of them. Our results emphasize the importance of implementing integrated strategies which guarantee the conservation of the landscape mosaic of paramo plant communities and the need to develop and strengthen programs for the ecological restoration of paramo shrublands.

Keywords:

ordination analysis, endemism, threatened species, exotic species, plant life forms, altitudinal gradient, monitoring, landscapes

Introducción

La biodiversidad es un concepto jerárquico que contempla varias escalas espaciales y niveles de organización, desde los genes y las especies hasta las comunidades y los paisajes. Una de las barreras que enfrenta el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad y la identificación de ecosistemas prioritarios es el contar con información cuantitativa detallada sobre los patrones espacio-temporales de su distribución, integrando múltiples escalas de análisis (Primack 2004). Así mismo, es clave poder identificar los factores ambientales que determinan estos patrones para poder interpretar los gradientes que los sustentan y de cuya conservación depende el mantenimiento de la diversidad (Huston 1994). En particular, el establecimiento de metodologías cuantitativas estandarizadas es muy necesario para el desarrollo de programas de monitoreo que permitan integrar regionalmente la información y realizar comparaciones entre localidades y a lo largo del tiempo (Ladislav *et al.* 2000; Grabherr *et al.* 2000; Körner y Spehn 2002).

Se ha propuesto la cuantificación de la diversidad a tres escalas principales (Huston 1994): a) diversidad *gamma* (a escala del paisaje considerando el conjunto de comunidades presentes en una región); b) diversidad *beta* (grado de cambio en la abundancia de las especies entre comunidades); y c) diversidad *alfa* (riqueza o diversidad de especies dentro de una comunidad). En cuanto al establecimiento de criterios para clasificar las especies en una comunidad con miras a definir su valor con fines de conservación, se ha planteado considerar diferentes aspectos relacionados con la presencia o abundancia de especies: a) endémicas, de distribución espacial restringida o exclusivas de ciertos hábitats o comunidades; b) amenazadas o en peligro de extinción; c) claves desde el punto de vista funcional o que son objeto de uso humano directo; d) exóticas o introducidas (Primack 2004).

Desde el punto de vista de la selección del grupo de organismos a estudiar, el uso de la vegetación cobra particular relevancia ya que constituye un componente fundamental que condiciona la estructura física del ambiente y provee de recursos y refugio a otros organismos. Además, juega un papel determinante en los ciclos de agua, energía y nutrientes y es relativamente sencilla de caracterizar en campo y de monitorear utilizando sensores remotos (Huston 1994).

En los páramos el componente de la biota que ha recibido mayor atención es, de hecho, la vegetación. Su flora es relativamente bien conocida y aunque existen muchas localidades que no han sido estudiadas (Azócar y Fariñas 2003), sabemos que en términos de plantas vasculares son los ecosistemas más diversos de las altas montañas del mundo (van der Hammen y Cleef 1986; Smith y Cleef 1988). Los compendios florísticos disponibles a nivel ecoregional ubican la riqueza de plantas en unas 4.700 especies, (Luteyn 1999; Sklenář *et al.* 2005). De estas, Luteyn (1999) indica que cerca del 60% son endémicas, aunque advierte que esta cifra es posiblemente una sobrestimación.

Así mismo, varios estudios en Ecuador, Colombia y Venezuela han documentado y descrito la gran diversidad de comunidades vegetales presentes en los diferentes pisos ecológicos que conforman los páramos (ej. Monasterio 1980; Rangel 2000; Sklenář y Ramsay 2001). Otro aspecto que ha recibido particular atención, es el análisis de la diversidad de formas de vida presentes, las cuales corresponden a modelos adaptativos exitosos de respuesta a las condiciones ambientales únicas de la alta montaña tropical (Vareschi 1970; Hedberg y Hedberg 1979; Ramsay y Oxley 1997; Azócar y Rada 2006).

Para los páramos de Venezuela se reportan al menos 1.420 especies de plantas vasculares y se estima que una de cada tres es endémica del país (Briceño y Morillo 2002, 2006). Varios estudios previos han analizado los cambios en la diversidad y estructura de las comunidades vegetales en función de los cambios en las condiciones climáticas y edáficas a lo largo de gradientes altitudinales o geomorfológicos (ej. Fariñas y Monasterio 1980; Baruch 1984; Alvizu 2004; Oyola 2009; Ramírez *et al.* 2009), así como en respuesta a disturbios como la agricultura y el pastoreo (ej. Molinillo y Monasterio 2002; Sarmiento *et al.* 2003). Sin embargo, no existen experiencias previas que integren el análisis de los patrones espaciales de cobertura de formaciones vegetales a escala del paisaje, con un análisis cuantitativo de la estructura y diversidad de las mismas, a fin de generar una línea base de información para el diseño de estrategias de conservación.

En el presente trabajo presentamos un sencillo marco conceptual-metodológico para el estudio cuantitativo de los patrones de distribución de la diversidad vegetal a múltiples escalas. La propuesta fue desarrollada en el contexto del diseño de un sistema integrado regional para el monitoreo del estado de conservación en la red de sitios piloto del Proyecto Páramo Andino (PPA, PNUMA-GEF). Esta información ha constituido además un insumo clave para el diseño e implementación de planes de manejo participativo en estas localidades. En particular, nos planteamos analizar las siguientes preguntas: ¿Cuántos tipos de comunidades o formaciones vegetales diferentes existen en estas áreas? ¿Cuál es su distribución, cobertura y grado de amenaza? ¿Qué tan diferente es la composición de especies y estructura de abundancias

entre las diferentes comunidades? ¿Cómo se relaciona esto con la existencia de gradientes ambientales? ¿Cuál es la diversidad de formas de vida y especies asociada a cada una de las formaciones vegetales? ¿Cuál es la importancia de especies endémicas, únicas, amenazadas y exóticas en cada una?

Recientemente, Beltrán *et al.* (2009) publicaron los resultados de la aplicación de la misma metodología de muestreo para la caracterización de la vegetación de los cuatro sitios de trabajo del proyecto en Ecuador. Aquí, presentamos los resultados de su implementación en Gavidia y Tuñame, los sitios piloto en Venezuela. En ambas zonas, las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad son la producción agrícola de papa y otros rubros orientada al mercado, con una creciente intensificación en el uso de insumos (ej. riego, fertilizantes minerales y orgánicos, agrotóxicos) y la ganadería extensiva principalmente de vacunos, que se extiende más allá del piso agrícola afectando extensas áreas en los páramos (ver Llambí *et al.* 2005; Sarmiento y Llambí 2011; Smith *et al.* esta publicación).

Metodología

Sitios de trabajo

Gavidia

Se encuentra en el Parque Nacional Sierra Nevada de Mérida, en el Municipio Rangel del Estado Mérida. El área del sitio piloto corresponde a la microcuenca de la quebrada de Gavidia hasta la entrada del poblado, con un total de 6.022 ha de superficie. La altitud va desde 3.200 hasta los 4.300 msnm. La precipitación anual es de 1.300 mm, con un pico de lluvia en agosto y una estación seca entre diciembre y febrero. La temperatura media anual en la franja agrícola (3.300 a 3.800 msnm) está entre los 10 ° y 6 °C. Los suelos estudiados corresponden a inceptisoles, con un horizonte orgánico que alcanza los 50 cm de profundidad. Son suelos de textura generalmente franco-arenosa, con pH muy ácido, altos contenidos de carbono y nitrógeno total pero baja fertilidad natural, con bajos contenidos de nitrógeno mineral y bases intercambiables y altos contenidos de aluminio (Llambí y Sarmiento 1998; Abadín *et al.* 2002).

Tuñame

Se encuentra en la Sierra de Trujillo, al sur del estado del mismo nombre (Municipio Urdaneta). El área de trabajo tiene una superficie de 2.526 ha y las altitudes van entre los 2.900 y los 3.820 msnm. Los páramos de la zona constituyen las nacientes de tres quebradas que alimentan algunos de los valles agrícolas más productivos de los Andes venezolanos. Los páramos altos están dentro del Monumento Natural "Teta de Niquitao - Guirigay" y el Parque Nacional "Sierra de La Culata". La precipitación promedio anual es de aproximadamente 760 mm, con una época seca marcada entre diciembre y febrero y la temperatura media anual en la franja agrícola (2.900 a 3.500 msnm) está entre los 12 ° y 8 °C. La mayoría de los suelos corresponden a inceptisoles y son ácidos, poco profundos, de textura francas a franco arenosas con altos contenidos de aluminio y baja disponibilidad de nutrientes (Bezada 1990).

Recolección de los datos

Análisis de coberturas a escala del paisaje

Para el análisis de cobertura y diversidad de formaciones vegetales presentes a escala del paisaje, en primer lugar se digitalizaron los mapas de Cartografía Nacional 1:25000 de la República de Venezuela de 1974 para ambas localidades, incluyendo los cursos de agua y las curvas de nivel cada 20 m (programa R2V). Utilizando las curvas de nivel se construyó un modelo digital de elevación. Luego, a partir de reconocimientos de campo se definieron los siguientes tipos de cobertura: rocas, suelo desnudo, zona agrícola, lagunas, arbustal, rosetal, rosetal arbustal bajo y alto, rosetal-pajonal y humedales. Para la definición de las formaciones vegetales se utilizó como criterio la fisionomía de la vegetación (formas de vida dominantes en el estrato superior) en base a la clasificación propuesta para los páramos de Venezuela por Monasterio (1980). Luego se realizó una clasificación supervisada de imágenes Landsat TM (30x30 m, agosto 1996) y SPOT 4 (20x20 m, diciembre 1998), a partir de recorridos de campo en que se georreferenciaron con GPS una serie de puntos asociados a una cobertura de la tierra conocida (Sabins 1987; Aronoff 1993). La clasificación supervisada (*sample sets*) se realizó utilizando ILWIS 3.0 (ITC 2001) y se controló la clasificación resultante en base a fotos panorámicas de la zona tomadas en el 2003 desde posiciones altas de las laderas en cada uno de los valles. El límite de la zona bajo agricultura se determinó también utilizando fotos panorámicas, que se utilizaron como guía para digitalizar la frontera agrícola sobre una foto aérea del 2003.

Muestreo de la vegetación a escala de parcela

En ambos páramos se ubicaron aleatoriamente en cada formación vegetal unidades muestrales (UM) de 400 m² (20x20m), subdivididas en cuatro cuartos. Para su localización utilizamos el mapa de coberturas obtenido previamente. El número de unidades muestrales estudiadas en Gavidia (32, 8 en cada formación vegetal) fue superior al número en Tuñame (24, 6 en cada formación), dado que el área del páramo de Gavidia es mayor (Tabla 1). En Tuñame no habían arbustales continuos suficientemente grandes para ser incluidos en el muestreo (solo quedan pequeños bosques riverños relictos dominados por *Alnus acuminata* H.B.K.) y en el caso de Gavidia no se encontraron rosetales. Finalmente, tampoco fueron incluidos en el muestreo los humedales altoandinos debido a su

marcada heterogeneidad espacial interna, lo que dificulta su estudio (Valero 2010).

En cada UM estimamos la cobertura de las especies mediante el método del cuadrado puntual (Greig-Smith 1983) usando una varilla metálica de 4mm de diámetro, distribuyendo 50 puntos en cada cuarto para un total de 200. La idea es contabilizar el número total de contactos de cada especie con una varilla que se introduce aleatoriamente de manera vertical dentro de la vegetación. Este número, expresado en porcentaje, es una estimación no sesgada de la cobertura de la especie (Greig-Smith 1983). Aunque en este trabajo no se hizo, lo recomendable es completar el censo florístico dentro de cada UM para incluir aquellas especies raras que no tocaron la varilla dada su baja cobertura. Las UM fueron georreferenciadas con un GPS e identificadas con una estaca en un vértice, con miras a su monitoreo posterior.

Tabla 1. Superficie total y altitud y pendiente promedio para los diferentes tipos de cobertura identificados a escala del paisaje en Gavidia y Tuñame (Venezuela).

Se presenta entre paréntesis el número de unidades muestrales réplica en las formaciones vegetales estudiadas.

Unidad	Cobertura (ha)		Altitud (m)		Pendiente (°)	
	Gavidia	Tuñame	Gavidia	Tuñame	Gavidia	Tuñame
Zona agrícola	1.244,7	1.193,4	3.524	3.237	23,8	16,1
Rosetal-arbustal bajo	1.587,9 (8)	383,8 (6)	3.861	3.502	22,3	21,2
Rosetal-arbustal alto	1.357,8 (8)	140,8 (6)	3.790	3.447	25,9	24,9
Rosetal-pajonal	921,8 (8)	167,2 (6)	3.946	3.549	20,8	25,5
Arbustal	181,8 (8)	44,5	3.778	3.491	29,3	28,8
Rosetal	0	303,9 (6)	-	3.537	-	13,0
Humedal	291,2	172	3.720	3.487	17,3	16,5
Suelo desnudo	200,4	54	4.017	3.629	23,1	12,2
Roca	179	60,7	3.833	3.629	34,6	20,7
Lagunas	57	0	3.871	-	9,3	-
Total	6.021,6	2.520,1				

En cada UM tomamos datos de altitud y pendiente. Adicionalmente, tomamos tres muestras del suelo superficial (0-10 cm), una en el centro y las otras en dos de las subunidades muestrales seleccionadas al azar. Los suelos fueron sometidos a análisis físicos y químicos de rutina en el Laboratorio de Suelos del Instituto de Geografía y Conservación de los Recursos Naturales (Universidad de Los Andes). Para cada UM los resultados de los análisis de suelo fueron promediados. Las variables edáficas estudiadas fueron: textura, capacidad de campo (CC), densidad aparente (DA), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Sodio (Na), capacidad de intercambio catiónico (CIC), pH y acidez intercambiable (Al^{+3} e H^+).

Análisis de la información

La identificación de las especies vegetales se realizó conforme al método clásico de taxonomía de herbario y la clasificación de las mismas en formas de vida se realizó siguiendo el esquema de Vareschi (1970), que define las siguientes categorías: arbustos, arbustos enanos, hierbas, plantas en macolla, caulirósulas, subfrutíces, geófitas, plantas arrosietadas y plantas en cojín. Las UM fueron ordenadas florísticamente partiendo de la matriz de coberturas de las especies mediante un Análisis de Correspondencias Linealizado (Hill 1979; Fariñas 1996). Esto nos permitió analizar los cambios en la abundancia de las especies entre las diferentes comunidades estudiadas (diversidad *beta*), y estimar la correlación lineal entre las variables ambientales-edáficas y los dos primeros

ejes del ordenamiento de vegetación, buscando detectar gradientes ambientales subyacentes.

Para analizar la diversidad *alfa* presente en cada formación vegetal estimamos los índices de diversidad de Shannon y la equidad de Pielou (Magurran 2004); construimos curvas de saturación de especies mediante métodos aleatorios de remuestreo (McCune y Mefford 1999), y estimamos el número máximo posible de especies mediante "Jackknife" (Palmer 1990, 1991). Dado que ninguna de las curvas especie-área alcanzó la saturación, utilizamos el índice de diversidad Q de pendiente intercuartil (Kempton y Taylor 1978). Este índice está altamente correlacionado con los otros índices de diversidad, pero es más apropiado en casos en que no se cuenta con un inventario completo de especies (Magurran 2004). El análisis de los datos se realizó mediante el paquete PC-ORD5 (McCune y Mefford 1999), y el valor de Q lo calculamos manualmente en una hoja de cálculo.

Finalmente, las especies presentes en cada comunidad fueron clasificadas en función de los siguientes criterios: a) especies únicas (aquellas que solo estuvieron presentes en una de las comunidades muestreadas); b) especies endémicas para el país; c) especies exóticas o introducidas; y d) especies amenazadas. Este análisis se basó en la información publicada por Briceño y Morillo en el Catálogo Abreviado de las Plantas con flores de los Páramos de Venezuela I y II (2002 y 2006) y en el Libro Rojo de la Flora Venezolana (PROVITA 2003).

Resultados

Coberturas y formaciones vegetales a escala del paisaje

En Gavidia identificamos cinco comunidades vegetales que se intercalan formando un mosaico complejo en las 4.777 ha que cubre el área sin intervención directa de la agricultura (Figura 1). La zona agrícola ocupa un 21% de la microcuenca y corresponde a parcelas bajo cultivo intensivo en las zonas más bajas del valle y parcelas bajo el sistema agrícola con descansos largos (cultivadas o en sucesión) principalmente sobre las laderas, alcanzando la cota de los 3.800 msnm en algunos sectores, con un promedio de 3.524 msnm (ver detalles sobre el sistema de manejo en Sarmiento y Llambí 2011).

Figura 1. Mapas de cobertura de la zona de intervención agrícola y las diferentes formaciones vegetales presentes en el páramo de Gavidia y el páramo de Tuñame.

Las coberturas están representadas sobre un modelo digital de elevación elaborado en base a los mapas de cartografía nacional (1:25000).

Fuente: Proyecto Páramo Andino - GEF. Julia K. Smith y Luis D. Llambí (2004).

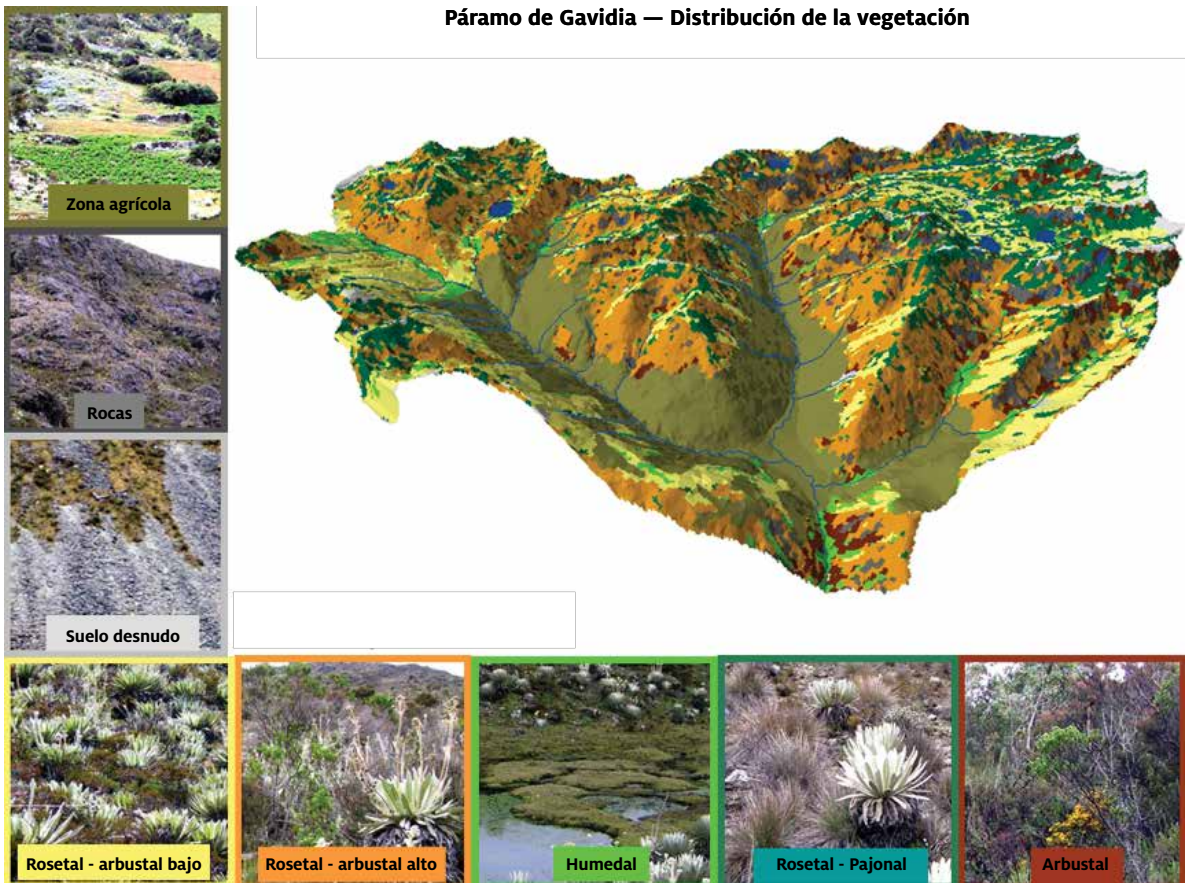
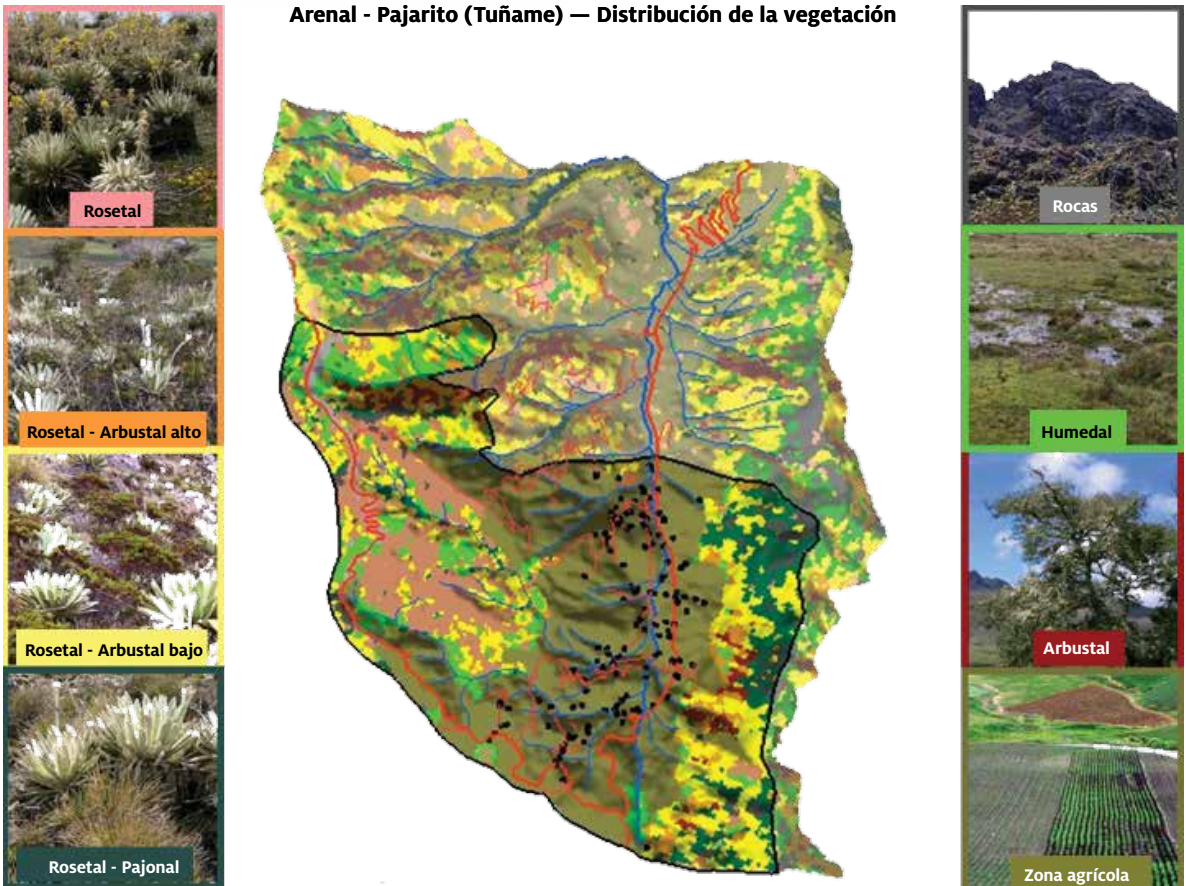


Figura 1. **Mapas de cobertura de la zona de intervención agrícola y las diferentes formaciones vegetales presentes en el páramo de Gavidía y el páramo de Tuñame.**

Las coberturas están representadas sobre un modelo digital de elevación elaborado en base a los mapas de cartografía nacional (1:25000).

Fuente: Proyecto Páramo Andino - GEF. Julia K. Smith y Luis D. LLambi (2004).

En Tuñame, identificamos una comunidad vegetal adicional a las presentes en Gavidía, el rosetal, dominado en el estrato superior por el frailejón de octubre (*Espeletia schultzii* Wedd.). La zona de páramos no cultivados cubre 1.327 ha y la zona agrícola corresponde a 47% de la superficie estudiada, siendo principalmente parcelas bajo cultivo intensivo y en algunos casos en la parte alta, parcelas con descansos cortos de 1 a 2 años (ver detalles sobre el sistema de manejo en Smith *et al.* en esta publicación). La agricultura alcanza altitudes mayores en las laderas hacia el sur llegando a superar la cota de los 3.500 msnm (con una altitud promedio de 3.237 msnm, Figura 1, Tabla 1).



Como se observa en la Tabla 1, la formación vegetal más extensa en ambos sitios es el rosetal-arbustal bajo, seguida por el rosetal-arbustal alto en Gavidía y el rosetal en Tuñame. Por otro lado, la formación vegetal con una menor cobertura en ambas localidades es el arbustal, que tiende a estar ubicado en zonas bajas con pendientes pronunciadas, distribuidos como relictos generalmente asociados a escarpes y cañadas. Debido a su cercanía a las zonas cultivadas y su extensión (menos del 3% del área estudiada en ambas localidades), esta es posiblemente la comunidad vegetal que pudiera enfrentar una mayor amenaza. Otra comunidad vegetal que ha reducido marcadamente su extensión debido a su desecación para el cultivo son los humedales, que hoy se encuentran restringidos a zonas con pendientes poco pronunciadas (fondos de valle) en zonas altas, cubriendo un 4,8% del área de la microcuenca en Gavidía y un 6,8% en Tuñame. Por otro lado, la formación vegetal que se encuentra más distante de la frontera agrícola es el rosetal-pajonal, ubicado preferencialmente en zonas altas relativamente extensas en ambos sitios (Figura 1, Tabla 1).

Diversidad *beta* y gradientes ambientales

El Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL) produce un ordenamiento muy interesante, ya que en la mitad superior del plano se observa una nube de puntos en forma de banda que atraviesa el plano, mientras que en la esquina inferior izquierda del plano se separan un par de grupos de UM (Figura 2). La banda superior se inicia a la izquierda y arriba con las UM provenientes del rosetal-pajonal de Gavidía, a continuación siguen las del rosetal-arbustal bajo y alto de Gavidía, y finalmente en el extremo derecho el arbustal de Gavidía. Inmediatamente por debajo del rosetal-arbustal alto de Gavidía se sitúan en forma compacta las UM provenientes de los rosetales-arbustales alto y bajo de Tuñame. En el extremo inferior izquierdo

se sitúan el rosetal-Pajonal de Tuñame y un poco más a la derecha el rosetal de Tuñame. De modo que en términos de diversidad *beta*, observamos a lo largo del primer eje de ordenación un gradiente fisiológico que va desde formaciones dominadas por caulirósulas y plantas en macolla a la izquierda, hasta la formación dominada por arbustos a la derecha, mientras que las formaciones se van enriqueciendo en arbustos a medida que nos desplazamos hacia el extremo derecho. La conjunción de rosetales-arbustales de los dos páramos, a pesar de las diferencias ambientales (ej. en precipitación) y las posibles diferencias biogeográficas entre ambas localidades, es producto de la existencia de especies dominantes comunes de amplia distribución (*E. schultzii*, *Hypericum laricifolium* Gleason, *Pernetia prostrata* (Cav.) DC. y *Hesperomeles obtusifolia* (Pers.) Lindl.).

La correlación lineal de las variables ambientales con los ejes de ordenamiento muestra que la altitud es la variable que presenta mayor correlación con el primer eje, sugiriendo así el parámetro ambiental más importante en términos de diversidad *beta* (Figura 3). Se observa también un grupo de variables se correlaciona positivamente con el primer eje y entre sí: pendiente, pH, CIC, Ca y Mg; oponiéndose a la altitud y a la densidad aparente del suelo, que se correlacionan negativamente al primer eje. El segundo eje presenta también dos grupos de variables que se oponen entre sí; por un lado el porcentaje de arena, que se correlaciona negativamente al eje, y por el otro, los contenidos de Aluminio, limo y de Sodio, así como la capacidad de campo, que se correlacionan positivamente. Esto nos lleva a proponer que el primer eje representa un gradiente altitudinal, que generaría variaciones de la temperatura media, y una disminución de Ca, Mg, CIC, pH y de pendiente a medida que aumenta la altitud. Por otro lado, el segundo eje es dominado por el contenido de arena del horizonte superficial, sugiriendo una mayor importancia del drenaje interno, oponiéndose a la capacidad de campo, y

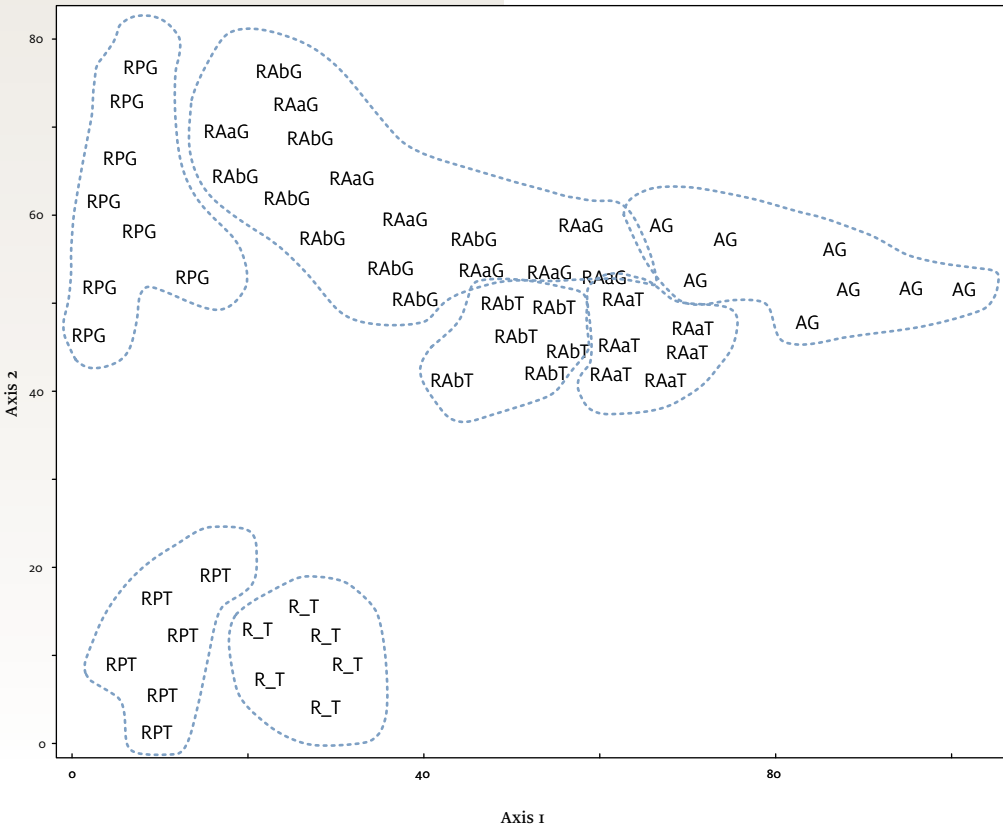
Figura 2. **Ordenamiento de 56 UM establecidas en los páramos de Gavidia y Tuñame (Cordillera de Mérida, Venezuela), de acuerdo al Análisis de Correspondencia Linealizado.**

El análisis se realizó a partir de la matriz de coberturas de las especies en las UM. Se presentan el 1er y 2do eje de ordenación. Se observan: Rosetal-Pajonal Gavidia (RPG), Rosetal-Arbustal bajo Gavidia (RAbG), Rosetal-Arbustal alto Gavidia (RAaG), Arbustal Gavidia (AG), Rosetal-Arbustal bajo Tuñame (RAbT), Rosetal-Arbustal alto Tuñame (RAaT), Rosetal-Pajonal Tuñame (RPT) y Rosetal Tuñame (R_T).

los contenidos de Sodio, limo y Aluminio; La mayor capacidad de campo estaría asociada a un mayor contenido de arcilla. Esta variación de drenaje interno y acumulación de Sodio y Aluminio, estaría separando al Rosetal y Rosetal-Pajonal de Tuñame del resto de las formaciones vegetales.

Riqueza y diversidad de especies y formas de vida

En el conjunto de las 56 unidades muestrales estudiadas registramos 219 especies de plantas vasculares, para un promedio de 30,0/UM (I.C.95% = 27,9-32,2). Estas pertenecen a 121 géneros, agrupados en 50 familias de las cuales las más numerosas son Asteraceae (53 especies) y Poaceae (34

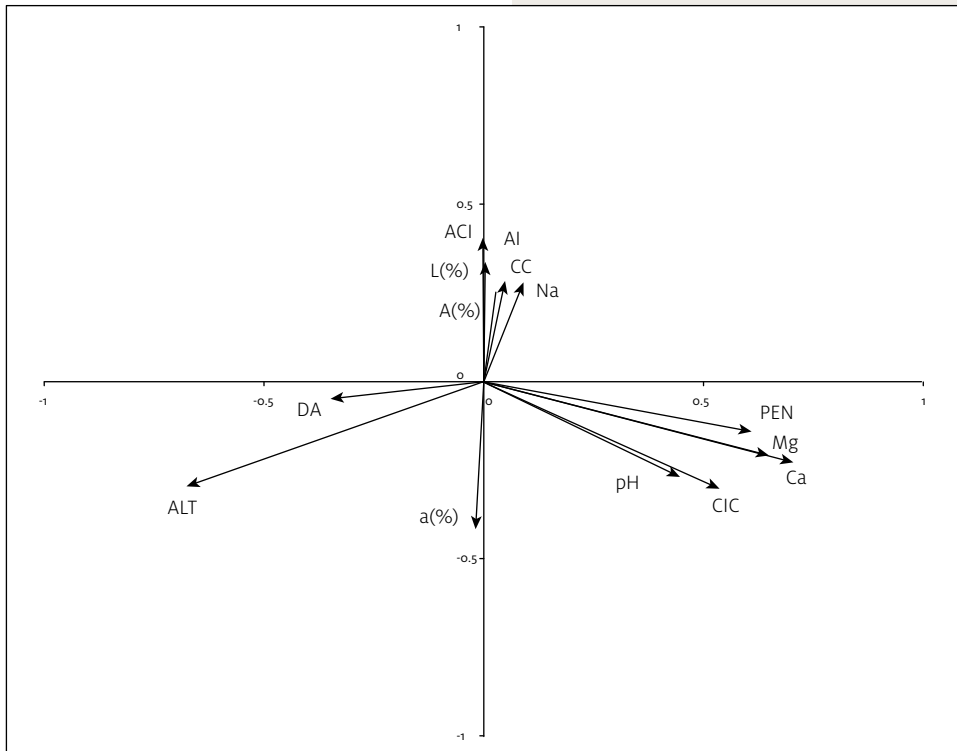


especies) representando en conjunto un 40% de la riqueza total. En Gavidia identificamos 180 especies y en Tuñame 114. Del total de especies registradas, 105 (47,8%) estaban presentes solamente en Gavidia y 39 (17,8%) solamente en Tuñame, con 75 especies (34,2%) compartidas entre ambos páramos.

En cuanto a la riqueza de especies en cada formación vegetal, en ninguna de las dos localidades las curvas de acumulación de especies alcanzaron la saturación, pero todas se ajustaron ($R^2 > 0,96$ en todos los casos) al modelo Exponencial de Gleason [$S=C+zLnA$], en donde S es el número de especies, A es el área muestreada, y Z es la pendiente del gráfico en coordenadas semilogarítmicas (Arita 2005). En la Tabla

Figura 3. **Correlación de las variables ambientales con los primeros dos ejes de ordenación del Análisis de Correspondencias Linealizado en los páramos de Gavidia y Tuñame.**

Donde, Ca: Calcio (meq/100 g), Mg: Magnesio (meq/100 g), Na: Sodio (meq/100 g), CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico (meq/100 g), ACI: Acidez intercambiable (meq/100 g), Al: Aluminio (meq/100 g), CC: Capacidad de campo (1/3 atm), A(%): Arcilla (%), a(%): arena (%), L(%): Limo (%), DA: Densidad aparente (g/cc), ALT: Altitud (m) y PEN: Pendiente (°).



2 se presenta la riqueza total observada y el rango del número máximo estimado de especies utilizando “jackknife” (para un 95% de confianza). En el caso de Gavidia, todas las formaciones vegetales presentaron riquezas máximas estimadas significativamente diferentes, siguiendo el siguiente orden: arbustal > rosetal-arbustal alto > rosetal-arbustal bajo > rosetal-pajonal. En Tuñame, todas las formaciones vegetales presentaron una riqueza máxima muy similar, excepto el rosetal-pajonal en que se obtuvo un número de especies significativamente más alto.

Los índices convencionales de diversidad y equidad para las comunidades vegetales de ambos páramos no presentan diferencias estadísticamente significativas. En el caso de Gavidia siguen las mismas tendencias generales que la riqueza (Tabla 2).

Sin embargo, en el caso de Tuñame resulta interesante que aunque el rosetal-pajonal es la formación con mayor riqueza de especies, presenta una diversidad de Shannon promedio menor que

la del rosetal-arbustal alto. Esto seguramente está relacionado a que la equidad parece ser más alta en el rosetal-arbustal que en el rosetal-pajonal, donde se registró el valor más bajo. Los bajos valores de equidad registrados en el rosetal-pajonal de Tuñame están asociados a una fuerte dominancia de la gramínea en macolla *Cortaderia hapalotricha*, lo que pudiera ser en parte el resultado de la ocurrencia de quemadas en los páramos de esta localidad.

Por otro lado, al utilizar un índice de diversidad más apropiado para este tipo de muestreos en que se cuenta con un inventario incompleto de especies (el Q de pendiente intercuartil), sí observamos diferencias estadísticamente significativas (IC 95%) entre algunas de las comunidades estudiadas (ver intervalos de confianza, Tabla 2). En el páramo de Gavidia el arbustal presentó la mayor diversidad, mientras que los rosetales-arbustales no mostraron diferencias entre sí, y los pajonales-rosetales presentaron la menor diversidad de todas las comunidades. En Tuñame no se observaron diferencias significativas

Tabla 2. Riqueza, diversidad y equidad de especies estimada para las diferentes formaciones vegetales estudiadas en Gavidia y Tuñame. Para la diversidad y equidad se presentan los promedios de las UM réplicas en cada formación.

	Formación vegetal	Riqueza total observada	Riqueza estimada “jackknife”	Diversidad (Shannon)	Equidad (Pielou)	Diversidad Q	Q (Int. Conf. 95%)
Gavidia	Rosetal-arbustal alto	84	109-118	3,49	0,79	39,80	37,47-42,13
	Rosetal-arbustal bajo	69	65-87	3,11	0,73	45,05	42,94-47,16
	Rosetal-pajonal	46	58-63	2,85	0,75	16,40	14,29-18,51
	Arbustal	105	135-148	3,91	0,82	59,94	57,82-62,06
Tuñame	Rosetal-arbustal alto	51	53-54	3,21	0,82	27,06	25,04-29,08
	Rosetal- arbustal bajo	47	56-58	2,76	0,72	23,07	20,84-35,30
	Rosetal	48	63-72	2,77	0,72	24,93	22,84-27,02
	Rosetal-pajonal	69	96-111	2,84	0,67	28,53	25,42-30,84

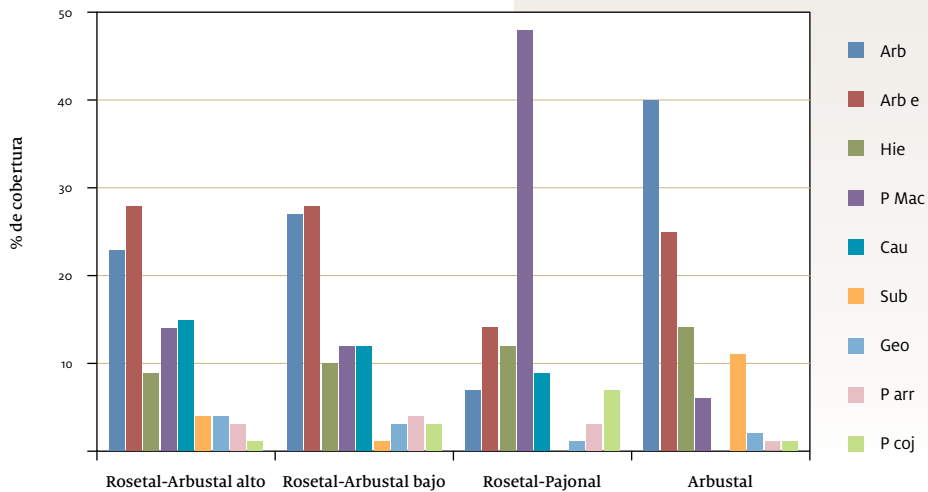
entre comunidades. Por otro lado, llama la atención que los rosetales arbustales de Tuñame presentaron una diversidad significativamente menor que los de Gavidia, mientras que los rosetales-pajonales de Tuñame fueron más diversos que los de Gavidia (Tabla 2).

En todas las comunidades estudiadas estuvieron presentes las nueve formas de vida de plantas definidas por Vareschi (1970, Figura 4), excepto en el

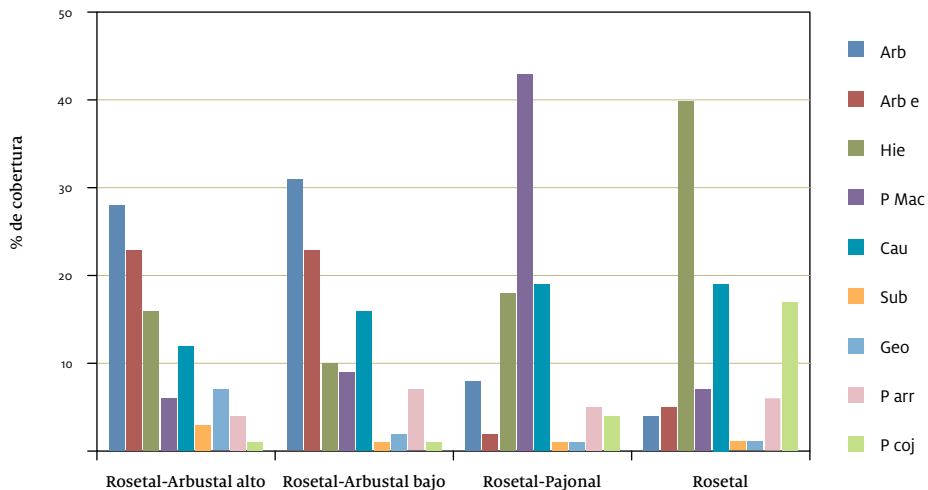
Figura 4. Cobertura promedio por forma de vida en las diferentes formaciones vegetales estudiadas en Gavidia (A) y Tuñame (B).

Formas de vida:
 Arbustos (Arb),
 Arbustos enanos (Arb e),
 Hierbas (Hie),
 Plantas en Macolla (P Mac),
 Caulirósulas (Cau),
 Subfrútices (Sub),
 Geófitas (Geo),
 Plantas arrosetadas (P arr) y
 Plantas en cojín (P coj).

A. Gavidia



B. Tuñame



roseta-pajonal de Gavidia en que no se observaron subfrutices y en el arbustal en que no se observaron caulirósulas. Sin embargo, la importancia relativa de las formas de vida varió marcadamente entre formaciones vegetales. En los rosetales-arbustales de ambas localidades los arbustos y arbustos enanos fueron las formas de vida dominantes, seguidas por las caulirósulas, las plantas en macollas y las hierbas. En los rosetales-pajonales, son las plantas en macolla las que presentan las mayores coberturas. En los rosetales de Tuñame dominaron las hierbas de porte bajo, seguidas de las caulirósulas y las plantas en cojín. Finalmente, lo que distingue a los arbustales de Gavidia (aparte de los valores máximos registrados de cobertura de arbustos) es el aumento en la abundancia de los subfrutices y la ausencia de las caulirósulas. Las geófitas y las plantas arrosadas presentaron coberturas bajas en todas las formaciones.

Especies únicas, endémicas, exóticas y amenazadas

En Gavidia, la formación vegetal con una mayor proporción y cobertura de especies únicas fue el arbustal, correspondiendo estas principalmente a arbustos altos y arbolitos (ej. *Myrsine dependens* (Ruiz & Pav.) Spreng., *Berberis discolor* Turcz.). En Tuñame, fueron los rosetales-pajonales los que presentaron una mayor importancia de especies únicas, seguidos por los rosetales (Tabla 3).

En cuanto al endemismo, en ambas localidades encontramos un total de 36 especies endémicas de los páramos venezolanos, lo que equivale al 16% de las registradas en este estudio (30 en Gavidia y 23 en Tuñame). La familia con mayor número de endemismos fue Asteraceae (14 especies, un 10% de los endemismos reportados para esta familia en el país, Briceño y Morillo

Tabla 3. Importancia de las especies únicas, endémicas de Venezuela, exóticas y amenazadas en cada formación vegetal estudiada en Gavidia y Tuñame.

Se presenta el porcentaje de especies clasificadas en cada categoría respecto a la riqueza total observada en cada formación (No. Sp. %) y la cobertura total de las especies en cada categoría (Cob %).

	Formación vegetal	Únicas		Endémicas		Exóticas		Amenazadas	
		No. Sp. (%)	Cob. (%)	No. Sp. (%)	Cob. (%)	No. Sp. (%)	Cob. (%)	No. Sp. (%)	Cob. (%)
Gavidia	Rosetal-arbustal alto	20	8	13	28	1	1	5	3
	Rosetal-arbustal bajo	13	2	15	18	1	0,1	2	16
	Rosetal-pajonal	24	3	24	17	0	0	7	6
	Arbustal	58	28	20	11	4	1	1	1
Tuñame	Rosetal-arbustal alto	4	2	20	17	3	0,5	0	0
	Rosetal- arbustal bajo	12	2	22	17	3	2	0	0
	Rosetal	28	7	22	28	6	5	6	1
	Rosetal-pajonal	48	44	13	46	3	5	2	0,1

2002), incluyendo varias especies de frailejones. La importancia de las especies endémicas varió entre el 13 y el 24% de las especies registradas en cada formación vegetal y entre el 11 y el 46% de las coberturas (Tabla 3; Anexo 1).

Por otro lado, la importancia relativa de las especies exóticas y amenazadas fue relativamente baja en todas las formaciones vegetales (Tabla 3; Anexo 1), aunque esto pudiera deberse en parte a que no se registraran en el muestreo algunas especies raras. Llama la atención que en el rosetal de Tuñame las especies exóticas llegan a representar el 6% de las especies y que en el rosetal-arbustal bajo de *Gavidia* las especies amenazadas alcanzan coberturas promedio del 16%. Entre las especies exóticas, la más abundante fue *Rumex acetosella* L., una hierba invasora introducida de Europa con el cultivo del trigo. Entre las especies amenazadas presentes en *Gavidia* vale la pena resaltar a *Oritrophium venezuelense* (Steyerm.) Cuatrec. y *Espeletia batata* Cuatrec., endémicas de Venezuela y clasificadas como vulnerables debido a su extracción con fines medicinales (Aranguren *et al.* 1996). En Tuñame, destaca un frailejón de distribución restringida al Estado Trujillo, *Espeletia nana* Cuatrec., y dos de distribución restringida a Mérida-Trujillo, *Espeletia jajoensis* Aristeg. y *Espeletia tenorae* Aristeg., esta última clasificada como vulnerable (Briceño y Morillo 2002; PROVITA 2003).

Discusión

En este trabajo presentamos los resultados de un análisis cuantitativo de los patrones de distribución de la diversidad de la vegetación a diferentes escalas espaciales en los dos sitios piloto del PPA en Venezuela. Contar con información de la diversidad de formaciones vegetales a escala del paisaje, los cambios en su estructura a lo largo de gradientes ambientales, y la riqueza, diversidad y abundancia de las especies dentro de cada una, constituye un insumo clave para el diseño de estrategias de conservación, restauración y manejo basadas en el reconocimiento y valoración integral de la diversidad paramera.

En este estudio se identificaron un total de 180 especies en el caso de *Gavidia* y 114 en Tuñame, lo que corresponde a un 12,7 y 8,0% de la riqueza de plantas vasculares reportada para los páramos de Venezuela (Briceño y Morillo 2006). Llama la atención que ambos sitios solo comparten un tercio de las especies. Posiblemente esto se debe en buena medida a que en Tuñame no se incluyeron arbustales en el muestreo, mientras que en *Gavidia* sí. Sin embargo, estas diferencias de composición florística pudieran también ser el reflejo de diferencias en las características ambientales entre sitios (siendo por ejemplo Tuñame un páramo más seco que *Gavidia* y donde se producen quemadas relativamente frecuentes de la vegetación), así como también producto de procesos biogeográficos vinculados a su ubicación, estando el primero ubicado en la Sierra de Trujillo y el segundo en la Sierra Nevada de Mérida.

Lejos de ser homogéneos, nuestros resultados muestran que los páramos de ambas localidades están conformados por un mosaico complejo y diverso de formaciones vegetales que se intercalan en el paisaje (Figura 1), cada una con una estructura de abundancias de especies y formas de vida diferente, incluyendo muchas especies únicas no compartidas entre ellas. La diversidad de la vegetación a escala del paisaje parece a su vez depender de cambios en factores ambientales condicionados

principalmente por el gradiente altitudinal y por cambios en las características de los suelos, tal y como lo han reportado otros autores en los páramos andinos (Baruch 1984; Rangel *et al.* 1996; Sklenář y Ramsay 2001; Alvizu 2004; Oyola 2009). En particular, resulta interesante constatar en el ACL que el principal eje de variación en la estructura de las comunidades no separó a las UM de las dos localidades, sino que estuvo asociado a cambios en la vegetación influenciados por la altitud. Por otro lado, todas las formaciones vegetales analizadas, incluyendo aquellas de carácter secundario, presentaron una importante proporción de especies endémicas del país y de especies únicas no compartidas y en la mayoría se registró además la presencia de especies clasificadas como amenazadas. Todo esto enfatiza la necesidad de implementar estrategias que garanticen la protección y conservación integral del mosaico de formaciones vegetales presentes a escala del paisaje y de la diversidad de condiciones ambientales que las sustentan. Esta dimensión de la diversidad paramera, vinculada con la marcada heterogeneidad de historias de uso, condiciones ambientales y tipos fisionómicos de vegetación a escala del paisaje, ha sido posiblemente menos reconocida y valorada que su diversidad a nivel de especies.

Nuestros resultados también llaman la atención sobre la importancia de dedicar esfuerzos específicamente enfocados a la recuperación de los arbustales parameros. Esta fue la formación vegetal que presentó la menor cobertura en el paisaje (estando restringida a pequeños relictos en zonas de pendientes abruptas), pero la mayor riqueza y diversidad de especies, así como la mayor proporción de especies únicas (principalmente arbustos altos y árboles). Oyola (2009) también reporta que en el páramo de Las Cruces (Venezuela) la formación más diversa fue el arbustal y van der Hammen (2002) señala que los arbustales de páramo contienen una gran parte de la biodiversidad paramuna en Colombia, criterio que coincide con el estudio de

Morillo (2011), quien describió 177 especies de Orchidaceae para los páramos venezolanos, de las cuales 94 son plantas epífitas de 5-40 cm que dependen de arbustos altos para su desarrollo. Entre estos arbustales se colectó además la leguminosa apoyante *Lathyrus meridensis* Pittier, que fue descrita por Pittier (1944) como una especie endémica de distribución restringida. Muy posiblemente, esta es una especie en peligro de extinción, pues desde 1938 no se había realizado un nuevo registro. Así mismo, es interesante destacar que los arbustales estudiados en Gavidia estuvieron asociados a los suelos con mayor fertilidad natural en términos del contenido de Calcio y Magnesio (ver también Jiménez *et al.* 2011).

Estudios realizados en parcelas en sucesión secundaria en bosques y arbustales parameros en la Sierra Nevada de Mérida, indican que muchas de las especies leñosas características de estos ecosistemas no son capaces de recolonizar las áreas perturbadas, por lo que tienden a ser sustituidas por especies dominantes de páramos más altos (Sarmiento *et al.* 2003; González *et al.* 2011). Así, se hace necesario analizar las barreras que enfrenta la colonización de las leñosas del arbustal en zonas perturbadas e implementar estrategias de restauración asistida tendientes a su recuperación (ver Vargas 2008; Jiménez *et al.* 2011). De hecho, la reproducción en vivero y siembra en campo de especies dominantes del arbustal ha sido una de las líneas de trabajo que se ha venido desarrollando con la participación de organizaciones ambientales locales en el contexto de los planes de manejo participativo del PPA en Venezuela. Así mismo, la distribución de los arbustales como relictos ha sido clave en la discusión de estrategias de conservación en zonas dentro de los espacios productivos o adyacentes a los mismos, en común acuerdo con los propietarios. En particular, vale la pena destacar que en el caso de Tuñame se logró la definición explícita en la zonificación participativa del territorio de zonas de conservación de arbustales, así como el establecimiento de corredores de

conservación en cañadas y bordes de parcelas y quebradas.

Por otro lado, en el caso de Tuñame, resulta interesante que la comunidad con la mayor riqueza total de especies, mayor importancia relativa de las especies únicas, así como la mayor cobertura de endémicas es el rosetal-pajonal. Así mismo, llama la atención la presencia y cobertura relativamente alta alcanzada por los rosetales, una comunidad vegetal posiblemente secundaria e inducida por disturbios frecuentes (particularmente quemas). Aun cuando el uso del fuego no es común en el manejo de los páramos en Venezuela, en Tuñame está generalmente asociado a la quema de los residuos vegetales luego del arado, cuando se incorpora una nueva zona de páramo o una parcela abandonada al cultivo. Ocasionalmente, el fuego puede extenderse más allá de las parcelas y afectar áreas extensas del páramo.

El carácter secundario de los rosetales es apoyado por la presencia como única especie dominante del estrato superior de *E. schultzii*, y la cobertura relativamente alta de especies exóticas y plantas en cojín en comparación con las otras formaciones vegetales; especies como el cojín *Aciachne acicularis* Laegaard y la hierba introducida *Rumex acetosella*, que tienden a aumentar su abundancia en áreas sobrepastoreadas o en parcelas en sucesión secundaria (Molinillo y Monasterio 2002; Sarmiento *et al.* 2003). Sin embargo, aun cuando estos rosetales son muy posiblemente un tipo de vegetación inducido por la intervención, albergan todavía una riqueza y diversidad de especies comparable a la de otras comunidades incluidas en el presente estudio y presentan una importancia relativa de especies únicas, endémicas y amenazadas similar o mayor que la registrada en los rosetales-arbustales. Esto apoya la idea de que las formaciones vegetales secundarias, sometidas a disturbios de intensidad moderada, no deben ser consideradas menos importantes o valiosas para la conservación integral de la diversidad

paramera. Esto refuerza de la importancia de los llamados “nuevos ecosistemas” en el contexto del diseño de estrategias de conservación y restauración (ver Hobbs *et al.* 2009). De hecho, en el caso de Tuñame, estos rosetales fueron incluidos dentro de la zona de conservación de páramos definida en el proceso de zonificación participativa del territorio.

Otro aspecto interesante se relaciona con la mayor riqueza y diversidad específica observada en los rosetales-arbustales de Gavidia respecto a los de Tuñame. Esto pudiera estar relacionado a condiciones hídricas más limitantes para el desarrollo de esta formación vegetal en Tuñame, vinculadas a la menor precipitación promedio (lo que coincide con lo reportado por Rangel 2000, para Colombia, al evaluar la riqueza de especies en un páramo seco y uno semihúmedo). Sin embargo, llama la atención que para los rosetales-pajonales la situación resultó inversa, con una mayor riqueza y diversidad en Tuñame que en Gavidia. En este caso, las diferencias pudieran estar vinculadas al hecho de que los rosetales-pajonales de Gavidia estarían sometidos a una mayor presión de pastoreo y se encuentran a elevaciones promedio mayores (Tabla 1).

Así mismo, es importante resaltar que aun cuando se realizó un esfuerzo de muestreo importante en cada formación vegetal (6-8 UM y 1.200-1.600 puntos para la estimación de la cobertura), las curvas especies-área no alcanzaron la saturación. Esto enfatiza la necesidad de complementar los muestreos de cobertura con un inventario completo de especies en cada UM (p. ej. ver métodos de puntos y áreas flexibles en Halloy *et al.* 2011) y de utilizar métodos de análisis de apropiados para la estimación y comparación de la riqueza y diversidad entre comunidades en estos casos en que no se cuenta con inventarios completos. Por esto, en este estudio se estimó la riqueza utilizando métodos aleatorios de re-muestreo (“Jackknife”) y se estimó la diversidad utilizando el Q de pendiente

intercuartil, ya que índices convencionales como el de Shannon parten de la suposición de que todas las especies presentes fueron muestreadas.

Finalmente, consideramos que es fundamental continuar profundizando nuestro conocimiento sobre los patrones a múltiples escalas de la diversidad paramera y los procesos que la sustentan. En este sentido, algunos de los aspectos que consideramos prioritarios incluyen: a) el estudio y análisis comparativo de un mayor número de localidades ubicadas en diferentes complejos de páramos; b) el seguimiento en el tiempo de las parcelas permanentes con miras a la evaluación del efecto

de cambios en los regímenes de disturbio, incluyendo el cambio climático (ver Cuesta *et al.* en esta publicación); c) el análisis de los servicios ecosistémicos y procesos ecológicos asociados a cada formación vegetal (ej. regulación hídrica, almacenamiento de carbono); d) la adaptación de la metodología para el estudio de los humedales altoandinos en virtud de su alta heterogeneidad espacial local y su importancia como reguladores de la dinámica hídrica (ver Valero 2010); e) la integración de esta información en el marco de estrategias de conservación y manejo de los páramos (ej. zonificación participativa del territorio) y de concienciación pública y educación ambiental.

Referencias

- Abadín JS, González-Prieto L, Sarmiento L, Villar MC, Carballas T.** 2002. Successional dynamics of soil characteristics in a long fallow agricultural system of the High Tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry* 34:1739-1748.
- Alvizu P.** 2004. Complejidad y Respuesta Funcional de la Vegetación de Páramo a lo largo de Gradientes Altitudinales. Tesis de Doctorado. Mérida: Postgrado en Ecología Tropical, ICAE, Universidad de los Andes.
- Aranguren A, Márquez N, Prato R, Lesenfans Y.** 1996. Use, collection, commercialization and vulnerability of two species of the genus *Oritrophium* (*Oritrophium venezuelense* and *O. peruvianum* Compositae) in the Venezuelan Andes. *Acta Botánica Venezuelica* 19:16-38.
- Aronoff S.** 1993. Geographic Information System: a management perspective. Canada: WDL Publications.
- Arita HT.** 2005. La relación especie-área (SAR), diversidad beta, escalas y auto-similaridad. <http://www.ecologia.unam.mx/laboratorios/macroecologia/Curso2007/Comunidades2007.htm>. Consultado junio 2011.
- Azócar A, Fariñas M.** 2003. Páramos. En: Aguilera M, Azócar A, González Jiménez E, editors. *Biodiversidad en Venezuela*, Tomo II. Caracas: Fundación Polar, Ministerio de Ciencia y Tecnología, FONACIT, pp716-733.
- Azócar A, Rada F.** 2006. *Ecofisiología de plantas de páramo*. Mérida: Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas. Universidad de los Andes. Editorial Litorama.
- Baruch Z.** 1984. Ordination and classification of vegetation along altitudinal gradient in the Venezuelan paramos. *Vegetatio* 55:115-126.
- Beltrán K, Salgado S, Cuesta F, León-Yáñez S, Romoleroux K, Ortiz E, Cárdenas A, Velasteguí A.** 2009. *Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador*. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Bezada M.** 1990. *Geología Glacial del Cuaternario de la Región de Santo-Domingo Pueblo Llano-Las Mesitas (Estados Mérida y Trujillo)*. Tesis de Doctorado. Caracas, Venezuela: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Centro de Estudios Avanzados.
- Briceño B, Morillo G.** 2002. Catálogo Abreviado de las plantas con flores de los páramos de Venezuela. Parte I Dicotiledóneas (MAGNOLIOPSIDA). *Acta Botánica Venezuelica*. 25(1):1-46.
- Briceño B, Morillo G.** 2006. Catálogo Abreviado de las plantas con flores de los páramos de Venezuela. Parte II Monocotiledóneas (LILIOPSIDA). *Acta Botánica Venezuelica*. 29(1):89-134
- Cleef A, Rangel O.** 1984. La vegetación del páramo del nordeste de la Sierra Nevada de Santa Marta. En: van der Hammen T, Ruíz P, editores. *Estudios de Ecosistemas Tropoandinos* 2:203-266.
- Fariñas M, Monasterio M.** 1980. La vegetación del páramo de Mucubají. Análisis de ordenamiento y su interpretación ecológica. En: Monasterio M, editora. *Estudios ecológicos en los páramos andinos*. Mérida: Ediciones de la Universidad de los Andes.
- Fariñas M.** 1996. *Análisis de la vegetación y de sus relaciones con el ambiente mediante métodos multivariantes de ordenamiento*. Mérida: Postgrado en Ecología Tropical, ICAE, Universidad de los Andes.

- González W, Llambí LD y Smith JK.** 2011. Dinámica sucesional del componente arboreo a lo largo de la zona de transición entre el bosque y el páramo en los Andes Tropicales. *Ecotrópicos* 24(1):60-79.
- Grabherr G, Gottfried M, Pauli H.** 2000. GLORIA: a global observation research initiative in alpine environments. *Mountain Research and Development* 20(2):190-191.
- Greig-Smith P.** 1983. *Quantitative Plant Ecology*. 3ª Edición. Oxford, Inglaterra: Blackwell Scientific Publications.
- Halloy SRP, Ibáñez M, Yager K.** 2011. Puntos y áreas flexibles (PAF) para inventarios rápidos del estado de la biodiversidad. *Ecología en Bolivia* 46(1):46-56.
- Hedberg I, Hedberg O.** 1979. Tropical-alpine life-forms of vascular plants. *Oikos* 33:297-307.
- Hill MO.** 1979. *DECORANA- a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal average*. Ithaca, EEUU: Ecology and Systematics, Cornell University.
- Hobbs RJ, Higgs E, Harris JA.** 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24(11):599-605.
- Huston MA.** 1994. *Biological Diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- ITC.** 2001. *ILWIS 3.0 Academic User's Guide*. Enschede: Unit Geo Software Development.
- Jiménez D, Llambí LD, Sarmiento L.** 2011. *Local regeneration niche of a woody species of shrubland in secondary succession areas of the high tropical Andes*. Yucatán, Méjico: SER Conference 2011, World Conference on Ecological Restoration.
- Kempton RA, Taylor LR.** 1978. The Q-statistics and the diversity of floras. *Nature* 275:252-253.
- Körner C, Spehn E.** 2002. *Mountain Biodiversity: a global assessment*. Boca Raton: CRC Press,
- Ladislav M, Schamineé JHJ, Rodwell JS.** 2000. Common data standards for recording relevés in field survey for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 1:769-772.
- Llambí LD, Sarmiento L.** 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria de los páramos venezolanos. *Ecotropicos* 11:1-14.
- Llambí LD, Smith JK, Pereira N, Pereira C, Valero F, Monasterio M, Dávila MV.** 2005. Participatory planning for biodiversity conservation in the High Tropical Andes: are farmers interested? *Mountain Research and Development* 25(3):200-205.
- Luteyn JL.** 1999. *Paramos: a checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature*. New York: Memoirs of the New York Botanical Garden, Vol.84.
- Magurran AE.** 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing Company.
- McCune B, Mefford MJ.** 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0*. Glenden Beach: MjM Software.
- Molinillo M, Monasterio M.** 2002. Patronos de vegetación y pastoreo en ambientes de páramo. *Ecotropicos* 15(1):19-34.
- Monasterio M.** 1980. Las Formaciones Vegetales de los Páramos de Venezuela. En: Monasterio M, editora. *Estudios*

Ecológicos en los Paramos Andinos. Mérida: Ediciones de la Universidad de los Andes, pp 93-158.

Morillo G. 2011. Familia Orchidaceae.

En: Morillo G, Briceño B, Silva J, editores. Botánica y Ecología de las Monocotiledóneas de los Páramos en Venezuela. Mérida: Universidad de Los Andes, Vol. 1:85-357.

Oyola A. 2009. *Heterogeneidad de la vegetación en un paisaje de origen glacial en el páramo de Las Cruces, Sierra de La Culata, Mérida, Venezuela*. Tesis de Maestría. Mérida: Postgrado en Ecología Tropical, ICAE, Universidad de los Andes.

Palmer MW. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71:1195-1198.

Palmer MW. 1991. Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology* 72:1512-1513.

Pittier H. 1944. Leguminosas de Venezuela. I. Papilionáceas. Caracas. Venezuela: Ministerio de Agricultura y Cría. Servicio Botánico. Boletín N° 5.

Primack RB. 2004. *A Primer of Conservation Biology*. Massachusetts: Sinauer Associates Inc.

PROVITA. 2003. *Libro Rojo de la Flora Venezolana*. Caracas: PROVITA. Fundación Polar, Instituto Botánico de Venezuela "Dr. Tobías Lásser", Conservación Internacional.

Ramírez L, Llambí LD, Schwarzkopf T, Gámez LE, Márquez N. 2009. Vegetation structure along the forest-paramo transition belt in the Sierra Nevada de Mérida: implications for understanding treeline dynamics. *Ecotropicos* 22(2):83-98.

Ramsay PM, Oxley ERB. 1997. The growth form composition of plant

communities in the Ecuadorian paramos. *Plant Ecology* 131:173-192.

Rangel JO. 2000. *Colombia, Diversidad Biótica III. La región de vida paramuna*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.

Rangel JO, Lowy P, Cleef A. 1996. Comunidades vegetales en regiones paramunas del Altiplano Cundiboyacense. En: Reyes P. et al, editores. *El Páramo: Ecosistema de alta montaña*. Bogotá: Fundación Ecosistemas Andinos, Gobernación de Boyacá.

Sabins FF. 1987. Remote sensing: principles and interpretation. New York: W.H. Freeman and Co.

Sarmiento L, Llambí LD, Escalona A, Márquez N. 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology* 166:63-74.

Sarmiento L, Llambí LD. 2011. Regeneración del páramo luego de un disturbio agrícola: una síntesis de 20 años de investigaciones en sistemas con descansos largos en la cordillera de Mérida. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 123-148.

Sklenář P, Ramsay PM. 2001. Diversity of zonal paramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions* 7:113-124.

Sklenář P, Luteyn J, Ulloa-Ulloa C, Jørgensen M, Dillon M. 2005. Flora Genérica de los Páramos. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 92:1-499.

Smith JMB, Cleef A. 1988. Composition and origins of the world's tropic alpine floras. *Journal of Biogeography* 15:631-645.

- Smith JK, Pereira N, Pereira C, Valero F, Monasterio M, Dávila MV.** 2013. Análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida en dos páramos de Venezuela: importancia para el diseño de estrategias de conservación. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN, 2013.
- Valero L.** 2010. *Efecto de la exclusión de pastoreo sobre humedales altoandinos en la Sierra Nevada de Mérida*. Tesis de Maestría. Mérida: Postgrado en Ecología Tropical, ICAE, Universidad de los Andes.
- van der Hammen T.** 1998. Páramos. En: Chaves ME, Arango N, editores. *Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997-Colombia*. Bogotá: Instituto Nacional de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio de Medio Ambiente, pp 10-37.
- van der Hammen T.** 2002. Diagnóstico, cambio global y conservación. Memorias. Tomo I, Simposio Cambio climático y su potencial impacto en los páramos. Paipa: Congreso Mundial de Páramos.
- van der Hammen T, Cleef A.** 1986. Development of the high andean paramo flora and vegetation. En: Vuilleumier F, Monasterio M, editors. *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford: Oxford University Press, pp 153-201.
- Vargas O.** 2008. *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino (El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca)*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Vareschi V.** 1970. *Flora de los Paramos de Venezuela*. Mérida: Ediciones del Rectorado, Universidad de los Andes.

Anexo

Anexo 1. **Especies clasificadas como endémicas de Venezuela, exóticas o amenazadas en los dos páramos estudiados (según Briceño y Morillo 2002 y 2006; PROVITA 2003).**

Categoría	Gavidia	Tuñame
Especies endémicas	<i>Azorella julianii</i>	<i>Azorella julianii</i>
	<i>Ageratina aristeguietae</i>	<i>Ageratina aristeguietae</i>
	<i>Ageratina jahnii</i>	<i>Chaptalia meridensis</i>
	<i>Espeletia batata</i>	<i>Espeletia nana</i>
	<i>Espeletia schultzii</i>	<i>Espeletia schultzii</i>
	<i>Hinterhubera imbricata</i>	<i>Espeletia tenorae</i>
	<i>Laennecia mimia</i>	<i>Laennecia lasseriana</i>
	<i>Monticalia apiculata</i>	<i>Espeletiopsis jajoensis</i>
	<i>Oritrophium venezuelense</i>	<i>Ruilopezia floccosa</i>
	<i>Ruilopezia floccosa</i>	<i>Draba empetroides</i>
	<i>Berberis discolor</i>	<i>Lupinus aff. minutissimus</i>
	<i>Draba lindenii</i>	<i>Lupinus aff. Pygmaeus</i>
	<i>Lupinus alopecuroides</i>	<i>Lupinus alopecuroides</i>
	<i>Carex tachirensis</i>	<i>Geranium chamaense</i>
	<i>Lupinus eromonum</i>	<i>Geranium meridense</i>
	<i>Gentianella viridis</i>	<i>Geranium venezuelae</i>
	<i>Halenia viridis</i>	<i>Stachys venezuelana</i>
	<i>Geranium chamaense</i>	<i>Acaulimalva acaulis</i>
	<i>Geranium venezuelae</i>	<i>Chaetolepis lindeniana</i>
	<i>Stachys venezuelana</i>	<i>Agrostis jahnii</i>
	<i>Achiacne pulvinata</i>	<i>Poa aff. petrosa</i>
	<i>Agrostis jahnii</i>	<i>Poa boxiana</i>
	<i>Poa petrosa</i>	<i>Monnina meridensis</i>
	<i>Monnina meridensis</i>	
	<i>Valeriana parviflora</i>	

Anexo 1. **Especies clasificadas como endémicas de Venezuela, exóticas o amenazadas en los dos páramos estudiados (según Briceño y Morillo 2002 y 2006; PROVITA 2003).**

Categoría	Gavidia	Tuñame
<i>Especies exóticas</i>	<i>Phytolacca octandra</i>	<i>Calamagrostis pittieri</i>
	<i>Poa annua</i>	<i>Poa annua</i>
	<i>Rumex acetosella</i>	<i>Rumex acetosella</i>
	<i>Mimulus glabratus</i>	<i>Taraxacum officinalis</i>
<i>Especies amenazadas</i>	<i>Espeletia batata</i>	<i>Espeletia tenorae</i>
	<i>Senecio formosus</i>	<i>Senecio formosus</i>
	<i>Oritrophium venezuelense</i>	<i>Acaulimalva acaulis</i>
	<i>Arcytophillum nitidum</i>	<i>Bartsia laniflora</i>
	<i>Bartsia laniflora</i>	

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Zapata G, Branch L, 2014. Evaluación de los factores determinantes de presencia – ausencia de los carnívoros en los Andes ecuatorianos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Evaluación de los factores determinantes de presencia – ausencia de los carnívoros en los Andes ecuatorianos

Galo Zapata Ríos
y Lyn C. Branch

Department of Wildlife Ecology and Conservation,
University of Florida

Resumen

Muestreos de carnívoros utilizando estaciones olfativas, trampas fotográficas y muestreos de reconocimiento se llevaron a cabo en los Andes septentrionales del Ecuador. Se conoce que nueve especies de carnívoros existen en los Andes ecuatorianos (puma, gato de pajonal, lobo de páramo, comadreja andina, comadreja colombiana, zorrillo, coatí de montaña, nutria neotropical y oso de anteojos). Un total de seis especies fueron registradas. El gato de pajonal, la comadreja colombiana y la nutria Neotropical fueron las especies que no fueron registradas. Los análisis de los datos sugieren que la “distancia a la casa más cercana”, la “distancia a carreteras” y la “presencia de especies de carnívoros exóticos” (perros y gatos ferales) son las variables más importantes para explicar la presencia de las especies de carnívoros nativos en los ecosistemas de páramo del Ecuador septentrional.

Palabras clave:

modelos de ocupación de parche, **especies exóticas**, trampas fotográficas
mamíferos, páramo.

Abstract

Carnivore surveys using scent stations, camera traps and reconnaissance surveys were carried out in five study areas in the northern Ecuadorian Andes. Nine species of carnivores are known to occur in the Ecuadorian Andes (puma, pampas cat, Andean fox, long-tailed weasel, Colombian weasel, striped hog-nosed skunk, mountain coati, neotropical river otter, and Andean bear).

A total of six species were recorded. The pampas cat, the Colombian weasel, and the Neotropical river otter were the three species that were not recorded. Data analysis suggests that the “distance to the nearest house”, the “distance to roads”, and the “presence of exotic carnivore species” (feral cats and dogs) are the most important variables that explain the presence of native carnivore species in the paramo ecosystem of northern Ecuador.

Keywords

patch occupancy models, exotic species, camera traps, mammals, paramo.

Introducción

Para desarrollar estrategias de conservación efectivas es esencial entender por qué ciertas especies están al borde de la extinción, mientras que otras se mantienen relativamente en buen estado de conservación (Cardillo *et al.* 2004). En los cada vez más extensos paisajes dominados por actividades humanas, los carnívoros están considerados como especies particularmente vulnerables a la extinción local por sus áreas de vida grandes, sus densidades bajas y la persecución de los seres humanos (Sunquist y Sunquist 2001; Crooks 2002; Virgós *et al.* 2002; Randa y Yungler 2006). La extinción local de estos depredadores de los paisajes naturales genera cascadas tróficas que alteran la estructura de las comunidades ecológicas. Por ejemplo, explosiones demográficas de mesodepredadores y depredadores de semillas han sido reportadas luego de la desaparición de depredadores grandes como jaguares, pumas y coyotes (e.g., Terborgh 1988; Dirzo y Miranda 1990; Crooks y Soulé 1999). Mientras tanto, en los Andes, el efecto de regulación del tamaño poblacional de camélidos por depredadores como los pumas ha sido estudiado en la Patagonia (Donadio *et al.* 2010). Actualmente, la función ecológica de los grandes depredadores en el mantenimiento de la estructura de las comunidades terrestres es reconocida y la necesidad de conservar procesos ecológicos como la depredación es cada vez más aceptada.

Por otra parte, los mamíferos carnívoros son difíciles de estudiar porque existen en densidades muy bajas, son elusivos y crípticos (Wilson *et al.* 1996; Sargeant *et al.* 1998). Como consecuencia, la historia natural de la mayor parte de especies y su respuesta a los disturbios antropogénicos es muy poco conocida (Weber y Rabinowitz 1996; Woodroffe 2000; Ginsberg 2001). Es importante tomar en cuenta, que aunque todos los carnívoros son considerados miembros de un mismo gremio ecológico, su respuesta a los disturbios antropogénicos varía considerablemente de una especie a otra. Muchas de éstas, por ejemplo, son muy sensibles a los efectos negativos

de las actividades humanas, mientras que otras son muy tolerantes a ellas, e incluso algunas se ven beneficiadas al vivir en áreas disturbadas y existen en densidades muy altas en áreas urbanas (Crooks 2002; Cardillo 2003; Virgós *et al.* 2002; Carbone *et al.* 2007).

Las diferencias en las características intrínsecas e historias de vida de cada especie (e.g. tamaño corporal, especialización de hábitat) han sido propuestas como el factor más importante para determinar el riesgo de extinción en los carnívoros (Woodroffe 2001; Cardillo *et al.* 2004; McNab 2006; Carbone *et al.* 2007). Por ejemplo, especies de tamaño corporal pequeño son menos vulnerables a la extinción por sus tasas reproductivas altas y áreas de vida más pequeñas (Ceballos y Brown 1995; Cardillo 2003; Purvis *et al.* 2000). De la misma manera, las especies que son especialistas de hábitat son más vulnerables a la extinción debido a su gran sensibilidad a cambios pequeños en su entorno (Arita *et al.* 1990; Purvis *et al.* 2001; Ceballos y Erlich 2002).

Los carnívoros de los Andes tropicales, en especial de los Andes ecuatorianos, son probablemente el grupo de mamíferos neotropicales menos conocido. Este grupo está compuesto por nueve especies lobo de páramo (*Lycalopex culpaeus*), puma (*Puma concolor*), gato de pajonal (*Leopardus pajeros*), zorrillo (*Conepatus semistriatus*), comadreja andina (*Mustela frenata*), comadreja colombiana (*M. felipei*), coatí de montaña (*Nasuella olivacea*), nutria neotropical (*Lontra longicaudis*), y oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) (Tirira 2007). El conocimiento de la historia natural de estas especies es anecdótica y proviene de reportes de naturalistas y cazadores con excepción del oso de anteojos (e.g. Suárez 1988; Cuesta *et al.* 2003; Clark 2004; Kattan *et al.* 2004; Peralvo *et al.* 2005). En el caso de algunas especies (comadreja colombiana, coatí de montaña), éstas se conocen a partir de unos pocos especímenes depositados en museos.

Área de estudio

La mayoría de las especies de carnívoros andinos ecuatorianos han sido categorizados como especies amenazadas y además varias son endémicas de los Andes tropicales (Tirira 2011). En la mayor parte de su ámbito de distribución en el Ecuador estas especies ocupan una variedad de hábitats montanos y altoandinos (entre 2.000 y 5.000 msnm aproximadamente). Sus áreas de vida coinciden con áreas de elevada densidad poblacional humana. Consecuentemente, los carnívoros andinos afrontan una serie de amenazas relacionadas con la presencia humana, particularmente pérdida y fragmentación de hábitat y la cacería.

En este contexto, los principales objetivos de este estudio fueron: i. Determinar que variables de paisaje (incluyendo variables de hábitat y medidas de impacto humano) influyen en la presencia - ausencia de los carnívoros andinos; y ii. Determinar si existen umbrales en estas variables de paisaje que determinen la presencia de estas especies.

Los Andes ecuatorianos es una de las regiones más ricas en términos de diversidad biológica en el mundo (Gentry 1982; Fjeldså 1994; Duellman 1999; Young *et al.* 2002). Al mismo tiempo, han sido habitados por poblaciones humanas durante milenios por lo cual son considerados paisajes culturales (Mayer-Oakes y Bell 1960; Miller y Hill 1990; Sarmiento y Frolich 2002; Fjeldså 2007). A pesar de esta larga historia de ocupación humana, la destrucción de hábitats para ampliar la frontera agrícola y permitir el crecimiento poblacional fue severa recién durante el siglo pasado. Estudios actuales estiman que entre 80 y 85% de los hábitats nativos andinos han desaparecido (Svenning 1998; Hofstede *et al.* 2002; Sarmiento 2002). Esto ha producido un “punto caliente” de amenaza y extinción para la biota endémica de la región (Mittermeier *et al.* 1998; Myers *et al.* 2000). El área de estudio está localizada en varias localidades de los Andes septentrionales del Ecuador (El Cedral, El Inga, El Morán, Filo Curiquingue, Fuya-Fuya, Guaytaloma, Paschoa y San Marcos) como se muestra en la Figura 1. El área de estudio, en términos de regímenes de manejo, representa un mosaico de áreas protegidas, haciendas y territorios indígenas. Los principales tipos de vegetación incluyen páramos (e.g., arbustivos, de pajonal, de frailejones) y parches de bosque, dominados por especies como *Polylepis* spp., *Gynoxis* spp. y *Oreopanax* spp. (Luteyn 1999). En términos de uso del suelo, el área de estudio es un mosaico de áreas agrícolas, plantaciones de árboles exóticos (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*) y parches de vegetación nativa (bosques, arbustales y pastizales) que se encuentran entremezcladas con asentamientos humanos, carreteras, humedales y ríos. El clima en el área es muy poco estacional, con un rango de precipitación anual entre 520 y 2.700 mm, y una temperatura mensual promedio entre 12 y 14 °C (Winckell *et al.* 1997; Sarmiento y Frolich 2002).

Metodología

Figura 1. Mapa topográfico del área de estudio y las localidades de muestreo en los Andes septentrionales del Ecuador.

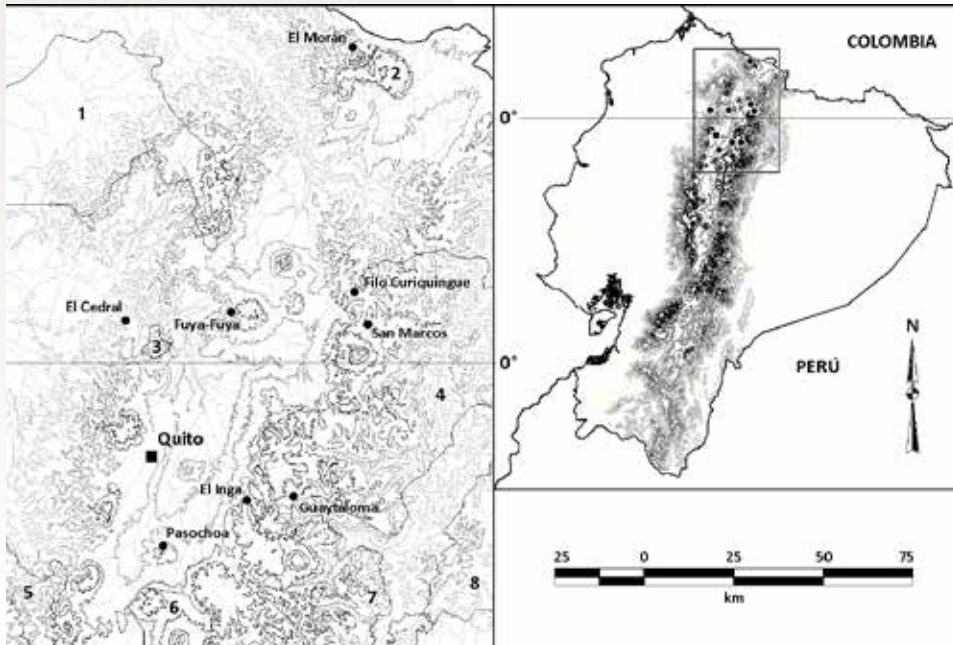
El Cedral (00°06'51"N, 78°34'12"W),
El Inga (00°20'07"S, 78°15'57"W),
El Morán (occidente de La Esperanza; 00°47'58"N,
78°00'06"W), Filo Curiquingue
(oriente de Zuleta; 00°11'32"N, 77°59'55"W);
Fuya-Fuya (occidente de Mojanda;
00°08'06"N, 78°18'31"W),
Guaytaloma (norte de Papallacta;
00°19'31"S, 78°08'53"W),
Pasochoa (00°27'20"S, 78°29'10"W)
y San Marcos (00°06'19"N, 77°57'43"W).

Se indican además los límites de las áreas protegidas:

1. Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas,
2. Reserva Ecológica El Ángel
3. Reserva Geobotánica Pululahua,
4. Parque Nacional Cayambe Coca,
5. Reserva Ecológica Ilinizas,
6. Parque Nacional Cotopaxi,
7. Reserva Ecológica Antisana y
8. Parque Nacional Sumaco Napo Galeras.

Entre noviembre de 2008 y marzo de 2010, se realizaron muestreos de carnívoros en áreas de 20 x 20 km en las localidades de estudio. Todos los muestreos se realizaron a una altura mayor a los 3.000 msnm, en áreas que fueron seleccionadas por representar un mosaico con distintos tipos de vegetación natural y disturbada. Para determinar la presencia de las especies de carnívoros se utilizaron estaciones olfativas, trampas fotográficas (Bushnell Trail Sentry **II-9204**) y senderos de reconocimiento para registrar el mayor número de especies posibles (e.g. Hall *et al.* 1998; White y Edwards 2000; York *et al.* 2001; Maestas *et al.* 2003; Karanth *et al.* 2006; Barea-Azcón *et al.* 2007).

Las estaciones olfativas son trampas de huellas que consisten en 1 m² de tierra cercada con un atrayente localizado en el centro, generalmente orina de carnívoro disponible comercialmente (<http://www.predatorpee.com/>). Cuando los carnívoros se acercan a olfatear el atrayente dejan sus huellas grabadas en la tierra (e.g., Maestas



et al. 2003; Barea-Azcón *et al.* 2007). Las trampas fotográficas son sistemas que capturan imágenes de fauna silvestre a través de cámaras fotográficas conectadas a sensores de movimiento y han sido utilizadas exitosamente en áreas tropicales en todo el mundo para estudiar especies raras y difíciles de detectar (e.g., York *et al.* 2001; Karanth *et al.* 2006). En los muestreos de reconocimiento, se registran observaciones directas e indirectas (e.g., huellas, excrementos, rasguños) a lo largo de senderos preexistentes (Hall *et al.* 1998a; White y Edwards, 000).

Paralelamente a los muestreos de carnívoros se realizó una caracterización del hábitat. Con este fin se colectó información a distintas escalas sobre variables de paisaje y medidas de impacto humano (e.g. tipos de vegetación, presencia - ausencia de especies exóticas –gatos y perros–, proporción de cobertura vegetal nativa, número de parches de vegetación, borde total, distancia a la carretera más cercana, distancia a la casa más cercana). Las variables se midieron en mapas topográficos, imágenes satelitales y mediciones en el campo (Tabla 1).

Tabla 1. **Variables utilizadas para la caracterización del hábitat e incluidas como covariables en los modelos de presencia – ausencia.**

Variable	Set explicatorio	Escala	Fuente
Distancia al parche de vegetación nativa más cercana (> 5 km ²)	Fragmentación	Paisaje	Imagen Landsat*
Proporción de hábitat nativo	Pérdida de hábitat	Área de vida	Imagen Landsat
Número de parches	Fragmentación	Área de vida	Imagen Landsat
Borde total	Fragmentación	Área de vida	Imagen Landsat
Tipo de vegetación (nativa o antropogénica)	Pérdida de hábitat	Punto de muestreo	Medición de campo
Tamaño del parche (si la especie se registró en vegetación nativa)	Fragmentación	Punto de muestreo	Imagen Landsat
Distancia al parche más cercano (si la especie se registró en la matriz)	Fragmentación	Punto de muestreo	Imagen Landsat
Distancia a la carretera más cercana	Medidas de impacto humano	Paisaje	Cartas topográficas
Distancia a la casa más cercana	(e.g., cacería, enfermedades, competencia)	Paisaje	Cartas topográficas
Presencia de especies exóticas (e.g., perros, gatos)	competencia)	Punto de muestreo	Observaciones directas e indirectas

* Landsat ETM+ LE70100592008071EDC00, p10r59, CC = 32%, L1T, 03/11/08, USGS; Landsat ETM+ LE70100592009089EDC00, p10r59, CC = 46%, L1T, 03/30/09, USGS; Landsat ETM+ LE70100602007212EDC00, p10r60, CC = 40%, L1T, 07/31/2007, USGS; y Landsat ETM+ LE70100602009249ASN00, p10r60, CC = 41%, L1T, 09/06/09, USGS.

Resultados y discusión

La probabilidad de detección de las especies de carnívoros fue la variable dependiente de los análisis para determinar que variables son las más importantes para explicar su presencia y ausencia. Los efectos de las variables de paisaje sobre la presencia – ausencia de las especies fue evaluado modelos de ocupación de parche (MacKenzie *et al.* 2002; MacKenzie y Royle 2005; MacKenzie *et al.* 2006). Los modelos de ocupación fueron desarrollados para entender patrones de distribución y abundancia de fauna silvestre tomando en cuenta que la detección de los animales es imperfecta. Los modelos utilizan información de observaciones repetidas (historias de captura) para estimar tasas de detectabilidad y ocupación. Las regresiones logísticas se utilizan para modelar la probabilidad de un evento dependiente binario (en este caso, presencia y ausencia) con base en una serie de variables predictoras independientes. Tanto los modelos de ocupación como la regresión logística permiten utilizar covariables (en este caso las variables de paisaje y de impacto humano) para evaluar la probabilidad de detección de las especies de interés. Para determinar si existen umbrales en las variables de paisaje y de impacto humano que determinan la presencia de los carnívoros se utilizaron regresiones segmentadas. En esta prueba estadística dos o más líneas son juntadas en puntos conocidos como puntos de ruptura, los cuales representan los umbrales (Toms y Lesperance 2003; Homan *et al.* 2004).

Los modelos de ocupación se construyeron utilizando el programa PRESENCE (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html>), y las regresiones segmentadas con STATISTICA (<http://www.statsoft.com>). Los análisis de las imágenes satelitales se llevaron a cabo con IDRISI (<http://www.clarklabs.org>) y las variables de paisaje (e.g. número de parches, borde total, proporción de hábitats nativos) se midieron utilizando FRAGSTATS (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats>).

De las nueve especies de carnívoros que existen en el área de estudio, se registraron seis. Las tres especies que no se registraron fueron la comadreja colombiana, la nutria Neotropical y el gato de pajonal. La comadreja colombiana es una especie que se conoce a partir de tres registros de museo y se desconoce su historia natural, aunque se cree que es acuática (Izoz y de la Torre 1978; Albuja y Rageot 2005; Tirira 2007). Si es de hábitos acuáticos, la metodología utilizada en este estudio no es la más apropiada para detectarla. La misma situación se aplica a la nutria neotropical que también es una especie de hábitos acuáticos y de la cual se tienen pocos registros en los Andes sobre los 3.000 msnm (Castro Revelo y Zapata Ríos 2001; Tirira 2007). El caso del gato de pajonal es completamente diferente al de las dos especies anteriores. Existen registros de museo suficientes para concluir que está ampliamente distribuido en los Andes ecuatorianos. Sin embargo, no se obtuvo ni un solo registro de la especie. Probablemente esta especie ha sido extirpada en grandes áreas de su distribución histórica en el país.

Con las estaciones olfativas, trampas fotográficas y senderos de reconocimiento se registraron lobos de páramo (número de detecciones, $n = 1.682$), zorrillos ($n = 2.234$), osos de anteojos ($n = 11$) y pumas ($n = 129$) (Figura 2). La comadreja andina ($n = 392$) fue registrada con las estaciones olfativas y los muestreos de reconocimiento (no se obtuvieron registros fotográficos de esta especie). Finalmente, el coatí de montaña ($n = 629$) fue registrado únicamente con los muestreos de reconocimiento, a través de observaciones directas e indirectas (huellas y signos) (Figura 3). Además de las especies de carnívoros de interés directo para este estudio, se registraron otras especies de mamíferos de mucha importancia para el funcionamiento de los ecosistemas altoandinos (guanta de altura, *Cuniculus taczanowskii*; tapir de montaña, *Tapirus pinchaque*; venado colorado enano, *Mazama rufina*; y ciervo enano, *Pudu mephistophiles*). En

el caso de esta última especie, se realizó un solo registro.

Los modelos de ocupación que mejor se ajustaron para explicar la presencia - ausencia de las especies de carnívoros variaron de una especie a otra (en estos análisis no se incluyó al oso de anteojos por existir muy pocos registros de esta especie). Con excepción del puma, la presencia de especies exóticas parece ser la principal variable que explica la presencia de las especies de carnívoros andinos en las localidades de muestreo (la presencia

Figura 2 (esta página). **Especies de carnívoros registrados con trampas fotográficas (zorrillo, *Conepatus semistriatus*; lobo de páramo, *Lycalopex culpaeus*; oso de anteojos, *Tremarctos ornatus*; y puma, *Puma concolor*).**

Figura 3 (siguiente página). **Huellas de cuchucho andino (*Nasuella olivacea*); Guaytaloma, 3.682 msnm (00°19'16"S, 78°08'41"W).**



de las especies exóticas se incluyó en los modelos como una variable predictiva continua, la probabilidad de detección). Otras variables que son importantes de acuerdo a los modelos de ocupación son la proporción de hábitat nativo y la distancia a carreteras y a casas (que son dos medidas correlacionadas e indicativos indirectos del impacto de las actividades humanas) (Tabla 2). En el caso del coatí de montaña, la regresión logística modela la probabilidad de detección de esta especie como una función decreciente dependiente de la probabilidad de detectar especies exóticas

($\beta_0 = 1,72$; $SE_{[\beta_0]} = 0,365$ y $\beta_1 = 0,41$; $SE_{[\beta_1]} = 0,146$; donde β_0 es el intercepto, β_1 es el coeficiente de regresión, y SE es el error estándar).

Las regresiones por segmentos identificaron una serie de puntos de quiebre para cada una de las especies (en relación a la variable que mejor explica su presencia). En el caso del puma existe un punto de quiebre aproximadamente a 500 m (489, $SE = 31$) de distancia de la carretera más cercana (Figura 4a). El lobo de páramo, mientras tanto, presenta un umbral de presencia



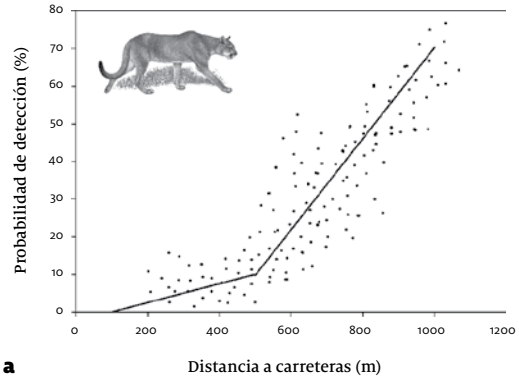
Tabla 2. **Modelos de ocupación de carnívoros seleccionados con AIC (Criterio de Información de Akaike; Burnham y Anderson 2002).**

Ψ , ocupación; p , probabilidad; ΔAIC , delta AIC; w_i , peso proporcional del modelo. El AIC está basado en el principio de parsimonia y mide el ajuste de los modelos y su complejidad. Por ejemplo, si existen dos modelos con el mismo valor de ajuste, pero distinto número de parámetros, el AIC favorece el modelo con el menor número de parámetros. Cuando existen dos modelos con el mismo número de parámetros pero distinto valor de ajuste, el AIC favorece el modelo con valor de ajuste más pequeño. El ΔAIC , delta AIC, es la diferencia en los valores de AIC entre los modelos bajo consideración y el modelo con el valor más pequeño de AIC (el modelo con el mejor ajuste). Cuando la diferencia en el valor de ΔAIC entre modelos es mayor a 2, esta diferencia se considera significativa. El w_i , o peso proporcional del modelo, es un indicador de que tan robusto es un modelo con respecto a los otros. Mientras mayor es el valor proporcional, más robusto es el modelo.

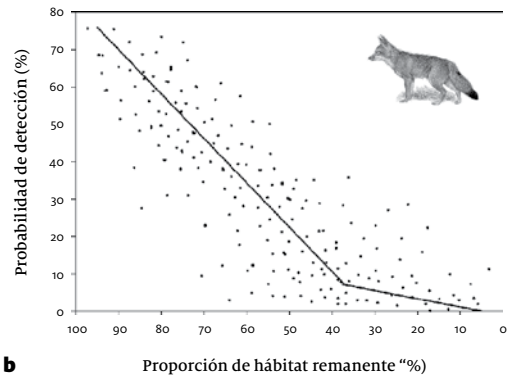
Especies / modelos seleccionados	AIC	ΔAIC	w_i
Puma			
Ψ (prop. hábitat) p (dist. casas + dist. carreteras)	187,02	0,00	0,43
Ψ (prop. hábitat) p (dist. casas)	188,81	1,78	0,18
Ψ (prop. hábitat) p (dist. carreteras)	189,96	2,93	0,10
Ψ (dist. parche veg.) p (dist. casas)	190,50	3,47	0,08
Ψ (dist. parche veg.) p (dist. casas + dist. carreteras)	191,72	4,70	0,04
Lobo de páramo			
Ψ (sp.exóticas) p (dist. casas)	189,68	0,00	0,32
Ψ (sp. exóticas) p (dist. casas + dist. carreteras)	190,27	0,59	0,24
Ψ (prop. hábitat) p (dist. casas + dist. carreteras)	192,03	2,35	0,16
Ψ (prop. hábitat) p (dist. casas + sp. exóticas)	192,47	2,78	0,13
Ψ (.) p (dist. casas + dist. carreteras)	193,25	3,57	0,09
Comadreja andina			
Ψ (.) p (sp.exóticas)	199,92	0,00	0,25
Ψ (.) p (sp.exóticas + dist. casas)	201,81	1,89	0,16
Ψ (.) p (dist. casas)	202,82	2,90	0,09
Ψ (tipo veg.) p (sp.exóticas)	203,32	3,40	0,30
Ψ (tipo veg.) p (dist. casas)	203,34	3,42	0,29
Zorrillo			
Ψ (.) p (sp.exóticas)	182,20	0,00	0,36
Ψ (.) p (dist. casas)	183,64	1,44	0,28
Ψ (.) p (dist. carreteras + sp. exóticas)	184,33	2,13	0,20
Ψ (tipo de veg.) p (sp. exóticas)	185,16	2,96	0,13
Ψ (tipo de veg.) p (dist. casas)	189,27	7,07	0,01

Figura 4. **Puntos de quiebre obtenidos a través de regresiones segmentadas.**

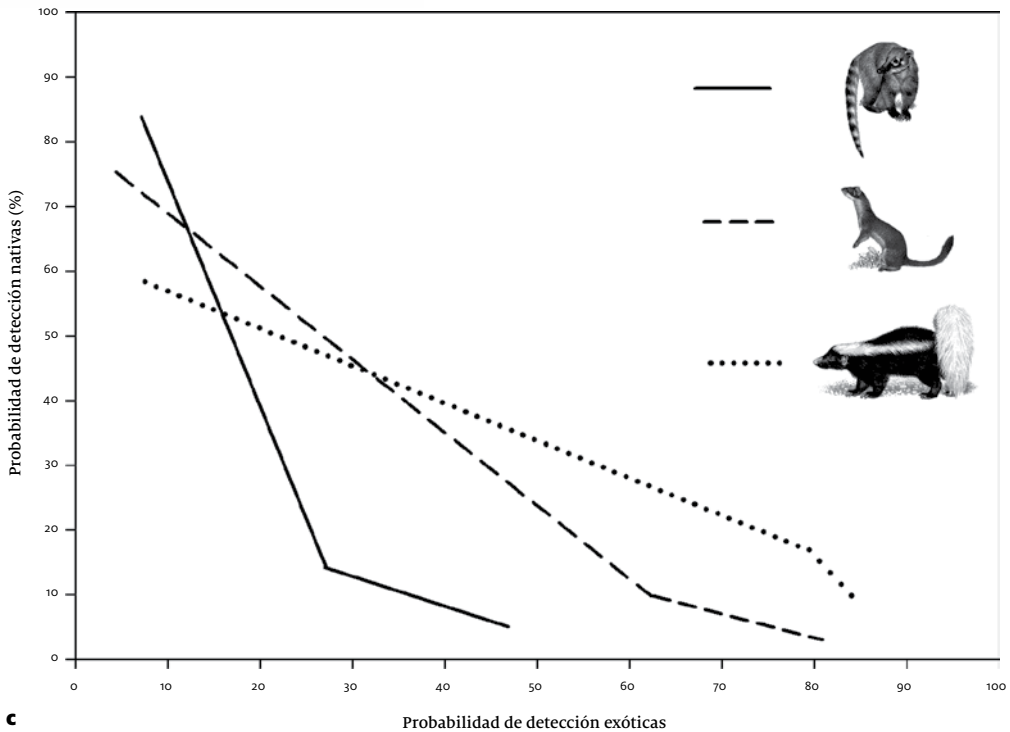
Las cinco especies incluidas en los análisis presentan umbrales de presencia en su respuesta a variables de hábitat y de impacto humano (distancia a la carretera más cercana, 4a; proporción de hábitat remanente, 4b). La respuesta de los coatíes de montaña, comadrejas andinas y zorrillos a la presencia de especies exóticas (gatos y perros) también varía, y los puntos de quiebre son muy diferentes entre especies (4c).



a



b



c

con respecto a la proporción de hábitat remanente (40 %, SE = 7; Figura 4b). Los umbrales de las otras tres especies (coatí de montaña, comadreja andina y zorrillo) se analizaron en el contexto de la presencia de las especies exóticas. Si bien existen puntos de quiebre para las tres especies (Figura 4c), su respuesta a la presencia de gatos y perros es sumamente variable, siendo los coatíes de montaña muy sensibles y los zorrillos muy “resistentes”.

Las actividades humanas son los determinantes principales de la presencia o ausencia de los carnívoros andinos en los Andes septentrionales del Ecuador. Los modelos de ocupación sugieren que distancia a casas, distancia a carreteras, presencia de especies introducidas son más importantes que factores ecológicos como el tipo de vegetación, el tamaño de los remanentes de vegetación nativa, la configuración de los hábitats. La naturaleza de las actividades humanas relacionadas con casas y carreteras (e.g. cacería, tráfico pesado, ruido) están seguramente determinando la abundancia y el comportamiento de las especies y la conectividad entre poblaciones de carnívoros. Existen otros impactos humanos importantes en los páramos que no fueron

tomados en cuenta en este estudio. El efecto de las quemas de los pajonales, por ejemplo, debe tener una incidencia significativa en los patrones de ocupaciones de las especies de fauna silvestre.

Los resultados sugieren también que las especies exóticas como los gatos y perros ferales afectan la presencia de las especies nativas. Los mecanismos en este punto no son claros, pero pueden incluir competencia, interferencia, depredación y transmisión de enfermedades (Laurenson *et al.* 1998; Leite-Pitman *et al.* 2003; Mitchell y Banks 2005; Fiorello *et al.* 2006; Ferreyra *et al.* 2009; Vanak y Gompper 2009; van Heezik *et al.* 2010). El impacto de las especies exóticas siempre ha estado relacionado con ecosistemas insulares (e.g. Gottdenker *et al.* 2005; Harris *et al.* 2006) y poca atención se ha puesto en regiones continentales. Sin embargo, los ecosistemas altoandinos representan islas altitudinales (Burke 2003) que se encuentran aisladas de regiones similares (*inselbergs*), potencialmente incrementando su vulnerabilidad a la introducción de especies exóticas y a otras actividades antropogénicas como la cacería y la destrucción del hábitat.

Agradecimientos

El presente estudio se realizó gracias a las becas de investigación del Proyecto Páramo Andino y The Compton Foundation.

Además, el apoyo del Ministerio del Ambiente del Ecuador, Wildlife Conservation Society y varios programas de University of Florida (The Program for Tropical Studies and Conservation, PTSC; The Amazon Conservation Leadership Initiative, ACLI y The Tropical Conservation & Development Program, TCD) fueron fundamentales para realizar este estudio.

Referencias

- Albuja L, Rageot R.** 2005. Nuevos registros de *Mustela felipei* (Carnivora: Mustelidae) para el Ecuador. *Politécnica* 26:170-172.
- Arita HT, Robinson JG, Redford KH.** 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology* 4:181-192.
- Barea-Azcón JM, Virgós E, Ballesteros-Duperón E, Moleón M, Chiroso M.** 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.
- Burke A.** 2003. Inselbergs in a changing world - global trends. *Diversity and Distributions* 9:375-383.
- Burnham KP, Anderson DR.** 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach*. New York, USA: Springer Verlag.
- Carbone C, Teacher A, Rowcliffe JM.** 2007. The costs of carnivory. *Plos Biology* 5:1-6.
- Cardillo M.** 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6:63-69.
- Cardillo M, Purvis A, Sechrest W, Gittleman JL, Bielby J, Mace GM.** 2004. Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Plos Biology* 2:909-914.
- Castro-Revelo I, Zapata-Ríos G.** 2001. New altitudinal record for *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in Ecuador. *Mammalia* 65:237-239.
- Ceballos G, Brown JH.** 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism and endangerment. *Conservation Biology* 9:559-568.
- Ceballos G, Ehrlich PR.** 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296:904-907.
- Clark MR.** 2004. Using the spectacled bear as a conservation tool in the Condor Bioreserve, Ecuador. *Journal of Sustainable Forestry* 18:223-236.
- Crooks KR.** 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502.
- Crooks KR, Soulé M.** 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- Cuesta F, Peralvo MF, van Manen FT.** 2003. Andean bear habitat use in the Oyacachi river basin, Ecuador. *Ursus* 14:198-209.
- Dirzo R, Miranda A.** 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to J.W. Terborgh. *Conservation Biology* 4:444-447.
- Donadio E, Novaro AJ, Buskirk SW, Wurstten A, Vitali MS, Monteverde MJ.** 2010. Evaluating a potentially strong trophic interaction: pumas and wild camelids in protected areas of Argentina. *Journal of Zoology* 280:33-40.
- Duellman WE.** 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. En: Duellman WE, editor. *Patterns of Distribution of Amphibians: a global perspective*. Baltimore, USA: John Hopkins University Press, pp 255-328.
- Ferreira H, Calderón MG, Marticorena D, Marull C, Barrios CL.** 2009. Canine distemper infection in crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) from Argentina. *Journal of Wildlife Diseases* 45:1158-1162.

- Fiorello CV, Noss AJ, Deem SL.** 2006. Demography, hunting ecology, and pathogen exposure of domestic dogs in the Isoso of Bolivia. *Conservation Biology* 20:762-771.
- Fjeldså J.** 1994. Geographical patterns for relict and young species of birds in Africa and South America and implications for conservation priorities. *Biodiversity and Conservation* 3:207-226.
- Fjeldså J.** 2007. The relationship between biodiversity and population centres: the high Andes region as an example. *Biodiversity and Conservation* 16:2739-2751.
- Gentry A.** 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557-593.
- Ginsberg JR.** 2001. Setting priorities for carnivore conservation: what makes carnivores different? En: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK, editors. *Carnivore Conservation*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp 498-523.
- Gottdenker NL, Walsh T, Vargas H, Merkel J, Jiménez GU, Miller RE, Dailey M, Parker PG.** 2005. Assessing the risk of introduced chickens and their pathogens to native birds in the Galapagos Archipelago. *Biological Conservation* 126:429-439.
- Hall J, Saltonstall K, Inogwabini B, Omari I.** 1998. Distribution, abundance and conservation status of Grauer's gorilla. *Oryx* 32:122-130.
- Harris DB, Gregory SD, Macdonald DW.** 2006. Space invaders? A search for patterns underlying the coexistence of alien black rats and Galapagos rice rats. *Oecologia* 149:276-288.
- Hofstede R, Coppus R, Mena Vásconez P, Segarra P, Wolf J, Sevink J.** 2002. El estado de conservación de los páramos de pajonal en el Ecuador. *Ecotropicos* 15:3-18.
- Homan RN, Windmiller BS, Reed JM.** 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14:1547-1553.
- Izor RJ, de la Torre L.** 1978. A new species of weasel (*Mustela*) from the highlands of Colombia, with comments on the evolution and distribution of South American weasels. *Journal of Mammalogy* 59: 92-102.
- Karanth KU, Nichols JD, Kumar NS, Hines JE.** 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87:2925-2937.
- Kattan GH, Hernández OL, Goldstein I, Rojas V, Murillo O, Gómez C, Restrepo H, Cuesta F.** 2004. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx* 38: 155-163.
- Laurenson K, Sillero-Zubiri C, Thompson H, Shiferaw F, Thirgood S, Malcolm JR.** 1998. Disease as a threat to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs, and canine pathogens. *Animal Conservation* 1:273-280.
- Leite-Pitman MRP, Nieto FV, Davenport L.** 2003. Amenaza de enfermedades epidémicas a la conservación de carnívoros silvestres en la Amazonía peruana. En: Leite-Pitman MRP, Pitman NCA, Álvarez P, editores. *Alto Purús: Biodiversidad, Conservación y Manejo*. Lima, Perú: Center for Tropical Conservation, pp 227-231.

- Luteyn JL.** 1999. *Paramos: a checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature*. New York, USA: New York Botanical Garden. Vol.84.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA.** 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE.** 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. San Diego, USA: Academic Press.
- MacKenzie DI, Royle JA.** 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- Maestas JD, Knight RL, Gilgert WC.** 2003. Biodiversity across a rural land-use gradient. *Conservation Biology* 17:1425-1434.
- Mayer-Oakes WJ, Bell RE.** 1960. Early man site found in highland Ecuador. *Science* 131:1805-1806.
- McNab BK.** 2006. The energetics of reproduction in endotherms and its implication for their conservation. *Integrative and Comparative Biology* 46:1159-1168.
- Miller GR, Gill AL.** 1990. Zooarchaeology at Pirincay, a Formative period site in highland Ecuador. *Journal of Field Archaeology* 17:49-68.
- Mitchell BR, Banks PB.** 2005. Do wild dogs exclude foxes? Evidence for competition from dietary and spatial overlaps. *Austral Ecology* 30:581-591.
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB, Olivieri S.** 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12:516-520.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Peralvo MF, Cuesta F, van Manen FT.** 2005. Delineating priority habitat areas for the conservation of Andean bears in northern Ecuador. *Ursus* 16:222-233.
- Purvis A, Gittleman JL, Cowlshaw G, Mace GM.** 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London* 267:1947-1952.
- Purvis A, Mace GM, Gittleman JL.** 2001. Past and future carnivore extinctions: a phylogenetic perspective. *En: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK, editors. Carnivore Conservation*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp 11-34.
- Randa LA, Yungler JA.** 2006. Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy* 87:1154-1164.
- Sargeant GA, Johnson DH, Berg WE.** 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management* 62:1235-1245.
- Sarmiento FO.** 2002. Anthropogenic change in the landscapes of highland Ecuador. *The Geographical Review* 92:213-234.
- Sarmiento FO, Frolich LM.** 2002. Andean cloud forest tree lines: naturalness, agriculture and the human dimension. *Mountain Research and Development* 22:278-287.
- Suárez L.** 1988. Seasonal distribution and food habits of spectacled bears *Tremarctos ornatus* in the highlands of Ecuador. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 23:133-136.
- Sunquist M, Sunquist F.** 2001. Changing landscapes: consequences for

- carnivores. En: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK, editors. *Carnivore Conservation*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp 399-418.
- Svenning JC.** 1998. The effect of land-use on the local distribution of palm species in an Andean rainforest fragment in northwestern Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 7:1529-1537.
- Terborgh JW.** 1988. The big things that run the world: a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2:402-403.
- Tirira D, editor.** 2011. *Libro Rojo de los Mamíferos del Ecuador*. Quito, Ecuador: Fundación Mamíferos y Conservación – Pontificia Universidad Católica del Ecuador – Ministerio del Ambiente.
- Tirira D.** 2007. *Mamíferos del Ecuador*. Quito, Ecuador: Editorial Murciélagos Blanco.
- Toms JD, Lesperance ML.** 2003. Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds. *Ecology* 84:2034-2041.
- Vanak AT, Gompper ME.** 2009. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review* 39:265-283.
- van Heezik Y, Smyth A, Adams A, Gordon J.** 2010. Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* 143:121-130.
- Virgós E, Tellería JL, Santos T.** 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in Central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11:1065-1079.
- Weber W, Rabinowitz AR.** 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology* 10:1046-1054.
- White L, Edwards A, editors.** 2000. *Conservation Research in the African rain forests: a technical handbook*. New York, USA: Wildlife Conservation Society.
- Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS.** 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: standard methods for mammals*. Washington, USA: Smithsonian Institution Press.
- Winckell A, Zebrowski C, Sourdat M.** 1997. *Las Regiones y Paisajes del Ecuador*. Quito, Ecuador: Instituto Geográfico Militar.
- Woodroffe R.** 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3:165-173.
- Woodroffe R.** 2001. Strategies for carnivore conservation: lessons from contemporary extinctions. En: Gittleman JL, Funk SM, Macdonald DW, Wayne RK, editors. *Carnivore Conservation*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp 61-92.
- York EC, Moruzzi TL, Fuller TK, Organ JF, Sauvajot RM, DeGraaf RM.** 2001. Description and evaluation of a remote camera and triggering system to monitor carnivores. *Wildlife Society Bulletin* 29:1228-1237.
- Young K, Ulloa-Ulloa C, Luteyn JL, Knapp S.** 2002. Plant evolution and endemism in Andean South America: an introduction. *The Botanical Review* 68:4-21.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Pelayo R, Soriano P, 2014. Áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de tres ríos andinos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de tres ríos andinos

Roxibell del C. Pelayo¹ y
Pascual J. Soriano²

- 1 Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE).
- 2 Laboratorio de Ecología Animal, Departamento de Biología; Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela.

Resumen

En los Andes venezolanos la expansión de la frontera agropecuaria amenaza la biodiversidad del páramo y los bosques altoandinos. Por estas razones, consideramos importante identificar áreas prioritarias para la conservación en las cuencas altas de tres ríos de los Andes venezolanos, empleando a las aves como modelo de estudio por ser bioindicadores. Con base en una serie de consideraciones ecológicas y de historia natural, seleccionamos nueve especies y mediante el empleo de SIG elaboramos un mapa de importancia de hábitat, a partir de la sobreposición de los mapas de hábitat de cada una. Por último, detectamos como áreas prioritarias para la conservación de las aves aquellas que constituyen el hábitat para el número más alto de las especies analizadas. El ecosistema bosques altimontanos siempreverdes de los Andes del Norte resalta como área prioritaria, por representar el hábitat compartido por el mayor número de las especies consideradas. Así mismo, califican los relictos de ecosistemas naturales presentes en la matriz de ecosistemas de reemplazo, los cuales proponemos como fundamentales para facilitar el desplazamiento altitudinal y la comunicación entre la parte boscosa de las áreas protegidas.

Palabras clave:

Andes, biodiversidad, ecosistemas, Cordillera de Mérida, Venezuela.

Abstract

In the Venezuelan Andes the expansion of the agricultural frontier threatens the unique biodiversity of the paramo and highland forests, which are vulnerable because of their reduced territorial extension. For this reason we consider important to identify priority areas for conservation in the upper watersheds of the Venezuelan Andes. We used birds as a model of study, as they can be considered bioindicators. Based on a series of natural history and environmental considerations, we selected nine bird species and using GIS we developed a map of habitat importance (based on overlaying of habitat maps for each species) and proposed priority areas for bird conservation. The upper montane evergreen forest ecosystem of the Northern Andes is highlighted as a priority area for conservation, being the habitat shared by the largest number of species considered. Equally, the remnants of natural ecosystems are also proposed as priority areas, which facilitate altitudinal movements and supply connections between forests within protected areas.

Keywords:

Andes, biodiversity, ecosystems, Cordillera of Merida, Venezuela.

Introducción

Las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo constituyen un área donde resalta la necesidad de determinar prioridades de conservación para la biodiversidad. Aunque estas cuencas constituyen un sector de los Andes venezolanos relativamente pequeño en extensión, en él confluyen aspectos particulares como: i) alta biodiversidad; ii) historia de uso y condiciones climáticas contrastantes; iii) la protección parcial de los dos parques nacionales andinos de mayor extensión en el país (Sierra Nevada y Sierra de la Culata); iv) la conectividad entre las dos áreas protegidas; y v) la presencia de vías de comunicación (carreteras y senderos) que facilitan el acceso e intervención de los diversos ecosistemas que contiene. Estas cuencas constituyen uno de los centros de mayor concentración poblacional, producción agrícola e importancia turística en los páramos de Venezuela.

Las diferencias en las historias de uso en este sector son producto del patrón de asentamiento de los primeros habitantes, quienes se presume, llegaron desde Colombia entre los años 300-1.000 DC. Éstos comenzaron la transformación de los ecosistemas naturales en agroecosistemas al cultivar tubérculos y maíz en las áreas cercanas al páramo, principalmente en los altos valles intramontanos más secos como los de los ríos Chama y Motatán. Esto prácticamente no afectó las selvas nubladas, ubicadas en la cuenca del río Santo Domingo (Wagner 1973, 1978; Lumbreras 1999; Monasterio 1980). Posteriormente, en la época colonial hubo una fusión entre la cultura aborígen y la española, en la que continuó el cultivo de tubérculos y se desarrolló un sistema agrícola basado en el cultivo de cereales introducidos desde la península Ibérica (trigo, avena y cebada). Este sistema se mantiene hoy en día, de forma muy relictual (Monasterio 1980). Actualmente, esta zona concentra la mayor parte de la población de la alta montaña andina, predominando el cultivo intensivo de papas y hortalizas. En ambos casos, los sistemas agrícolas dependen del riego con

agua producida en los páramos (Naranjo y Duque 2004). No obstante, en los últimos años observamos una expansión en el uso de la tierra en áreas con condiciones climáticas más húmedas. Por ejemplo, las selvas nubladas (bosques montanos pluviales de los Andes del Norte; Josse *et al.* 2009) están siendo reemplazadas por pastizales dominados por Kikuyo (*Penisetum clandestinum*) para ganadería de altura (Ataroff y Rada 2000; Rodríguez *et al.* 2009).

Pelayo y Soriano (2010) realizaron un diagnóstico sobre el estado de conservación de las aves en este sector, resaltando que estas cuencas albergan una alta riqueza de especies (102 en la del Chama, 78 en la del Motatán y 146 en la del Santo Domingo). Por otro lado, estos autores señalan que las especies cuyos hábitats eran principalmente parameros, presentan más del 80% de sus hábitats protegidos por los parques nacionales, mientras que las especies acuáticas asociadas a los ríos caudalosos carecían de protección. También se encontró que las especies asociadas a ecosistemas boscosos se encontraban menos protegidas (aproximadamente en un 50% de su hábitat). Adicionalmente, encontraron evidencias de que algunas de las especies evaluadas (endémicas y con categorías de amenaza) eran capaces de utilizar pequeños parches de vegetación natural remanente dentro del piso agrícola para su alimentación y desplazamiento.

El empleo de aves como modelo de estudio ha tenido una amplia aceptación en el campo de la conservación. La Convención RAMSAR (Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitats de Aves Acuáticas) y la identificación de centros importantes de endemismo de aves y áreas importantes para la conservación de las aves (AICAs) o IBAs por sus siglas en inglés (Important Bird Areas) son ejemplos en los que el objetivo no es sólo conservar a las aves, sino al resto de los componentes de la biodiversidad que forman parte de su hábitat (Stattersfield *et al.* 1998; BLC 2004). Las

aves se han propuesto como un excelente grupo indicador de la biodiversidad, ya que son más fáciles de identificar y detectar que otros grupos de animales. Por lo tanto, es el grupo que a nivel global que exhibe los inventarios más completos. Además, ejercen un fuerte atractivo estético sobre las personas, realizan importantes migraciones y tienen gran importancia económica (BLC 2004). En el caso de Venezuela, este grupo ocupa el quinto lugar en riqueza en el mundo, de la cual alrededor de un 50% se encuentra representada en la Cordillera de Mérida, que a su vez ha sido identificada como un centro de endemismo de aves (Stattersfield *et al.* 1998; Hilty 2003; Lentino 2003).

Dado que Venezuela es uno de los países con mayor superficie territorial bajo figuras legales de protección (30,2%; Bevilacqua 2003) y que las IBAs deben lograr un estatus legal de protección, la Sociedad Conservacionista Audubon (organización encargada del programa de IBAs en Venezuela) consideró poco prudente proponer ante los entes gubernamentales IBAs ubicadas fuera del sistema de áreas protegidas ya existentes. Esto hasta que no se le diera respuesta a las siguientes interrogantes: i) ¿son las áreas protegidas existentes actualmente en Venezuela, capaces de conservar a las 1.383 especies de aves referidas para el país?, ii) ¿Qué especies quedan fuera del sistema de áreas protegidas?, iii) ¿Qué ecosistemas están ausentes o poco representados en las áreas protegidas?, iv) ¿Qué especies están asociadas a esos ecosistemas?, v) ¿Qué estrategias se requieren para proteger a las especies que quedan fuera de la red? y dentro de esas estrategias ¿es necesario la creación de nuevas IBAs? (Lentino *et al.* 2005).

En líneas generales, las fuertes presiones humanas sobre algunas especies y ecosistemas ha traído como consecuencia la necesidad de priorizar los esfuerzos de conservación. Se han propuesto diversas metodologías para el establecimiento de prioridades de conservación. Por ejemplo: el

uso de especies paraguas; la selección de especies prioritarias dentro de un determinado grupo taxonómico (Poiani *et al.* 2001; Mittermeier *et al.* 2003; Rodríguez *et al.* 2004; Hager *et al.* 2006), la determinación de áreas prioritarias para la conservación de un grupo taxonómico, varios taxa o ecosistemas (Maddock y Benn 2000; Márquez y Sampson 2004); el uso de objetos de conservación de filtro fino (especies) y objetos de conservación de filtro grueso (comunidades, ecosistemas; Groves *et al.* 2000, TNC *et al.* 2003), entre otras. Sin embargo, actualmente algunos trabajos están enfocados en la propuesta de conservación de los ecosistemas como unidad, sobre todo aquellos más susceptibles a disminuir sus extensiones o desaparecer (Rodríguez *et al.* 2007).

Los sistemas de información geográfica (SIG) han sido de gran utilidad en los trabajos relacionados con prioridades de conservación, pues permiten mediante el análisis de la distribución espacial de los componentes de la biodiversidad, seleccionar a escala global, regional o local, aquellas áreas en las cuales tomar medidas conservacionistas es recomendable (Groves *et al.* 2000; TNC *et al.* 2003; Granizo *et al.* 2006). Así mismo, en trabajos relacionados con la conservación o manejo de especies puntuales, los SIG permiten el análisis de variables poblacionales, variables ambientales, así como en algunos casos, otras de índole político, económico o social para la elaboración de modelos predictivos de hábitat o nicho (Corsi 1999; Guisan y Zimmler 2000; Cuesta *et al.* 2003; Guisan y Thuiller 2005).

En el presente trabajo nos propusimos determinar áreas importantes para la conservación de las aves en las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo de los Andes venezolanos a partir del análisis de un mapa de importancia de hábitat para 9 especies pertenecientes a diferentes grupos funcionales consideradas como clave en función de su grado de amenaza, endemismo y rango de distribución restringido.

Métodos

Área de estudio

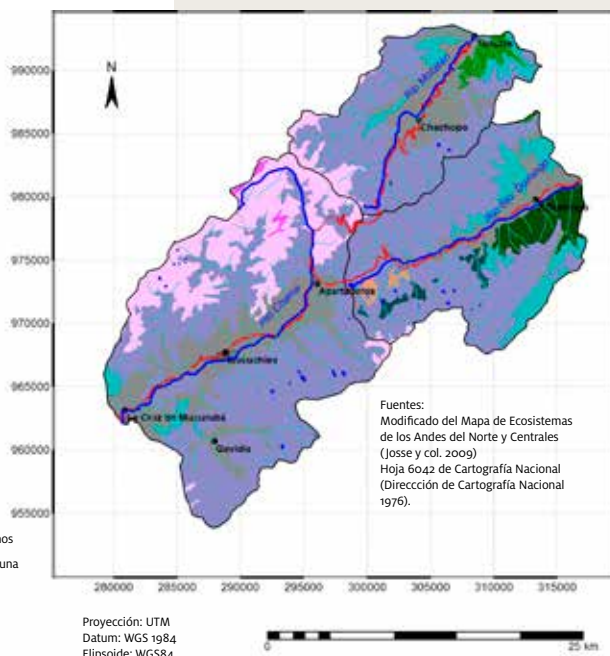
Para este trabajo seleccionamos las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo por encima de 2.000 msnm (Figura 1). Estos tres ríos nacen al norte del estado Mérida, Venezuela, entre los municipios Rangel, Cardenal Quintero

Figura 1. Área de estudio representada en el mapa corregido de ecosistemas de los Andes (Josse *et al.* 2009).

Sistemas ecológicos de las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo

Leyenda

- Carretera
 - Chama
 - Motatán
 - Santo Domingo
 - Quebradas
 - Laguna
-
- Arbustales y frailejonales altimontanos paramunos
 - Bosques altimontanos norte-andinos de *Polylepis*
 - Bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes
 - Bosques montanos pluviales de los Andes del Norte
 - Bosques montanos pluviestacionales de los Andes del Norte
 - Bosques pluviestacionales húmedos montano bajos de los Andes del Norte
 - Ciudades y poblados
 - Áreas intervenidas
 - Cultivos forestales (pinos)
 - Matorrales edafoxerófilos en cojín altoandinos paramunos
 - Vegetación geliturbada y edafoxerófilas subnival paramuna



y Miranda, configurando tres vertientes diferentes. Las características climáticas de esta zona están descritas en Pelayo y Soriano (2010). En las partes altas de los ríos Chama y Motatán los sistemas ecológicos presentes son: vegetación geliturbada y edafoxerófilas subnival paramuna, matorrales edafoxerófilos en cojín altoandinos paramunos, arbustales y frailejonales altimontanos paramunos, bosques altimontanos norte-andinos de *Polylepis*, bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes y bosques montanos pluviestacionales de los Andes del (Josse *et al.* 2009). Según la

clasificación de Ataroff y Sarmiento (2003), las unidades ecológicas en estas dos cuencas corresponden con el bosque siempre verde seco montano alto, el páramo andino y el páramo altiandino. Por su parte, en la cuenca del río Santo Domingo, los sistemas ecológicos presentes son vegetación geliturbada y edafoxerófilas subnival paramuna, arbustales y frailejonales altimontanos paramunos, bosques altimontanos norte-andinos de *Polylepis*, bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes, bosques montanos pluviales de los Andes del Norte y bosques montanos pluviestacionales

de los Andes del Norte (Josse *et al.* 2009); mientras que según la clasificación de Ataroff y Sarmiento (2003), para esta cuenca las unidades ecológicas son la selva nublada montana alta, el páramo andino y el páramo altoandino. Las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo, por encima de los 2.000 m de elevación presentan una extensión de 37.010; 16.198 y 22.268 ha respectivamente. Al formar parte de la Cordillera de Mérida, están constituidas por porciones de la Sierra Nevada de Mérida y la Sierra de La Culata, alcanzando altitudes por encima de los 4.000 msnm. Geomorfológicamente se caracterizan por presentar un modelado glacial por encima de los 3.000 msnm, con valles en “U” como producto del modelado fluvio-glacial; mientras que hacia altitudes menores presentan terrazas de origen fluvio-glacial (Schubert 1980).

Selección de especies de aves para el análisis

En la propuesta de las áreas prioritarias para la conservación, se utiliza una metodología en la cual evaluamos los mapas de distribución de hábitat de las nueve especies de aves seleccionadas por nosotros en un trabajo anterior (Pelayo y Soriano 2010). Las nueve especies fueron seleccionadas de las 208 registradas para el área de acuerdo a los siguientes atributos; relevantes para la conservación, ser endémica, pertenecer a alguna categoría de amenaza, poseer una distribución geográfica restringida a los Andes y, en conjunto, representar una amplia gama de grupos funcionales.

Las variables que tuvimos disponibles para representar la extensión del hábitat de cada una de las nueve especies fueron su distribución altitudinal y su relación con los diversos ecosistemas naturales existentes, dado que carecíamos de datos suficientes para la elaboración de modelos predictivos más específicos. Las dos variables consideradas fueron relacionadas a través

de un sistema de información geográfica (Ilwis, ITC 2001), donde cruzamos la altitud referida para la especie, mediante un modelo digital de elevación, con un mapa de ecosistemas (Josse *et al.* 2009; Figura 1). Seleccionamos aquellos que, según la literatura y observaciones de campo, constituyeron parte del hábitat de las especies evaluadas. Este cruce produjo mapas a escala 1:100000 (área mínima cartografiable 100 ha). Cabe resaltar que para la elaboración del mapa de ecosistemas, Josse *et al.* (2009) consideraron el bioclima (Rivas-Martínez 1999), así como la cobertura vegetal mediante la interpretación de imágenes Landsat del año 2000 y 2001, utilizando como una primera aproximación, la clasificación de unidades ecológicas potenciales propuesta por Ataroff y Sarmiento (2003). Por esta razón, realizamos una revisión de campo y corregimos la porción del mapa de ecosistemas correspondiente a nuestra área de interés.

Para el caso particular de *Merganetta armata*, una especie asociada a ríos de aguas rápidas, seleccionamos una franja de 100 metros desde las márgenes de cada río. Los mapas de hábitat para cuatro de las especies (*Merganetta armata*, *Ensifera ensifera*, *Schizoeaca coryi* y *Diglossa gloriosa*) fueron validados en campo mediante el registro visual de presencia de las especies en las áreas mapeadas (18 transectos de 1km de longitud, muestreados durante 4 meses), lo que arrojó exactitudes entre 66 y 100%. Los registros de otras cuatro especies fueron muy bajos (*Coeligona eos*, *Ochthoeca nigrata*, *Ampelion rubrocrissatus* y *Cistothorus meridae*), por lo que no fueron suficientes para la determinación de la exactitud del mapa. Sin embargo, todos los registros se encontraron dentro del área predicha. Por último, una especie clasificada como en peligro de extinción en Venezuela no arrojó ningún registro (*Hapalopsittaca amazonina*).

Mapa de importancia de hábitat

Utilizando el sistema de información geográfica (Ilwis, ITC 2001), sobrepusimos los 9 mapas de hábitat de las especies consideradas, lo que nos produjo un mapa con 5 tipos de solapamiento: 6, 5, 4, 3 y 2 especies respectivamente. Consideramos dividir las en tres categorías y agruparlas para construir un Mapa de Importancia de Hábitat, en el que las categorías de áreas de conservación son las siguientes: i) *extremadamente importantes*, aquellas donde coincidió el mayor número de las especies (seis) en un hábitat dado; ii) *muy importantes*, aquellas donde coincidió el segundo número más alto de especies (cinco); e iii) *importantes*, las áreas donde coincidió el resto de las especies (dos a cuatro). Posteriormente, evaluamos el área del mapa de importancia de hábitat que se encuentra fuera de la protección brindada por los Parque Nacionales Sierra de la Culata y Sierra Nevada, así como a cuáles ecosistemas pertenecen. En ambos casos, utilizamos el programa Ilwis, particularmente la función "Map Calculation" (ITC 2001).

Selección de áreas prioritarias de conservación

Proponemos como áreas prioritarias de conservación, aquellas calificadas con la categoría *extremadamente importante* en el mapa de importancia de hábitat y ubicadas, tanto dentro como fuera de los parques nacionales. Adicionalmente, con la finalidad de determinar si dentro de la matriz de áreas intervenidas (Josse *et al.* 2009), constituidas por zonas urbanas, cultivos y pastizales, existían fragmentos de ecosistemas naturales importantes para la conservación de las aves analizadas, evaluamos esta áreas a una escala de 1:50000, a partir de la interpretación visual en pantalla a falso color (bandas 1,4,3) de cuatro imágenes Spot/SHRG2 (651332_31Dic2008, 651333_11Ene2009, 652332_17Jun2008, 652333_3Ene2008). Tanto para los mapas de escala 1:100000, como los 1:50.000, evaluamos la viabilidad de conservación de las áreas, con relación a su tamaño y contexto paisajístico. En cuanto al tamaño, empleamos el área mínima cartografía-ble (100 ha para la escala 1:100000 y 25 ha para la escala 1:50000) como el criterio del tamaño mínimo viable, pues aunque probablemente no mantengan poblaciones estables, pueden jugar un papel importante en el desplazamiento de las especies entre las áreas de mayor extensión (Sieving *et al.* 2000). En cuanto al contexto paisajístico, el criterio utilizado fue una cercanía de menos de 1 km de alguno de sus límites a la matriz de ecosistemas naturales (Rodríguez *et al.* 2007).

Resultados

Especies de aves analizadas

Las especies de aves seleccionadas fueron: *Merganetta armata* (Anatidae), *Hapalopsittaca amazonina* (Psittacidae), *Coeligena eos* (Trochilidae), *Ensifera ensifera* (Trochilidae), *Schizoeaca coryi* (Furnariidae),

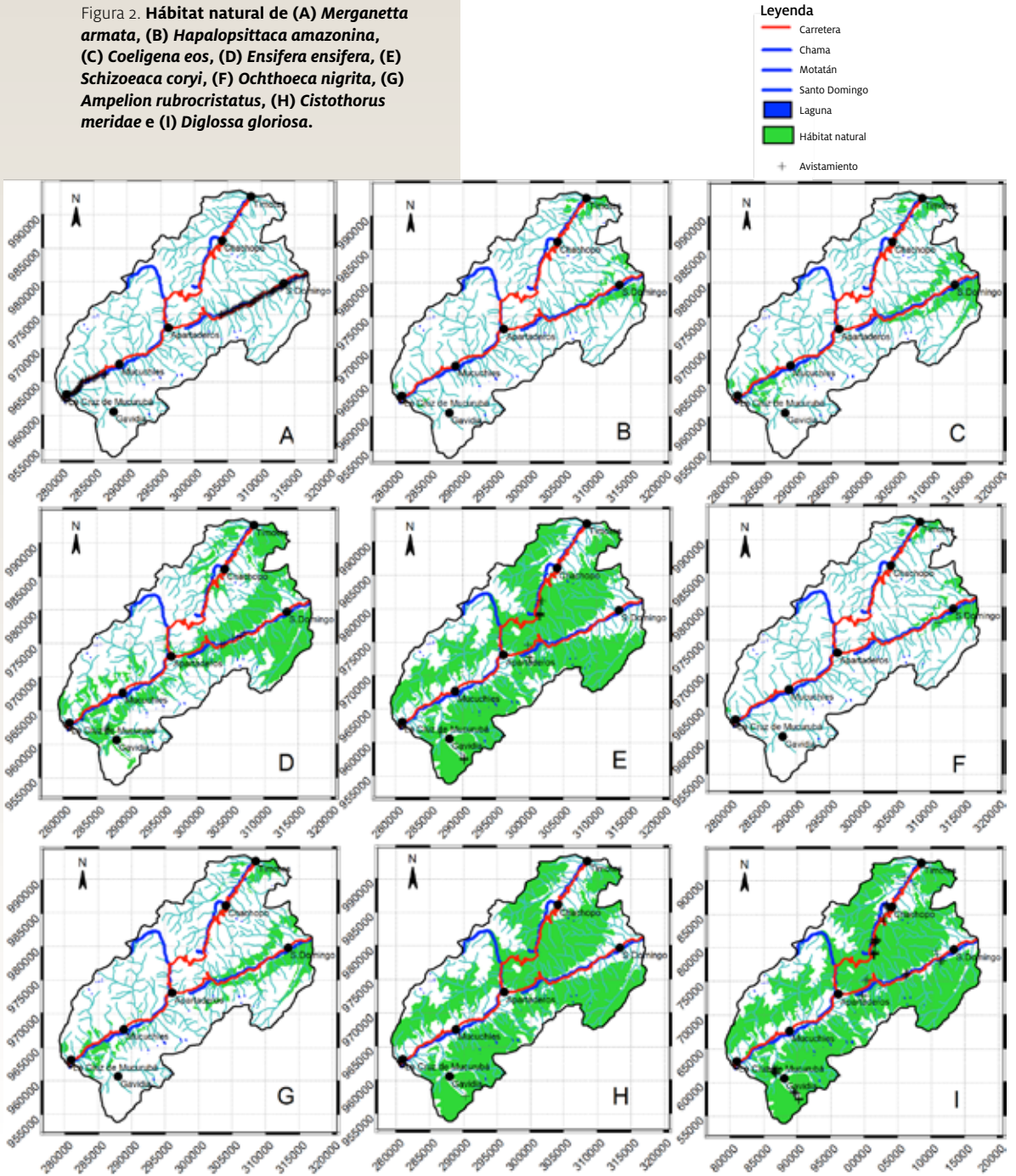
Ochthoeca nigrita (Tyrannidae), *Ampelion rubrocristatus* (Cotingidae), *Cistothorus meridae* (Troglodytidae) y *Diglossa gloriosa* (Thraupidae). Sus características ecológicas están resumidas en la Tabla 1 mientras que en la Figura 2 presentamos sus mapas de hábitat natural.

Tabla 1. **Especies de aves analizadas**

Gradiente altitudinal de distribución (Alt), Endemismo (End), Grupo Funcional (GF; Hilty 2003, Pelayo *et al.* 2011), categoría de amenaza en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez y Rojas-Suárez 2008; LRFV) y Categoría de amenaza según la IUCN (VU: vulnerable, EN: peligro de extinción y LC: preocupación menor).

ESPECIE	Alt	End	GF	Hábitat	LRFV	IUCN
<i>M. armata</i>	2.000-3.000	No	Insectívoro acuático	Ríos de aguas rápidas, Bosques o áreas abiertas.	VU	LC
<i>H. amazonina</i>	2.200-3.000	No	Frugívoro, depredador de semillas	Bosques de montaña.	EN	VU
<i>C. eos</i>	1.400-3.200	Sí	Nectarívoro-ladrón de néctar	Bosques húmedos y sus bordes.	-	LC
<i>E. ensifera</i>	2.200-3.700	No	Nectarívoro	Bosques húmedos de montaña y matorrales.	-	LC
<i>S. coryi</i>	2.800-4.100	Sí	Insectívoro	Páramo (<i>Stevia lucida</i> , <i>Hypericum</i> spp., <i>Espeletia</i> spp., gramíneas y <i>Polylepis sericea</i>).	-	LC
<i>O. nigrita</i>	1.900-2.900	Sí	Insectívoro	Arbustales de bosques húmedos y sus bordes.	-	LC
<i>A. rubrocristatus</i>	2.500 -3.250	No	Frugívoro-insectívoro	Bosque húmedos y sus bordes, <i>Polylepis</i> spp.	-	LC
<i>C. meridae</i>	3.000-4.100	Sí	Insectívoro	Vegetación de páramos, como especies de <i>Espeletia</i> , gramíneas y arbustos de su límite inferior.	-	LC
<i>D. gloriosa</i>	2.500 -4.150	Sí	Nectarívoro-ladrón de néctar	Bosques secos y húmedos. Asociada con cercas vivas y línea de arboles.	-	-

Figura 2. Hábitat natural de (A) *Merganetta armata*, (B) *Hapalopsittaca amazonina*, (C) *Coeligena eos*, (D) *Ensifera ensifera*, (E) *Schizoeaca coryi*, (F) *Ochthoeca nigrita*, (G) *Ampelion rubrocristatus*, (H) *Cistothorus meridae* e (I) *Diglossa gloriosa*.



FUENTES
 Mapa de Ecosistemas de los Andes del Norte y Centrales de Josse y col. 2009.
 Hoja 6042 de Cartografía Nacional (Dirección de Cartografía Nacional 1976).
 Hyti 2003, Pelayo 2006, Rengifo 2008.

Proyección: UTM
 Datum: WGS 1984
 Elipsoide: WGS84

0 25000

Mapa de importancia de hábitat

En la Figura 3 distinguimos las siguientes áreas para la conservación:

Mapa de importancia de hábitat de aves

Leyenda



Categorías de importancia de hábitat

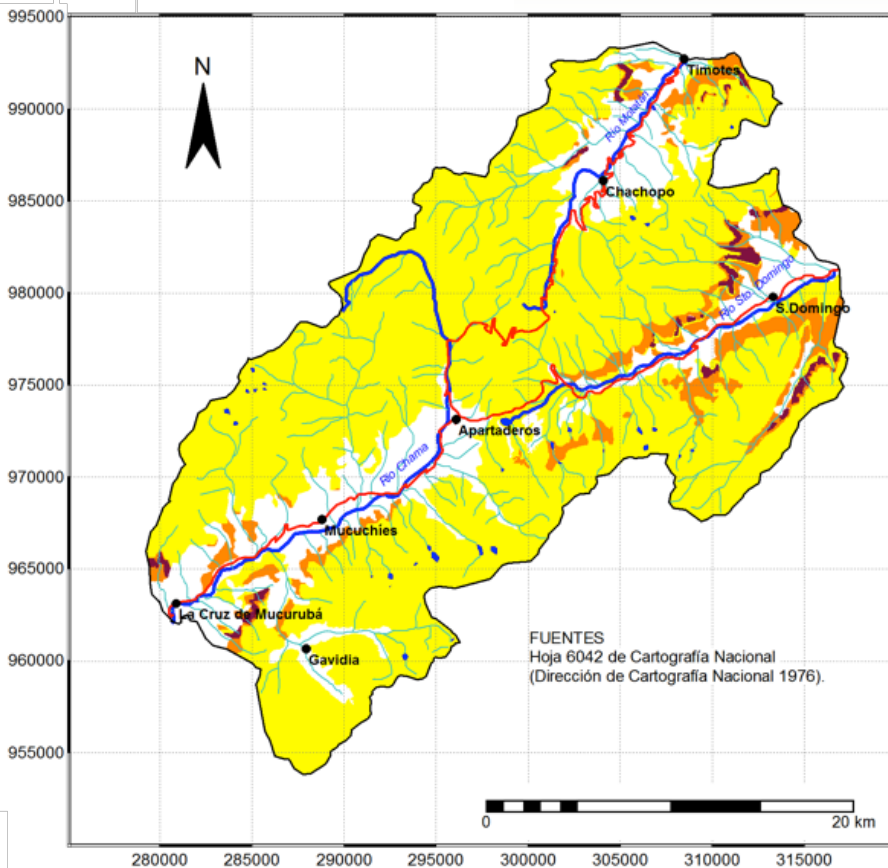
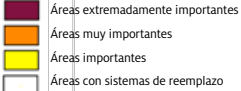


Figura 3. **Sobreposición de los mapas de hábitat natural de las especies de aves objeto de conservación.**

Las categorías tremendamente importantes presentan el solapamiento de 6 especies, las muy importantes de 5 especies y, las importantes de 2 a 4 especies.

i) Extremadamente Importantes (EI)

Aquellas áreas que constituyen el hábitat de seis de las especies analizadas (*C. eos*, *E. ensifera*, *S. coryi*, *A. rubrocristatus*, *C. meridae* y *D. gloriosa*). Contienen al sistema ecológico bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes con una extensión de 876 ha.

ii) Muy Importantes (MI)

Estas áreas incluyen el hábitat de cinco de las especies analizadas, de acuerdo a dos combinaciones de especies; la primera, compuesta por *E. ensifera*, *S. coryi*, *A. rubrocristatus*, *C. meridae* y *D. gloriosa*; y la segunda, compuesta por *H. amazonina*, *C. eos*, *E. ensifera*, *O. nigrita* y *A. rubrocristatus*. En conjunto, se encuentran representados los sistemas ecológicos frailejonales altimontanos paramunos, bosques altimontanos norte-andinos de *Polylepis*, bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes, bosques montanos pluviales de los Andes del Norte y bosques montanos pluviestacionales de los Andes del Norte, totalizando una superficie global de 5.019 ha.

iii) Importantes (I).

Aquellas áreas que constituyen el hábitat de dos a cuatro de las especies consideradas. En este caso encontramos cinco combinaciones de especies y todos los ecosistemas naturales presentes en el área. La extensión de esta categoría fue de 54.182 ha.

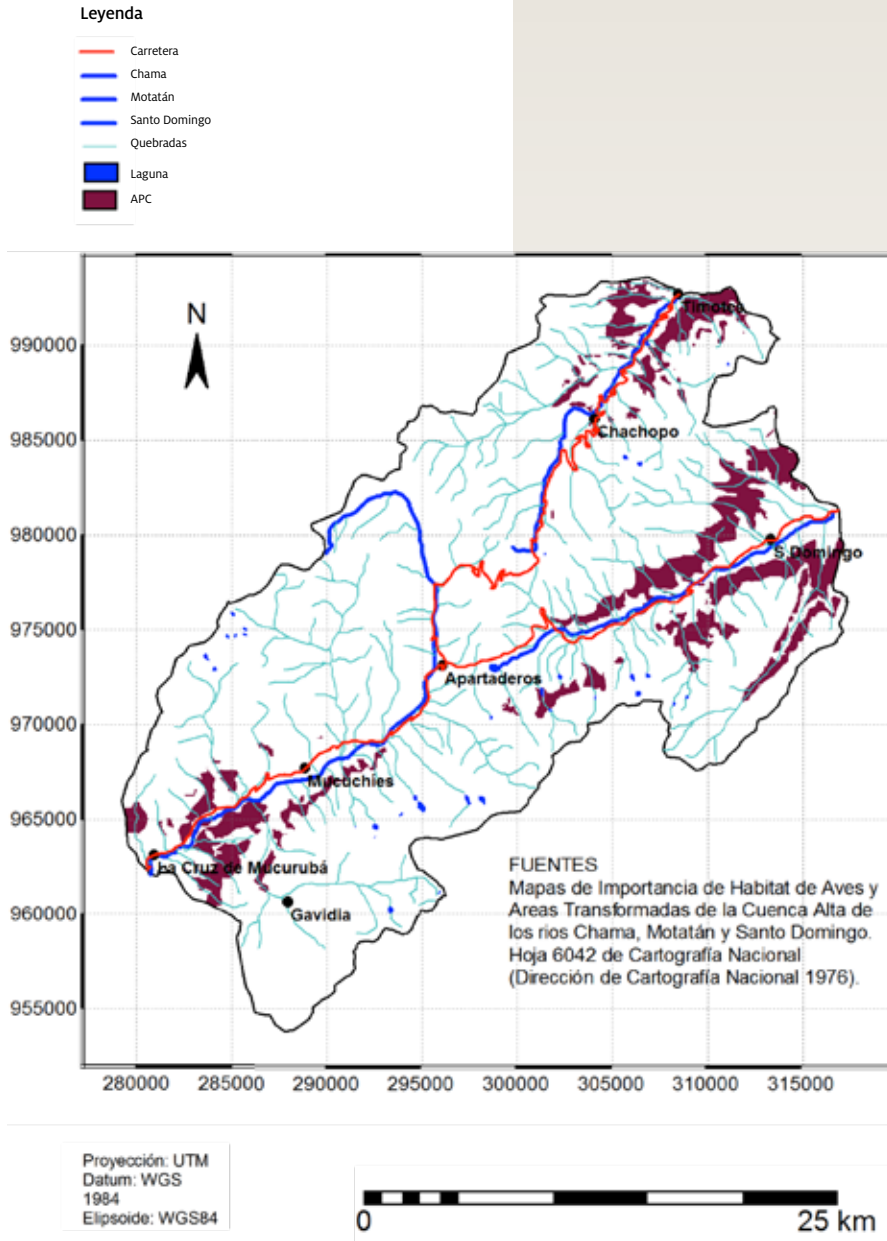
En cuanto al grado de protección que brindan los parques nacionales al hábitat de las especies seleccionadas, podemos clasificar a las especies en tres grupos: i) aquellas cuyos hábitat están protegidos entre el 74% y el 85% (*E. ensifera*, *S. coryi*, *C. meridae* y *D. gloriosa*), ii) las que presentan entre el 42% y 48% de sus hábitats protegidos (*H. amazonina*, *C. eos*, *O. nigrita* y *A. rubrocristatus*) y iii) el formado por *M. armata*, cuyo hábitat sólo se encuentra protegido en un 6% (Pelayo y Soriano 2010).

En el caso del mapa de importancia de hábitat, tenemos que de las 60.077 ha que en conjunto totalizan las áreas extremadamente importantes, muy importantes e importantes, el 85% se encuentra dentro de las áreas protegidas. No obstante, aunque sólo el 15% del área representada en el mapa de importancia de hábitat no se encuentra protegido bajo la figura de Parque Nacional, observamos una repartición desigual de dicha protección entre las diferentes categorías consideradas. Así, de las áreas extremadamente importantes, el 63% se encuentra fuera de los parques mientras que para las muy importantes es el 46% y para las importantes el 12%. En otras palabras, dentro del área considerada, los bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes adolecen de la debida garantía de protección, lo cual compromete la continuidad entre los sistemas boscosos ubicados por debajo del páramo.

Áreas prioritarias para la conservación de las aves

De acuerdo con nuestros resultados, las áreas que pueden ser consideradas prioritarias para la conservación de las aves en la cuenca alta de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo, son aquellas que muestran valores de importancia de hábitat considerados como *extremadamente importante* y *muy importante* que corresponden con los ecosistemas frailejonales altimontanos paramunos, bosques altimontanos norte-andinos de *Polylepis*, bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes, bosques montanos pluviales de los Andes del Norte y bosques montanos pluviestacionales de los Andes del Norte. Por otro lado, también tomamos en cuenta como aéreas prioritarias, los parches de ecosistemas naturales, ubicados dentro de la matriz de ecosistemas de reemplazo evaluados a una escala de 1:50000, por considerarlos clave para el desplazamiento altitudinal de las aves y por ser áreas que podrían garantizar la movilización de estos animales entre los dos parques nacionales considerados.

Figura 4. **Mapa de áreas prioritarias para la conservación de las aves en las cuencas altas de los ríos Chama, Motatán y Santo Domingo.**



Discusión

Las áreas prioritarias para la conservación de las aves que proponemos están principalmente representadas por los bosques altimontanos norte-andinos siempreverdes ubicados dentro y fuera de los Parques Nacionales Sierra Nevada y Sierra de La Culata. En un contexto regional, estos ecosistemas se encuentran protegidos en un 56 % por los Parques Nacionales Sierra Nevada, Sierra de la Culata, Guaramacal y Páramo Batallón y la Negra. Por lo tanto, no podemos decir que es un ecosistema con una alta amenaza de desaparición. Sin embargo, en los lugares donde los límites de los parques se encuentran por encima de este ecosistema, el mismo se haya fuertemente amenazado por la expansión de la frontera agropecuaria, así como por frecuentes violaciones del ordenamiento legal, tanto de los parques nacionales como de la Ley de Aguas vigente (Aldana 2008, Ley de Aguas 2007).

Por otro lado, también clasificamos como áreas prioritarias de conservación a los relictos de estos ecosistemas inmersos en la matriz de sistemas de remplazo, así como toda la vegetación asociada a los cuerpos de agua, la cual es frecuentemente talada para establecer áreas agrícolas y pecuarias, hasta prácticamente los márgenes de los ríos. Estas zonas pueden representar un recurso importante para el desplazamiento de las aves en el área en general y, sobre todo, entre las áreas boscosas de los parques nacionales, los cuales sólo se conectan en un sector del páramo.

La capacidad de utilización de bordes boscosos y de fragmentos de pequeñas dimensiones para la movilización de las aves consideradas, justifican el resguardo de los pocos relictos de vegetación natural que puedan permanecer en lugares con las características anteriormente descritas (Kattan 2002, Hilty 2003, Sieving *et al.* 2000); Si estas áreas fueran evaluadas a

una escala ecorregional o utilizando como objeto de análisis grandes mamíferos, posiblemente calificarían como áreas con una baja categoría de prioridad. Por ejemplo, Márquez y Sampson (2004), en su propuesta de áreas prioritarias de conservación en la ecorregión bosques montanos de los Andes venezolanos, no identifican ninguna ubicada dentro de nuestra área de interés. Así mismo, Fields (2001) propone que trabajos a escala ecorregional (escala 1:250000), tienen la debilidad de subestimar la importancia para la conservación de especies endémicas, cuyos hábitat presentan extensiones territoriales pequeñas. Por otro lado, nuestra propuesta metodológica no siguió con exactitud la metodología propuesta por Groves *et al.* (2000) y TNC (2000) para la determinación de áreas prioritarias de conservación a escalas ecorregional y local. Las aves consideradas analizadas. Sin embargo, en líneas generales, el empleo exclusivo de las aves nos permitió obtener criterios para priorizar y seleccionar áreas de interés para la conservación.

El resultado del presente análisis, además de confirmar la importancia de la cobertura boscosa natural en las cuencas altas de los ríos de montaña, resalta una importancia adicional de estos bosques desde el punto de vista del ecoturismo, pues la Cordillera de Mérida es un destino frecuente de los observadores de aves a nivel mundial por ser un área de endemismos de aves (Rengifo *et al.* 2005). Además, en este sector se concentran múltiples lugares para la recreación y el hospedaje en alta montaña, por lo que sería altamente recomendable la preservación de estos relictos de vegetación natural como estrategia para la facilitación de la observación de especies tan atractivas como *D. gloriosa* (endémica), el peculiar Colibrí Pico de Espada (*E. ensifera*) y el vulnerable en Venezuela Pato de Torrentes (*M. armata*).

Agradecimientos

Queremos expresar nuestra gratitud a Ariel Espinosa-Blanco, Eulogio Chacón-Moreno, Luis Daniel Llambí y Francisco Cuesta por los comentarios sobre el manuscrito. A Johnny Murillo por su asistencia en campo. A la Colección Ornitológica Phelps y la Colección de Vertebrados de la ULA por suministrar información pertinente a registros de las aves analizadas. Este trabajo fue financiado parcialmente por la Fundación Gran Mariscal de Ayacucho y por el Programa de Becas del Proyecto Páramo Andino CONDESAN-PNUMA-FMAM (2008).

Referencias

- Aldana AT, Bosque J.** 2008. Cartografía de la cobertura/uso de la tierra del Parque Nacional Sierra de La Culata, estado Mérida-Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana* 49(2):173-200.
- Ataroff M, Rada F.** 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* 29(7):440-444.
- Ataroff M, Sarmiento L.** 2003. *Diversidad en los Andes venezolanos. I. Mapa de Unidades Ecológicas del estado Mérida.* CD-ROM. Mérida, Venezuela: Ediciones Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE), Universidad de Los Andes.
- Bevilacqua ML.** 2003. Áreas protegidas y conservación de la diversidad biológica. En: Aguilera M, Azócar A, González-Jiménez E, editores. *Biodiversidad en Venezuela.* Tomo II. Primera Edición. Caracas, Venezuela: Fundación Polar, pp 922-943.
- Birdlife Conservation (BLC).** 2004. *Threatened birds of the world 2004.* CD-ROM. Cambridge, Reino Unido: BirdLife Internacional (Serie de Conservación de BirdLife No. 13).
- Birdlife International (BLC), Conservation International (CI).** 2005. *Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad.* Quito, Ecuador: BirdLife Internacional (Serie de Conservación de BirdLife No. 14).
- Corsi F, Dupré E Boitani L.** 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology* 13(1):150-159.
- Cuesta F, Peralvo MF, van Manen FT.** 2003. Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14(2):198-209.
- Fjeldså J.** 2001. Cartografiar la avifauna andina: una base científica para establecer prioridades de conservación. En: Kappelle M, Brown AD, editores. *Bosques nublados del neotrópico.* Costa Rica: INBio, pp 125-152.
- Granizo T, Molina ME, Secaira E, Herrera B, Benítez S, Maldonado O, Libby M, Arroyo P, Ísola S, Castro M.** 2006. *Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA.* Quito: TNC y USAID.
- Guisan A.** Zinmmerman NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Guisan A, Thuiller W.** 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat model. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Groves C, Valutis L, Vosick D, Neely B, Wheanton K, Touval J, Runnel B.** 2000. *Diseño de una Geografía de la Esperanza. Manual para la Planificación de la conservación ecorregional.* Washington DC: The Nature Conservancy.
- Hager HA, Gorman RM, Nudds TD.** 2006. The relative performance of umbrella species for biodiversity conservation in island archipelagos of the Great Lakes, North America. *Ecoscience* 13(4):475-484.
- Hilty SL.** 2003. *Birds of Venezuela.* Princeton, New Jersey: Princeton Univ. Press.
- ITC (International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences).** 2001. *ILWIS 3.0 Academic. User's Guide.* Enschede, The Netherlands.
- Josse C, Cuesta F, Navarro G, Barrera V, Cabrera E, Chacón-Moreno E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A.** 2009. *Mapa de Ecosistemas de los Andes del*

- Norte y Centrales. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Lima: CAN, Programa Regional ECOBONA, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, LTA-UNALM, IAvH, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL.
- Kattan G.** 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata M, Kattan G, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Costa Rica: LUR, pp 561-590.
- Lentino M.** 2003. Aves. En: Aguilera M, Azócar A, González E, editores. *Biodiversidad en Venezuela*. Caracas: Fundación Polar y Ministerio de Ciencia y Tecnología.
- Lentino M, Esclasons D, Medina F.** 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Venezuela. En: BirdLife International y Conservation International. 2005. *Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Quito, Ecuador. BirdLife Internacional (Serie de Conservación de BirdLife No. 14), pp 621-729
- Lumbreras LG.** 1999. *Historia de América Latina*. Volumen 1. Quito, Ecuador: Editorial Ecuador.
- Maddock A, Benn GA.** 2000. Identification of conservation-worthy areas in northern Zululand, South Africa. *Conservation Biology* 14:155-166.
- Márquez TC, Sampson MA.** 2004. *Prioridades geográficas de conservación en la ecorregión bosques montanos de los Andes venezolanos*. Trabajo Especial de Grado para optar al título de Geógrafo. Mérida, Venezuela: Universidad de Los Andes.
- Mittermeier RA, Mittermeier CG, Broks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, Konstant WR, Fonseca GAB, Kormos C.** 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *PNAS* 100 (18): 10309-10313.
- Monasterio M.** 1980. Poblamiento humano y uso de la tierra en los altos Andes de Venezuela. En: Monasterio M, editora. *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Mérida: Editorial de la Universidad de Los Andes, pp 170-198.
- Naranjo ME, Duque R.** 2004. Estimación de la oferta de agua superficial y conflictos de uso en la cuenca alta del río Chama, Mérida, Venezuela. *Interciencia* 29 (3):130-137.
- Pelayo RC, Soriano PJ.** 2010. Diagnóstico ornitológico del estado de conservación de tres cuencas altoandinas venezolanas. *Ecotropicos* 23(2):75-95.
- Pelayo RC, Rengifo C, Soriano PJ.** 2011. Avian nectar robbers of *Passiflora mixta* (Passifloraceae): to they have a positive effect on the plant? *Interciencia* 36(8):587-592.
- Poiani K, Merrill M, Chapmam K.** 2001. Identifying conservation-priority areas in a fragmented Minnesota landscape based on the umbrella species concepts and selection of large patches of natural vegetation. *Conservation Biology* 5(2):513-522.
- Rengifo CA, Nava A, Zambrano M.** 2005. *Lista de aves de la Mucuy y Mucubají. Parque Nacional Sierra Nevada, Mérida, Venezuela*. Serie aves de Mérida. Vol. I. Mérida, Venezuela: Editorial Venezolana, C.A.
- República Bolivariana de Venezuela.** 2007. *Ley de aguas*. Gaceta Oficial N° 38.595.
- Rivas-Martínez S, Sánchez-Mata D, Costa M.** 1999. North American Boreal and Western Temperate Forest Vegetation. *Itinera Geobotanica* 12:5-316.

- Rodríguez JP, Rojas-Suárez F, Sharpe CJ.** 2004. Setting priorities for the conservation of Venezuela's threatened birds. *Oryx* 38:373-382.
- Rodríguez JP, Balch J, Rodríguez-Clark K, Kathryn M.** 2007. Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 16:83-209.
- Rodríguez JP, Rojas-Suarez F, editores.** 2008. *Libro Rojo de la Fauna Venezolana*. Tercera Edición, Caracas, Venezuela: PROVITA y Shell de Venezuela, S.A.
- Rodríguez-Morales M, Chacón-Moreno E, Ataroff M.** 2009. Transformación del paisaje de selvas de montaña en la cuenca del río Capaz, Andes venezolanos. *Ecotropicos* 22(2):64-82.
- Schubert C.** 1980. Bibliografía geológica de los Andes de Mérida. *Boletín de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales* 34(137):281-320.
- Sieving KE, Willson MF, de Santo TI.** 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14(4):1120-1132.
- Stattersfield AJ, Crosby MJ, Long AJ, Wege DC.** 1998. *Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation*. Cambridge, Reino Unido: BirdLife Internacional (Serie de Conservación de BirdLife No. 7).
- The Nature Conservancy (TNC).** 2000. *Esquema de las cinco S para la conservación de sitios. Un manual de planificación para la conservación de sitios y la medición del éxito en conservación*. Washington: The Nature Conservancy.
- The Nature Conservancy (TNC), World Wildlife Fund, Wildlife Conservation Society, Conservation International, BirdLife International.** 2003. *A resource guide to terrestrial conservation planning at the regional scale*. Arlington: The Nature Conservancy.
- Wagner E.** 1978. *Los andes venezolanos, arqueología y ecología cultural*. Ibero-Amerikanisches Archiv NF Jg. 4 H1.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Cuesta F, Báez S, Muriel P, Salgado S, 2014. La vegetación de los páramos del Ecuador. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

La vegetación de los páramos del Ecuador

Francisco Cuesta¹, Selene Báez¹,
Priscilla Muriel², Silvia Salgado³

¹ Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

² Herbario QCA, Escuela de Biología – Pontificia Universidad Católica del Ecuador

³ Ministerio del Ambiente del Ecuador

Resumen

Este estudio presenta una caracterización de la vegetación de los páramos del Ecuador a partir del análisis florísticos de 23 localidades. Los análisis cuantitativos permitieron caracterizar los patrones de diversidad del páramo a nivel de las cuatro fisonomías que componen el paisaje del páramo. Adicionalmente, se comparó la composición de la vegetación entre sitios y se realizó un primer ejercicio para analizar los patrones de distribución de las especies a partir de la similitud de las comunidades de páramo estudiadas. Los resultados sugieren la existencia de 11 comunidades florísticas distintas en los páramos del país, así como de una lista corta de las especies indicadoras para cada uno de ellos. Los análisis de similaridad entre los sitios muestran una separación entre los páramos del norte del Ecuador y los del sur, en particular para los herbazales no inundables y los bosques en páramos. Por el contrario, los herbazales inundables y arbustivos no evidencian una tendencia clara de separación biogeográfica entre estas regiones, sugiriendo la necesidad de identificar grupos específicos clave que permitan reconstruir mejor los procesos de radiación y especiación reciente de la flora paramuna.

Palabras claves:

flora, diversidad, equidad, fisonomía, biogeografía, similaridad.

Abstract

This study characterizes the paramo vegetation of Ecuador based on a set of floristic analyses from 23 study sites. The diversity analyses describe the biodiversity patterns of the paramo flora for the main vegetation types that compose the paramo landscape: grasslands, wetlands, shrublands, and forests. Further, a vegetation analysis was carried out among the study sites, and a preliminary analysis on species distribution patterns based on the composition of the flora on each locality. The results suggest the existence of at least 11 communities in the Ecuadorian paramos and the identification of a set of species indicators for each community based on their mean coverage and abundance. The biogeographic patterns show a separation between the northern and southern paramos, especially for the grasslands and forest types. On the contrary, the wetlands and shrublands do not follow this division, suggesting the need for the use of specific taxa for enabling the reconstruction of the recent events of speciation and radiation of the paramo flora in the Ecuadorian Andes.

Introducción

En el Ecuador, los páramos se distribuyen a lo largo de las dos cordilleras de los Andes, desde el límite con Colombia en el norte, hasta la frontera con Perú en el sur (Figura 1). Los páramos abarcan una superficie aproximada de 13.370 km² (Beltran *et al.* 2009), equivalente al 5% del territorio del país. Estos ecosistemas ocurren sobre el límite natural de los bosques que varía alrededor de los 3.300 m de altitud en el norte, y 3.000 m en el sur del país. El superior de distribución de los páramos alcanza los 4.600 a 4.800 m de elevación, hasta donde es posible el crecimiento de plantas vasculares (Simpson y Toddzia 1990; Sklenář y Balslev 2007). El límite inferior de los páramos es difuso y tiene lugar a elevaciones menores en lugares donde la intervención antrópica ha generado un descenso de su límite inferior (e.g. paramización) o donde el ecotono transicional (treeline) ha sido eliminado (Bader *et al.* 2007).

Tradicionalmente, a escala de paisaje, la vegetación de los páramos se clasifica en cuatro grandes unidades de acuerdo con su fisonomía y estructura: subpáramo arbustivo, páramo herbáceo o de pajonal, y superpáramo (Cuatrecasas 1979; Acosta-Solis 1985; Ramsay y Oxley 1997); a esto se suma la presencia de parches de bosques ocasionalmente monotípicos de *Polylepis*, *Gynoxys* y *Buddleja* –aparentemente remanentes de una extensión histórica mucho mayor de los bosques altoandinos (Cleef 1981; Luteyn *et al.* 2002). Dentro de estas grandes fisonomías una gran diversidad de comunidades vegetales ocurren en áreas reducidas, incluso menores a 50 m, los cuales están determinados por cambios en los gradientes ambientales locales como variación en el drenaje del suelo, el grado de exposición al viento, y la influencia humana (Cleef 1981; Ramsay 1992; Sklenář 2000).

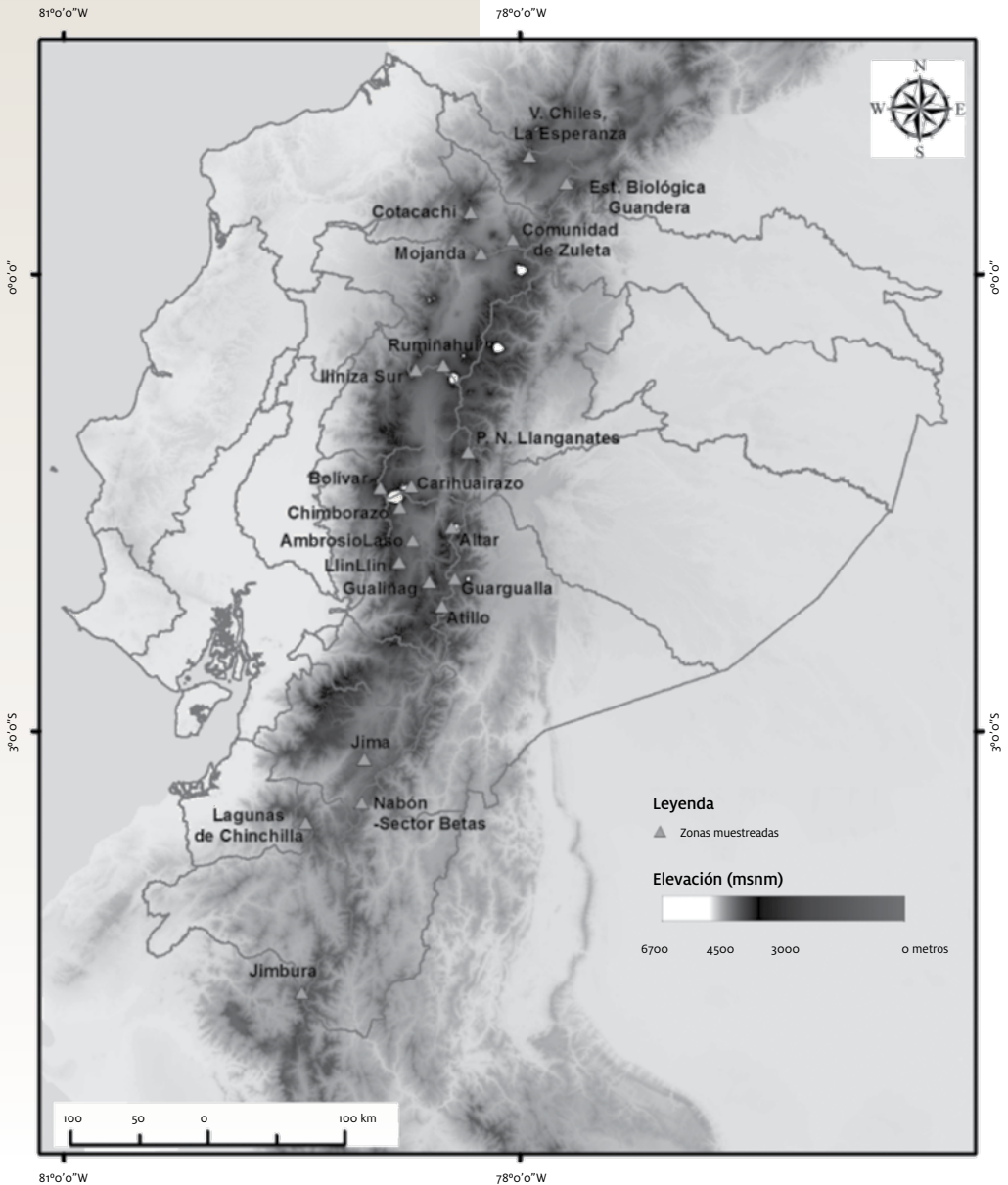
Existen pocos estudios en el Ecuador que se enfocan en analizar los patrones de diversidad de la flora del páramo a distintas escalas. Ramsay (1992) y Keating (1999) evaluaron los patrones de diversidad de las comunidades zonales de pajonales y sub-páramos arbustivos en el Ecuador. Posteriormente, Sklenář y Ramsay (2001) analizaron cambios en los patrones de diversidad a lo largo de gradientes de elevación. No obstante, en nuestro conocimiento no existen estudios que hayan caracterizado la diversidad y composición florística de las cuatro fisonomías de páramos del Ecuador a través de la comparación sistemática de un conjunto representativo de localidades de páramos en el país.

Este estudio se concentró en caracterizar los patrones de la diversidad vegetal de las cuatro fisonomías de páramos del Ecuador a partir de los datos de composición y estructura de las comunidades de plantas vasculares provenientes de 23 localidades de páramo durante el período 2008–2011. Adicionalmente, se analizó la variación en la composición de la flora entre las localidades estudiadas para identificar diferentes comunidades de plantas en cada fisonomía como un insumo para el desarrollo de la propuesta de representación de la biodiversidad de los páramos del Ecuador a escala ecosistémica (Muriel *et al.* 2013). Finalmente, evaluamos la correspondencia entre las regiones biogeográficas propuestas para los Andes del Ecuador (Jørgensen y Ulloa-Ulloa 1994) y la composición florística de las cuatro distintas fisonomías presentes en los páramos ecuatorianos. Esto con la idea de evaluar si las diferencias observadas en la composición de las comunidades de flora entre las localidades estudiadas son explicadas por la ubicación geográfica de cada localidad.

Métodos

La información florística utilizada en este estudio proviene de la base de datos de páramos de Ecuador (Muriel *et al.* 2013) que contiene 504 unidades de muestreo, que comprenden 371 parcelas de 20 x 20 m para los ecosistemas herbáceos y 133 transectos de 50 x 4 m para los arbustales y bosques en páramo. Las unidades de muestreo fueron establecidas en 23 localidades del país,

Figura 1. Distribución de los sitios de muestreo para la estructuración de la base de datos florística de los páramos del Ecuador



desde la provincia del Carchi, hasta Azuay y Loja durante el período 2008—2011 (Figura 1, ver Muriel *et al.* 2013).

Para el presente estudio, a partir de las fisonomías tradicionalmente descritas para el páramo, estratificamos la distribución de las parcelas de muestreo en las siguientes cuatro unidades de paisaje o fisonomías: herbazales no inundables (incluye los páramos de pajonal y el superpáramo inferior); herbazales inundables (incluye las ciénegas y turberas y las comunidades de almohadillas del superpáramo); arbustales (incluye las comunidades del subpáramo o ceja andina) y los bosques en páramo (incluye bosques de *Polylepis* y otros bosques dominados por *Gynoxys* spp. u otras especies arbóreas). Proponemos esta nueva estratificación porque las fisonomías tradicionales (Cuatrecasas 1979; Acosta-Solis 1985; Cleef 1981) corresponden en realidad a cinturones de vegetación y no diferencian a las comunidades inundables. Además, separan al superpáramo de los pajonales, cuando fisonómicamente ambos corresponden a herbazales de altura.

La base de datos generada a partir de los muestreos de los 23 sitios de páramos cuenta con 7.395 registros únicos agrupados en bosques en páramo, herbazales inundables, herbazales no inundables y matorrales (ver Muriel *et al.* 2013). El total de taxa únicos registrados es de 583 especies y 130 morfoespecies, equivalentes al 41% del total de especies registradas para el Ecuador de acuerdo a la lista anotada para los páramos del Ecuador (Muriel *et al.* 2013).

A partir de esta base de datos se generaron tres análisis. El primero analiza los patrones de diversidad de los sitios inventariados, el segundo realiza una caracterización de las cuatro fisonomías de páramo a partir de la identificación de las especies más representativas (por cobertura y abundancia) y el tercero examina los patrones de distribución de especies basada en información florística cualitativa de los 23 sitios estudiados.

Diversidad de las comunidades de plantas vasculares

Para evaluar la vegetación herbácea se utilizaron parcelas de 20 x 20 m. El muestreo de las especies en las parcelas se realizó con el método del cuadrado puntual (Greig-Smith, 1983), que consiste en el muestreo aleatorio de 100 puntos en los que se contabiliza el número total de contactos de cada especie con una varilla que se introduce aleatoriamente de manera vertical dentro de la vegetación. Si al realizar una medición, una especie dada toca la varilla más de una vez, se contabiliza como un solo registro para evitar tener una sobrestimación de la cobertura en cada parcela. Este número, expresado en porcentaje, es una estimación no sesgada de la cobertura de la especie (Greig-Smith 1983). Con los registros obtenidos se calculó el porcentaje de cobertura de cada especie utilizando la fórmula:

$$\text{Cobertura} = \frac{(\text{número de registros de la especie} \times 100)}{(\text{número total de registros de especies tomados en la parcela})}$$

Ecuación 1.

Para evaluar la vegetación arbustiva y arbórea se establecieron transectos de 50 x 4 m. En cada transecto se registró el número de individuos de cada especie y su altura aproximada para todos aquellos árboles o arbustos por sobre los 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). Para los árboles se midió el DAP de cada individuo mayor a 10 cm y se contabilizó el total de individuos de cada especie.

Analizamos la riqueza, diversidad y cobertura de las comunidades de plantas vasculares en cada sitio de páramo estudiado. Para cada unidad de muestreo (e.g. parcela) de los sitios inventariados se calcularon el número de taxa presentes (riqueza), la diversidad alfa a través de los índices de Shannon y de equidad y la cobertura a partir del método del cuadrado puntual para los herbazales y del área basal para

los árboles y arbustos. Para extrapolar los datos de parcelas o transectos a la escala de sitio, estimamos la media y la desviación estándar de las métricas de riqueza, diversidad y cobertura de plantas vasculares. Las tabulaciones realizadas nos permitieron tener los valores de diversidad y estructura de las comunidades de plantas para cada sitio de muestreo en cada una de las cuatro unidades fisonómicas de páramo en el Ecuador: herbazales no inundables, herbazales inundables, arbustales y bosques en páramo.

El índice de Shannon se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde, S es el número total de especies y p_i es la frecuencia de i th especies (la probabilidad de que cualquier individuo pertenezca a esa especie, por lo tanto p).

El índice de equidad se obtiene de la siguiente manera:

$$\text{Equidad} = e^{\hat{H}/S} \quad \text{Ecuación 3.}$$

Donde, la equidad es igual al logaritmo del índice de Shannon dividido para la riqueza máxima de especies registradas en cada localidad.

Caracterización de las fisonomías de los páramos del Ecuador

Caracterizamos las cuatro fisonomías definidas para los páramos del Ecuador a partir de la identificación de las especies más representativas de cada una de ellas en los 23 sitios inventariados. Las especies más representativas para cada fisonomía se definieron como: (1) herbazales inundables y no inundables a las especies de mayor cobertura promedio entre todos los sitios

muestreados; (2) para arbustales y bosques en páramo a las especies con el mayor número de individuos (promedio) entre los sitios.

Adicionalmente, para cada localidad realizamos un análisis de varianza simple (ANDEVA de una vía) para evaluar si las diferencias en la cobertura o abundancia de las especies que caracterizan a cada sitio para cada fisonomía son significativas y así identificar configuraciones particulares de las comunidades vegetales en cada fisonomía que podrían sugerir la configuración de un ecosistema de páramo particular.

Patrones de distribución de especies basada en información florística cualitativa de páramo

Evaluamos las diferencias en la distribución de las especies utilizando análisis de similitud florística entre las unidades de muestreo para las cuatro grandes fisonomías descritas previamente: 1) bosques en páramos, 2) herbazales inundables, 3) herbazales no inundables y 4) matorrales.

Realizamos un análisis de agrupamiento de dos vías utilizando el programa estadístico gratuito PAST (Hammer y Harper 2001). Este análisis agrupa las unidades de muestreo basándose en un índice de similitud. A continuación, organiza las especies de manera que es posible visualizar directamente cuál es su asociación a cada una de las ramas del agrupamiento. Este método permite interpretar visualmente, de manera sencilla y rápida, cuales son las especies características de cada rama. Para los análisis que se presentan en este reporte se utilizó el Índice de Similitud de Jaccard para comparaciones cualitativas a partir de la información presencia-ausencia de especies entre sitios (sin considerar sus coberturas o abundancias).

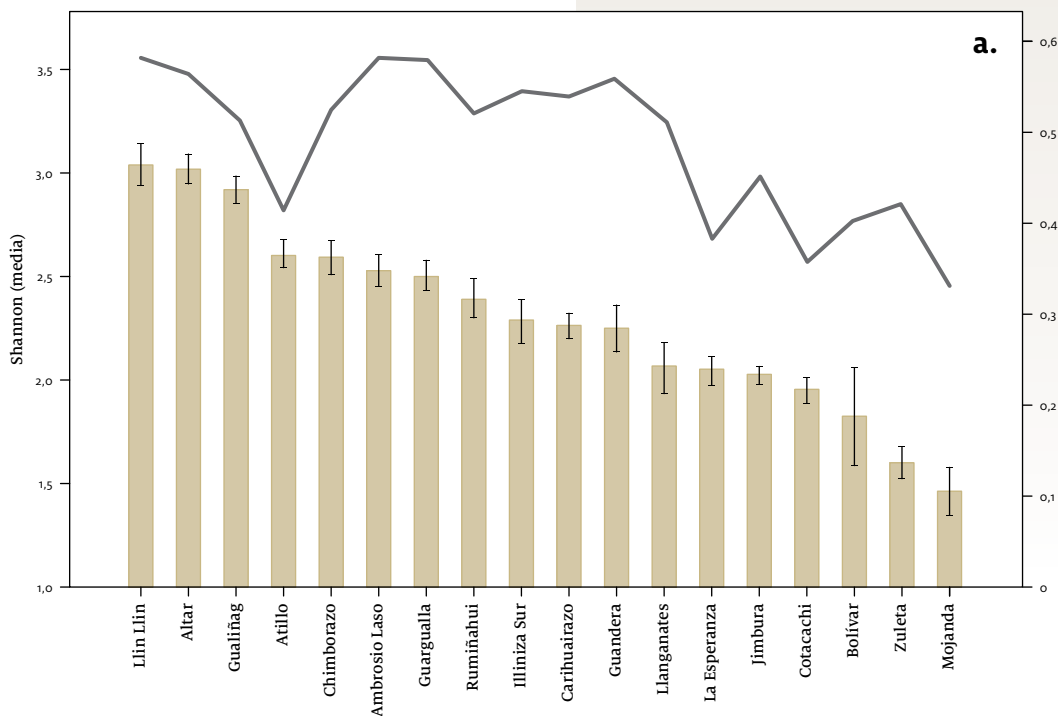
El índice de Jaccard se calcula con la siguiente fórmula:

$$J_{(A, B)} = c / (a+b) - c$$

Ecuación 4.

Donde, c = especies compartidas por las dos unidades de muestreo, a = total de especies en la unidad A, b= total de especies en la unidad B. Jaccard es un índice asimétrico, por lo cual no cuenta la ausencia de una especie como una similitud entre sitios de muestreo. Además, es un índice bastante robusto a las variaciones de riqueza de especies entre sitios.

Figura 2. **Diversidad (barras) y equidad (línea continua) de cada sitio para (a) pajonales, (b) herbazales inundables**



Resultados

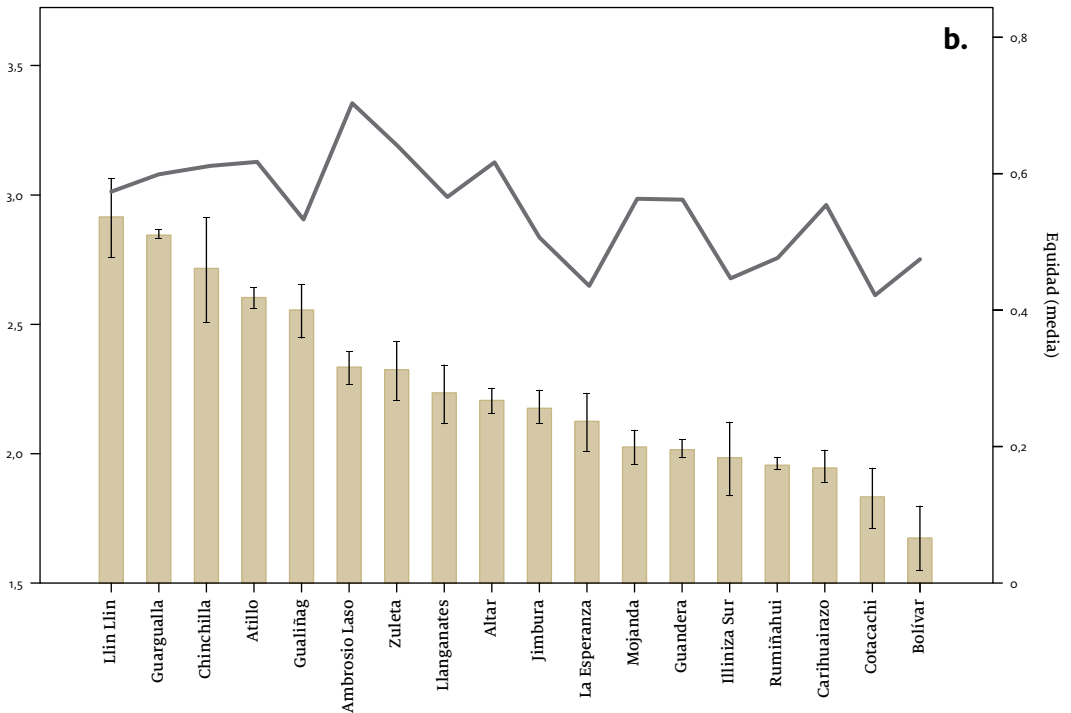
Diversidad y estructura

Se observaron diferencias estadísticamente significativas en los índices de diversidad de cada sitio para cada fisonomía considerada.

En los herbazales no inundables los sitios más diversos fueron los de Llin Llin, Altar y Gualiñag ($H' = 3,03, 3,02, 2,92$, respectivamente) mientras que los sitios con los valores más bajos fueron Mojanda, Zuleta y Bolívar (Tabla 2, Figura 2a). De igual manera, los herbazales no inundables de los sitios de Mojanda, Zuleta y Bolívar presentaron valores bajos de equidad ($E = 0,57, 0,42, 0,40$, respectivamente) debido a que son comunidades dominadas por pocas especies y las restantes tienen valores bajos de cobertura (Figura 2a). Este patrón implica que pocas especies son dominantes, como las pajas

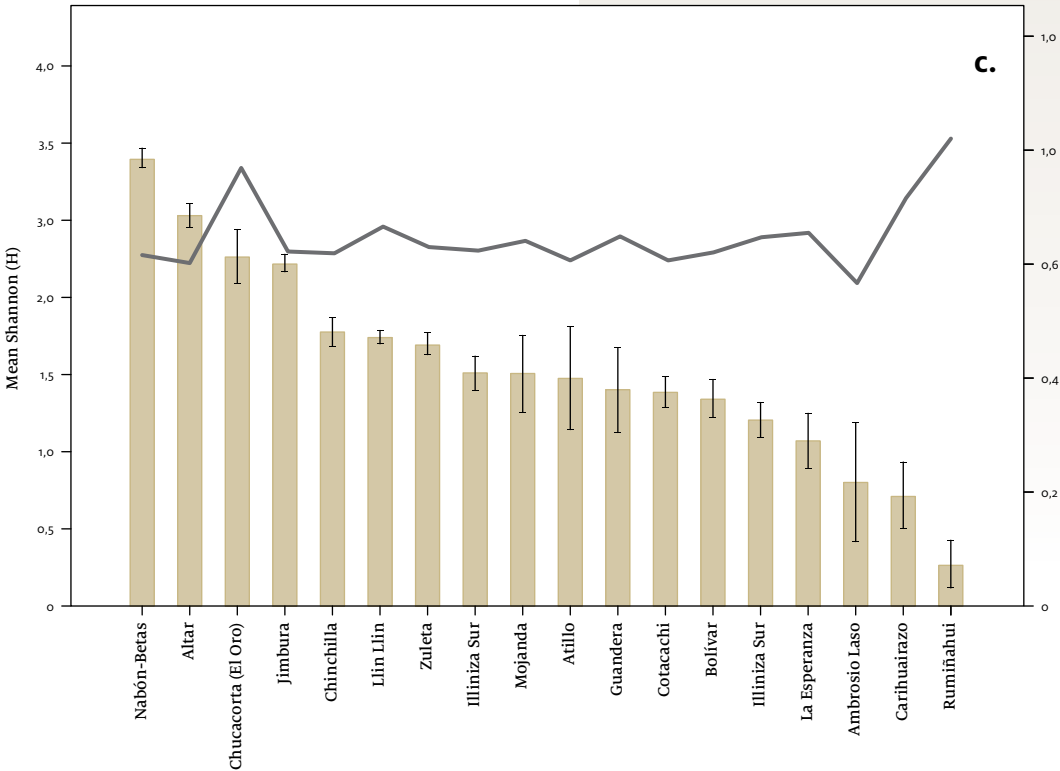
amacolladas (e.g. *Calamagrostis intermedia*) y adicionalmente, muchas de las especies, como las hierbas postradas, experimentan extinciones locales o reducen su abundancia significativamente (e.g. *Baccharis caespitosa*).

Igualmente, los herbazales inundables más diversos se localizaron en la provincia de Chimborazo, mientras que los sitios de Cotacachi y Bolívar fueron también los menos diversos ($H' = 1,95$ y $1,83$, respectivamente). Los valores de equidad para estos páramos evidencian que existe una relación entre los valores bajos de diversidad con valores de equidad inferiores a 0,6 que al igual que en el caso anterior, sugiere que pocas especies son dominantes y las restantes ocurren en proporciones bajas (Figura 2b, Tabla 2).



Los sitios muestreados para arbustales concentraron la mayor diversidad en los páramos del sur del Ecuador, en particular Nabón-Betas, Chucacorta (El Oro) y Jimbura (Loja). El índice de equidad para los ecosistemas de páramos arbustivos no bajó de 0,6 y varios sitios tuvieron valores próximos al 0,7. Esto indica que los páramos arbustivos son comunidades más homogéneas que los herbazales, en términos de las abundancias relativas de las especies, aunque en el promedio general los sitios arbustivos tuvieron valores de Diversidad de Shannon menores (Figura 2c).

Figura 2. **Diversidad (barras) y equidad (línea continua) de cada sitio para (c) páramos arbustivos y (d) bosques en páramo.**



Los bosques resultaron sistemas menos diversos que las tres fisonomías previas como era de esperar al tratarse de bosques constituidos en varios casos por tres o menos especies (e.g. *Polylepis* spp., *Gynoxys* spp.). Los sitios que reportaron mayor número de especies fueron Jimbura, Chiles-Esperanza, Lagunas de Chinchilla y Mojanda, sitios ubicados en altitudes generalmente inferiores con respecto a los sitios menos diversos (Tabla 2). Los valores de equidad para los bosques fueron particularmente altos, incluso próximos a 1 en varios sitios (e.g. Altar) (Figura 2d), lo que significa que son bosques compuestos por pocas especies y generalmente dominados por un tipo de *Polylepis*.

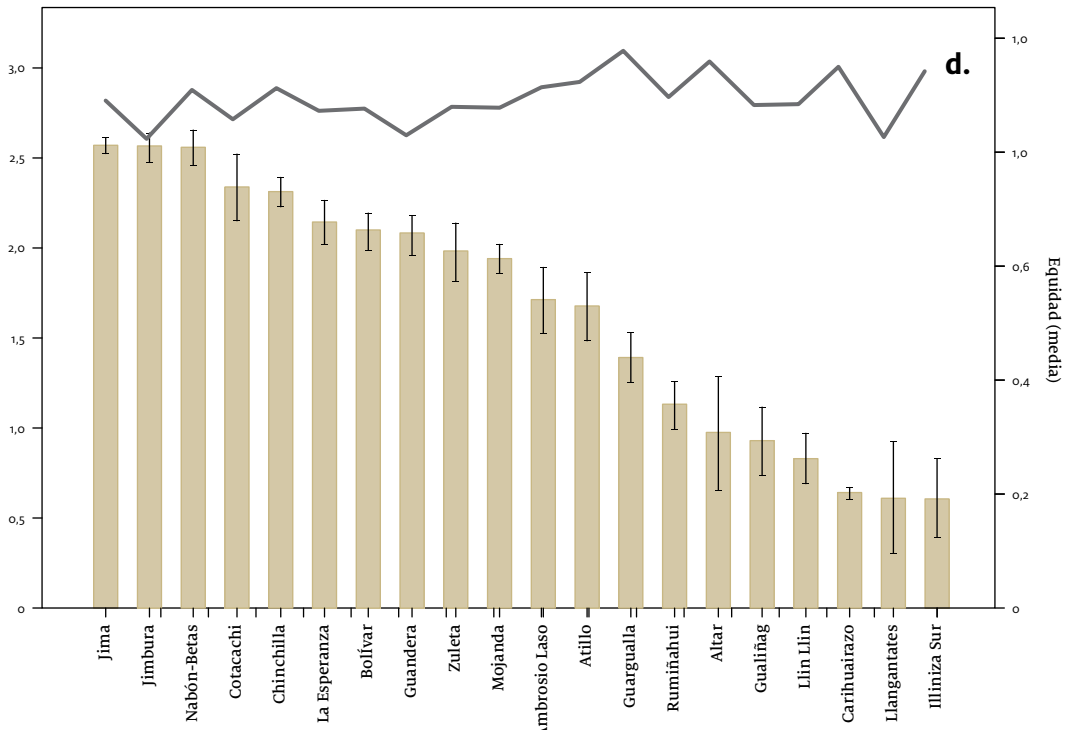


Tabla 2. **Riqueza, diversidad (Shannon) y equidad por sitio de muestreo para herbazales no inundables y herbazales inundables.**

En la columna de fisonomía HI = herbazal inundable, HnI = Herbazal no inundable.

Sitio	Fisonomía	N	Riqueza (media)	Riqueza (Sd)	Shannon (media)	Shannon (Sd)	Evenness (mean)	Evenness (Sd)
Carihuairazo	HI	6	12.83	2.65	1.95	0.2	0.56	0.1
Carihuairazo	HnI	9	16.00	2.40	2.14	0.1	0.55	0.1
Bolívar	HnI	6	16.67	5.75	1.83	0.6	0.40	0.1
Bolívar	HI	3	11.33	0.58	1.67	0.22	0.48	0.1
Cotacachi	HnI	9	19.83	2.23	1.95	0.1	0.34	0.1
Cotacachi	HI	3	15.00	1.00	1.83	0.2	0.42	0.1
Estacion Biológica Guandera	HI	3	13.33	0.58	2.02	0.1	0.57	0.0
Estacion Biológica Guandera	HnI	3	17.33	3.51	2.25	0.2	0.56	0.02
Rumiñahui	HnI	6	21.67	4.80	2.40	0.2	0.52	0.08
Rumiñahui	HI	6	14.83	1.17	1.96	0.05	0.48	0.05
Illiniza Sur	HnI	6	18.67	1.63	2.29	0.26	0.54	0.13
Illiniza Sur	HI	3	16.67	4.73	1.98	0.24	0.45	0.04
Lagunas Chinchilla	HI	3	25.33	7.51	2.72	0.35	0.61	0.05
Llanganates	HI	6	16.67	3.14	2.23	0.28	0.57	0.06
Llanganates	HnI	6	16.00	2.83	2.07	0.30	0.52	0.13
Chiles, La Esperanza	HnI	15	20.80	3.97	2.05	0.25	0.38	0.05
Chiles, La Esperanza	HI	10	20.00	5.42	2.12	0.36	0.44	0.09
Zuleta	HI	5	16.40	3.58	2.33	0.25	0.64	0.06
Zuleta	HnI	15	12.27	2.66	1.61	0.55	0.42	0.07

Tabla 2. **Riqueza, diversidad (Shannon) y equidad por sitio de muestreo para herbazales no inundables y herbazales inundables.**

En la columna de fisonomía HI = herbazal inundable, Hnl = Herbazal no inundable.

Sitio	Fisonomía	N	Riqueza (media)	Riqueza (Sd)	Shannon (media)	Shannon (Sd)	Evenness (mean)	Evenness (Sd)
Mojanda	HI	10	13.70	9.43	2.03	0.20	0.57	0.08
Mojanda	Hnl	15	14.13	5.34	1.47	0.44	0.33	0.04
Jimbura	HI	10	18.30	4.76	2.18	0.20	0.50	0.08
Jimbura	Hnl	15	17.20	2.34	2.03	0.17	0.45	0.06
Altar	Hnl	9	37.67	8.23	3.02	0.22	0.56	0.10
Altar	HI	3	14.67	1.53	2.20	0.08	0.62	0.02
Ambrosio Laso	Hnl	3	18.67	1.15	2.46	0.05	0.63	0.04
Ambrosio Laso	Hnl	6	24.83	7.73	2.57	0.29	0.56	0.10
Ambrosio Laso	HI	3	14.67	7.38	2.33	0.26	0.71	0.03
Atillo	Hnl	6	33.50	4.97	2.61	0.15	0.41	0.06
Atillo	HI	3	22.00	3.00	2.61	0.07	0.62	0.08
Chimborazo	Hnl	3	21.67	1.53	2.45	0.23	0.54	0.09
Chimborazo	Hnl	6	28.33	4.18	2.67	0.24	0.52	0.05
Gualiñag	Hnl	6	36.00	4.24	2.92	0.15	0.52	0.04
Gualiñag	HI	3	24.67	1.53	2.56	0.18	0.53	0.11
Guargualla	Hnl	9	21.56	3.68	2.51	0.21	0.58	0.06
Guargualla	HI	3	28.67	2.08	2.85	0.04	0.60	0.05
Llin Llin	Hnl	6	37.00	5.10	3.03	0.16	0.57	0.04
Llin Llin	HI	3	32.67	7.51	2.92	0.26	0.58	0.05

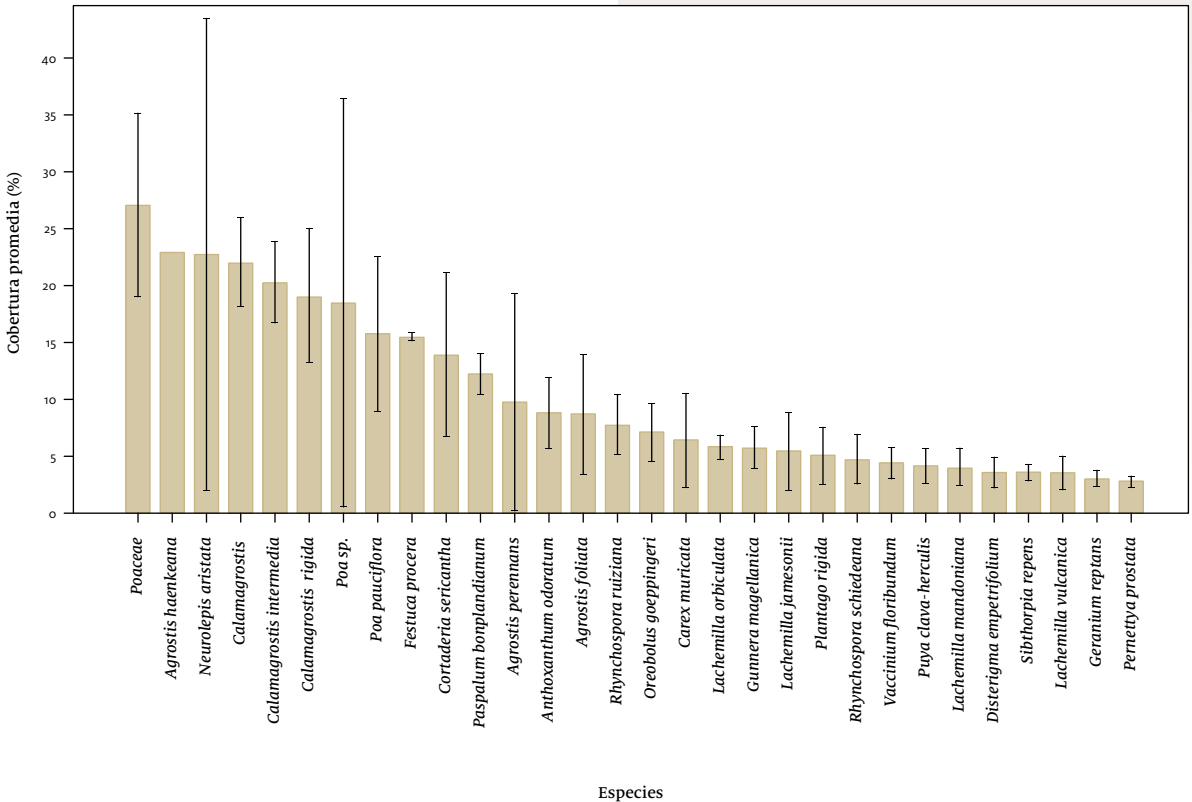
Caracterización de las fisonomías de los páramos del Ecuador

Los análisis de cobertura y abundancia de especies para las cuatro fisonomías de páramo permitieron caracterizar las principales especies para cada una de ellas en los 23 sitios estudiados. Adicionalmente, el análisis entre los sitios permitió identificar diferencias significativas en la estructura y composición de la flora permitiendo la identificación de comunidades particulares para cada fisonomía.

Herbazales no inundables

Las especies dominantes en los herbazales no inundables fueron principalmente hierbas amacolladas, incluyendo *Agrostis haenkeana*, *Calamagrostis intermedia*, *C. rigida*, *Poa pauciflora*, *Poa sp. 1*, *Festuca*

Figura 3. Cobertura de las especies de plantas vasculares para cada sitio estudiado para los herbazales no inundables. La abundancia de cada especie se estimó a partir de la cobertura promedio de cada una registrada en las parcelas de cada sitio inventariado.



procera y una Poaceae no identificada ($F = 7,58$, $p = 0,001$). Adicionalmente, *Lachemilla orbiculata* fue una de las especies de hierbas rastreras con una alta cobertura en 10 de los sitios estudiados junto con la gramínea arbustiva *Neurolepis aristata* que fue la especie con mayor cobertura en el sitio del Parque Nacional Llanganates, cordillera oriental (Figura 3).

Los análisis entre sitios permiten identificar cuatro diferentes tipos de herbazales no inundables en el país de acuerdo a la composición y estructura de la vegetación (es decir, por la importancia de cada especie respecto a su cobertura).

El primer tipo de herbarzal no inundable, que llamaremos de aquí en adelante **páramos de pajonal**, incluyó a los páramos caracterizados por vegetación densa, dominada por gramíneas amacolladas de los géneros *Calamagrostis*, *Poa*, *Agrostis*, *Festuca*, *Cortaderia* y *Stipa*. En los páramos de Bolívar los herbazales no inundables se caracterizaron por *Poa pauciflora*, *Calamagrostis intermedia*, *Paspalum bonplandianum* y *Vaccinium floribundum* ($F = 21,19$, $P = 0,0001$), mientras que en los páramos del volcán Cotacachi las especies con los valores de cobertura más alto fueron *Agrostis foliata*, *Poa* sp. 1, *Paspalum bonplandianum*, *Valeriana microphylla* y *Lachemilla orbiculata* ($F = 4,54$, $P = 0,0001$).

El segundo tipo de herbazales no inundables, que también se conocen como **páramos de bambú**, se localizaron en los páramos de Llanganates (Tungurahua) y de Jimbura (Loja), en los que las especies que configuraron el paisaje fueron gramíneas arbustivas del género *Neurolepis*. En el sitio de Llanganates las especies con mayor cobertura fueron *Neurolepis aristata*, *Poa pauciflora*, *Rhynchospora ruiziana* y *Oreobolus goeppingeri* ($F = 7,58$; $p = 0,0001$). En los páramos de Jimbura las especies con mayor cobertura fueron *Neurolepis elata*, una Poaceae no identificada, *Arcytophyllum setosum* y *Rhynchospora vulcani* ($F = 9,19$; $p = 0,0001$).

El tercer tipo correspondió a los **páramos secos** de la provincia de Chimborazo y Tungurahua, los cuales fueron caracterizados por *Festuca procera* junto con *Stipa ichu*, *Calamagrostis intermedia*, *Plantago australis*, *P. linearis*, *P. rigida*, *Valeriana rigida*, *Geranium chimborazense* y *Cerastium crassipes* ($F = 5,57$; $p = 0,0001$).

El cuarto tipo, denominado **superpáramos**, estuvo asociado a las parcelas en los sitios ubicados sobre los 4.000 m de altitud. Estos sitios evidenciaron un cambio en la composición y fisonomía en los herbazales no inundables, ya que las hierbas amacolladas dejaron de ser la forma de vida dominante, y fueron remplazadas por cojines, rosetas acaulescentes, arbustos prostrados y hierbas de tallo corto. En los páramos de Illinizas y Ambrosio Laso, las especies con mayor cobertura fueron: *Xenophyllum humile*, *Azorella multifida*, *Plantago rigida*, *Loricaria ilinissae*, *Lachemilla mandoniana*, *Halenia weddelliana*, *Valeriana aretioides*, *Calamagrostis intermedia*, *Baccharis caespitosa*, *Hypochaeris sessiliflora*, *Valeriana microphylla*, *Werneria nubigena*, *Geranium aya-vacense*, *Chuquiraga jussieu* y *Poa cucullata* ($F = 4,55$, $p = 0,0001$; $F = 6,03$; $p = 0,0001$).

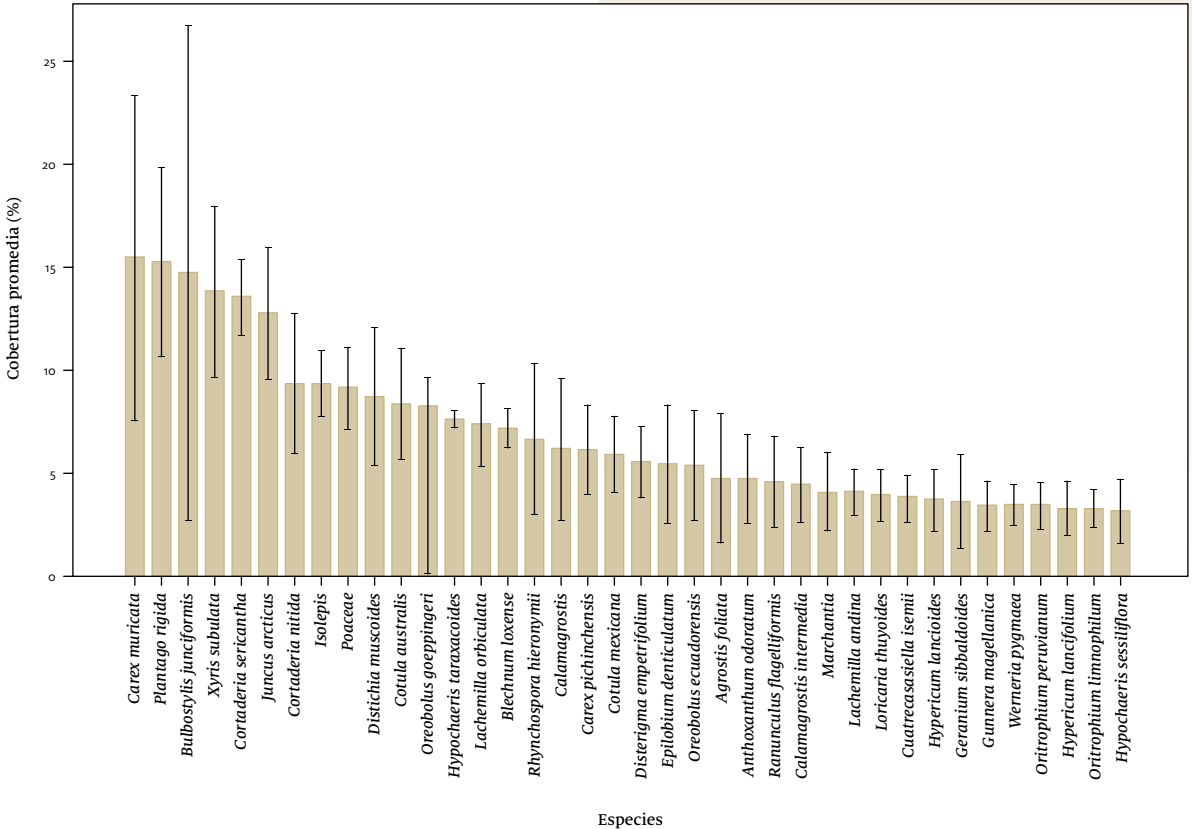
Herbazales inundables

Los herbazales inundables inventariados en los 23 sitios fueron caracterizados principalmente por *Carex muricata*, *Plantago rigida*, *Bulbostylis junciformis*, *Xyris subulata*, *Cortaderia sericantha* y *Juncus arcticus*, *Cortaderia nitida*, *Isolepis* sp. 1., *Distichia muscoides*, *Cotula australis*, *Oreobolus goeppingeri*, *Hypochaeris taraxacoides*, *Lachemilla orbiculata* y *Blechnum loxense*, todas ellas con una cobertura promedio superior al 5% (Figura 4).

Los análisis de varianza entre los sitios inventariados sugieren la existencia de al menos dos tipos de herbazales inundables. El primero fue la comunidad de Juncáceas y Cyperáceas que se localizó en un rango altitudinal inferior. Los páramos de las lagunas de Jimbura (Loja), se encuentran a un promedio de 3.380 m de elevación y estuvieron compuestos principalmente por *Neurolepis elata*, *Oritrophium repens*, una Poaceae no identificada, *Oritrophium peruvianum*, *Dorobaea pimpinellifolia*, *Juncus* sp. 1 y *Rhynchospora vulcani* ($F = 2,15$; $p = 0,0002$). Los herbazales inundables del volcán Chiles (Carchi) que se ubican a una altura promedio de 3.570 metros, tuvieron a las siguientes especies con los valores más altos de cobertura: *Carex muricata*, *Isoetes* sp. 1, *Juncus arcticus*, *Epilobium denticulatum*, una Poaceae no identificada, *Juncus liebmannii*, *Carex pichinchensis*,

Figura 4 (abajo izquierda). **Abundancia de las especies para cada sitio estudiado para los herbazales inundables. La abundancia de cada especie se estimó a partir de la cobertura promedio de cada una registrada en las parcelas de cada sitio inventariado.**

Figura 5 (abajo derecha). **Abundancia de las especies para cada sitio estudiado para los ecosistemas de páramos arbustivos. La abundancia de cada especie se determinó por el número promedio de individuos de cada especie registrados en las parcelas de cada sitio inventariado.**



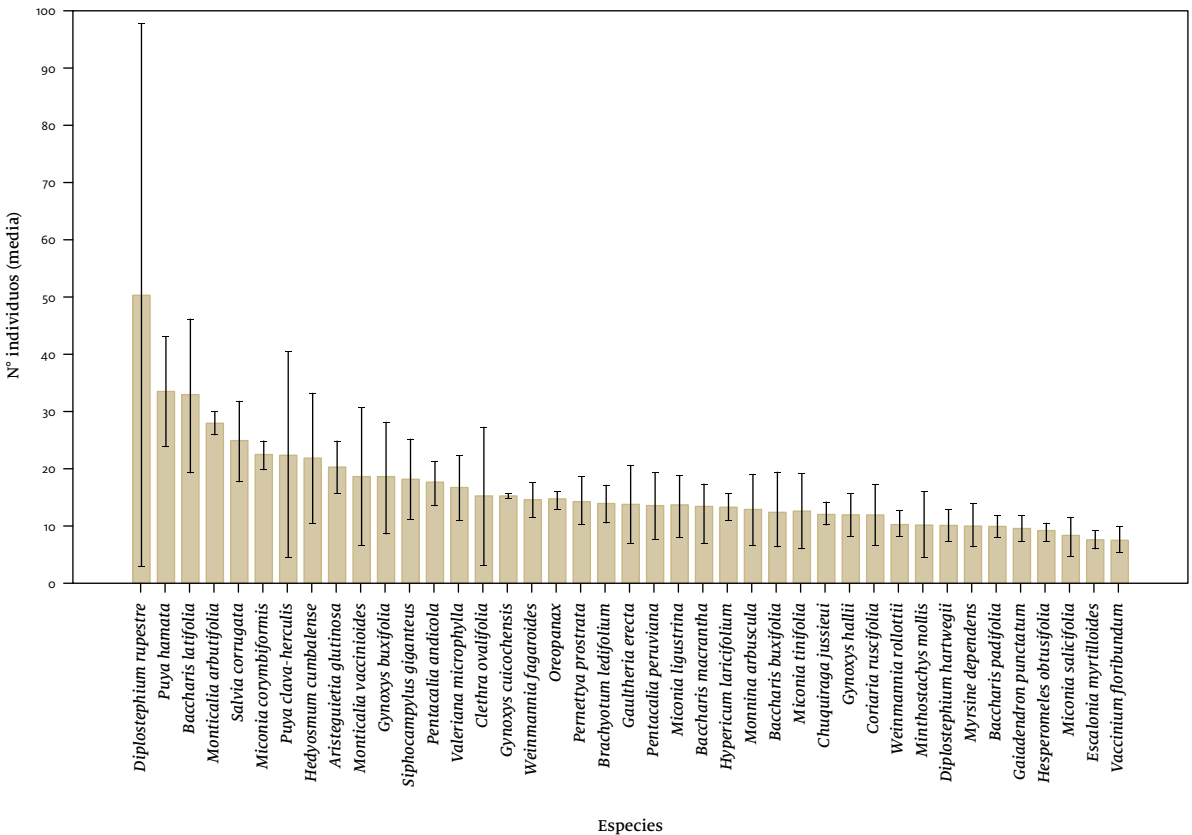
Lachemilla orbiculata, *Cortaderia nitida*, *Blechnum loxense*, *Oreobolus goeppingeri* y *Loricaria thuyoides* ($F = 3,03$; $p = 0,0001$).

La segunda comunidad incluyó a los herbazales inundables de mayor altura, caracterizados por plantas en cojín y arbutos y una cobertura menor de las especies de Juncáceas y Cyperáceas (Figura 4). Los herbazales inundables del Carihuairazo (Tungurahua) se ubican a una altitud promedio de 4.100 m y estuvieron compuestos por *Plantago rigida*, *Distichia muscoides*, *Carex pichinchensis*, *Cortaderia sericantha*, *Calamagrostis intermedia*, *Juncus stipulatus*, *Gunnera magellanica*, *Isolepis* sp. 1, *Oritrophium limnophilum*, *Juncus arcticus* y *Cotula australis* ($F = 2,14$; $p = 0,01$). Los herbazales inundables inventariados en

Bolívar se encuentran a una altitud promedio de 4.250 m y formaron una comunidad compuesta por *Plantago rigida*, *Distichia muscoides*, *Festuca glumosa*, *Lachemilla orbiculata*, *Cotula australis*, *Aciachne* sp. 1 y *Cotula coronopifolia* ($F = 9,78$; $p = 0,0001$).

Arbustales

Las especies dominantes en los páramos arbustivos en el Ecuador fueron *Espeletia pycnophylla*, *Diplostephium rupestre*, *Puya hamata*, *Baccharis latifolia*, *Monticalia arbutifolia*, *Salvia corrugata*, *Miconia corymbiformis*, *Puya clava-herculis*, *Hedyosmum cumbalense* y *Aristeguietia glutinosa*, todas ellas con una abundancia promedio superior a los 20 individuos por sitio estudiado (Figura 5).



Los análisis entre sitios evidenciaron la existencia de al menos tres diferentes tipos de comunidades dentro de esta fisonomía. La primera incluyó a los páramos ubicados en los sitios de Guandera y Chiles (Carchi) en los que la roseta gigante *Espeletia pycnophylla* fue la especie dominante, con un promedio de abundancia de 280 individuos por sitio. En el caso de los páramos de Guandera junto con *Espeletia pycnophylla* las especies más abundantes fueron *Monnina celastroides*, *Puya clava-hercullis*, *Oreopanax bogotensis*, *Miconia corymbiformis*, *Alnus acuminata*, *Weinmannia fagaroides*, *Miconia ligustrina*, *Pernettya prostrata*, *Cybianthus marginatus*, *Blechnum stipitellatum*, *Miconia latifolia*, *Hesperomeles obtusifolia* y *Pentacalia andicola* ($F = 12,00$, $p = 0,0001$).

El segundo tipo reunió a los páramos arbustivos ubicados entre los 3.300 y los 3.600 metros de altitud, identificados como un ecotono de transición entre los herbazales no inundables y el bosque altoandino. Por ejemplo, los páramos arbustivos de Cotacachi (media = 3.570 m) estuvieron compuestos por *Monnina obtusifolia*, *Hypericum laricifolium*, *Baccharis padifolia*, *Morella parvifolia*, *Gynoxys fuliginosa*, *Verbesina arborea* y *Brachyotum ledifolium* ($F = 1,04$; $P = 0,05$). De igual manera, los páramos arbustivos de Chucacorta (El Oro) ubicados a una altitud promedio de 3.280 metros, estuvieron caracterizados por *Arcytophyllum rivetii*, *Peperomia rotundata*, *Brachyotum confertum*, *Baccharis alaternoides*, *Gaultheria amoena*, y *Oreocallis grandiflora* ($F = 6,79$; $p = 0,0001$).

El tercer tipo incluyó a los arbustos ubicados sobre los 3800 metros. Las especies dominantes en los páramos arbustivos del volcán Illiniza-Sur (Pichincha), ubicados a una altitud promedio de 4.000 metros, fueron *Brachyotum ledifolium*, *Gynoxys buxifolia*, *Chuquiraga jussieui*, *Pentacalia peruviana*, *Monnina crassifolia*, *Baccharis arbutifolia*, *B. padifolia*, *Ribes andicola*, *Loricaria ferruginea*, *Escallonia myrtilloides* y *Valeriana microphylla* ($F = 2,30$; $p = 0,026$).

Los páramos arbustivos de Ambrosio Laso (media = 3.990 m de altitud) estuvieron compuestos por las siguientes especies: *Diplostegium rupestre*, *Baccharis latifolia*, *Brachyotum ledifolium*, *Weinmannia mariquitae*, *Otholobium holosericeum*, *Berberis engleriana*, *Buddleja incana* y *Gynoxys hallii* ($F = 5,91$; $p = 0,001$).

Bosques en páramo

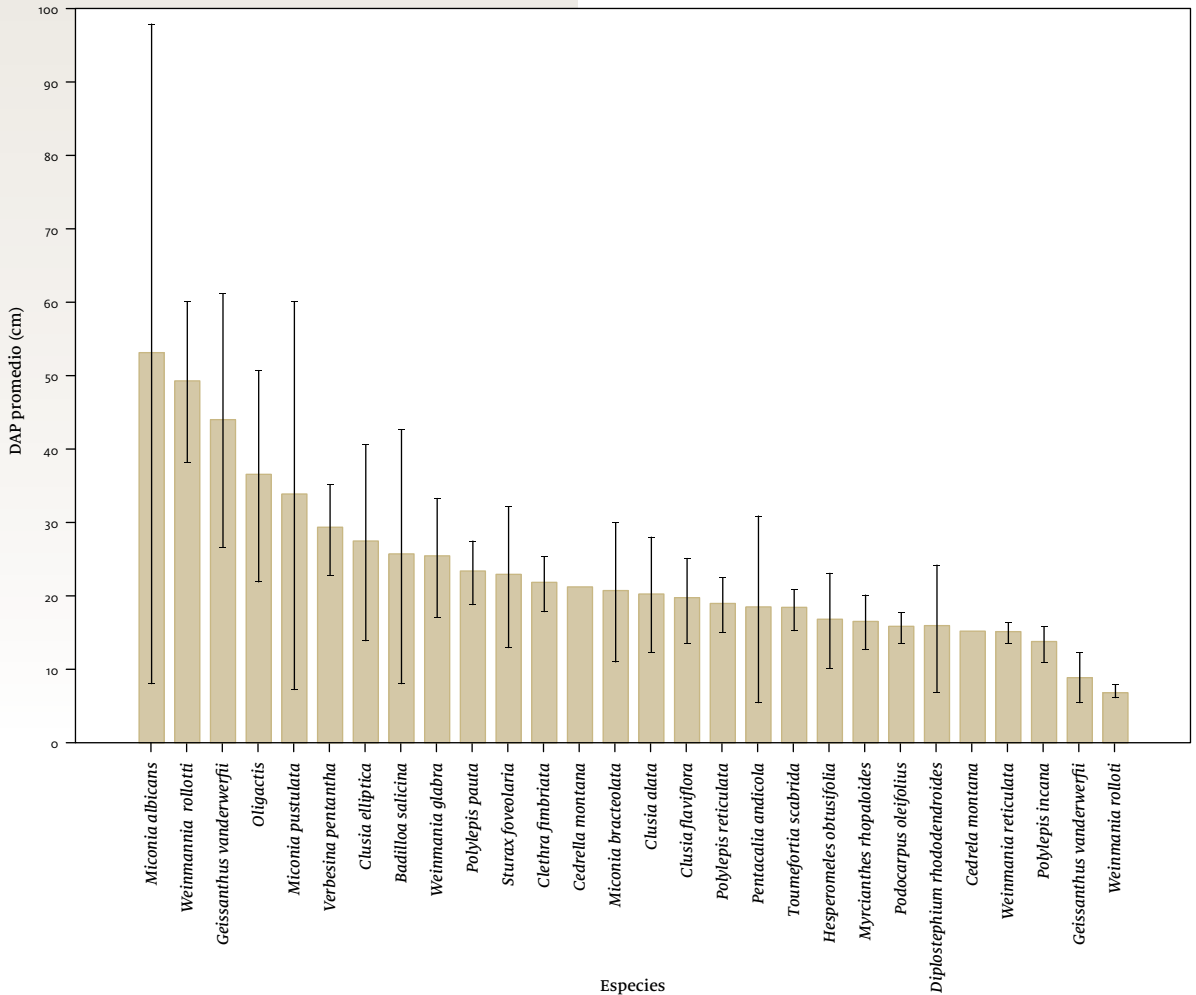
Los ecosistemas boscosos estuvieron dominados por varias especies de *Miconia*, *Weinmannia*, *Polylepis* y *Gynoxys* principalmente. En muchos casos, los últimos dos géneros formaron unidades monotípicas compuestas por distintas especies, especialmente en los fragmentos de bosques sobre los 4.000 m de altitud (Figura 6).

Los análisis entre sitios identificaron dos tipos de comunidades bien diferenciadas. La primera fueron bosques altoandinos ubicados entre los 3.200 y los 3.800 metros de altitud con elementos propios de los bosques altoandinos (e.g. *Weinmannia*, *Miconia*, *Myrsine*). En esta comunidad se ubicaron los bosques inventariados en varias de las localidades estudiadas. Por ejemplo, en las Lagunas de Chinchilla (Loja) las especies más abundantes fueron *Myrsine dependens*, *Gynoxys buxifolia*, *Weinmannia glabra*, *Miconia bullata*, *Diplostegium hartwegii*, *Ilex* sp. 1, *Brachyotum johannes-julii* y *Weinmannia fagaroides* ($F = 6,22$; $p = 0,0001$). Una composición similar se observó en los bosques de Guandera (media = 3510 m) donde las especies dominantes fueron: *Clusia flaviflora*, *Weinmannia fagaroides*, *Miconia latifolia*, *Oreopanax bogotensis*, *Miconia cuprea*, *Miconia tinifolia*, *Hedyosmum cumbalense* y *Cybianthus marginatus* ($F = 2,78$; $p = 0,047$).

La otra comunidad fueron los bosques en páramo sobre los 4.000 m de altitud, mucho menos diversos que los anteriores pero generalmente dominados por una o dos especies. No obstante, las especies particulares de cada uno de ellos varían mucho entre las distintas regiones

Figura 6. **Abundancia promedio de las especies para cada sitio piloto de los bosques en páramo. La abundancia de cada especie se determinó a partir del promedio del DAP de los individuos registrados en las parcelas de cada sitio inventariado.**

de páramos del Ecuador. Los análisis de varianza en los bosques del Carihuairazo, que se ubican a una altitud promedio de 3.993 metros, estuvieron compuestos por tres especies *Gynoxys fuliginosa*, *Polylepis reticulata* y *Diplostegium hartwegii* ($F = 5,05$; $p = 0,034$). Un patrón similar se observó en los bosques del volcán Illiniza-Sur (Pichincha) en donde las especies más abundantes fueron: *Polylepis incana*, *Gynoxys acostae*, *Escallonia myrtilloides* y *Brachyotum ledifolium* ($F = 3,04$; $p = 0,024$).



Patrones de distribución de las plantas de páramo en el Ecuador

Los análisis de similitud realizados para herbazales no inundables, herbazales inundables, arbustales y bosques en páramo (Figuras 7, 8, 9 y 10, respectivamente) no presentaron las mismas agrupaciones. Por ejemplo, para los herbazales no inundables (Figura 12), hubieron cuatro grupos distintos, que reunieron a sitios del norte-centro del país (Grupo 1: Rumiñahui, Iliniza, Carihuairazo, Chiles, Zuleta, Mojanda, Cotacachi, Bolívar), sitios de la sierra central de la provincia de Chimborazo (Grupo 2: Altar, Gualiñag, Ambrosio Lasso, Chimborazo, Llin Llin, Atillo, Guargualla), un grupo de sitios sólo del sur-oeste (Grupo 3: Cerro Arcos y Chucacorta) y, finalmente, el cuarto grupo fue el más disímil de todos y agrupó sitios del sur, norte y centro del país (Jimbura, Guandera, Llanganates).

Figura 7. **Agrupación de parcelas de herbazales no inundables utilizando el Índice de Similitud de Jaccard.**

Grupo 1: rojo,
Grupo 2: azul,
Grupo 3: verde,
Grupo 4: violeta.

Las especies características de cada grupo son: *Stellaria curvata*, *Baccharis genistelloides*, *Pentacalia andicola*, *Geranium stramineum*, *Rhynchospora schiedeana*, *Senecio chionogeton* (Grupo 1);

Geranium difussum, *Sisyrinchium tinctorium*, *Plagiocheilus peduncularis*, *Gamochoeta purpurea* (Grupo 2);

Sisyrinchium chilense, *Azorella peduncularis*, *Achyrocline* spp. (Grupo 3);

Diplostephium rhododendroides y *Xyris subulata* (Grupo 4).

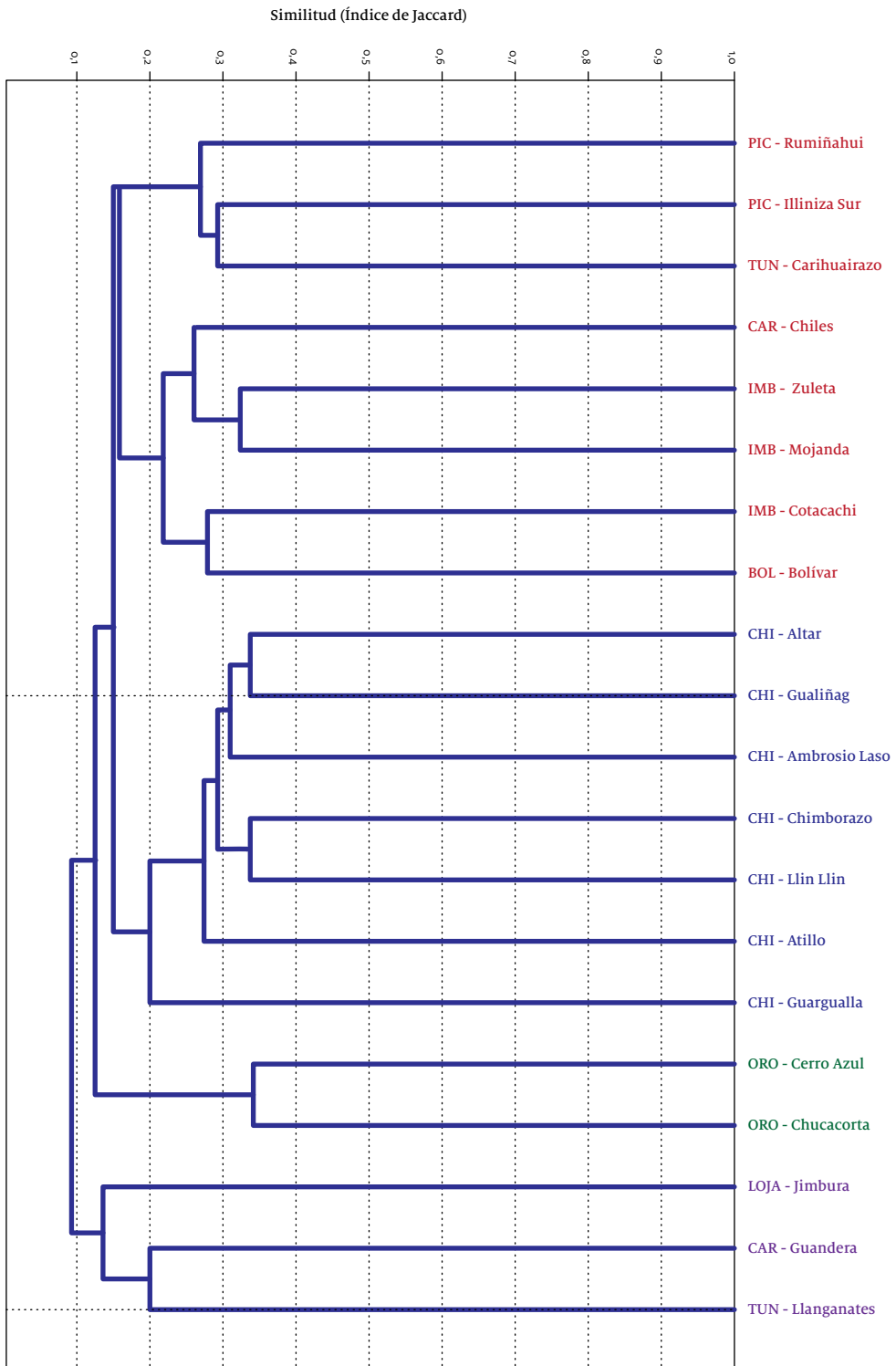


Figura 8 (izquierda). **Agrupación de parcelas de herbazales inundables utilizando el Índice de Similitud de Jaccard.**

Grupo 1: azul,
Grupo 2: rojo,
Grupo 3: negro,
Grupo 4: verde,
Grupo 5: violeta,
Grupo 6: gris.

Este agrupamiento no permite identificar especies características de cada rama obtenida.

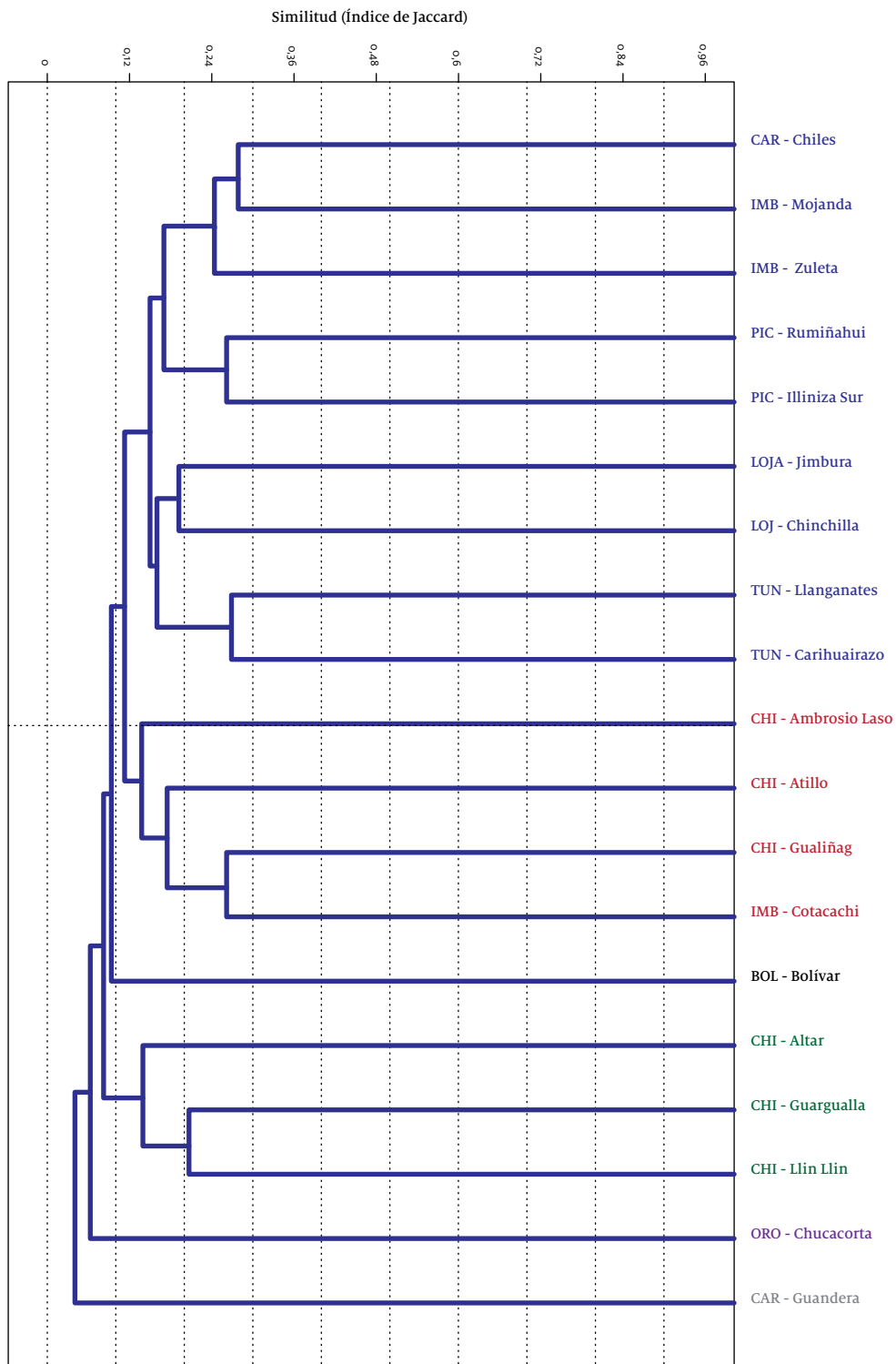


Figura 9. **Agrupación de transectos de arbustales en páramo utilizando el Índice de Similitud de Jaccard.**

Las especies características de los grupos encontrados en los ecosistemas arbustivos son:

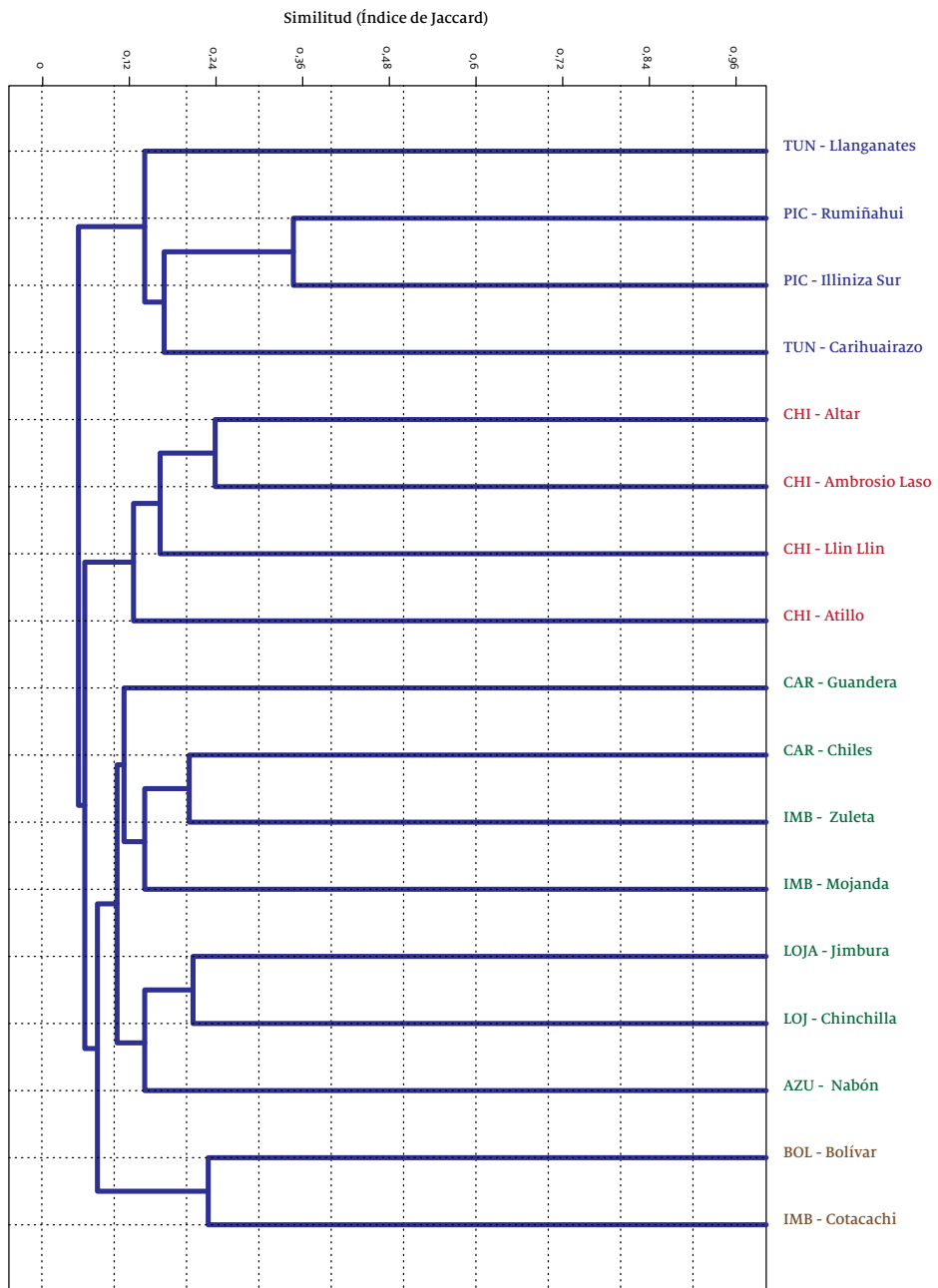
Grupo 1: azul
Grupo 2: rojo
Grupo 3: verde
Grupo 4: café

Grupo 1 : *Pentacalia peruviana*,
Baccharis padifolia, *B. arbutifolia*,
Loricaria thuyoides;

Grupo 2: *Gynoxys hallii*,
Eugenia triqueta, *Hesperomeles obtusifolia*, *Salvia corrugata* y *Rubus adenotrichos*;

Grupo 3: *Weinmannia cochensis*,
Lomatia hirsuta, *Gaultheria erecta* (en el subgrupo de Loja), *Hypericum laricifolium*, *Pentacalia andicola*, *Baccharis macrantha* y *Hesperomeles obtusifolia*.

El grupo 4 tuvo una diversidad muy baja de especies y se caracterizó por la presencia de *Morella parviflora* y *Brachyotum ledifolium*.



Las agrupaciones encontradas para las otras tres fisionomías variaron en el número de grupos que se pudieron distinguir (herbazales no inundables: 4 grupos, herbazales inundables: 6 grupos, arbustales: 4 grupos y bosques en páramo: 4 grupos) y en las especies que caracterizaron a los mismos (Figuras 7, 8, 9 y 10). Lo más relevante de estos análisis fue que para tres de las cuatro fisionomías (herbazales no inundables, arbustales y bosques en páramo), los sitios localizados en la provincia del Chimborazo (siete en herbazales no inundables, cuatro en arbustales y seis en bosques en páramo) se agruparon en una sola rama.

Otro resultado importante fue que, en el caso de los herbazales inundables, se evidenciaron seis agrupaciones muy diferentes y poco claras. El árbol obtenido para esta fisionomía fue extremadamente heterogéneo, sin estructura, por lo que no se incluyó un detalle de las especies que caracterizaron a estos grupos (Figura 8). Este patrón se debe a que, en gran medida, muchas de las especies características de estos ecosistemas tienen una amplia distribución (Susana León com. pers.) y en la mayoría de casos, muchas de éstas se encuentran presentes en todos los sitios muestreados (ver sección 3.1).

Figura 10. Agrupación de transectos de bosque en páramo utilizando el Índice de Similitud de Jaccard.

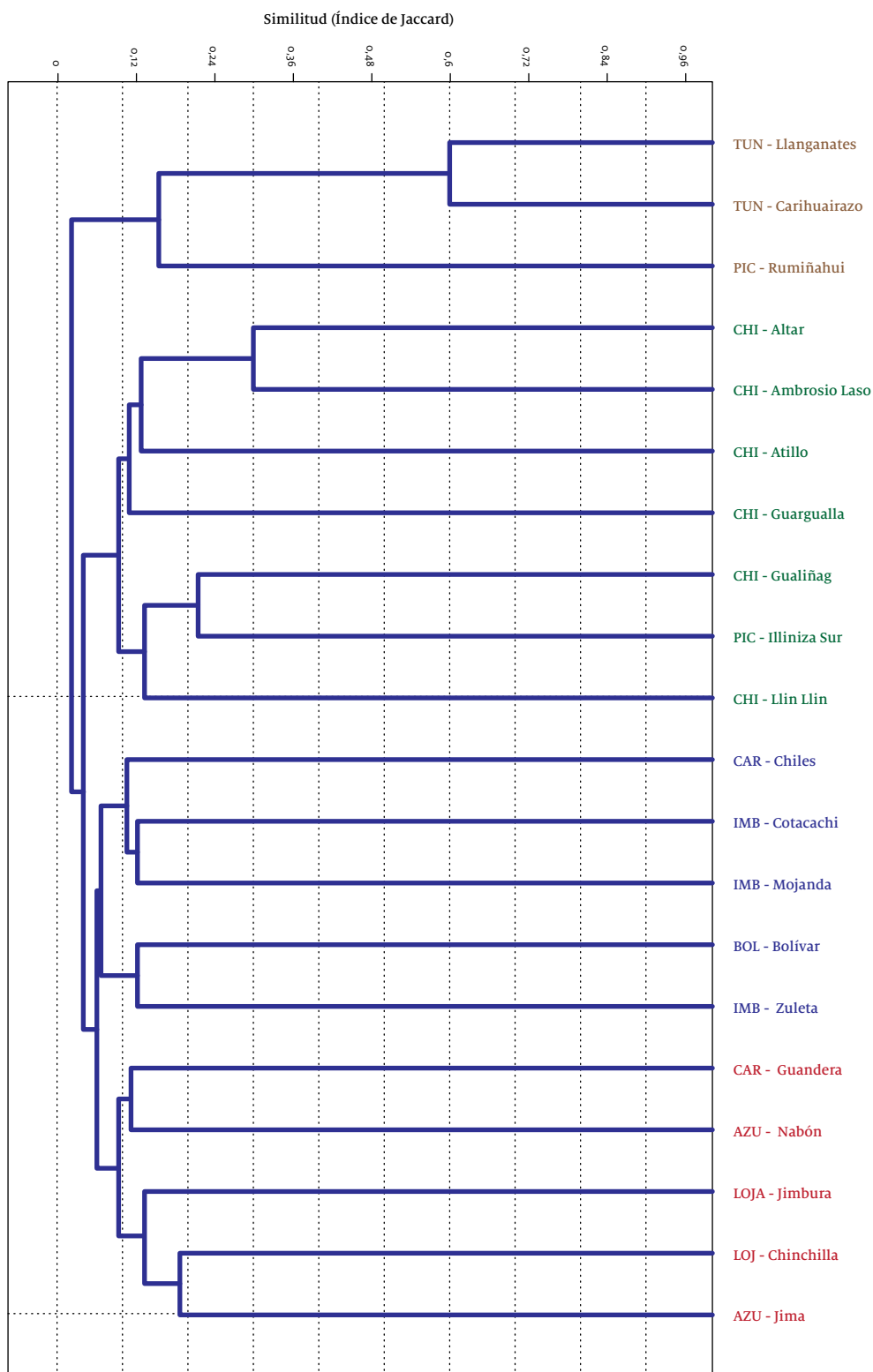
Las especies que caracterizaron a los grupos encontrados en el análisis de los sitios de bosques en páramo son:

Polylepis reticulata y *Diplostephium hartwegii* (Grupo 1);

Buddleja incana, *Escallonia mirtilloides*, *Hesperomeles ferruginea* y *Polylepis incana* (Grupo 2);

Baccharis reticulata, *Saurauia hertae*, *Baccharis grandiflora*, *Cybianthus peruvianus*, *Oreonapax andreanum*, *Miconia pustulata*, *M. latifolia*, *M. crocea*, *Solanum oblongifolium* y *Piper barbatum* (Grupo 3);

Weinmannia fagaroides, *W. glabra*, *Gaiadendron punctatum*, *Gaultheria reticulata*, *Lomatia hirsuta*, *Podocarpus oleifolius*, *Clusia elliptica*, *Clethra revoluta* y *Gynoxys cuicochensis* (Grupo 4).



Discusión

Diversidad y estructura

Los sitios de páramos de pajonal con valores de diversidad y riqueza más altos tienen una ligera tendencia a estar ubicados en altitudes mayores (>3.800 m de altitud). En contraste los sitios con una diversidad y riqueza menor se encuentran en altitudes, en promedio, inferiores (3.400-3.600 m de altitud) (Tabla 1), lo que concuerda con lo reportado por Sklenář y Ramsay (2001) para los patrones de diversidad de los páramos zonales del Ecuador.

Las razones de estos patrones al parecer se encuentran en los diferentes gradientes de intensidad del uso de la tierra, en particular a quemas asociadas a pastoreo primordialmente. El disturbio es mayor a altitudes inferiores (3.650 ±100 m) en los herbazales no inundables y decrece en intensidad hacia los ecosistemas del superpáramo (>4.000 m). Sklenář y Ramsay (2001) reportan que los sitios con los valores de riqueza más altos son los que presentan un grado de disturbio intermedio, lo cual concuerda con la historia de uso de los páramos de Chimborazo, y podría explicar los altos valores de riqueza de las comunidades de herbazales no inundables de estos sitios.

En contraste, lugares donde existe una historia fuerte de disturbio se expresan en valores bajos de los tres indicadores de biodiversidad, en particular de los valores de

Shannon y equidad como es el caso para Zuleta, Mojanda y Bolívar, entre otros. Esto sugiere que la dinámica de la vegetación en estos sitios está controlada por los regímenes de fuego asociados al pastoreo (Hofstede *et al.* 1995, Læggaard 1992) generando un mosaico heterogéneo temporal y espacial de diferentes estadios de regeneración a lo largo del gradiente altitudinal. En lugares donde existe una mayor intensidad en las quemas y el pastoreo, los herbazales no inundables tienen una menor altitud, han perdido biomasa, el estrato arbustivo está ausente y muchas de las especies rastreras que crecen en las condiciones de microclimas de los herbazales no inundables son escasas. Las comunidades de plantas que crecen en estas condiciones están generalmente dominadas por *Agrostis* spp., *Festuca* spp., *Lachemilla orbiculata* y *Paspalum* spp. (Luteyn *et al.* 2002; Premauer y Vargas 2004; Ramsay y Oxley 2001).

Los herbazales inundables inventariados cubren una gradiente altitudinal de 1.000 metros entre 3.300 a 4.300 m de altitud. Los valores de riqueza y diversidad tienen una concentración mayor en el rango inferior de elevación, entre 3.300 y los 3.600 m, en donde los herbazales inundables están caracterizados por las ciénegas de Juncáceas y Cyperáceas. Estos ecosistemas son más ricos en especies que las turberas de almohadillas, pero presentan valores muy similares de diversidad y equidad (Figura 2).

Tabla 1. Información general (metadatos) contenida en la base de datos de páramos.

Campos	Bosques	Herbazales	Arbustales	Total
Localidades	20	19	16	23*
Unidades de muestreo	133	249	122	504
Registros	1094	4835	1080	7009
Especies	188	383	203	583**
Morfoespecies	30	95	33	130

Los arbustales evidencian un patrón similar a los herbazales inundados, donde son claramente discernibles dos tipos de comunidades, la primera característica del subpáramo, y la otra de sistemas arbustivos de altura, propios del superpáramo arbustivo. La primera comunidad es considerablemente más diversa, se distribuye en un rango promedio de 3.400 metros (± 150) y se caracteriza por contener tanto elementos del páramo como del bosque andino (Cleef 1981; Ramsay y Oxley 1997). La segunda comunidad de arbustos se distribuye en un promedio de 3.900 metros (± 250) de altitud y se caracteriza por especies de arbustos erectos esclerófilos del superpáramo arbustivo y elementos del páramo de pajonal (Sklenář y Balslev 2007).

Los bosques en páramos más diversos se concentran en lugares más bajos, dando paso a la formación de bosques compuestos por varias especies altoandinas, mientras que los bosques menos diversos tienden a estar sobre los 3.600 m de altitud y conforman parches de bosques monotípicos de *Polylepis* spp. o *Gynoxys* spp. embebidos en una matriz de pajonal. No obstante, el grado de singularidad que tienen estos bosques monotípicos es alto. Muchas de las especies de *Polylepis* presentes en estos bosques tienen distribuciones restringidas para los diferentes complejos de páramos presentes en el país (Segovia-Salcedo y Quijía-Lamiña 2013).

Caracterización de las fisonomías de los páramos del Ecuador

Herbazales no inundables

Este estudio reporta un total de 401 taxa (329 especies y 70 indeterminadas) con un rango promedio de altitud de ocurrencia de 3.780 metros ($Sd \pm 217$ m). De estas, el 50% ($n = 200$) se distribuyen en un rango de 3.600 a 3.900 metros de altitud, el 25% ($n = 100$) entre los 3.300 a 3.600 metros y el 25% restante ($n = 100$) entre los 3.900 y 4.400 metros de elevación, lo que nos

permite confirmar que la muestra de especies utilizadas es representativa de la biodiversidad de plantas vasculares registradas para esta fisonomía. El estudio de Ramsay (2001) reportó 348 especies en 12 sitios estudiados, primordialmente de pajonales, en un rango de 3.100 a 4.600 metros. El estudio de Sklenář (2000) registró 284 especies como resultado del inventario de 18 sitios en 243 parcelas, todas ellas ubicadas en comunidades de superpáramos, entre los 4.000 y 4.800 metros. Complementariamente, el estudio de Sklenář y Ramsay (2001) reporta que los valores de mayor riqueza de especies se concentran en el rango entre los 3.500 y 3.700 metros, confirmando los resultados obtenidos en este estudio.

Los análisis de composición y estructura de la vegetación entre los sitios evidencian un alto grado de recambio en la composición de las comunidades de páramos, como reportan otros estudios para los páramos del Ecuador (Ramsay 1992; Sklenář y Ramsay 2001). Las variaciones en la composición de la flora está asociada a factores como los regímenes de precipitación anual, la diversidad de hábitats y la influencia humana, factores que interactúan y configuran la diversidad de la biota del páramo a escalas locales (alfa) y entre sitios (beta) (Sklenář y Ramsay 2001; Cleef 1981). Estas diferencias se expresan geográficamente al distinguirse al menos 4 tipos de comunidades específicas para los herbazales no inundables: los pajonales, los páramos de bambú, los superpáramos y los páramos secos.

De estas cuatro comunidades, los pajonales representan la comunidad que abarca la mayor extensión de los ecosistemas de alta montaña en el país y su fisonomía caracteriza el paisaje de los ecosistemas alto-andinos del Ecuador (Beltran *et al.* 2009; Ramsay 1992). No obstante, existen diferencias significativas entre los 23 sitios estudiados, con respecto a la composición y estructura de las comunidades de pajonales. La comparación entre

los sitios evidencia dos patrones claros. El primero muestra que los sitios más húmedos y menos disturbados albergan una mayor riqueza de especies como es el caso del volcán Chiles y Jimbura, mientras que los sitios que tienen una mayor historia de uso del suelo, asociada al pastoreo y quemas, presenta una comunidad menos diversa y más homogénea. Esto sin duda está asociado a la gran cobertura ocupada por las hierbas en macolla y su gran influencia en los patrones de equidad de las comunidades de pajonales. Sklenář y Ramsay (2001) sugieren que los valores altos en la diversidad beta de las comunidades de pajonales refleja más el mosaico de regímenes de manejo del páramo a través del pastoreo extensivo y la quema, antes que patrones intrínsecos de recambio de especies en las comunidades de flora a lo largo de una gradiente ambiental.

El otro patrón muestra un cambio en la composición de la fisonomía de los herbazales no inundables a lo largo del gradiente altitudinal, ya que se puede evidenciar que en las parcelas ubicadas sobre los 3.800 metros los arbustos y las pajas amacolladas desaparecen gradualmente y son reemplazados en importancia por los cojines, rosetas acaulescentes, arbustos prostrados y hierbas de tallo corto, dando paso a las comunidades del superpáramo (Cleef 1981; Ramsay y Oxley 1997).

Los páramos de bambú ocurren generalmente en la vertiente externa de la cordillera oriental, en sitios con altas condiciones de humedad y suelos pedregosos poco desarrollados. En la porción centro norte de la cordillera oriental (Parque Nacional Llanganates), Vargas *et al.* (2000) reportan la presencia de esta comunidad dominada por *Neurolepis aristata* hacia el oriente y sur del Parque, reemplazando a los pajonales de *Calamagrostis intermedia*. En el sur del país, Quizhpe *et al.* (2002) mencionan que la composición florística de los páramos del Parque Nacional Podocarpus (PNP) difiere de los páramos del norte debido a una asociación particular de

bambúes. En esta región del país se han registrado 12 especies de *Neurolepis* de las cuales seis son endémicas y cuatro se conocen únicamente en el PNP. Con la confirmación de una comunidad similar en Jimbura dominada por *Neurolepis elata*, es posible afirmar que los páramos arbuscivos del sur oriente del Ecuador constituyen una comunidad singular que se extiende hasta los páramos de Ayabaca y Pacaipampa en el Departamento de Piura en el Perú.

Los páramos secos han sido descritos por varios estudios llevados a cabo principalmente en el área del volcán Chimborazo y en la comunidad de Llangahua en Tungurahua. De acuerdo a Sklenář y Balslev (2007) este tipo de páramos presenta menor biomasa aérea que sus pares más húmedos debido al efecto de sombra de lluvia que ocurre en el flanco exterior occidental del volcán Chimborazo y, en general, la riqueza y diversidad de especies es más baja que en el páramo húmedo. Otras características de estos páramos son que familias como Gentianaceae están ausentes, por un lado, y por otro es el alto grado de deterioro ambiental que ha originado un proceso importante de degradación del ecosistema en estos páramos, evidenciado a través de la erosión del suelo, pérdida de cobertura vegetal y capacidad de regulación hídrica (Poulenard *et al.* 2004; Poulenard *et al.* 2001; Podwajewski *et al.* 2002). El sobre pastoreo es una actividad que afecta estas áreas, manteniendo la vegetación de tamaño muy pequeño con una alta cobertura de suelo desnudo. En estas condiciones, existe un cambio drástico de la comunidad vegetal, la cual está compuesta primordialmente por asociaciones de *Agrostis breviculmis* y *Lachemilla orbiculata*, ambas especies resistentes al pisoteo y trampeo del ganado, lo cual concuerda con lo encontrado en este estudio para los páramos de las localidades de Chimborazo, Ambrosio Laso y Llin-Llin.

Respecto a las comunidades de superpáramo, los estudios de Sklenář (2000),

Sklenář y Balslev (2007) y Sklenář *et al.* (2008) proponen la existencia de tres comunidades claramente diferenciables: el superpáramo arbustivo, el superpáramo “seco” y el superpáramo húmedo. La propuesta de estas tres comunidades considera las diferencias en la composición de la vegetación, la cual es producto de los efectos del gradiente altitudinal y los regímenes de humedad a los que se encuentran expuestos. Los superpáramos húmedos son generalmente los localizados en las caras externas de la cordillera oriental donde se encuentran muy expuestos a los frentes húmedos de la Amazonía (e.g. Quilindaña, Sarahurco, Antisana-Este). Los superpáramos “secos” se encuentran en la cordillera occidental o en la cara interna de la cordillera oriental, donde por efectos de su ubicación geográfica tienen una menor exposición a los frentes húmedos. (e.g. Chimborazo, Carihuairazo, Illinizas).

En el caso de este estudio, de las tres comunidades de superpáramo descritas sólo se tienen datos de la comunidad arbustiva, la cual ocurre entre 4.000 y 4.500 metros de altitud y se registró en 11 de los 23 sitios. Los datos de las parcelas establecidas sobre los 4.000 metros en estas localidades evidencian que la variación de especies entre sitios es alta, lo cual puede indicar la existencia de muchas especies de rango restringido que dan origen a altas tasas de recambio en la comunidad de plantas vasculares. En estos ambientes, gracias a la casi nula actividad humana, el alto recambio de especies entre sitios está mucho más asociado a los factores ambientales locales que a los efectos del uso del suelo como en el caso de los pajonales. El estudio de Sklenář y Balslev (2005), que analiza los patrones florísticos de 18 superpáramos en el Ecuador, reporta que en los 13 sitios clasificados como húmedos no existen especies que se reporten en todos ellos. Los superpáramos húmedos reportan un total de 323 especies, de las cuales 137 (42 %) están restringidas a este tipo de ambiente.

Herbazales inundables

Son comunidades azonales en las que las condiciones edáficas o microclimáticas locales tienen una mayor influencia sobre la vegetación que los factores climáticos asociados al gradiente altitudinal. La vegetación azonal del páramo está presente donde existe un balance hídrico positivo, es decir las pérdidas por corrientes y evapotranspiración son menores que las entradas por precipitación o escorrentía (Cleef 1981; Bosnian *et al.* 1993). La saturación del suelo influye en la vegetación originando dos grandes unidades, las ciénagas o turberas y las áreas dominadas por aguas estancadas conocidas como pantanos.

El total de taxa registrados en los 23 sitios para esta fisonomía es de 290 de las cuales 233 se logró determinar a nivel de especie y 57 sólo a género. No existe en nuestro conocimiento un estudio similar a este en el Ecuador, que haya cuantificado el número total de especies para estos ambientes paramunos por lo que estos datos pueden ser considerados como la primera aproximación en realizar una descripción cuantitativa de estas comunidades en el Ecuador. Los 290 taxa corresponden al 41% del total de taxa reportados para las cuatro fisonomías en los 23 sitios de páramos estudiados. La distribución promedia de los 270 taxa en el gradiente altitudinal es similar a lo registrado para los herbazales no inundables, con una media de 3.705 metros ($Sd \pm 246$ m). La gran mayoría (75%) de taxa se concentra en el rango entre los 2.900 a los 3.700 metros de altitud, mientras que las restantes 71 especies (25%) ocurren entre los 3.700 y 4.340 metros. Estos patrones de distribución siguen un patrón claro de disminución de la riqueza de especies de plantas vasculares a lo largo del gradiente altitudinal como reportado previamente por otros estudios (Cleef 1981; Moscol y Cleef 2009).

Los análisis entre los sitios identificaron dos comunidades claramente diferenciadas. La primera comunidad corresponde a

los herbazales dominados por Cyperáceas y Juncáceas, denominados pantanos o ciénegas y el segundo, a los bofedales o turberas caracterizados por almohadillas (Bosnian *et al.* 1993). Con el incremento de la elevación los pantanos son remplazados por turberas de almohadillas (cushion forming chamaephytes) compuestas principalmente por *Distichia muscoides* (Juncaceae), *Plantago rigida* (Plantaginaceae), varias especies del género *Werneria* (Asteraceae), *Eryngium humile* y *Oreobolus* spp. (Cyperaceae) (Cleef 1981).

Arbustales

Esta fisonomía reporta un total de 235 taxa (202 especies y 33 solo a nivel de género). El 89 % de los taxa se distribuyen entre el rango de 3.000 a 3.600 metros, correspondiente a las comunidades denominada generalmente como subpáramo (Luteyn *et al.* 2002, Ramsay 1992). Las comunidades de arbustales que se distribuyen en este rango altitudinal en muchos casos corresponden al ecotono entre el límite superior del bosque altoandino y su transición al páramo. En muchos casos esto sucede en los sitios donde todavía la continuidad del bosque se mantiene y la transición hacia el páramo es un proceso determinado por las gradientes ambientales y no por el uso del suelo (Bader y Ruijten 2008; Bader *et al.* 2007).

En el rango entre los 3.600 y los 3.800 metros ocurre un 7% adicional y el restante 4% entre los 4.200 y 4.300 metros. En el primer caso se trata de comunidades arbustivas que forman parches embebidos en una matriz de páramos de pajonales en donde las especies características son *Pentacalia peruviana*, *Baccharis arbutifolia*, *Brachyotum lindenii*, *Puya clava-herculis*, *Senecio urbanii* y *Gynoxys sodiroi*. Es probable que esta comunidad arbustiva ocurriera en mayor superficie llegando incluso a ser igual o de mayor extensión que el páramo de pajonal. No obstante, la alta sensibilidad y poca resistencia al fuego y pisoteo del ganado ha determinado que en muchos lugares como en Chimborazo, Cotacachi o

Mojanda este estrato arbustivo se encuentre ausente o muy reducido (Ramsay, 1992; Ramsay y Oxley, 1996). En el rango superior se trata de parches pequeños asociados al superpáramo inferior de especies como *Diplostephium rupestre*, *Loricaria ferruginea*, *Ribes andicola* y *Lupinus pubescens* que generalmente ocurren en lugares menos expuestos y con un hábitat más favorable para el desarrollo de estas formas de vida pero que por lo tanto ocurren en parches pequeños, generalmente inferiores a 5 m² (Sklenář 2000).

Bosques en páramos

Los bosques en páramo inventariados están caracterizados por 219 taxa (188 especies y 31 no identificadas) con una distribución media de 3.295 metros (Sd± 196). El 90% de las especies se distribuyen entre los 3.000 y 3.600 metros y el restante 10% de 3.600 a 4.000 metros.

Los análisis de varianza determinaron dos grupos claramente diferenciados: los bosques montanos superiores, muchas veces confundidos o asociados con los arbustales del subpáramo, y los parches de bosques rodeados por una matriz de pajonal. Las especies que caracterizan al primer tipo de bosque son *Oreopanax andreanus*, *Gynoxys* sp. 1., *Oreopanax ecuadorensis*, *Hedyosmum cumbalense*, *Escallonia myrtilloides*, *Symplocos quitensis*, *Miconia bracteolata*, *Gynoxys acostae*, *Weinmannia fagaroides*, *Palicourea amethystina*, *Vallea stipularis*, *Myrsine dependens*, *Geissanthus vanderwerffii*, *Gynoxys buxifolia*, *Hesperomeles obtusifolia* y *Weinmannia glabra*. Por otro lado, en los bosques superiores el estrato arbóreo no es muy diverso, debido a limitaciones fisiológicas que impiden el crecimiento leñoso (Bader *et al.* 2007). El dosel está generalmente compuesto por especies del género *Polylepis* (Rosaceae) junto con *Gynoxys* spp. (Asteraceae) y *Buddleja* spp. (Loganiaceae), aunque la dominancia de estos bosques varía mucho, llegando en algunos casos a formar

unidades monotípicas de *Polylepis* o *Gynoxys* (Hofstede *et al.* 1998). De acuerdo a Jørgensen y Ulloa Ulloa (1994) las especies arbóreas características para estos bosques, que por lo general ocurren en densidades bajas, son *Escallonia myrtilloides* (Escaloniaceae), *Hesperomeles obtusifolia* (Rosaceae), *Myrsine andina* (Myrsinaceae) y *Oreopanax andreanus* (Araliaceae). El estrato arbustivo-herbáceo es denso y está generalmente compuesto por especies de los géneros *Brachyotum*, *Disterigma*, *Diplostephium*, *Pernettya*, *Senecio*, *Valeriana*, *Barnadesia*, *Arcytophyllum*, *Berberis*, *Puya*, *Greigia*, *Calamagrostis* y *Cortaderia*. El piso, al igual que los troncos del estrato arbóreo, suele estar cubierto por briofitas.

Patrones de distribución de las plantas de páramo en el Ecuador

La propuesta para el desarrollo del mapa de ecosistemas del Ecuador (Baéz *et al.* 2010) reconoce dos distritos biogeográficos para los páramos del país: el distrito Norte que va desde el Carchi hasta la depresión de Paute Girón a 3°S, y el distrito Sur que abarca los páramos de Cañar, parte de Azuay, El Oro y Loja.

Esta división ha sido reconocida por varias investigaciones botánicas (Aguirre y Kvist 2005; Beltrán *et al.* 2009; Bussmann 2005; Fehse *et al.* 1998; Izco *et al.* 2007; Jørgensen *et al.* 1995; Sklenář y Balslev 2005). De manera general, los sectores biogeográficos del norte del Ecuador están influenciados por el elemento biogeográfico septentrional (holártico), el suroeste por los elementos austral y neotropical, y el sureste por el elemento neotropical (Izco *et al.* 2007). En particular, la región sur del Ecuador está influenciada por la composición florística de la provincia biogeográfica de la Puna Xerofítica (elemento austral), de la provincia biogeográfica Tumbes-Guayaquil (elemento neotropical), y de la Amazonía occidental (elemento amazónico neotropical) (Izco *et al.* 2007). La Provincia puneña

tiene su límite norte aproximado cerca de la frontera entre Ecuador y Perú (Izco *et al.* 2007; Rivas-Martínez *et al.* 2011).

Además de la combinación de diferentes elementos biogeográficos, las diferencias florísticas entre el norte y el sur de los Andes del Ecuador están dadas por: 1) barreras de migración históricas y actuales norte-sur determinadas por el valle Girón-Paute, 2) menor precipitación y estacionalidad marcada en la parte suroeste del país y 3) diferencias en depósitos geológicos (Fehse *et al.* 1998; Jørgensen *et al.* 1995). Adicionalmente, este límite geográfico diferencia las regiones del norte, caracterizado por volcanismo cuaternario activo, de las regiones del sur que tienen volcanismo más antiguo del período terciario (Andes del Sur). Estas diferencias en la geología de las dos regiones determinan condiciones edáficas y de disturbios diferentes (i.e., páramos influenciados por depósitos recientes de ceniza volcánica, andosoles en los Andes del Norte *versus* Andes del Sur con inceptisoles, regosoles y otros). Por ejemplo, un análisis de 1.532 especies de plantas andinas mostró que solo 132 especies (8.6%) estuvieron distribuidas en las cuatro regiones florísticas. Los géneros claramente disjuntos entre los sectores norte y sur incluyen: *Belfaria*, *Diocodendron*, *Drimys*, *Purdiaea*, *Schoefffia* y *Ugni* para el sur (Jørgensen *et al.* 1995; Fehse *et al.* 1998). Algunas especies del norte son *Huperzia crassa* y *Ranunculus peruvianus*, aunque estas si se encuentran en el Perú.

Al considerar los patrones de distribución de plantas de páramos en el Ecuador para las cuatro fisonomías, es evidente que sólo los bosques y herbazales no inundables presentaron algunas diferencias biogeográficas entre el sur y norte del país. Estos resultados concuerdan en parte con trabajos e investigaciones previas que tratan la distribución de especies en ecosistemas andinos del Ecuador (Jørgensen y Ulloa Ulloa 1994; Izco *et al.* 2007). Sin embargo, estos resultados no logran distinguir diferencias florísticas entre los páramos de

las cordilleras este y oeste de los Andes. Este falta de diferenciación entre sitios está ciertamente relacionada con la escasez de sitios de muestreo en el sur-oeste (Cordillera de Chilla, El Oro) debido al gran deterioro de los ecosistemas de páramo en esta zona, y a la no representación de sitios del sur-oriente (Azuay, Loja, Morona) en la base de datos utilizada.

La distribución de las especies de herbazales no inundables mostró algunos patrones biogeográficos. Los sitios del sur-oeste (grupo 3, Cerro Arcos, Chucacorta) formaron una rama independiente, como se ha sugerido en estudios anteriores (Jørgensen y Ulloa Ulloa 1995). Llama la atención que el sitio de Jimbura se una a con los sitios del centro y norte del país (grupo 4), aunque hay que tener en cuenta que la similitud de Jimbura con los otros dos es bastante baja. Los otros patrones de agrupación muestran similitudes entre sitios centro-norte (grupo 1) y centro (grupo 2), al igual que para los bosques en páramo y matorrales.

Es posible que los patrones biogeográficos propuestos (ver Jørgensen *et al.* 1995) para los páramos y bosques montanos del Ecuador sean más fácilmente discernibles al examinar grupos particulares de plantas, pero que estos se pierdan al realizar análisis que incluyan a todas las especies de la comunidad. Algunos grupos de plantas como Campanulaceae han demostrado tener patrones de distribución marcados en los páramos (S. León-Yáñez com. pers.). Esto puede ser particularmente grave para sitios de páramo con algún grado de alteración por actividades humanas. Por ejemplo, las áreas de pastoreo tienden a estar dominadas por *Lachemilla orbiculata* en todo el país, y por ende, las especies características de cada ecosistema están presentes en menores densidades. Sin un esfuerzo de muestreo apropiado, es probable que las especies características queden subrepresentadas en los juegos de datos.

Las distribuciones de las especies indicaron que solamente dos de ellas tuvieron distribuciones geográficas restringidas: *Baccharis padifolia* (Grupo 1, sierra central), y *Lomatia hirsuta* (Grupo 3, subgrupo Loja). El resto de especies de arbustos tuvieron distribuciones muy amplias, que en algunos casos incluyeron Venezuela, Bolivia y Argentina. Por lo tanto, únicamente las dos especies mencionadas antes podrían funcionar como indicadoras de diferencias florísticas entre el norte-centro y sur de los Andes del Ecuador.

El hecho de que los cuatro grupos del análisis de similitud reunieron sitios cercanos entre sí, indica que la composición de las comunidades de arbustos están fuertemente influenciadas por factores locales, lo cual influye en una flora característica de cada sitio. Estos factores locales pueden estar relacionados con clima, suelos, historia de uso y degradación por actividades humanas (e.g. pastoreo y quemas).

Es importante notar que la dominancia de especies de amplia distribución en los ecosistemas arbustivos de los páramos ecuatorianos representados en este estudio, podría estar vinculada a una larga historia de degradación del ecosistema. Esta historia podría haber dado lugar a la predominancia actual de especies de selección r (conocidas también como ruderales, pioneras, o de crecimiento secundario) que se caracterizan por producir muchas semillas, y completar sus ciclos vitales en un tiempo corto, y a menudo, ser dispersadas por el viento y tener una distribución geográfica amplia (Ramsay 1992; Ramsay y Oxley 1996). Algunas de las especies abundantes en los sitios de estudio cumplen con estas características, por ejemplo especies de los géneros *Baccharis* spp., *Miconia* spp. y *Gynoxys* spp.

Los herbazales inundables formaron más de cinco ramas con valores de similitud muy bajos. La alta heterogeneidad de estas ramas sugiere que existen patrones biogeográficos extremadamente vagos en la flora de herbazales inundables. Estas tendencias podrían deberse a factores ecológicos como se observa en otros ecosistemas azonales o sujetos a disturbios naturales frecuentes (Ramírez-Marcial *et al.* 2001; Grau *et al.* 2003). Por ejemplo, se ha visto que los ecosistemas azonales, como los bosques de palmeras amazónicas que están dominados por pocas especies que toleran condiciones de inundación permanente (Balslev *et al.* 1987; Svenning 1999). De igual manera, los ecosistemas alterados por efectos humanos con frecuencia tienden a estar dominados por especies de distribución amplia adaptadas a responder a condiciones continuas de disturbio como el fuego, como es el caso de los bosques montanos pluviestacionales del noroccidente de Argentina (Grau *et al.* 2003). En el caso de los herbazales inundables de páramo, los regímenes de inundación podrían incidir en que solo un grupo de reducido de plantas podría tolerar estas condiciones ocasionando que la flora de los sitios estudiados tienda a ser muy similar en su composición.

Al evaluar la distribución de las especies de bosques que agrupan cada sitio de colección, es evidente que solo la agrupación 4 representa una tendencia biogeográfica con respecto del resto de ramas. Únicamente en el grupo 4 encontramos especies que están restringidas o se distribuyen principalmente en el sur del Ecuador incluyendo *Lomatia hirsuta*, *Podocarpus oleifolius* y *Gynoxys cuicochensis*. A este grupo también pertenece un sitio localizado al norte del país (Guandera, Carchi) debido a que, al igual que los sitios del sur, tiene especies de distribución amplia en los Andes, como *Weinmannia fagaroides*, *W. glabra* y *Gaiadendron punctatum*.

Las agrupaciones 1, 2 y 3 describen comunidades de árboles que caracterizan a los bosques en páramo del Ecuador de una manera general. Por ejemplo, la agrupación 1 reúne bosques dominados por *Polylepis reticulata*, la agrupación 2, por *P. incana* y otras especies de distribución amplia. Finalmente la agrupación 3 contiene bosques dominados por especies de amplia distribución en los páramos ecuatorianos: *Baccharis reticulata*, *B. grandiflora*, *Miconia* spp. y *Solanum oblongifolium*.

Conclusiones

La consolidación de una base de datos florística para las 4 principales fisonomías en 23 localidades del país es un importante adelanto para establecer una **línea base** para el monitoreo del estado de conservación de este ecosistema a escala de especie, comunidades y paisaje.

Los análisis de diversidad evidencian que la composición y estructura de la vegetación está determinada por dos factores principales: las gradientes ambientales expresadas a través de la elevación y, no menos importante, por los regímenes del uso del suelo en especial del fuego asociado al pastoreo extensivo de ganado. El impacto que los diferentes regímenes de manejo generan en la vegetación y la diversidad del páramo son todavía preliminares. Los pocos estudios sobre la ecología del fuego datan de hace más de 10 años y fueron generados en localidades puntuales. Esta es una prioridad de investigación que requiere una visión más integral del ecosistema que evalúe cómo el fuego afecta a la diversidad de especies, a la biomasa (aérea y subterránea) y a las propiedades físico-químicas del suelo.

Los análisis de caracterización de las fisonomías identificaron al menos 11 comunidades distintas de vegetación. Este estudio presenta una primera descripción de estas comunidades y la identificación de las especies que los caracterizan por su importancia de cobertura o su abundancia. No obstante, se requiere de estudios complementarios que permitan describir mejor estas comunidades, y así asociarlas con los factores ambientales que las caracterizan, además de agregarlas a una escala meso de representación (e.g. ecosistemas). Este es el caso para los superpáramos en donde el trabajo pionero de Sklenář (2000) identifica 4 tipos diferentes tipos y los relaciona con los factores ambientales en los que ocurren. Trabajos similares están todavía pendientes para otras fisonomías, en particular para los herbazales inundables que son los ambientes menos estudiados en los páramos del Ecuador y en la región andina en general.

Los análisis de los patrones de distribución son preliminares y no es posible contrastar o validar los resultados con las regiones fitogeográficas propuestas en estudios previos (Jørgensen & Ulloa 1994) de manera consistente para las cuatro fisonomías analizadas, en particular para los herbazales inundables y arbustales. Como se explica anteriormente, existen razones de muestreo y ecológicas que pueden explicar estos patrones biogeográficos relativamente difusos. Futuros estudios podrían combinar la metodología utilizada en este estudio con análisis de distribución de géneros con alto grado de especiación en páramos y una mejor caracterización de algunos de los ambientes, en particular de las ciénegas y bofedales.

Referencias

- Acosta-Solís M.** 1985. El Arenal del Chimborazo, ejemplo de puna en el Ecuador. *Revista Geográfica* 22:115–122.
- Aguirre Z, Kvist LP.** 2005. Compisición florística y estado de conservación de los bosques secos del sur-occidente del Ecuador. *Lyonia* 8:41–67.
- Bader MY, Ruijten JJ.** 2008. A topography-based model of forest cover at the alpine tree line in the tropical Andes. *Journal of Biogeography* 35:711–723.
- Bader MY, Rietkerk M, Bregt AK.** 2007. Vegetation structure and temperature regimes of tropical Alpine treelines. *Artic, Antartic, and Alpine Research* 39:353–364.
- Báez S, Salgado S, Santiana J, Cuesta F, Peralvo M, Galeas R, Josse C, Aguirre Z, Navarro G, Ferreira W, Cornejo X, Mogollón H, Ulloa-Ulloa C, León-Yáñez S, Ståhl B, Toasa G.** 2010. *Propuesta metodológica para la representación cartográfica de los ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: CONDESAN y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Balslev H, Luteyn J, Øllgard B, Hølm-Nielsen LB.** 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador. *Opera Botánica* 92:32–57.
- Beltrán K, Salgado S, Cuesta F, León-Yáñez S, Romoleroux K, Ortiz E, Cárdenas A, Velasteguí A.** 2009. Distribución Espacial, Sistemas Ecológicos y Caracterización Florística de los Páramos en el Ecuador. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Bosnian AF, van der Molen PC, Young R, Cleef AM.** 1993. Ecology of a paramo cushion mire. *Journal of Vegetation Science* 4:633–640.
- Bussmann RW.** 2005. Bosques andinos del sur del Ecuador, clasificación, regeneración y uso. *Revista Peruana de Biología* 12:203–216.
- Cleef AM.** 1981. The Vegetation of the Paramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Dissertationes Botanicae* 61.
- Cuatrecasas J.** 1979. Growth forms of the Espeletinae and their correlation to vegetation types of the high tropical Andes. En: Larsen K, Holm-Nielsen LB, Editores. *Tropical Botany*. New York: Academic Press, pp 397–410.
- Fehse J, Aguirre N, Paladines C, de Nie D, Hofstede R, Sevink J.** 1998. *Caracterización de los bosques naturales de la sierra del Ecuador con mapa de bosques andinos*. Quito: Proyecto Ecompar. Report no. 7
- Grau HR, Easdale TA, Paolini L.** 2003. Subtropical dendroecology—dating disturbances and forest dynamics in northwestern Argentina montane ecosystems. *Forest Ecology and Management* 177:131–143.
- Greig-Smith P.** 1983. *Quantitative Plant Ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Hammer Ø, Harper DAT.** 2001. *Past: paleontological statistics software package for education and data analysis* in http://doc.rero.ch/lm.php?url=361,39,20091210003431-ZZ/PAL_E2660.pdf, ed.
- Hofstede RM, Chilito EJ, Sandovals EM.** 1995. Vegetative structure, microclimate, and leaf growth of a paramo tussock grass species, in undisturbed, burned and grazed conditions. *Plant Ecology* 119:53–65.
- Jørgensen PM, Ulloa-Ulloa C, Madsen JE.** 1995. A floristic analysis of the high Andes of Ecuador. En: Churchill SP,

- Balslev H, Forero E, Luteyn JL, Editores. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest*. Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium. Nueva York: The New York Botanical Garden, pp 221-237
- Jørgensen PM, Ulloa-Ulloa C.** 1994. *Seed plants of the High Andes of Ecuador: a checklist*. AAU Reports no.34.
- Keating PL.** 1999. Changes in paramo vegetation along an elevation gradient in Southern Ecuador. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126:159-175.
- Lægaard S.** 1992. Influence of fire in the grass páramo vegetation of Ecuador. En: Balslev H, Luteyn J, Editores. *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. London: London Academic Press.
- Luteyn J, Cleef AM, Rangel O.** 2002. *Plant diversity in paramo: towards a checklist of paramo plants and a generic flora*. En: Balslev H, Luteyn J, Editores. *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. London: London Academic Press, pp 71-84.
- Moscol MC, Cleef AM.** 2009. A phytosociological study of the paramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:79-107.
- Muriel P, Cuesta F, Báez S, Salgado S, van Reenen G, Quintana C, Navarrete H.** 2013. Herramientas para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador: Lista Anotada de Especies y Base de datos cuantitativa. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- Podwojewski P, Poulenard J, Zambrana T, Hofstede RA.** 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18:45-55.
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau J, Collinet J.** 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. *CATENA* 45:185-207.
- Poulenard J, Michel JC, Bartoli F, Portal JM, Podwojewski P.** 2004. Water repellency of volcanic ash soils from Ecuadorian paramo: effect of water content and characteristics of hydrophobic organic matter. *European Journal of Soil Science* 55:487-496.
- Premauer J, Vargas O.** 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (Parque Natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17:52-66.
- Pulgar I, Izco J, Jadán O.** 2010. *Flora selecta de los pajonales de Loja, Ecuador*. Abya-Yala, Universidad Santiago de Compostela, Universidad de Loja, EcoCiencia, pp 44-175.
- Quizhpe W, Aguirre Z, Cabrera O, Delgado E.** 2002. Los páramos del Parque Nacional Podocarpus. En: Aguirre Z, Madsen JE, Cotton E, Balslev H, Editores. *Botánica Austro-ecuatorialiana. Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora-Chinchipe*. pp 79-90.
- Ramírez-Marcial N, González-Espinosa M, Williams-Linera G.** 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management* 154:311-326.
- Ramsay PM, Oxley ERB.** 1996. Fire temperatures and postfire plant community dynamics in Ecuadorian grass páramo. *Plant Ecology* 124:129-144.

- Ramsay PM, Oxley ERB.** 1997. The growth form composition of plant communities in the Ecuadorian paramos. *Plant Ecology* 131:173-192.
- Ramsay PM, Oxley ERB.** 2001. An assessment of aboveground net primary productivity in Andean grasslands of central Ecuador. *Mountain Research and Development* 21:161-167.
- Ramsay PM.** 1992. The páramo vegetation of Ecuador: The Community Ecology, Dynamics and Productivity of tropical Grasslands in the Andes. A thesis submitted for the degree of Philosophiae Doctor of the University of Wales.
- Ramsay PM.** 2001. The zonal páramo vegetation of Volcán Chiles. En: Ramsay P, Editor. *The ecology of Volcán Chiles: high-altitude ecosystems on the Ecuador-Colombia border*. Plymouth: Pebble & Shell, pp 34-38.
- Rivas-Martínez S, Navarro G, Penas A, Costa M.** 2011. Biogeographic map of South America. A preliminary survey. *International Journal of Geobotanical Research* 1:21-40.
- Segovia-Salcedo C, Quijía-Lamiña.** 2013. Casos de hibridización provocada y natural en los bosques de papel (Género *Polylepis*, Rosaceae, Sanguisorbeae) en el Ecuador. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- Simpson B, Toddzia C.** 1990. *Patterns and processes in the development of the high Andean flora*. Ithaca, NY, ETATS-UNIS: Botanical Society of America.
- Sklenář P, Balslev H.** 2005. Superparamo plant species diversity and phytogeography in Ecuador. *Flora* 200:416-433.
- Sklenář P.** 2000. *Vegetation ecology and phytogeography of Ecuadorian superparamos*. Prague: Charles University.
- Sklenář P, Ramsay PM.** 2001. Diversity of zonal paramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions* 7:113-124.
- Sklenář P, Luteyn J, Ulloa- Ulloa C, Jørgensen PM, Dillon MO.** 2005. *Generic flora of the Paramo: illustrated guide of the vascular plants*. New York.
- Sklenář P, Balslev H.** 2007. Geographic flora elements in the Ecuadorian superparamo. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:50-61.
- Sklenář P, Bendix J, Balslev H.** 2008. Cloud frequency correlates to plant species composition in the high Andes of Ecuador. *Basic and Applied Ecology* 9:504-513.
- Svenning JC.** 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *Journal of Ecology* 87:55-65.
- Vargas H, Neill D, Asanza M, Freire-Fierro A, Narváez E.** 2000. Vegetación y flora del Parque Nacional Llanganates. En: Vázquez MA, Larrea M, Suárez L, Editores. *Biodiversidad en el Parque Nacional Llanganates: un reporte de las evaluaciones ecológicas y socioeconómicas rápidas*. Quito: EcoCiencia, Ministerio del Ambiente, Herbario Nacional del Ecuador, Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales e Instituto Internacional de Reconstrucción Rural. pp 13-66

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Muriel P et al, 2014. Herramientas para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador: Lista anotada de especies y base de datos cuantitativa. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Herramientas para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador: Lista anotada de especies y base de datos cuantitativa*

Priscilla Muriel¹, Selene Báez², Francisco Cuesta², Silvia Salgado³, Guido van Reenen⁴, Catalina Quintana¹ y Hugo Navarrete¹

¹ Herbario QCA, Escuela de Biología – Pontificia Universidad Católica del Ecuador

² Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

³ Ministerio del Ambiente del Ecuador

⁴ Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics (IBED) – Universidad de Amsterdam

* La presente contribución comprende la información sobre las especies de plantas de páramo de Ecuador hasta diciembre del 2011. Posteriormente a esta fecha, fue publicado el volumen de *Actualización a la Flora del Ecuador* (Neill & Ulloa-Ulloa, 2011), las adiciones y cambios incluidos en la mencionada publicación, serán incluidos en una futura versión revisada del presente artículo.

Resumen

Este artículo presenta dos herramientas de utilidad para el manejo de información florística y ecológica de los páramos del Ecuador. La primera lista anotada de las especies de páramo del país. La segunda una base de datos de información florística cuantitativa. Los nombres científicos que se presentan han pasado bajo un proceso de curación taxonómica utilizando como referencia información del Herbario QCA del Departamento de Biología de la Universidad Católica del Ecuador.

La lista anotada registra 1.439 nombres, correspondientes a 207 pteridofitas, 5 gimnospermas y 1.227 angiospermas: 1.400 especies, 14 subespecies y 25 variedades, dentro de 119 familias botánicas y 391 géneros. Las familias más diversas en los páramos son: Asteraceae (229 spp.), Poaceae (93 spp.) y Melastomataceae y Rosaceae (59 spp.). Los géneros más diversos son: *Huperzia*, *Elaphoglossum* y *Miconia*. La lista registra 14 formas de vida y 15 tipos de hábito. El hábito *terrestre* y la forma de vida *herbácea* son los más frecuentes. Las 274 especies endémicas de los páramos tienen alguna categoría de amenaza de acuerdo con los lineamientos de la UICN: 9 especies están en peligro crítico, 46 en peligro, 118 son vulnerables y 49 son de preocupación menor.

Esta lista es representativa de la biodiversidad del ecosistema de páramo porque abarca los nombres registrados para 18.995 especímenes, que corresponden a 142 colecciones por cada 100 km². La información para la base de datos cuantitativa fue compilada utilizando una misma metodología de campo, principalmente bajo el Proyecto Páramo Andino, Ecuador. La base de datos incluye 504 unidades de muestreo correspondientes a herbazales, matorrales y bosques en páramo, distribuidas en nueve provincias y 21 localidades a lo largo de todo el Ecuador desde los 3.000 a los 4.500 msnm.

Estudios futuros deberán cubrir vacíos de información, sobre todo de las vertientes orientales del país y del límite superior del páramo. Además es necesario realizar una evaluación cuantitativa de las formas de crecimiento de las plantas de este ecosistema. Una siguiente versión de la lista deberá finalmente incluir información sobre plantas no vasculares. Esta es una herramienta que permitirá realizar estudios ecológicos y de conservación a escala de país.

Palabras clave:
diversidad, flora, plantas vasculares, Andes,

Abstract

This paper presents two useful tools for the management of the floristic and ecological paramo information in Ecuador: an annotated list (checklist) of Ecuadorian paramo species and a quantitative floristic information database. The scientific names presented have been through a taxonomic curation process that used as basis the information hosted in the database at the QCA Herbarium (Biology Department of the Pontificia Universidad Católica del Ecuador).

The checklist records 1.439 names, belonging to 207 Pteridophytes, 5 Gymnosperms, and 1.227 Angiosperms: 1.400 species, 14 subspecies, and 25 varieties, within 119 botanical families and 391 genera. The most diverse paramo families are: Asteraceae (229 spp.), Poaceae (93 spp.), and Melastomataceae and Rosaceae (59 spp.). The most diverse genera are: *Huperzia*, *Elaphoglossum* and *Miconia*. The checklist comprises 14 life forms and 15 habit types. The *terrestrial* habit and the *herbaceous* life form are the most frequent. There are 274 endemic paramo species that have been assigned a “threatened” category, according to UICN guidelines: 9 species are critically endangered, 46 are endangered, 118 are vulnerable and 49 are of least concern.

This checklist is a good representation of the diversity found in paramo ecosystems, since it incorporates the names recorded for 18.995 paramo specimens, which corresponds to 142 collections per 100 km². The information for the floristic database was compiled under a similar field methodology, especially within the project "Paramo Andino, Ecuador". This database includes 504 sampling units, distributed in grasslands, shrublands, and elfin forests, in nine provinces and 21 localities across Ecuador, from 3.000 to 4.500 m altitude. Future studies should cover information gaps, especially on the Ecuadorian Eastern slopes and on the uppermost paramo boundary. It is also necessary to perform a quantitative evaluation of growth forms recorded on paramo species, and a posterior version of this checklist should incorporate data from non-vascular plants.

Keywords:
diversity, flora, vascular plants, Andes

Introducción

La información florística cuantitativa es extremadamente valiosa para realizar estudios de ecología pura o aplicada. Una lista anotada es un insumo básico que sirve para catalogar las especies presentes en un área determinada. A partir de ésta, es posible generar estudios que incluyen revisiones taxonómicas o levantamientos de línea base de flora para estudios ecológicos. Estudios de mapeo (MAE 2012) y monitoreo ecológico como los promovidos por GLORIA (Cuesta *et al.* 2012) serían difícilmente realizables sin este insumo. Adicionalmente, una lista anotada permite llevar un registro de especies nuevas para la ciencia o de ocurrencias nuevas de un taxón en un área dada. La revisión de los rangos de distribución de las especies es indispensable para estudios biogeográficos y ecológicos básicos o que buscan evaluar los efectos del cambio climático y el uso de la tierra en la biodiversidad.

En los ecosistemas neotropicales los estudios de biodiversidad o biogeografía están a menudo limitados en su extensión y detalle por la falta de información biológica depurada taxonómicamente o que permita dar un matiz cuantitativo a estudios florísticos descriptivos. Para el Ecuador no existen bases de datos de información florística cuantitativa que hayan sido recopiladas y curadas bajo metodologías similares. Frecuentemente la información no está disponible en línea, en formatos digitales y tampoco ha pasado por procesos de curación taxonómica que contemplen, por ejemplo, la revisión de sinonimias y nombres de campo. La disponibilidad de esta información puede ser un limitante para el desarrollo de estudios que buscan encontrar patrones ecológicos a escalas espaciales de país o región.

Los páramos del Ecuador ocupan alrededor del 5% del territorio del país y ocurren por sobre los 3.000 a 3.300 msnm, a lo largo de los dos ramales de la cordillera de los Andes (Beltrán *et al.* 2009). Como otros ecosistemas en montañas tropicales del mundo, los páramos tienen una alta riqueza florística caracterizada por la presencia de especies y géneros endémicos o de distribución restringida (Luteyn *et al.* 2002; Sklenář y Ramsay 2001; Smith y Young 1987). La flora genérica de los páramos de Sudamérica reporta 3.595 especies de plantas vasculares distribuidas en 127 familias y 540 géneros de los cuales 14 son endémicos para la ecorregión de los Andes del Norte. Para el Ecuador se reportan 1.524 especies agrupadas en 404 géneros (Sklenář *et al.* 2005).

En un primer esfuerzo para catalogar la diversidad de los ecosistemas altoandinos del Ecuador, Jørgensen y Ulloa-Ulloa (1994) reportan 4.430 especies dentro de 955 géneros para toda la zona Andina por sobre los 2.400 msnm en Ecuador. En un trabajo posterior, Luteyn (1999) cataloga las plantas vasculares de todos los páramos distribuidos desde Costa Rica hasta el norte del Perú y presenta en su lista anotada un total de 523 géneros y 1.452 especies de plantas vasculares. Posteriormente, Sklenář *et al.* (2005) registran 404 géneros y 1.524 especies de plantas vasculares para los páramos de Ecuador. Sin embargo, el primer trabajo mencionado incluye otros tipos de vegetación además de páramo, como por ejemplo bosque montano alto, bosque montano y vegetación secundaria (Jørgensen y Ulloa-Ulloa 1994). Luteyn (1999) presenta una lista de especies presentes en los páramos, sin embargo no detalla el número de especies distribuidas en los páramos ecuatorianos. El trabajo de Sklenář *et al.* (2005), si bien se concentra en este ecosistema en particular, describe la flora únicamente a nivel de géneros y comprende todos los páramos de América.

Con estas consideraciones, el objetivo del presente trabajo es generar una lista actualizada y detallada de los taxa de plantas vasculares presentes en los páramos del Ecuador. Paralelamente, se presenta una base de datos de información florística cuantitativa con 504 unidades muestrales levantadas con la misma metodología. Estas dos herramientas de manejo de información florística estarán disponibles en línea en el siguiente enlace: <http://puce-qca.puce.edu.ec/>. En consecuencia, tienen el potencial de contribuir a la investigación biológica y conservación de los páramos del país.

Métodos

Los nombres incluidos en las dos herramientas que presentamos en este trabajo son parte de los resultados del proyecto *Mapa de Vegetación y Uso de la Tierra del Ecuador continental*, ejecutado por el Ministerio del Ambiente del Ecuador en colaboración con el CONDESAN y con el apoyo de varias instituciones, entre ellas el Herbario QCA de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (MAE 2012). En este proyecto se recopiló información de vegetación (registros de ocurrencia y datos cuantitativos) provenientes de diversas fuentes: herbarios ecuatorianos y extranjeros, levantamientos florísticos de proyectos, registros personales de expertos, entre otros. Un subconjunto importante de esta información dio origen a la Base de Datos de Información Florística Cuantitativa de Páramos del Ecuador. A estos datos se sumó la información florística proveniente de los planes de manejo para comunidades de páramo dentro del Proyecto Regional Páramo Andino y de las colecciones de páramo depositadas en el Herbario QCA. De esta manera, tanto la base de datos de páramo como la lista anotada compilan los taxa incorporados en las tres fuentes mencionadas.

Para extraer las colecciones de páramo incluidas en la base de datos de QCA se mapearon todos los registros del herbario (previamente georreferenciados) en ArcGIS (ESRI 2011), sobreponiéndolos a una cobertura de las zonas de páramo del Ecuador en formato .shp (Báez *et al.* 2012). De esta manera, se combinaron los nombres representados en las colecciones con los nombres registrados en una primera versión de la base de datos de páramos para así compilar una lista inicial de nombres de trabajo.

Curación de los datos taxonómicos

El proceso de curación taxonómica de los nombres de taxa registrados para los páramos del Ecuador se realizó en cuatro pasos. El primero consistió en una limpieza básica de la lista inicial de nombres en el cual se

eliminó los errores tipográficos, calificativos como cf., aff., signos de interrogación, y se estandarizaron las abreviaciones para taxa con rangos infra-específicos (e.g., var., subsp., f.).

En un segundo paso, se vinculó esta lista de nombres depurados al módulo nomenclatural de la Base de Datos del Herbario QCA (2012). Se decidió utilizar esta información como punto de partida para la curación de nombres, considerando que la Base de QCA cuenta con casi 32.000 nombres ingresados para todos los niveles taxonómicos (reinos, clases, órdenes, familias, géneros, especies y categorías infra-específicas). Adicionalmente, esta base ha pasado por dos procesos de curación taxonómica previos que han incorporado a la base la información taxonómica del Catálogo de Plantas Vasculares del Ecuador (Jørgensen y León-Yáñez 1999) y de la Enciclopedia de Plantas Útiles del Ecuador (de la Torre *et al.* 2008). Desde esta última publicación el Herbario QCA continúa con un trabajo permanente de curación de los nombres científicos, a partir de publicaciones de especialistas enfocadas en la revisión taxonómica de grupos de plantas específicos. Se vincularon entonces los nombres registrados en la base de datos de páramo con la base de QCA y posteriormente se comparó todos los nombres incluidos en la base completa con fuentes disponibles en línea: *The Plant List* (2010), *TROPICOS* (2011) y el *International Plant Names Index* (2008), para garantizar que los nombres utilizados estén correctamente aplicados. Para ciertos grupos, como Asteraceae, Poaceae y diversas monocotiledóneas se revisaron bases de datos especializadas: *Global Compositae Checklist* (Flann 2009 en adelante), *Online World Grass Flora* (Clayton *et al.* 2006 en adelante) y el *World Checklist of Selected Plant Families* (Govaerts *et al.* 2011).

En un tercer paso, los nombres ya limpios fueron trabajados para generar una lista de taxa utilizando las herramientas disponibles en el programa Turboveg (Hennekens

y Schaminée 2001) y se comparó esta información con la base de datos internacional de flora de páramo disponible en <http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg/>. Para los taxa que no constaban en la base de datos de QCA o en la base de datos de páramo mencionada, se buscó y registró el autor de cada taxón en las fuentes en línea mencionadas anteriormente. Los nombres de los autores para todos los taxa están abreviados, de acuerdo al formato estandarizado definido por Brummitt y Powell (1992). Finalmente como cuarto paso, para registrar la clasificación de los taxa por sobre el nivel de géneros, se revisó el sitio de Internet del Grupo de Trabajo sobre la Filogenia de Angiospermas (Stevens 2001 en adelante).

Listas anotadas de especies

La presente lista anotada no solo incluye taxa distribuidos exclusivamente en páramos *sensu stricto*. Esta lista contiene especies características del ecotono transicional entre el páramo y el bosque altoandino, correspondiente al denominado "subpáramo" (Cleef 1981; Sklenář y Jørgensen 1999; Sklenář y Ramsay 2001; Moscol-Olivera y Cleef 2009). Esto se debe a que muchas de estas especies ocurren en ambos ambientes y constituyen un elemento fundamental del páramo como una unidad ecológica de los Altos Andes del Ecuador. Adicionalmente, es complejo llegar a definir un límite inferior del páramo, debido a las influencias antropogénicas en el ecotono entre bosque y páramo. Estas incluyen patrones históricos del uso de la tierra como expansión agrícola, degradación por pastoreo extensivo, quemadas, y extracción de leña y madera (Bader *et al.* 2007a; Bader *et al.* 2007b).

Estructura y formato de la lista anotada

Como complemento a la información taxonómica (orden, familia, taxón y autor), la lista anotada incorpora los nombres

comunes con los que se conoce a la especie (De la Torre *et al.* 2008); además de la forma de vida y el hábito del taxón. Los nombres comunes se extrajeron y compilaron a partir de la información proveniente de las colecciones albergadas en QCA para cada taxón y de la literatura especializada (de la Torre *et al.* 2008; Jørgensen y León-Yáñez 1999; León-Yáñez *et al.* 2011). Tanto el hábito como la forma de vida se sistematizaron a partir de las notas de campo asociadas a las colecciones compiladas en la base de datos y se complementó esta información con datos extraídos de Jørgensen y León-Yáñez (1999) y de la Torre *et al.* (2008). Posteriormente, la forma de vida y el hábito se sistematizaron y estandarizaron, categorizando a las especies dentro de las siguientes categorías: Árbol, Arbusto, Bejuco, Hierba y *Liana* (formas de vida) y: *Acuático, Almohadilla, Epífita, Hemiparásito, Parásito, Saxícola, Terrestre o Trepador* (hábito). Finalmente, en el caso de existir la información, se reportan las categorías de amenaza, asignadas para las distintas especies por la IUCN (2010) y por el Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yáñez *et al.* 2011). Cuando existe una referencia de colección botánica, cada taxón va acompañado de una referencia a un espécimen de colección de referencia (voucher), preferiblemente depositado en el Herbario QCA.

Base de datos de información florística cuantitativa

El proceso de organización de la base de datos incluyó varias actividades. Entre ellas estuvieron la elaboración de metadatos, la depuración de los datos, y el proceso de curación taxonómica, explicado anteriormente. Estos procedimientos fueron hechos partiendo de los datos crudos tomados en campo, provenientes de parcelas y transectos de vegetación, para evitar la propagación de errores de tipeo o de cálculo que suelen ocurrir al utilizar bases de datos trabajadas por varias personas.

La curación de la información taxonómica fue un proceso clave para evitar que los potenciales errores en la base de datos distorsionen los resultados de cualquier análisis que se realice. Este procedimiento culminó con 884 nombres de especies asociados a la base de datos de información florística cuantitativa de páramos del Ecuador.

Parcelas de vegetación

Para evaluar vegetación herbácea se utilizaron parcelas de 20 x 20 m. El muestreo de las especies en las parcelas se realizó con el método del cuadrado puntual, que consiste en el muestreo aleatorio de 100 puntos utilizando una vara delgada. Mediante este método se contabiliza el número total de contactos de cada especie con una varilla que se introduce aleatoriamente de manera vertical dentro de la vegetación. Este número, expresado en porcentaje, es una estimación no sesgada de la cobertura de la especie. Si al realizar una medición, una especie dada toca la varilla más de una vez, se contabiliza como un solo registro. Con los registros obtenidos se calculó el porcentaje de cobertura de cada especie utilizando la fórmula:

$$\text{Cobertura} = \frac{(\text{número de registros de la especie})}{(\text{número total de registros de especies tomados en la parcela})} \times 100$$

Ecuación 1.

Transectos de vegetación

Para evaluar vegetación arbustiva y arbórea se establecieron transectos de 50 x 4 m. Para cada transecto se registró la abundancia y altura aproximada de los individuos por sobre los 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada especie de arbusto. Para los árboles se midió el diámetro a la altura del pecho de cada individuo.

Resultados y discusión

Lista anotada de especies

La lista anotada de plantas del páramo registró 1.439 nombres, correspondientes a 207 helechos y plantas afines, 5 gimnospermas y 1.227 angiospermas. Estos nombres representaron a 1.400 especies (incluyendo 7 híbridos, de los cuales 4 pertenecen al género *Polylepis*), 14 subespecies y 25 variedades, registrados dentro de 119 familias botánicas y 391 géneros.

Las familias más diversas de Angiospermas en los páramos fueron: Asteraceae (229 spp.), Poaceae (93), y Melastomataceae y Rosaceae (59); mientras que para los helechos y plantas afines las familias con el mayor número de taxa fueron: Lycopodiaceae y Polypodiaceae (46 spp.), Dryopteridaceae (36) y Pteridaceae (14) (Figura 1a).

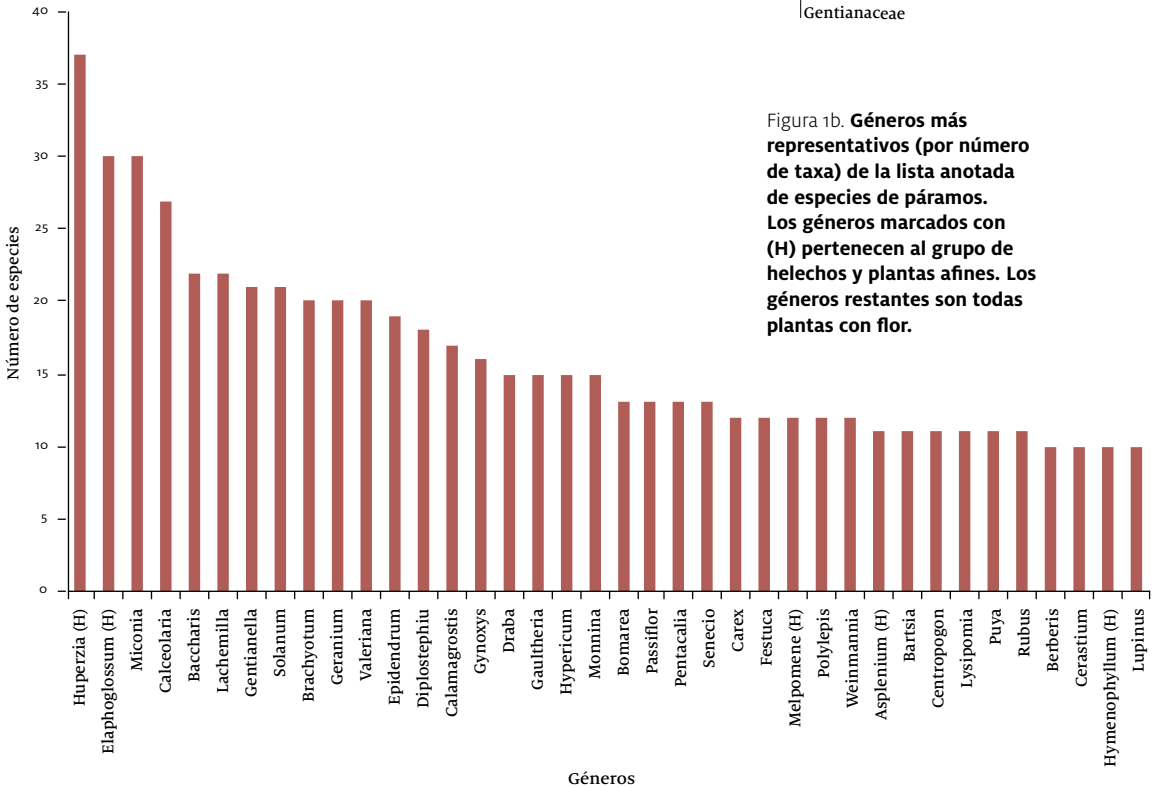
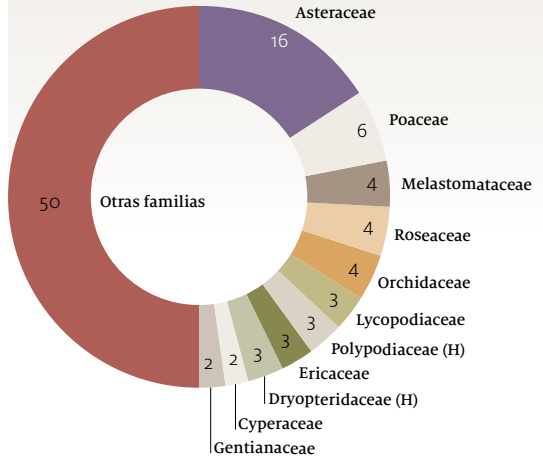


Figura 1b. **Géneros más representativos (por número de taxa) de la lista anotada de especies de páramos. Los géneros marcados con (H) pertenecen al grupo de helechos y plantas afines. Los géneros restantes son todas plantas con flor.**

Las familias con mayor número de géneros fueron: Asteraceae (68 géneros), Poaceae (28), Orchidaceae (15), Polypodiaceae (12), Apiaceae, Cyperaceae, Ericaceae y Rosaceae (11) y Fabaceae (10). Adicionalmente, 38 géneros tuvieron más de 10 taxa cada uno y sumaron un total de 618 taxa, lo que representó ca. 42,94% de todos los nombres registrados para los páramos. Los géneros más diversos fueron: *Huperzia*, *Elaphoglossum*, *Miconia*, *Calceolaria*, *Baccharis*, *Lachemilla*, *Gentianella*, *Solanum*, *Brachyotum*, *Geranium* y *Valeriana* (Figura 1b), con más de 20 especies cada uno.

Además, 353 géneros tuvieron menos de diez taxa, y de estos, 189 (53,54%) fueron monoespecíficos.

Los 1.439 taxa presentes en la lista anotada incluyeron 14 formas de vida y 15 hábitos distintos (Tablas 1 y 2 respectivamente). El hábito *terrestre* fue el predominante (78,4 % de los taxa evaluados), mientras que la forma de vida dominante es la *herbácea*, incluyendo el 55,3 % de los taxa clasificados. De 49 y 463 taxa no fue posible evaluar la forma de vida y hábito, respectivamente.

Tabla 1. Formas de vida registradas en 1.390 taxa de páramo. De los 1.439 taxa registrados, 49 no pudieron ser categorizados

Forma de vida	Número taxa
Árbol	177
Arbusto	329
Arbusto o árbol	1
Arbusto o bejuco	7
Arbusto o liana	2
Arbusto, bejuco o liana	1
Bejuco	30
Bejuco o arbusto	2
Hierba	769
Hierba o arbusto	46
Hierba o bejuco	9
Hierba, arbusto o árbol	1
Liana	14
Liana o arbusto	2
Total	1.390

Tabla 2. Hábitos de 976 taxa de páramo. 463 taxa no pudieron ser clasificados dentro de estas categorías

Hábito	Número taxa
Acuático	8
Epífito	68
Epífito o parásito	1
Epífito o saxícola	1
Epífito o terrestre	1
Hemiparásito	3
Parásito	3
Saxícola	1
Saxícola o terrestre	1
Terrestre	765
Terrestre o acuático	10
Terrestre o epífito	66
Terrestre, epífito o saxícola	1
Terrestre, hemiepífito o hemiparásito	1
Trepador	46
Total de taxa clasificados	976

De los 1.439 taxa de páramo del país, 274 estuvieron incluidos en Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané *et al.* 2011). El 81 % (222 especies) estuvo amenazado: 9 especies se consideraron en peligro crítico (CR), 46 en peligro (EN), 118 se consideraron vulnerables (VU) y 49 fueron de preocupación menor

(LC) (Tabla 3). Adicionalmente, 25 especies que no son endémicas para los páramos ecuatorianos tuvieron una categoría de amenaza por la UICN (2010): 1 especie estuvo en peligro crítico (CR), 1 en peligro (EN), 13 vulnerables y 19 fueron de preocupación menor (LC) (Tabla 4).

Tabla 3. **Familias y géneros con especies endémicas categorizadas como en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC) en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané *et al.* 2011)**

Familia	Nº especies amenazadas	Género	Nº total especies endémicas	Nº especies endémicas amenazadas (CR+EN+VU+LC)	CR	EN	VU	LC
Dryopteridaceae	4	Elaphoglossum	5	3	1	0	2	0
		Polystichum	1	1	0	0	1	0
Isoetaceae	1	Isoetes	1	1	0	0	1	0
Lycopodiaceae	9	Huperzia	10	9	0	1	7	1
Polypodiaceae	1	Polypodium	1	1	0	0	0	1
Thelypteridaceae	2	Thelypteris	2	2	0	0	2	0
Actinidiaceae	1	Saurauia	1	1	0	0	0	1
Alstroemeriaceae	1	Bomarea	3	1	0	0	1	0
Apiaceae	1	Hydrocotyle	1	1	0	0	1	0
Araliaceae	5	Oreopanax	6	4	0	0	1	3
		Schefflera	1	1	0	0	0	1
Asteraceae	41	Aequatorium	1	1	0	0	1	0
		Ageratina	1	1	0	0	1	0
		Aphanactis	4	4	0	1	1	2
		Aristeguietia	2	1	0	0	0	1
		Baccharis	3	2	0	0	2	0
		Barnadesia	1	1	0	0	1	0
		Cacosmia	1	1	0	0	1	0
		Cronquistianthus	1	1	0	0	1	0

Tabla 3. Familias y géneros con especies endémicas categorizadas como en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC) en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané et al. 2011)

Familia	Nº especies amenazadas	Género	Nº total especies endémicas	Nº especies endémicas amenazadas (CR+EN+VU+LC)	CR	EN	VU	LC
Asteraceae		Diplostephium	2	1	0	0	0	1
		Floscaldasia	1	1	0	0	1	0
		Gnaphalium	1	1	0	0	1	0
		Grosvenoria	2	1	0	0	1	0
		Gynoxys	10	8	0	2	4	2
		Hieracium	1	1	0	0	1	0
		Hypochaeris	1	1	0	0	0	1
		Joseanthus	1	1	0	1	0	0
		Loricaria	2	1	0	0	1	0
		Mikania	1	1	0	1	0	0
		Monactis	1	1	0	0	1	0
		Monticalia	1	1	0	0	0	1
		Mutisia	4	3	0	1	2	0
		Oritrophium	2	2	0	0	2	0
		Pentacalia	1	1	0	0	1	0
		Plagiocheilus	1	1	0	0	1	0
		Verbesina	2	1	0	1	0	0
		Werneria	1	1	0	0	0	1
	Xenophyllum	2	1	0	0	1	0	
Berberidaceae	3	Berberis	3	3	0	0	1	2
Brassicaceae		Cardamine	1	1	0	0	1	0
		Draba	10	7	0	2	5	0
		Eudema	2	2	0	1	1	0
		Lepidium	1	1	0	0	1	0

Tabla 3. Familias y géneros con especies endémicas categorizadas como en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC) en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané et al. 2011)

Familia	Nº especies amenazadas	Género	Nº total especies endémicas	Nº especies endémicas amenazadas (CR+EN+VU+LC)	CR	EN	VU	LC
Bromeliaceae	6	Puya	6	5	3	0	0	2
		Tillandsia	1	1	0	0	1	0
Calceolariaceae	5	Calceolaria	9	5	0	2	2	1
Campanulaceae	13	Centropogon	5	5	0	4	1	0
		Lysipomia	8	8	0	5	3	0
Caryophyllaceae	6	Arenaria	3	3	1	0	2	0
		Cerastium	2	2	0	0	0	2
		Spergularia	1	1	0	0	1	0
Cyperaceae	4	Carex	1	1	0	0	1	0
		Uncinia	3	3	0	0	3	0
Ericaceae	6	Bejaria	1	1	0	0	1	0
		Ceratostema	2	2	0	0	2	0
		Macleania	2	1	0	0	0	1
		Orthaea	1	1	0	0	0	1
		Thibaudia	1	1	0	1	0	0
Fabaceae	2	Astragalus	1	1	0	0	0	1
		Otholobium	1	1	0	1	0	0
Gentianaceae	19	Gentianella	14	14	0	4	5	5
		Halenia	5	4	0	1	0	3
		Macrocarpaea	1	1	0	0	1	0
Geraniaceae	5	Geranium	5	5	1	0	4	0
Grossulariaceae	2	Ribes	2	2	0	2	0	0
Hypericaceae	4	Hypericum	4	4	1	0	1	2
Malvaceae	3	Nototriche	3	3	0	1	0	2

Tabla 3. Familias y géneros con especies endémicas categorizadas como en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC) en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané et al. 2011)

Familia	Nº especies amenazadas	Género	Nº total especies endémicas	Nº especies endémicas amenazadas (CR+EN+VU+LC)	CR	EN	VU	LC
Melastomataceae	21	Brachyotum	14	13	0	1	10	2
		Meriania	1	1	0	0	1	0
		Miconia	7	7	0	3	3	1
Myrsinaceae	1	Myrsine	1	1	0	0	1	0
Onagraceae	2	Fuchsia	2	2	0	2	0	0
Orchidaceae	3	Epidendrum	2	2	0	0	0	2
		Pachyphyllum	1	1	0	0	1	0
Oxalidaceae	1	Oxalis	1	1	0	0	1	0
Passifloraceae	3	Passiflora	3	3	1	1	1	0
Poaceae	10	Calamagrostis	4	3	0	0	2	1
		Chusquea	2	1	0	0	1	0
		Danthonia	1	1	0	0	1	0
		Festuca	1	1	0	1	0	0
		Neurolepis	5	3	0	1	2	0
		Poa	2	1	0	0	0	1
Polygalaceae	2	Monnina	2	2	0	0	1	1
Polygonaceae	1	Rumex	1	1	0	0	1	0
Ranunculaceae	1	Anemone	1	1	0	1	0	0
Rosaceae	5	Lachemilla	3	2	0	0	2	0
		Polylepis	2	2	0	0	2	0
		Rubus	1	1	0	0	1	0
Rubiaceae	1	Palicourea	1	1	0	1	0	0
Saxifragaceae	1	Saxifraga	1	1	1	0	0	0

Tabla 3. Familias y géneros con especies endémicas categorizadas como en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC) en el Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador (León-Yané et al. 2011)

Familia	Nº especies amenazadas	Género	Nº total especies endémicas	Nº especies endémicas amenazadas (CR+EN+VU+LC)	CR	EN	VU	LC
Scrophulariaceae	4	Bartsia	2	1	0	0	1	0
		Buddleja	2	2	0	0	2	0
		Castilleja	1	1	0	0	1	0
Solanaceae	2	Deprea	1	1	0	0	1	0
		Solanum	1	1	0	0	1	0
Symplocaceae	2	Symplocos	2	2	0	0	2	0
Theaceae	2	Freziera	1	1	0	0	1	0
		Ternstroemia	1	1	0	1	0	0
Valerianaceae	3	Valeriana	5	3	0	1	0	2
Verbenaceae	1	Aegiphila	1	1	0	0	0	1
Violaceae	1	Viola	1	1	0	1	0	0

Tabla 4. Familias y géneros con especies reportadas como amenazadas (en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerables (VU) o de preocupación menor (LC)) por la UICN (2010)

Familia	N° especies amenazadas	Género	Categoría UICN				LR & LC	
			(1998, 2003, 2004 o 2010)	N° especies amenazadas	CR	EN		VU
Podocarpaceae	3	Podocarpus	LR/LC	2	0	0	0	2
		Prumnopitys	LR/LC	1	0	0	0	1
Alstroemeriaceae	1	Bomarea	CR	1	1	0	0	0
Aquifoliaceae	1	Ilex	VU	1	0	0	1	0
Asteraceae	1	Aetheolaena	LC	1	0	0	0	1
Campanulaceae	1	Siphocampylus	LC	1	0	0	0	1
Caryophyllaceae	1	Stellaria	LC	1	0	0	0	1
Juncaceae	1	Juncus	LC	1	0	0	0	1
Melastomataceae	2	Brachyotum	VU	1	0	0	1	0
		Miconia	EN	1	0	1	0	0
Poaceae	3	Festuca	LC	2	0	0	0	2
		Festuca	VU	1	0	0	1	0
Rosaceae	6	Lachemilla	VU	1	0	0	1	0
		Polylepis	VU	5	0	0	5	0
Rubiaceae	1	Palicourea	VU	1	0	0	1	0
Scrophulariaceae	1	Castilleja	LC	1	0	0	0	1
Solanaceae	1	Solanum	VU	1	0	0	1	0
Styracaceae	1	Styrax	VU	1	0	0	1	0
Theaceae	1	Freziera	VU	1	0	0	1	0

Estos niveles de amenaza a nivel de familias se resumieron de la siguiente manera: Asteraceae (41 especies), Melastomataceae (21), Gentianaceae (19), Campanulaceae (13), Brassicaceae (11) y Poaceae (10) (Tabla 3). Los géneros con el mayor número de especies amenazadas fueron: *Gentianella* (Gentianaceae 14 spp.), *Brachyotum* (Melastomataceae 13 spp.), *Huperzia* (Lycopodiaceae 9 spp.), *Gynoxys* (Asteraceae 8 spp.), *Lysipomia* (Campanulaceae 8 spp.), *Draba* (Brassicaceae 7 spp.) y *Miconia* (Melastomataceae 7 spp.).

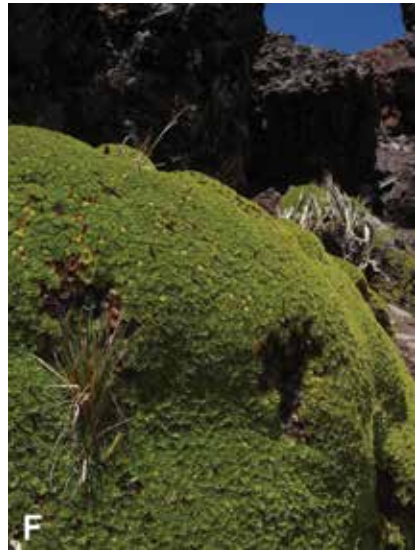
La región de los Andes es considerada la mejor representada de todas las regiones ecuatorianas en términos de colecciones botánicas. El total estimado de colecciones para esta región, según registros en el Herbario QCA (Jørgensen y Ulloa-Ulloa 1994), era de 150.000 a 180.000 especímenes en el año 1993 (137 especímenes por cada 100 km²). No obstante, un análisis de la información contenida en la base de datos del Herbario QCA refleja que al año 2011 incluye 200.000 especímenes. De estos, 108.193 provienen de los Andes Tropicales de Ecuador (≥ 600 msnm) y de estos, el 56,4 % (61.006 colecciones) se realizaron en los altos Andes (≥ 2.400 msnm). Jørgensen y Ulloa-Ulloa (1994). A partir de estas últimas colecciones, se identificaron 4.995 registros como especímenes de páramo, los cuales fueron adicionados a los 14.000 registros de la base de datos de páramos (Báez *et al.* 2012). Por lo tanto, la lista anotada presentada aquí fue construida a partir de un total de 18.995 especímenes, equivalente a 142 especímenes por cada 100 km². De acuerdo a Campbell (1989) un inventario florístico representativo de una región requiere de aproximadamente 100 especímenes por 100 km², lo que implica que la base de información con la que se desarrolló esta lista anotada de los páramos del Ecuador es representativa de la biodiversidad vegetal contenida en estos ecosistemas.

Figura 2. **Principales formas de crecimiento de las especies de páramos del Ecuador, de acuerdo a las categorías propuestas por Ramsay y Oxley, 1997:**

- A. hierba en macolla;**
- B. roseta basal;**
- C. y D. hierba erecta;**
- E. roseta con tallo;**
- F. almohadilla;**
- G. roseta acaulescente.**

No obstante, todavía quedan vacíos importantes de información que requieren ser cubiertos y documentados. Especialmente las zonas más alejadas del callejón interandino, en las vertientes orientales del país, (e.g. Llanganates, Sangay, Antisana y Cayambe-Coca) y las áreas en los límites superiores de distribución del páramo han sido poco exploradas (Báez *et al.* 2012). En parte, este problema se solucionaría incluyendo información de la flora de superpáramos (Sklenář 2000), que incluyen una caracterización florística y ecológica de 12 sitios de superpáramos en el Ecuador.

Otro tema importante es la posibilidad de mejorar la información sobre los patrones de distribución de las especies que permitan mejorar esta primera versión de la lista anotada. Adicionalmente, un estudio importante que se debe desarrollar es una evaluación cuantitativa de las formas de crecimiento de las plantas de páramo, criterio fundamental para varios estudios ecológicos y evolutivos. En la Figura 2 ilustra los, mediante especies representativas, la fisionomía de las principales formas de crecimiento que se identifican en las especies de páramo en Ecuador en base a las categorías propuestas por Ramsay y Oxley (1997). En el presente estudio, esta clasificación no se pudo aplicar para las especies reportadas, debido a las numerosas inconsistencias encontradas en las colecciones.



A menudo se confunde y utiliza indistintamente términos relacionados a hábito, forma de vida y forma de crecimiento.

Un examen del estado de conservación de las especies de páramo sugiere que los niveles de amenaza de la flora de este ecosistema están incrementándose. Al comparar las evaluaciones de la UICN (2010) con las del Libro Rojo (León-Yané et al. 2011), se puede constatar que 23 especies endémicas del páramo tienen actualmente asignada una categoría de amenaza mayor, relacionada a las amenazas que sufre el ecosistema de páramo: cambio de uso de suelo por actividades agrícolas o siembra de especies introducidas, fuegos, pastoreo (León-Yané et al. 2011). Específicamente, dos especies antes consideradas vulnerables (VU, *Passiflora roseorum* y *Puya pygmaea*) y una de preocupación menor (LC, *Passiflora roseorum*) ahora están en peligro crítico (CR); mientras que tres especies antes catalogadas como vulnerables (VU, *Gentianella profusa*, *Ribes austroecuadorensis* y *R. lehmannii*) y cinco especies sin evaluar (*Draba pulcherrima*, *Eudema rupestris*, *Nototriche hartwegii*, *Thibaudia joergensenii* y *Viola polycephala*) ahora se consideran en peligro (EN); y dos especies antes no amenazadas (NT, *Baccharis klattii* y *Centropogon dissectus*) ahora son consideradas vulnerables. En contraste, 14 especies tienen ahora una categoría de amenaza menor y 41 no fueron evaluadas al ya no ser consideradas endémicas para el Ecuador (León-Yané et al. 2011).

Base de datos florística cuantitativa de páramos del Ecuador

La base de datos cuantitativa recopiló un total de 504 unidades de muestreo provenientes de tres fisionomías vegetales: herbazal, matorral y bosque en páramo (Tabla 5). En total hubo 7.395 registros de cobertura, densidad o DAP. Se registraron además un total de 715 nombres de especies válidos taxonómicamente.

Tabla 5. Información contenida en la base de datos de páramos

Categoría	Unidades de muestreo/categoría
Registros	7.395
Unidades de muestreo	504
Unidades de muestreo en bosque	133
Unidades de muestreo en herbazal	249
Unidades de muestreo en matorral	122

Desde una perspectiva geográfica, la base de datos cubre relativamente bien la distribución de los páramos en el Ecuador. Las unidades de muestreo estuvieron distribuidas en nueve provincias y 21 localidades, desde el extremo norte al sur del país (Tabla 6). Solamente, la zona sur-este del país constituye un vacío de datos (Figura 3). La mayoría de los sitios muestreados se concentraron en las provincias centrales y dentro de éstas en la provincia de Chimborazo, con un total de 2.299 registros equivalente al 31% del total de registros contenidos en la base de datos (Tabla 6). Los principales vacíos de información se localizaron en las provincias de Sucumbíos, Napo, Cotopaxi, Cañar y los páramos de porción sur de la Cordillera Oriental (Morona-Santiago y Azuay). Considerando la representación de unidades de muestreo en un gradiente altitudinal, es evidente que los superpáramos no estuvieron representados en la base de datos. Este es un vacío crítico y prioritario que necesita ser considerado en esfuerzos para complementar la presente base.

Las unidades de muestreo cubrieron un gradiente que va desde los 3.000 a los 4.500 msnm de elevación (media = 3.685; desviación estándar = 304) con la mayor concentración de unidades en el rango de 3.500 a 4.000 msnm (65%), el 25% entre los 3.000 y 3.500 msnm y el 10% restante en el rango

Tabla 6. **Distribución geográfica de las parcelas contenidas en la base de páramos**

Provincia	Sitio de muestreo	Parcelas	Porcentaje
Azúay	1. Jima	44	0,59
	2. Nabón-Sector Betas	132	1,78
Bolívar	3. Bolívar	182	2,46
Carchi	4. Estación Biológica Guandera	227	3,07
	5. Volcán Chiles, La Esperanza	998	13,50
Chimborazo	6. Altar	484	6,54
	7. Ambrosio Laso	303	4,10
	8. Atillo	313	4,23
	9. Chimborazo	235	3,18
	10. Gualiñag	299	4,04
	11. Guargualla	306	4,14
	12. Llin Llin	359	4,85
El Oro	13. Cerro de Arcos	74	1,00
	14. Chucacorta	312	4,22
Imbabura	15. Comunidad de Zuleta	399	5,40
	16. Cotacachi	222	3,00
	17. Mojanda	565	7,64
Loja	18. Jimbura	842	11,39
	19. Lagunas de Chinchilla	173	2,34
Pichincha	20. Rumiñahui	273	3,69
	21. Illiniza Sur	230	3,11
Tungurahua	22. Parque Nacional Llanganates	216	2,92
	23. Carihuairazo	207	2,80
Total		7.395	100,00

Figura 3. Distribución de los sitios de muestreo para la estructuración de la base de datos florística de los páramos del Ecuador

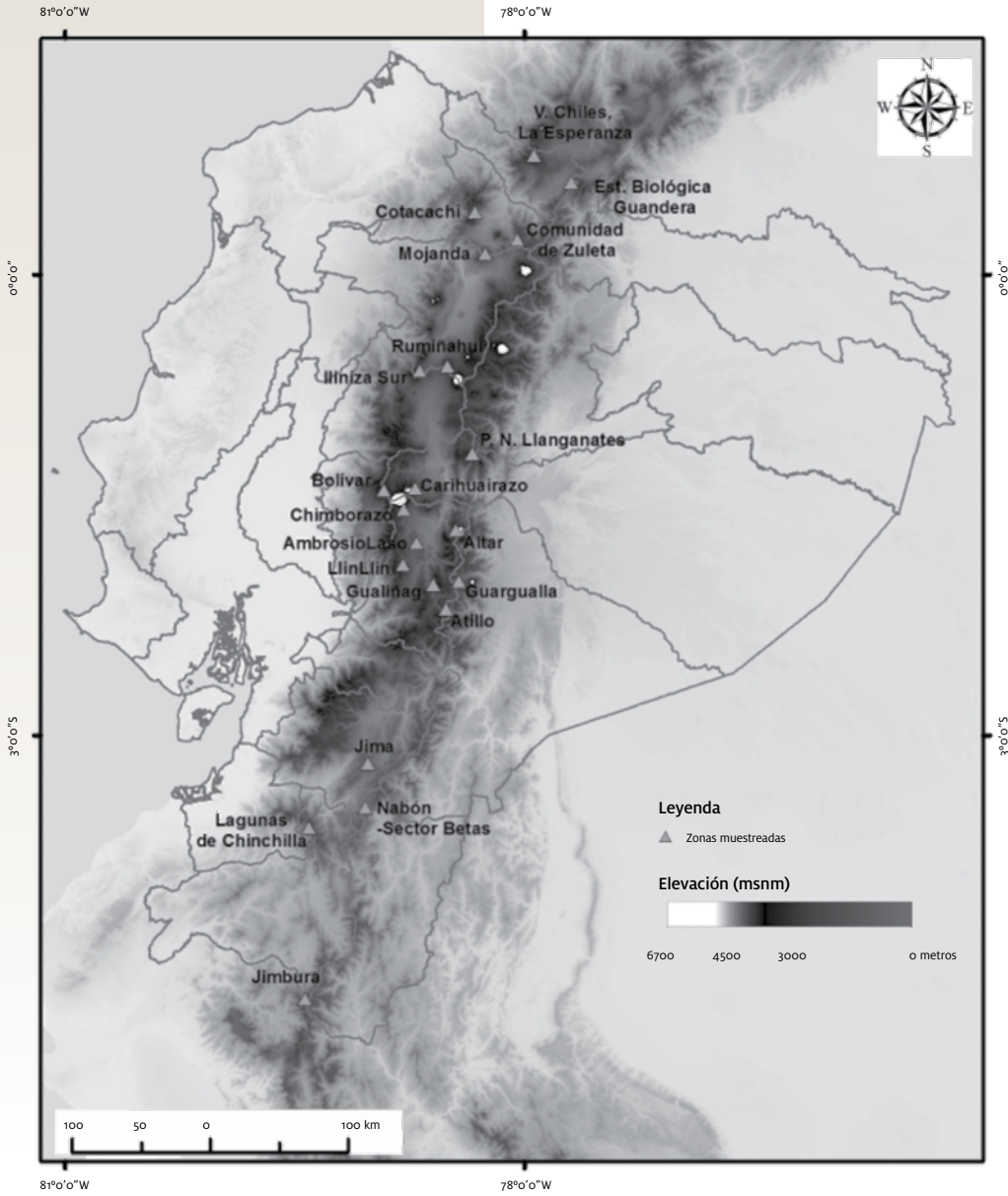


Figura 4. **Distribución de las unidades de muestreo de vegetación de páramo contenidas en la base de datos a lo largo de la gradiente de elevación.**

de 4.000-4.500 msnm (Figura 4). Por lo tanto la base de datos cubre bastante bien el rango altitudinal de distribución de los ambientes del páramo, a excepción de los rangos superiores a los 4.500 msnm, en donde se encuentran los superpáramos. La base de datos fue estructurada utilizando 39 campos. Estos incluyeron tanto metadatos como información florística y de abundancia de especies. Los metadatos correspondieron a los campos 1-15 y 34-39. Los campos restantes contienen información cruda recopilada en campo o calculada para formar parte de la base (Tabla 7).

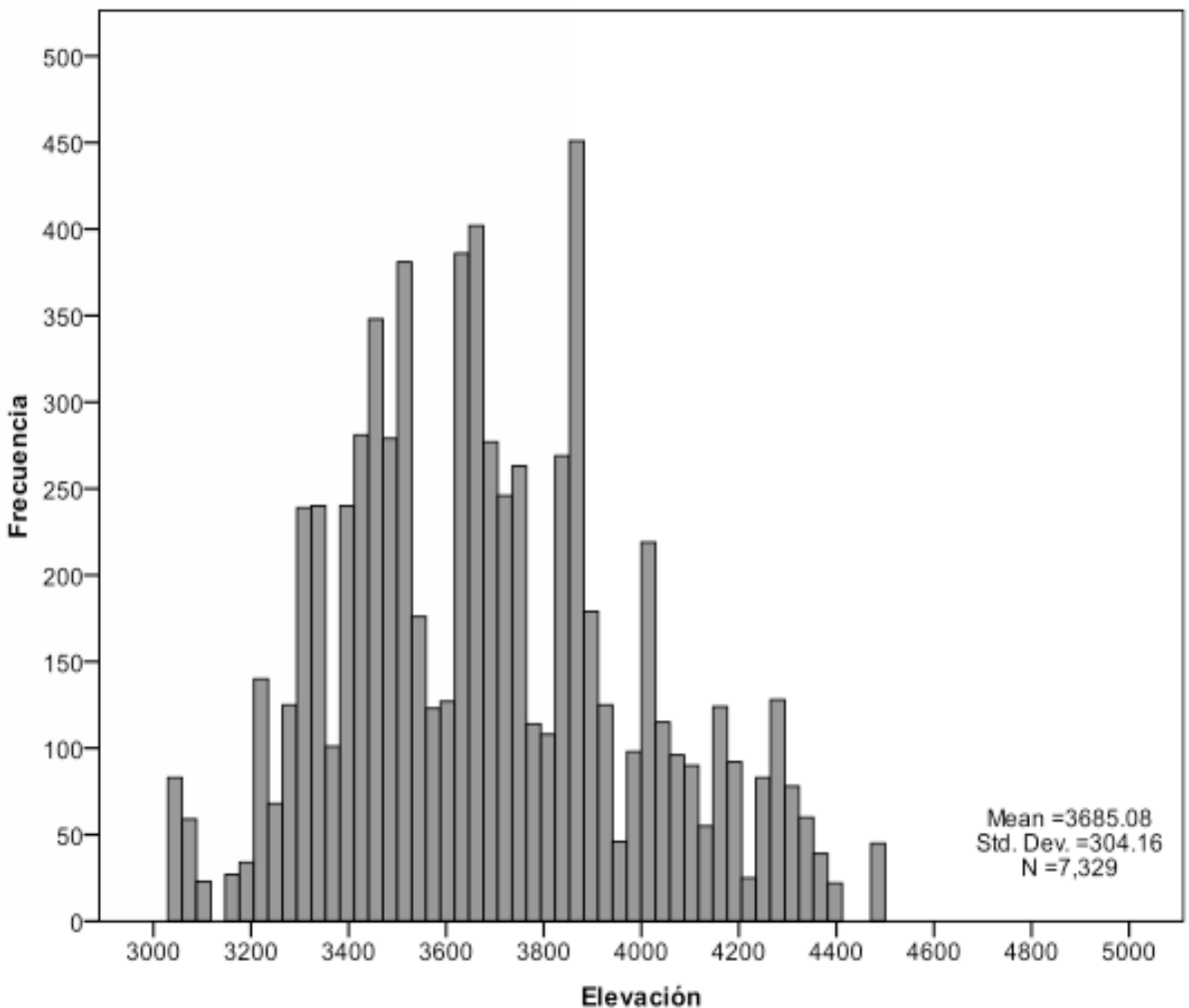


Tabla 7. **Información general contenida en la base de datos de páramos**

Los campos con * fueron calculados en un SIG a partir de los datos colectados en campo.

N° de campo	Campo	Descripción	Tipo de dato
1	ID	Identificador único para cada unidad de muestreo. Unidades muestreadas por el PPA comienzan con E, unidades tomadas por CONDESAN comienzan con C	Nominal
2	Provincia	Provincia en la cual fue levantada la información	Nominal
3	Sitio	Localidad	Nominal
4	Sitio1	Unión de los campos de "provincia" y "sitio"	Nominal
5	Ecosistema - fisonomía	Tipo de vegetación, fisonomía o ecosistema registrado en campo	Nominal
6	Fisonomía	Fisonomía derivada del tipo de ecosistema registrado en campo	Nominal
7	Fecha	Fecha en que el registro en campo se llevo a cabo	Continuo
8	Altitud	Elevación medida con GPS en m	Continuo
9	Rango altitud	Rango altitudinal calculado a partir de "altitud"	Ordinal
10	Área	Área de la parcela o transecto en m ²	Continuo
11	Pendiente	Medida en grados	Continuo
12	Orientación	Medida en grados	Continuo
13	Númeroreplica	Acorde al número de parcelas muestreadas según el diseño experimental utilizado	Continuo
14	UTMs	Coordenadas norte-sur	Continuo
15	UTM/w	Coordenadas e-oeste	Continuo
16	Nombre en QCA	Nombre valido según la base de datos del Herbario QCA	Nominal
17	N° individuos	Número de individuos por transecto	Continuo
18	N° puntos Sp	Número de veces en que la especie fue registrada en una parcela	Continuo
19	N° puntos Sp total quad	Total de puntos de especies tomados en la parcela	Continuo
20	N° puntos agua	Puntos que cayeron en coberturas de agua tomados en la parcela	Continuo
21	N° puntos alga	Puntos que cayeron en coberturas de alga tomados en la parcela	Continuo

Tabla 7. **Información general contenida en la base de datos de páramos**

Los campos con * fueron calculados en un SIG a partir de los datos colectados en campo.

N° de campo	Campo	Descripción	Tipo de dato
22	N° puntos briofita	Puntos que cayeron en coberturas de briofitas tomados en la parcela	Continuo
23	N° puntos líquen	Puntos que cayeron en coberturas de líquen tomados en la parcela	Continuo
24	N° puntos suelo	Puntos que cayeron en coberturas de suelo tomados en la parcela	Continuo
25	Total_puntos_parcela	Total de puntos de cobertura de especies y otras coberturas tomados en la parcela	Continuo*
26	%cober_sp	% de cobertura de la especie calculado con el índice de Greig-Smith	Continuo*
27	%cover_agua	% de cobertura de agua calculado con el índice de Bray-Smith	Continuo*
28	%cover_alga	% de cobertura de alga calculado con el índice de Bray-Smith	Continuo*
29	%cover_briofita	% de cobertura de briofita calculado con el índice de Bray-Smith	Continuo*
30	%cover_liquen	% de cobertura de líquen calculado con el índice de Bray-Smith	Continuo*
31	%cover_suelo	% de cobertura de suelo calculado con el índice de Bray-Smith	Continuo*
32	promedio_altura	Promedio de altura de árboles en transectos de vegetación arbórea	Continuo*
33	promedio_dap	Promedio de diámetro a la altura del pecho (dap) en transectos de vegetación arbórea	Continuo*
34	intervencion	Presente o ausente	Nominal
35	nivel_intervencion	Medido en cuatro niveles: de 0 (sin intervención) a 3 (máxima intervención)	Nominal
36	tipo_intervencion	Tipo de intervención humana (deforestación, ganadería, etc)	Nominal
37	tiempo_recuperacion	Tiempo desde que la intervención humana cesó	Continuo
38	descripcion_sitio	Observaciones generales sobre el área de muestreo	Nominal
39	comentarios	Observaciones generales sobre el área de muestreo	Nominal

Conclusiones

Las herramientas de manejo de información que aquí presentamos tienen el potencial de convertirse en un insumo para estudios de taxonomía y ecología en los páramos del Ecuador. La lista anotada de especies constituye el primer esfuerzo por catalogar las especies de ecosistemas de páramo del país. Idealmente, versiones posteriores de esta lista incorporarán colecciones botánicas de áreas poco exploradas hasta el momento, bases de datos personales de investigadores de la región y plantas no-vasculares (i.e., musgos, hepáticas y líquenes) que constituyen un grupo diverso en los ambientes altoandinos.

Asimismo, la base de datos de información florística cuantitativa es la primera fuente de información de este tipo de acceso libre sobre ecosistemas de páramo en los Andes. Sin embargo, es importante completar la curación de los datos. Existen, por ejemplo, errores en la asignación de los tipos de ecosistemas a ciertas unidades muestrales. Igualmente, es necesario completar la sistematización de información de campo (e.g. identificación de especímenes botánicos registrados bajo nombres de trabajo o con determinaciones por confirmar, estandarización de la terminología utilizada para catalogar las formas de vida o hábito de los especímenes) para lograr una base de mejor calidad.

Finalmente, algunos grupos de especies característicos de los páramos (e.g. Poaceae) requieren de una revisión taxonómica.

Por lo tanto, tiene el potencial de contribuir sustancialmente, como un insumo de información, al desarrollo de lineamientos de uso, manejo y conservación de este ecosistema. Sería ideal que nuevos estudios de levantamiento de información florística en ecosistemas de páramo adopten la metodología aquí presentada con el fin de que eventualmente aporten al crecimiento de esta base de datos. Por ejemplo, la base de datos de estudios de superpáramo (Sklenář *et al.* 2001). La existencia de este tipo de bases de datos permitirá evaluar también los efectos de cambios ambientales globales en la diversidad de especies de ecosistemas de páramo. Por lo tanto, la presente base de datos puede ser considerada como una línea base general de biodiversidad en las zonas de las cuales contiene información.

Agradecimientos

Agradecemos a la Directora del Herbario QCA, Dra. Katya Romoleroux por el acceso a los datos del Herbario. Agradecemos también a Daisy Cárate, del *Albrecht-von-Haller-Institut for Plant Sciences, Georg-August-University Göttingen* por colaborar en la recopilación de información en la provincia de Chimborazo.

Referencias

- 2011.** TROPICOS. <http://www.tropicos.org>.
- 2008.** The International Plant Names Index. <http://www.ipni.org>.
- 2010.** *The Plant List*. Version 1. <http://www.theplantlist.org>.
- 2012.** Módulo taxonómico — Base de datos en Línea. Herbario Virtual QCA. <http://puceqca.puce.edu.ec/>.
- Bader MY, Rietkerk M, Bregt AK.** 2007a. Vegetation structure and temperature regimes of tropical Alpine treelines. *Artic, Antarctic, and Alpine Research* 39:353-364.
- Bader MY, van Geloof I, Rietkerk M.** 2007b. High solar radiation hinders tree regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Plant Ecology* 191:33-45.
- Beltrán K, Salgado S, Cuesta F, León-Yáñez S, Romoleroux K, Ortiz E, Cárdenas A, Velasteguí A.** 2009. *Distribución Espacial, Sistemas Ecológicos y Caracterización Florística de los Páramos en el Ecuador* Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Brummitt RK, Powell CE.** 1992. *Authors of Plant Names*. Whitstable: Royal Botanic Gardens.
- Cambell DG.** 1989. The importance of floristic inventory in the Tropics. In: Campbell, DG, Hammond HD, editors. *Floristic inventories of Tropical Countries*. New York: The New York Botanical Garden, pp 5-30.
- Clayton WD, Vorontsova MS, Harman KT, Williamson H.** 2006 en adelante. *GrassBase - The Online World Grass Flora*. <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>.
- Cleef AM.** 1981. The Vegetation of the Paramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Dissertationes Botanicae* 61.
- Cuesta F, Báez S, Muriel P, Salgado S.** 2012. La vegetación de los páramos del Ecuador. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, de Bievre B, Maldonado G, editores. *Contribución al estado del conocimiento y conservación de los páramos andinos. Libro de investigación del Proyecto Páramo Andino*. Quito: Condesan, Universidad de Amsterdam, Universidad de Wisconsin.
- de la Torre L, Navarrete H, Muriel P, Macía M, Balslev H, editores.** 2008. *Enciclopedia de Plantas Útiles del Ecuador*. Quito: Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Departamento de Botánica Sistemática Universidad de Aarhus, Dinamarca.
- ESRI.** 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Flann C.** 2009 en adelante. *Global Compositae Checklist*. <http://http://compositae.landcareresearch.co.nz/>.
- Govaerts R, Ruhsam M, Andersson L, Robbrecht E, Bridson D, Davis A, Schanzer I, Sonké B.** 2011. *World Checklist of Selected Plant Families*. <http://www.kew.org/wcsp>.
- Hennekens SM, Schaminée JHJ.** 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12:589-591.
- IUCN.** 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.1. Series IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1 Edition. Retrieved Access Date, Access 2010, from www.iucnredlist.org.

- Jørgensen PM, León-Yáñez S, editors.** 1999. *Catalogue of the Vascular Plants of Ecuador*. St. Louis, Missouri: Missouri Botanical Garden.
- Jørgensen PM, Ulloa-Ulloa C.** 1994. *Seed Plants of the High Andes of Ecuador — a checklist*. Quito: Department of Systematic Botany, University of Aarhus, in collaboration with Departamento de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- León-Yáñez S, Valencia R, Pitman N, Endara L, Ulloa-Ulloa C, Navarrete H, editores.** 2011. *Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Ecuador*. Quito.
- Luteyn JL, Cleef A, Rangel C.** 2002. Plant diversity in paramo: towards a checklist of paramo plants and a generic flora. In: Balslev H, Luteyn J, editors. *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. London: London Academic Press. pp 71-84.
- Luteyn JL 1999.** *Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature*. New York Botanical Garden.
- MAE.** 2012. Mapa de ecosistemas del Ecuador continental. Quito: Subsecretaría de Patrimonio Natural, Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Moscol-Olivera MC, Cleef AM.** 2009. A phytosociological study of the páramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:79-107.
- Ramsay PM, Oxley ERB.** 1997. The growth form composition of plant communities in the ecuadorian paramos. *Plant Ecology* 131:173-192.
- Sklenář P, Luteyn JL, Ulloa-Ulloa C, Jørgensen PM, Dillon MO.** 2005. *Flora Genérica de los Páramos. Guía Ilustrada de las Plantas Vasculares*. New York: The New York Botanical Garden Press.
- Sklenář P.** 2000. Vegetation ecology and phytogeography of Ecuadorian superparamos. Unpublished PhD Thesis, Charles University.
- Sklenář P, Jørgensen PM.** 1999. Distribution patterns of páramo plants in Ecuador. *Journal of Biogeography* 26:681-691.
- Sklenář P, Ramsay PM.** 2001. Diversity of zonal paramo plant communities in Ecuador. *Diversity and Distributions* 7:113-124.
- Smith AP, Young TP.** 1987. Tropical Alpine Plant Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:137-158.
- Stevens PF.** 2001 en adelante. Angiosperm Phylogeny Website. Version 11, May 28, 2011.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Sánchez I, 2014. Plantas medicinales en los páramos de Cajamarca. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Plantas medicinales en los páramos de Cajamarca

Isidoro Sánchez Vega

Herbario CPUN, Departamento de Ciencias
Biológicas, Universidad Nacional de Cajamarca

Resumen

Se estudia la diversidad etnomedicinal del páramo en Cajamarca, Perú, con particular énfasis en el área del sitio piloto (SP) del Proyecto Páramo Andino (Distritos Chetilla y Magdalena). Basados en la metodología etnobotánica se describe el sistema tradicional de uso de plantas medicinales, así como algunas características físico – ambientales, socio-culturales y del uso de la tierra en la zona. También se hace un estudio taxonómico de las especies con propiedades terapéuticas. Los resultados muestran la presencia de 65 especies, pertenecientes a 34 familias con algún uso medicinal reconocido por los pobladores. De estas, las plantas con flores (Magnoliophyta) incluyeron 61 especies, reunidas en 30 familias. Así mismo, se registraron 3 especies de helechos (Pteridophyta) y una especie perteneciente a las Gymnospermae, perteneciente a la familia Ephedraceae. La gran diversidad de plantas utilizadas con fines medicinales indica el mantenimiento de una cultura vinculada al uso de la diversidad nativa de los páramos.

Abstract

We study the ethnomedicinal diversity of the paramo in Cajamarca, with particular emphasis on the pilot site area (SP) of the Andean Paramo Project (Chetilla and Magdalena Districts). Based on an ethnobotanical approach, we describe the traditional system of use of medicinal plants, provide a general description of the biophysical and cultural and characteristics of the area, including the land use systems present. We also present a taxonomic study of plant species with therapeutic properties. The results show the presence of 65 species belonging to 34 families that had some medicinal use. Of these species, 61 were flowering plants (Magnoliophyta), belonging to 30 families. In addition, we report the use of 3 species of ferns (Pteridophyta) and one species of Gymnospermae, belonging to the family Ephedraceae. The large diversity of plants used for medicinal purposes indicates that in the area has a strong culture linked with the use of the native diversity of the paramos.

Introducción

Los páramos de Cajamarca, denominados también jalcas (Weberbauer 1945) son un conjunto de ecosistemas altoandinos de la Cordillera Occidental en el norte del Perú. Están considerados por sus caracteres florísticos y ecológicos como zonas de transición entre los páramos de los Andes del Norte y la puna de los Andes del Centro (Becker y Terrones 1989).

Por muchos años estos ecosistemas han sido parcialmente transformados, siendo utilizados como áreas de pastoreo no permanente y de extracción de plantas medicinales por curanderos. Así mismo, estos ecosistemas son considerados como áreas de reserva hídrica. La ocupación permanente y de mayor impacto se inicia en la década de 1970 por habitantes de los pisos ecológicos inferiores, desarrollando actividades agrícolas y de ganadería extensiva. Estas actividades han generado un proceso de fragmentación del paisaje y de alteración estructural y funcional de los páramos de la zona.

El uso de plantas medicinales en el páramo de Cajamarca es una práctica ancestral, basada en el conjunto de conocimientos de los recursos bióticos de la zona, desarrollado a lo largo de muchos años por los habitantes del piso inmediatamente inferior denominado quechua. Estos conocimientos, complementados con las formas de aplicación o ingestión constituyen un sistema médico local que cumple un rol social en beneficio de la salud (medicina tradicional). Este sistema es conservado y enriquecido por el “chamán”, “curandero” o “curioso”, quien en esencia es un sabio que perpetúa el conocimiento ancestral para mantener el equilibrio de la salud humana. En el sitio piloto (SP) de Cajamarca del Proyecto Páramo Andino (PNUMA-FMAM), el uso de plantas medicinales por iniciativa propia o por recomendación del “curandero” constituye una alternativa a la medicina convencional para tratar una amplia diversidad de dolencias. Este tipo de tratamiento es local e inmediato, haciendo muchas veces innecesario recorrer la distancia entre la casa de habitación del enfermo y el centro médico oficial situado en la capital del distrito (Chetilla). Otra razón para su uso común es que la medicina farmacológica convencional es de alto costo.

Metodología

La investigación de la diversidad vegetal medicinal realizada está basada en la metodología de la ciencia etnobotánica (Gary 1995). En el contexto de un estudio de carácter principalmente florístico (morfológico, taxonómico y biogeográfico) decidimos incorporar la información de “curanderos” locales, lo que enriqueció y completó sustancialmente la investigación con información antropológica y cultural de interés tanto botánico como farmacológico. Consideramos que el uso de este tipo de enfoques transdisciplinarios es muy necesario para el desarrollo integral de la medicina nacional.

El proyecto se inició con trabajos de campo, orientados a obtener muestras botánicas para herbario, obtener el nombre vernáculo de las plantas colectadas, aplicar encuestas y tener reuniones con los miembros de la comunidad. Con este trabajo “*in situ*”, se estableció el nexo entre el conocimiento tradicional y el científico. La fase de gabinete, realizada inmediatamente después de cada visita de campo se realizó en el Herbario CPUN de la Universidad Nacional de Cajamarca, con el objeto de procesar las muestras colectadas (prensado y secado), realizar las determinaciones científicas (basadas en caracteres morfológicos) y hacer el registro respectivo. La información sobre el uso medicinal tradicional fue comparada con la bibliografía disponible.

Ubicación del área

Los páramos de Cajamarca y dentro de ellos, los incluidos en el SP del Proyecto Paramo Andino, son parte de los Andes tropicales distribuidos al sur de la depresión de Huancabamba y sobre la cima del ramal externo de la cordillera occidental que conforma el valle de Cajamarca. El territorio del SP se distribuye entre 3.400 – 4.000 msnm, entre 7° 5' 55" – 7° 15' 55" L.S. y 78° 31' 38" – 78° 90', en el piso altoandino.

El área pertenece a la provincia de Cajamarca, distritos de Chetilla y Magdalena e incluye 8 comunidades campesinas. Tomando como referencia la ciudad de Cajamarca, el área está ubicada al NO de esta ciudad y su acceso se hace por la carretera Cajamarca – Chetilla, a una distancia aproximada de 25 km.

Caracterización ambiental

Sobre la cima el relieve es variable. Está conformado por planicies, lomadas y cerros con poca pendiente. Esta es el área mas utilizada para la instalación de sistemas agrícolas y de pastoreo extensivo. Sobre las laderas que descienden tanto a la vertiente occidental como hacia el valle de Cajamarca las pendientes son fuertes, muy poco intervenidas y con mayor presencia de ecosistemas naturales.

En la vertiente occidental, el límite inferior es la línea arbórea del bosque húmedo de neblina y sobre la ladera que desciende al valle de Cajamarca es el límite de arbustos del bosque húmedo montano tropical. El límite superior es la cima de la cordillera en donde se distribuyen humedales y espejos de agua de extensión relativamente pequeña, pertenecientes a la divisoria de aguas y cabeceras de cuenca del río Chetilla y el río Ronquillo. El primero perteneciente a la cuenca del océano Pacífico y el segundo a la cuenca del río Cajamarca, que vierte sus aguas al río Marañón (vertiente Atlántica).

La distribución e intensidad de los factores precipitación y temperatura determinan en los páramos un bioclima pluvies-tacional con un período de lluvias ligeramente mayor que la estación seca debido a algunas lluvias cortas y de poca intensidad durante esta última. Esta característica pluvial determina un ombrotipo sub húmedo, principalmente hacia la vertiente occidental.

Intervención antrópica

El paisaje actual del páramo es el resultado de acciones antropogénicas sucesivas cuyo mayor impacto negativo se inicia durante la década de 1960 como producto del pastoreo, del incremento de la agricultura limpia de tubérculos andinos y cereales menores y en los últimos 10 años, por la minería a tajo abierto.

La ocupación de la jalca se genera como consecuencia de que el piso ecológico inmediato inferior estaba muy ocupado con cambios temporales y sustituciones definitivas de los ecosistemas naturales, generando alta fragmentación de ellos. Durante la evaluación de la diversidad florística y especies medicinales se ha constatado también cambios en la composición del paisaje y estructura de éste, por fragmentación y alteración de conectividad. Los resultados indican pérdida de biodiversidad y de tipos de vegetación e incremento de sistemas agrícolas ocasionando cambios funcionales negativos para el mantenimiento de los servicios ecológicos.

Aspectos culturales

El área del SP en particular es aún un centro remanente de habla quechua, existiendo quechua hablantes puros (personas de mayor edad) y otros bilingües. Considerando que esta lengua es nativa y a través de ella se transmiten muchos conocimientos originales del ambiente físico y biológico inmediato, el SP constituye un centro de conocimientos tradicionales en domesticación, manejo y uso de recursos naturales abióticos y bióticos que pudieran ser muy importantes para un manejo más sostenible de las unidades de paisaje. Sin embargo, la situación actual de deterioro ambiental pudiera estar vinculada a un cambio en la cultura local generado por factores sociales y económicos extrínsecos que conllevan a que las actividades productivas estén principalmente orientadas a objetivos de supervivencia.

Entre los rasgos culturales cuya conservación es más evidente está la utilización de muchas especies de plantas superiores con fines curativos o terapéuticos y la comercialización de ellas. Esto se refleja a su vez en la presencia de “curanderos”, quienes son personajes muy reconocidos en la comunidad por sus cualidades excepcionales para tomar el conocimiento o “secreto” legado por generaciones anteriores y así recomendar el uso de una u otra especie, según el “mal” o enfermedad, previa invocación de los poderes benéficos de los cerros, huacas y espíritus de los “curanderos” o “maestros” fallecidos. En muchos casos, los comuneros son extractores de plantas medicinales para comercializarlas en los mercados de Cajamarca.

Los métodos utilizados en el tratamientos de las alteraciones de la salud incluyen la ingestión de infusiones o coccciones, aplicaciones locales externas, baños, “sahumadas”, cataplasmas, ungüentos y frotaciones. Se utiliza toda la planta o algún órgano de ella, en estado fresco o seco. También se hacen mezclas de plantas o de éstas con grasa animal, utilizando en muchos casos al cañazo (licor de caña de azúcar) como macerador.

La realización del inventario de plantas medicinales ha sido posible gracias a la colaboración de estos sabios locales, conocedores del lugar donde crecen las plantas y de los efectos de ellas sobre el organismo cuando deviene un desequilibrio de salud.

Este es el caso del chamán, Sr. Lázaro Sánchez Cueva y de su asistente el Sr. Eusebio Cueva. Un acuerdo con los habitantes de las comunidades permitió que estos acompañaran al equipo de investigadores (tesistas) en sus recorridos de campo. En respuesta a la pregunta de cómo adquirió estos conocimientos, ellos mencionaron que fueron “enseñados” por sus padres y abuelos. También es importante mencionar que existe una diferenciación de género del tipo de conocimientos etnobotánicos que se manejan en la comunidad. En el caso de las mujeres son sobre todo las mujeres mayores quienes poseen conocimientos específicos sobre las plantas utilizadas en el parto y sus enfermedades asociadas.

El análisis etnomedicinal de la diversidad vegetal registrada evidencia la función de ésta, basada en la cultura local, aliviando o curando los diversos problemas de salud. De esta manera se observa que las comunidades de la zona han establecido un sistema de relaciones entre la diversidad vegetal y las enfermedades más frecuentes en los páramos, como afecciones respiratorias (resfríos y gripe), anormalidades del sistema digestivo, (indigestiones, males hepáticos), aparato urinario (prostatitis y enfermedades de riñones), atención al parto y sus enfermedades inmediatas, insolaciones y enfermedades de la piel (micosis) y aquellas producidas por accidentes (golpes, hinchazones, torceduras de articulaciones).

Tabla 1. **Registro de especies**

(N = nativa, I = introducida, EN = ecosistemas naturales, EA = ecosistemas antrópicos y EN-EA = ecosistemas naturales y antrópicos)

Familia/Especie	Nombre común	Usos	Origen	Hábitat
Equisetaceae				
<i>Equisetum bogotense</i> Kunth	Cola de caballo	• Diurético	N	EN
Dryopteridaceae				
<i>Polystichum montevidense</i> (Spreng.) Rosenst.	Lengua de ciervo hembra	• Astringente • Sudorífico	N	EN
Polypodiaceae				
<i>Niphidium crassifolium</i> (L.) Lellinger	Lengua de ciervo macho	• Desinflamación de próstata	N	EN
Ephedraceae				
<i>Ephedra rupestris</i> Bentham	Pinco pinco, Diego López	• Diurético • Estimulante	N	EN
Asteraceae				
<i>Belloa longifolia</i> (Cuatr. & Aristig.) Sagast. & Dillon	Lenguita de jalca	• Cicatrizante	N	EN
<i>Ambrosia arborescens</i> Miller	Marco	• Antirreumática • Vermífuga	N	EA
<i>Smallanthus jelskii</i> (Hieron.) H. Robinson	Shita	• Resfríos	N	EA
<i>Matricaria chamomilla</i> L.	Manzanilla	• Antiespasmódico	I	EA
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Cerraja, hursillo	• Desinflamante	I	EA
<i>Hypochaeris taraxacoides</i> (Walpers) Bentham & Hoker f.	Chicoria amarga	• Afecciones hepáticas	N	EN
<i>Gnaphalium dombeyanum</i> DC.	Ishpingo amarillo	• Desinflamante de contusiones	N	EN
<i>Perezia multiflora</i> (Humb. & Bonp.) Lessing	Escorzonera	• Afecciones respiratorias	N	EN
<i>Senecio canescens</i> (HBK) Cuatrecasas	Vira vira	• Antitusígena	N	EN
<i>Tagetes filifolia</i> Lag.	Anís de campo	• Indigestiones	N	EN
<i>Tagetes multiflora</i> Kunth	Huacatay silvestre	• Indigestiones	N	EA
<i>Paranephelium uniflorum</i> Poeppig	Carapa de coche	• Anti diarreico	N	EN

Tabla 1. **Registro de especies**

(N = nativa, I = introducida, EN = ecosistemas naturales, EA = ecosistemas antrópicos y EN-EA = ecosistemas naturales y antrópicos)

Familia/Especie	Nombre común	Usos	Origen	Hábitat
<i>Taraxacum officinale</i> Wiggers	Diente de león	<ul style="list-style-type: none"> Afecciones hepáticas Diurética 	I	EA
Piperaceae				
<i>Peperomia parvifolia</i> C. DC.	Musho-musho	<ul style="list-style-type: none"> Dolor de estómago 	N	EN
Valeriaceae				
<i>Valeriana pilosa</i> R. & P.	Valeriana, ornamento	<ul style="list-style-type: none"> Sedente del sistema nervioso 	N	EN
<i>Valeriana interrupta</i> R. & P.	Zanahoria, zanasquehua	<ul style="list-style-type: none"> Indigestión Dificultad en parto 	N	EN
<i>Phyllactis rigida</i> (R. & P.) Pers.	Estrella	<ul style="list-style-type: none"> Planta mágica 	N	EN
Polygonaceae				
<i>Muehlenbeckia volcanica</i> (Benth.) Ende.	Piqui piqui	<ul style="list-style-type: none"> Anti febrífugo 	N	EN
Lamiaceae				
<i>Stachys petiolosa</i> Brig.	Supiquegua	<ul style="list-style-type: none"> Indigestión 	I	EA
<i>Menta x piperita</i> var. <i>citrata</i> (Ehrhart) Briquet.	Hierba buena negra	<ul style="list-style-type: none"> Parásitos Antiespasmódica 	I	EA
<i>Salvia sagittata</i> R. & P.	Salvia real		N	EN
<i>Salvia lanicaulis</i> Epling & Jativa	Aromática	<ul style="list-style-type: none"> Indigestión Regula la menstruación 	N	EN
<i>Salvia oppositiflora</i> R. & P.	Chupa chupa, parterita	<ul style="list-style-type: none"> Favorece el parto 	N	EN
<i>Satureja sericea</i> (C. Presl ex Benth) Briquet.	Romerito de jalca	<ul style="list-style-type: none"> Dolor estomacal 	N	EN
<i>Satureja pulchella</i> (H.B.K.) Briquet.	Panisara	<ul style="list-style-type: none"> Dolor estomacal 	N	EN
<i>Origanum vulgare</i> L.	Orégano	<ul style="list-style-type: none"> Dolor estomacal 	I	EA
<i>Minthostachys mollis</i> Grises.	Chamcua	<ul style="list-style-type: none"> Indigestiones Parásitos 	N	EN, EA
Clusiaceae				
<i>Hypericum silenoides</i> Jussieu	Shogito	<ul style="list-style-type: none"> Dolor de muela 	N	EN

Tabla 1. **Registro de especies**

(N = nativa, I = introducida, EN = ecosistemas naturales, EA = ecosistemas antrópicos y EN-EA = ecosistemas naturales y antrópicos)

Familia/Especie	Nombre común	Usos	Origen	Hábitat
Amaranthaceae				
<i>Alternanthera macbridei</i> (Jacquin) Kuntze	Cargasangre, yanaguaripari	<ul style="list-style-type: none"> • Coagulante • Lavado de heridas 	N	EN
Caprifoliaceae				
<i>Sambucus peruvianus</i> H.B.K.	Saúco	<ul style="list-style-type: none"> • Sudorífico • Prostatitis 	N	EA
Chenopodiaceae				
<i>Chenopodium</i> sp	Hierba gallina	<ul style="list-style-type: none"> • Baños contra dolores del cuerpo 	N	EN, EA
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Paico	<ul style="list-style-type: none"> • Antiparasitario • Indigestión 	N	EN, EA
Boraginaceae				
<i>Amsinckia hispida</i> (R. & P.) I.M. Johnson	Sogoruro, mishquiruro	<ul style="list-style-type: none"> • Dificultades en micción 	I	EA
Apiaceae				
<i>Hydrocotyle</i> sp.	Laparquehua	<ul style="list-style-type: none"> • Aftas bucales 	N	EN
<i>Arracacia peruviana</i> (H. Wolf) Constance	Hierba de los antiguos	<ul style="list-style-type: none"> • Inducción del parto 	N	EA
Scrophulariaceae				
<i>Alonsoa meridionales</i> (L.f.) Kuntze	Santo domingo, ñurno, murmure	<ul style="list-style-type: none"> • Afecciones urinarias 	N	EN
<i>Calceolaria hispida</i> Bentham sudsp. <i>acaulis</i> Molau	Globito, sapito	<ul style="list-style-type: none"> • Contra mudez en niños 	N	EN
Solanaceae				
<i>Solanum nigrum</i> L.	Cushay	<ul style="list-style-type: none"> • Contra insolación 	N	EA
Nyctaginaceae				
<i>Collignonia parviflora</i> (Kunth) Choisy	Yolaca	<ul style="list-style-type: none"> • Erupciones dérmicas 	N	EN
Geraniaceae				
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L Heritier ex Aiton	Alfiler, aguja, carguashpico, huatopilla	<ul style="list-style-type: none"> • Desinflama vías urinarias 	I	EN, EA

Tabla 1. **Registro de especies**

(N = nativa, I = introducida, EN = ecosistemas naturales, EA = ecosistemas antrópicos y EN-EA = ecosistemas naturales y antrópicos)

Familia/Especie	Nombre común	Usos	Origen	Hábitat
<i>Geranium ruizii</i> Hieronymus	Andacushma	<ul style="list-style-type: none"> • Diabetes • Expectorante 	N	EN
Fabaceae				
<i>Lupinus</i> sp.	Chocho silvestre	<ul style="list-style-type: none"> • Contra parásitos de animales 	N	EN
<i>Otholobium mexicanum</i> (L.F.) Grimes	Culén	<ul style="list-style-type: none"> • Anti diarreico 	N	EN
<i>Desmodium mollicullum</i> (H.B.K.) DC.	Pie de perro	<ul style="list-style-type: none"> • Desinflama riñones e hígado 	N	EN, EA
<i>Astragalus garbancillo</i> Cavanilles	Garbancillo	<ul style="list-style-type: none"> • Luxaciones 	N	EN
Brassicaceae				
<i>Roripa nasturtium-aquaticum</i> (L.) Hayek	Berro blanco	<ul style="list-style-type: none"> • Afecciones hepáticas 	I	EN
Urticaceae				
<i>Urtica echinata</i> Bentham	Ortiga, ishguin	<ul style="list-style-type: none"> • Antirreumática 	N	EN
Rosaceae				
<i>Rubus robustus</i> C. Presl.	Zarzamora, zarza	<ul style="list-style-type: none"> • Afecciones bronquiales 	N	EN, EA
<i>Acaena argentea</i> R. & P.	Botoncillo	<ul style="list-style-type: none"> • Contra várices 	N	EN, EA
Campanulaceae				
<i>Lobelia tenera</i> H.B.K.	Parteraquehua	<ul style="list-style-type: none"> • Induce el parto 	N	EN
Crassulaceae				
<i>Echeveria eurychlamys</i> (Diels) Berger	Pin Pin	<ul style="list-style-type: none"> • Contra insolaciones 	N	EN, EA
Verbenaceae				
<i>Verbena aff. fasciculata</i> Benth.	Verbena blanca	<ul style="list-style-type: none"> • Tifoidea • Dolor estomacal 	N	EN
Gentianaceae				
<i>Gentianella graminea</i> (H.B.K.) Fabris	Chimchimali	<ul style="list-style-type: none"> • Antigripal 	N	EN

Tabla 1. **Registro de especies**

(N = nativa, I = introducida, EN = ecosistemas naturales, EA = ecosistemas antrópicos y EN-EA = ecosistemas naturales y antrópicos)

Familia/Especie	Nombre común	Usos	Origen	Hábitat
Myrtaceae				
<i>Eucalyptus globulus</i> Labillardiere	Eucalipto	• Antigripal	I	EA
Loasaceae				
<i>Nassa ranunculifolia</i> (Kunth) Wigend.	Ortiga de león	• Antirreumática	N	EN
Plantaginaceae				
<i>Plantago major</i> L.	Llantén	• Contra golpes	I	EN, EA
<i>Plantago sericea</i> R. & P.	Paja blanca	• Desinflama tracto urinario	N	EN, EA
Ranunculaceae				
<i>Ranunculus praemorsus</i> H.B.K.	Centilla	• Lavado de heridas	N	EN
<i>Phalaris arundinacea</i> L. Poaceae	Yahuarquehua	• Insolación en la cara	I	EA
Bromeliaceae				
<i>Puya fastuosa</i> Mez.	Sugar, carnero	• Anticolérica • Tóxica	N	EN
Dioscoreaceae				
<i>Dioscorea tambillensis</i> Kunth	Papa madre	• Anticonceptivo • Desinflamante	N	EN

Figura 1. *Senecio canescens*
“Vira – Vira”. En su hábitat
natural, pajonal de gramíneas.



Vegetación y diversidad vegetal medicinal

Los cambios en las condiciones climáticas condicionados por las variaciones en la altitud y topografía local están relacionados a la existencia de diversos tipos de vegetación y una alta diversidad florística en la zona. La comunidad vegetal más conspicua es el pajonal de gramíneas, que es donde se encuentra el mayor número de especies medicinales. Este tipo de vegetación está conformado por arbustos pequeños dispersos, algunas plantas pulviniformes o que forman almohadillas; poblaciones densas de herbáceas, desde acaules (sin tallos) hasta caulescentes, estas últimas,

Figura 2. **Lobelia tenera** "Parteraquehua". En su hábitat natural.



Figura 3. **Geranium ruizii** “Andacushma”. Hábitat natural.

de talla menor o excerta a la vegetación del pajonal. Además de este tipo de vegetación, se han identificado en la zona comunidades ecotonales en el límite inferior del páramo, comunidades de hidrófitas sobre humedales e hidrófitas sumergidas, en lagunas de escasa profundidad.

La investigación etnomedicinal indica una alta diversidad de especies que son utilizadas con fines medicinales en el área estudiada del SP: 34 familias y 65 especies. De estas, 53 especies (81,5 %) son nativas y 12 especies (18,5 %) son introducidas.



Considerando los ecosistemas y hábitats donde han sido colectadas las especies, no obstante la alta fragmentación del paisaje, se han registrado 40 especies (61,5 %) que habitan ecosistemas naturales, 15 especies (23,1 %) lo hacen en ecosistemas antrópicos, incluyendo los bordes de áreas de cultivos. 10 especies (15,4 %) lo hacen en ambos ecosistemas (Tabla 1).

El análisis de distribución de las especies por familias muestra que 8 de ellas reúnen 37 especies, lo que equivale al 56,9 % de las especies registradas; las otras (31), poseen una especie en cada caso y sólo algunas introducidas se han incorporado al acervo cultural por procesos de sincretismo. (Tabla 2).

Tabla 2. Familias con mayor número de especies

Familia	No. Especies	Nativas	Introducidas
Asteraceae	13	10	03
Lamiaceae	09	06	03
Fabaceae	04	04	00
Valerianaceae	03	03	00
Apiaceae	02	02	00
Geraniaceae	02	01	01
Rosaceae	02	02	00
Scrophulariaceae	02	02	00
Total	37	30	07

Durante una reunión conjunta entre investigadores y miembros de las comunidades, incluyendo a algunos “curanderos” (curanderos), se determinó que 10 especies cubren el mayor espectro de necesidades medicinales. (Tabla 3).

Tabla 3. **Especies de mayor uso medicinal**

Familia/Especie	Parte usada	Preparación	Administración	Usos
Equisetaceae Equisetum bogotense	Tallos / hojas	Cocción	Oral	Desinflamante de vías urinarias
			Baños de asiento	Hemorroides
			Gargarismos	Desinflamación de garganta
Asteraceae Senecio canescens	Hojas	Infusión	Oral	Desinflamación de bronquios, antitusígeno
Lamiaceae Satureja sericea	Hojas	Infusión	Oral	Digestiva. Contra gases.
		Cocción	Oral	Como té en el desayuno
Valerianaceae Valeriana pilosa	Raíces	Cocción	Oral	Sedante del sistema nervioso. Contra insomnios
Geraniaceae Geranium ruizii	Raíces	Cocción	Oral	Diabetes Expectorante
			Gargarismos	Desinflamación de garganta
Erodium cicutarium	Tallos / hojas	Infusión	Oral	Desinflama vías urinarias
		Cocción	Dérmica	Lavar heridas
Onagraceae Oenothera multicaulis	Tallos / hojas	Trituración en fresco	Emplasto facial	Dolor de muela
Verbenaceae Verbena aff fasciculata	Tallos / hojas	Cocción	Oral	Tifoidea, dolor estomacal
				Expectorante
				Laxante, antihelmíntico Febrifugo

Conclusiones y recomendaciones

Los **ecosistemas naturales** de los páramos de Cajamarca están altamente fragmentados por cambios en el uso del suelo, generando pérdida de biodiversidad y conectividad entre ellos.

Los habitantes de la zona poseen rasgos culturales, de una parte indicadores de considerable mestización y, de otra, de la presencia en esta región de etnias nativas que conservan en parte la cultura original, sobre todo aquellas de habla quechua.

La cultura tradicional sobre el uso de las plantas con fines medicinales está principalmente asociada a las etnias nativas, posiblemente debido a que ellos tienen más fe en sus conocimientos tradicionales.

Los habitantes reconocen y usan por tradición un elevado número de especies vegetales con propiedades terapéuticas, aunque se ha detectado que solo 8 familias concentran más de 50% de las especies utilizadas

Se reconoce el uso de un elevado número de plantas nativas provenientes de ecosistemas naturales con poca intervención, donde se encuentran los hábitats de estas plantas.

Se recomienda realizar acciones con criterios holísticos para delimitar, proteger y conservar las áreas críticas de mayor diversidad biológica y paisajística (ej. zonas de pajonales en las laderas, zonas de humedales altoandinos, entre otras).

Así mismo, se recomienda desarrollar un programa de rescate, conservación y desarrollo de la cultura tradicional medicinal y de apoyo a sus cultores (“curanderos”) por su contribución a la salud humana. Este programa pudiera a su vez contribuir a iniciar la aplicación de la metodología transdisciplinaria en los centros de medicina oficial de la región.

Agradecimientos

Agradezco muy sinceramente al Ingeniero Juan Montoya Quino por haber contribuido con la realización de este documento y a las Ingenieras Rocío Sánchez Montoya y Carolina Tovar por las excelentes fotografías.

Referencias

- Becker B, Terrones F, Tapia M.** 1989. *Los Pastizales y Producción Forrajera en la Sierra de Cajamarca*. Cajamarca, Perú: Proyecto Piloto de Ecosistemas Andinos.
- Bussmann RW, Sharon D.** 2006. Traditional medicinal plant use in Loja province, Southern Ecuador. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*. 2:44
- Estrada E.** 1995. Acerca de la Etnobotánica. In *Plantas Medicinales de México*. Universidad Autónoma de Chapingo, México, pp. 85-92.
- Martin G.** 1995. *Etnobotánica: Manual de métodos*. Montevideo, Uruguay: Fondo mundial para la naturaleza, Editorial Nordancomunidad.
- Weberbauer A.** 1945. *El Mundo Vegetal de los Andes*. Lima: Ministerio de Agricultura.



Agua



Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Armijos MT, De Bièvre B, 2014. El páramo como proveedor de servicio ambiental primordial, el agua. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Introducción

El páramo como proveedor de servicio ambiental primordial, el agua

María Teresa Armijos¹
y Bert De Bièvre²

1 Institute of Development Studies,
University of Sussex, UK.

2 Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la
Ecorregión Andina (CONDESAN)

Situado a partir de los 3.200 msnm, el páramo funciona como almacenador, regulador y fuente natural de agua para millones de habitantes de la zona andina. Las ciudades de Bogotá, Medellín, Quito, Cuenca, Piura y Cajamarca, entre otras, dependen directamente del páramo para abastecerse de agua. Al mismo tiempo, este ecosistema se ha visto cada vez más amenazado por actividades productivas como la expansión de la frontera agrícola, la quema de pajonal, la apertura de carreteras de ingreso y la extracción minera. Combinado con la variabilidad climática, y un eventual aumento de esta, se está produciendo una disminución de caudales de agua durante períodos cada vez más largos, causando graves problemas en términos de la producción agrícola pero sobretodo en cuanto a la provisión de agua para consumo humano.

A pesar de que varias investigaciones han concluido que el páramo andino es una importante fuente de agua (IUCN 2002; Buytaert *et al.* 2006; Beltrán *et al.* 2009) y que este ecosistema está siendo amenazado (Buytaert *et al.* 2011), todavía hace falta entender cómo diferentes factores climáticos, geológicos, edafológicos, ecológicos, además de prácticas socio-culturales y productivas influyen este rol hidrológico tan indispensable que cumplen los ecosistemas parameros para con los habitantes de los países andinos. No obstante, la gran diversidad de los páramos hace que la investigación científica sea una tarea compleja. Entre los aspectos que están sujetos a mucha diversidad a lo largo del archipiélago paramero y que se relacionan con lo hídrico se encuentran: la precipitación anual y su estacionalidad, el suelo y su contenido de materia orgánica que afecta a importantes características físicas como la capacidad de retención de agua y la capacidad de infiltración, el uso y el grado de degradación ecológica y su historial, la ocupación humana y el rol del territorio de páramo para las poblaciones tanto dentro del mismo como para las que viven fuera pero que tienen estrecha relación con el.

En la fase de arranque del Proyecto Páramo Andino, la Coordinación del Proyecto convocó a los investigadores en hidrología de páramo, que eran pocos en ese tiempo. Como resultado, estos investigadores afines se reunieron por primera vez en Mérida, Venezuela, para revisar el estado del conocimiento sobre los procesos hidrológicos a diferentes escalas. También se les solicitó recomendar el esfuerzo más eficiente de monitoreo e investigación hidrológica que pudieran incluir los sitios del proyecto en sus planes de trabajo. Resúmenes de las contribuciones de los participantes, así como conclusiones de la discusión, están disponibles en Sevink (2007). A escala de parcela, se analizaron temas como la importancia de la interceptación de neblina como entrada al sistema hidrológico (Tobón y Arroyave 2007). A escala de ladera, se revisó el

estado del conocimiento sobre la conectividad de los flujos de agua. En páramo se espera dominancia de flujo subterráneo, ladera abajo, a través del suelo. Según la calidad de la conectividad entre diferentes capas de suelo y elementos de paisaje a lo largo de la ladera, puede existir flujo “preferencial” y el flujo es más rápido o más lento, afectando a la capacidad de regulación. La escorrentía superficial no es común en páramos naturales y solamente se produce cuando el suelo está completamente saturado (Cammeraat 2007). La descripción de estos procesos hasta el momento es pobre para los páramos y su determinación es compleja. Es por eso que el grupo privilegió investigaciones a escala de microcuenca, que miden y analizan directamente los resultados de estos procesos en términos de régimen de caudal en un curso de agua abierto. Se concluyó que esta escala es la más factible de ser implementada, y a la vez la más relevante para los planes de manejo de sitios, ya que establece el vínculo directo con la toma de decisiones sobre el uso del territorio, al analizar el impacto de diferentes coberturas y usos del suelo, sobre el rendimiento y regulación hídrica de las quebradas a una escala que permita cuantificar al páramo como “fuente de agua” para diferentes usos locales o aguas abajo.

Las investigaciones en el ámbito hidrológico, presentadas en esta sección, ayudan a llenar los mencionados vacíos en el conocimiento, sobre todo porque nos presentan perspectivas desde distintas zonas geográficas, disciplinas académicas e iniciativas regionales.

Se realizaron investigaciones en Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú lo cual nos ayuda a profundizar el entendimiento a nivel local, y al mismo tiempo a realizar comparaciones para tener un concepto global de la situación actual en relación a los servicios ambientales y específicamente el agua que proveen los páramos. Los artículos de esta sección nos demuestran que a pesar de las diferencias que puedan existir entre los distintos estudios de caso, hay varias similitudes las cuales pueden servir como punto de partida para realizar proyectos de conservación a nivel regional. La diversidad incluso nos ayuda a entender mejor los procesos clave que intervienen, tanto en lo hidrológico, como en los aspectos socioculturales del agua del páramo.

Esta sección del libro presenta una recopilación de diferentes investigaciones, todas relacionadas al rol que desempeña el páramo como proveedor, almacenador y regulador de agua. Los primeros dos artículos investigan la relación de los habitantes locales con el páramo y como el conocimiento sobre la importancia hídrica de este ecosistema está influenciando las actividades que realizan las comunidades aledañas a este. Se resalta el papel de las juntas de agua, o acueductos comunitarios, los cuales además de distribuir el recurso, se ven cada vez más

involucradas en varias iniciativas para la conservación con el propósito de mantener sus fuentes de agua a largo plazo. Los siguientes tres artículos, nos presentan el estado de la investigación en cuanto al rol del páramo en términos de su capacidad como proveedor, almacenador y regulador hídrico. Se toma en cuenta los efectos en el cambio del uso de la tierra sobre este ecosistema y como esto afecta las distintas funciones hídricas del páramo y la calidad de agua originada en el mismo.

En el primer artículo Felipe Murtinho estudia las estrategias de adaptación establecidas por diferentes asociaciones de acueducto comuni-

tario a la degradación de sus fuentes de agua.¹ Además se documenta los procesos que conllevan a la cooperación y adaptación comunitaria. Murtinho demuestra que los usuarios están dispuestos a invertir tiempo y recursos financieros para adaptarse a la escasez de agua. Esto incluye actividades para la conservación de los ecosistemas a través del manejo de microcuencas (conservar y recuperar páramos y bosques en las zonas cercanas a las fuentes de agua con el fin de proteger la calidad y cantidad del recurso) y el manejo de la oferta y de la demanda de agua (tanques de almacenamiento, plantas de tratamiento de agua, reservorios, embalses y/o establecimiento de nuevas fuentes de captación de agua). También muestra evidencia que se han implementado estrategias para disminuir el desperdicio de agua, mejoras en las redes de distribución y programas de concientización.

Murtinho además nos indica que pese a la escasez de agua, las comunidades están dispuestas a organizarse para resolver sus problemas. Se observa que aunque la principal función de los acueductos y de las asociaciones alrededor de ellos sea la distribución de agua, éstos han incorporado nuevas funciones dentro de sus actividades para proteger y recuperar los páramos y bosques asociados a las fuentes de agua. En términos de políticas se sugiere que los programas de manejo de microcuencas podrían aprovechar de las capacidades de los acueductos locales para implementar proyectos de protección y recuperación de los páramos y bosques.

El segundo artículo presenta los resultados de la investigación que María Teresa Armijos realizó en el páramo de Mojanda, al norte de Ecuador. El objetivo de su trabajo fue entender los efectos de los procesos políticos y ecológicos en el manejo del agua en esta zona. Esta investigación, al igual que el trabajo de Murtinho, resalta el rol de las

1 En otros países andinos estas agrupaciones se conocen como Juntas administradoras de agua, Asociaciones de agua, Comités de agua, entre otros.

instituciones locales en la gestión de los recursos hídricos. A través de un análisis histórico, se demuestra que estas instituciones han respondido a distintos procesos legales, sociales y ecológicos incorporando nuevas formas de conocimiento y prácticas a la gestión del agua y de los páramos. Por ejemplo, en varias localidades se han incorporado nuevas reglas comunitarias para el manejo del páramo, se han realizado zanjas cortafuegos, entre otras prácticas. Además, muchas de las comunidades han sido partícipes de una serie de negociaciones a nivel regional respecto a los usos y prácticas permitidas en este ecosistema. A partir de estas observaciones, la autora nos insta a reconocer que los proyectos de conservación no solamente responden a necesidades ecológicas y técnicas sino también a procesos de poder, política y reivindicación de derechos comunitarios sobre los recursos naturales, dentro de los cuales, el derecho al acceso y manejo de agua se ha convertido en uno de los más importantes.

En ambos artículos se demuestra que la organización comunitaria, fundamental para la gobernanza del territorio páramo, gira alrededor de la función hídrica de los páramos.

El tercer artículo de la sección Agua, presenta los resultados de la investigación realizada por Cammeraat *et al.* en Cajamarca, al norte de Perú, sobre la relación entre la geología y tipos de suelos de páramo con la hidrología y la calidad de agua que produce este ecosistema, conocido localmente como jalca. Midiendo la conductividad eléctrica de varios riachuelos, que se originan y atraviesan distintos pisos geológicos y tipos de suelos, se demuestra que estas condiciones afectan directamente la composición química del agua, es decir la calidad de la misma. A diferencia de los páramos de Colombia y Ecuador donde predominan las rocas volcánicas y suelos con residuos de ceniza volcánica, el páramo o jalca del norte de Perú, tiene una mayor variedad geológica y tipos de suelo. Como consecuencia de esto, se observaron dos tipos de agua, la primera originada en rocas extrusivas dacíticas (ignimbritas), con niveles muy bajos de sólidos y predominancia de Ca^{2+} y HCO_3^- . El segundo tipo de agua, proveniente de áreas con presencia de piedra caliza, tiene niveles mucho mayores de sólidos disueltos, pero bajo contenido en sodio. Finalmente, se observó la presencia de nitratos y amonio en lugares donde existen asentamientos humanos cerca de las fuentes de agua o riachuelos. En conclusión Cammeraat *et al.* analizan la calidad de agua que se genera en el páramo y nos recuerdan que a pesar de ser un proveedor esencial de agua, este ecosistema no siempre produce agua apta para todo tipo de actividad. Es decir, se insta a entender la diversidad geológica y de suelos que existen entre diferentes páramos andinos y los efectos de estas diferencias sobre la hidrología del mismo. Por otro lado, nos muestra que los caminos de flujo del agua,

una vez infiltrada en el suelo, pueden ser muy variables según las características del suelo y litología, lo que a su vez conlleva diferentes tiempos de residencia del agua dentro de suelo y zonas más profundas. Esto implica también variabilidad en la tan apreciada propiedad de regulación hídrica de los páramos.

Aunque no es motivo específico de este artículo, este estudio resalta la importancia y necesidad de obtener una línea base sobre la variabilidad en cuanto a la calidad de agua que existe en los páramos andinos. Esta necesidad se ha visto más apremiante en el contexto de la cada vez más complicada y delicada discusión sobre los impactos de proyectos mineros en general y en ecosistemas andinos específicamente, como es el caso de Cajamarca, Perú, donde existe una fuerte discusión en torno al agua y las actividades mineras.

El cuarto artículo nos presenta un resumen de la investigación pionera realizada por Crespo *et al.* de la Universidad de Cuenca sobre la hidrología del páramo andino y el impacto del cambio de uso de la tierra en esta. A partir del análisis de precipitación y escorrentía en 7 microcuencas con distintas características en cuanto al uso de la tierra, situadas en la Cordillera Occidental al sur del Ecuador, se cuantifica el impacto de estos cambios sobre la capacidad de almacenamiento, regulación y rendimiento hídrico o producción de agua de este ecosistema. Los resultados presentados indican que el rendimiento hídrico de cuencas con cobertura natural es mayor a la de cuencas con plantaciones forestales de pino. La reducción en el caudal de salida se debe a que existe mayor evapotranspiración o mayor absorción de agua disponible en las zonas donde hay árboles de pino. A pesar de esto, se observa que en términos de control de caudales extremos, es decir de regulación de los caudales de salida de agua durante condiciones de lluvia extremas, la presencia de pinos no tiene ningún efecto. En cuanto a los efectos de los cultivos y del pastoreo intensivo del páramo, se observa que en comparación con cuencas de cobertura natural, existe una disminución en los caudales de salida bajos y medios y que además hay un aumento en los caudales pico. Esto quiere decir que las actividades agrícolas y de pastoreo reducen considerablemente la capacidad de regulación de los páramos e incrementan la producción de sedimentos. Finalmente, se observa que las quemadas de páramo afectan la cantidad de agua que sale de la cuenca, específicamente se presenta una disminución en los caudales medios y bajos. En resumen este artículo presenta importantes hallazgos sobre los efectos que tienen diferentes usos de la tierra o el páramo sobre su rendimiento hidrológico, a escala de microcuenca. Estos resultados son extremadamente relevantes para poder emprender iniciativas que apuntan a mantener la capacidad de almacenar, regular y producir agua de este ecosistema.

La quinta investigación realizada por Mayanín Rodríguez-Morales *et al.* en el páramo de Mixteque, Venezuela, presenta los resultados del monitoreo de precipitación y el caudal en una microcuenca paramera. Este estudio se desarrolló en un páramo relativamente seco con marcadas épocas de lluvia y sequía, similar a la zona de estudio del artículo de Cammeraat *et al.* en la jalca cajamarquina. Además, los suelos son predominantemente poco desarrollados en contraste con los suelos de origen volcánico de los páramos ubicados en Colombia y Ecuador y no contienen cantidades de materia orgánica tan altas. La combinación de una estación seca larga de varios meses y una capacidad de regulación algo mas reducida que la de los páramos de suelos altamente orgánicos, permite explorar los límites de la capacidad del páramo de seguir suministrando agua en temporada seca. Las investigaciones anteriores en Ecuador y Colombia no permitían visualizar estos límites, debido a que su alta capacidad de regulación cubre siempre los períodos secos relativamente cortos. Sin embargo, los resultados del monitoreo de la microcuenca Mixteque, también indican que los humedales en fondos de valle mantienen una regulación hídrica durante toda la temporada seca.

Finalmente, quisiéramos resaltar que además del valor de cada una de estas investigaciones, esta compilación de trabajos sobre el páramo representa un intento por lograr mayor diálogo entre diferentes disciplinas académicas. Este ejercicio tiene como objetivo principal entender la interacción entre los procesos biofísicos y sociales que se dan dentro y alrededor del ecosistema de paramo andino. Los artículos nos demuestran las diferentes funciones, tanto ecológicas, sociales y culturales que desempeña el páramo como proveedor primordial de agua para millones de habitantes de la región andina.

Referencias

- Beltrán K, Salgado S, Cuesta F, León-Yáñez S, Romoleroux K, Ortiz E, Cárdenas A, Velástegui. A.** 2009. Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Buytaert W, Célleri R, De Bievre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth Science Reviews* 79:53-72.
- Buytaert W, Cuesta F, Tobón C.** 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography* 20:19-33.
- Cammeraat E.** 2007. Presentation on Hydrological Connectivity, Hydrology Workshop of Proyecto Páramo Andino, Mérida, Venezuela, 28 February - 2 March.
- IUCN.** 2002. High Andean Wetlands. Gland, Switzerland: IUCN.
- Sevink J.** 2007. Report of Hydrology workshop of Proyecto Páramo Andino. Mérida, Venezuela, 28 February - 2 March, available at www.paramo.org
- Tobón C, Arroyave FP 2007.** Inputs by fog and horizontal precipitation to the paramo ecosystems and their contribution to the water balance. Proceedings of the Fourth International Conference on Fog, Fog collection and dew: 233-236. July 22-27, 2007. La Serena, Chile.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Armijos MT, 2014. El manejo comunitario del agua en Mojanda, Ecuador: Política, derechos y recursos naturales. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

El manejo comunitario del agua en Mojanda, Ecuador: Política, derechos y recursos naturales

María Teresa Armijos

Institute of Development Studies,
University of Sussex, UK

Resumen

En los últimos años la región Andina ha experimentado un importante deterioro del ecosistema de los páramos andinos, los cuales sirven como reguladores y reservorios hídricos naturales. Como consecuencia, las comunidades indígenas y campesinas que habitan y/o se benefician directamente del páramo, se ven cada vez más involucradas y, al mismo tiempo, presionadas a mejorar las prácticas de gestión y conservación de este frágil ecosistema. Esta investigación tuvo como objetivo principal entender los efectos de los procesos políticos y ecológicos en el manejo social del agua en el páramo de Mojanda, Ecuador. Específicamente, se analizó desde una perspectiva histórica cómo las instituciones que manejan el agua –es decir las Juntas Administradoras de Agua para Consumo Humano (JAA)– han ido transformándose y desempeñando distintos roles dentro de las comunidades indígenas y campesinas a raíz de la presencia de varias iniciativas de conservación en la zona.

Palabras clave:

comunidades indígenas, iniciativas de conservación, páramo

Abstract

In recent years the Andean region has witnessed a rapid deterioration of the paramo ecosystems which serve as natural hydrological regulators and reservoirs. As a result, the indigenous and peasant communities who inhabit these ecosystems are increasingly pressured and at the same time involved in improving management and conservation practices of the paramo. This research seeks to understand the political and ecological effects of these changes on the local water management institutions in Mojanda, Ecuador. Drawing on historical and ethnographic research, this paper analyses how these institutions known as *Juntas Administradoras de Agua Potable* (Water User Associations), have changed and taken new roles within the indigenous communities as a result of various political changes and more recently the introduction of conservation initiatives in the area.

Keywords:
indigenous communities, conservation initiatives, paramo

En los últimos años, los países Andinos han experimentado un incremento en los conflictos por el acceso a los recursos hídricos. Estos recursos son cada vez más escasos o mal distribuidos a nivel local y regional. Tal es el caso de la zona de Mojanda al norte de Ecuador, donde la demanda por el agua se ha incrementado notablemente debido al crecimiento de la población, la expansión de los servicios de agua entubada y alcantarillado en zonas urbanas y rurales, así como la intensificación de las actividades agrícolas e industriales. Existe también una preocupación por la disminución de caudales de agua y el deterioro del ecosistema de los páramos andinos, los cuales sirven como reguladores y reservorios hídricos naturales. Como consecuencia, las comunidades indígenas y campesinas que habitan y/o se benefician directamente del páramo, se ven cada vez más involucradas y, al mismo tiempo, presionadas a mejorar las prácticas de gestión y conservación de este frágil ecosistema. Justamente es el agua la que, en muchos casos, ha servido como eje motivador de iniciativas para la conservación.

Tomando en cuenta la problemática del agua en la zona, esta investigación tuvo como objetivo principal entender los efectos de los procesos políticos y ecológicos en el manejo social del agua en el páramo de Mojanda, Ecuador. Específicamente, se analizó desde una perspectiva histórica cómo las instituciones que manejan el agua —es decir, las Juntas Administradoras de Agua para Consumo Humano (JAA)— han ido transformándose y desempeñando distintos roles dentro de las comunidades indígenas y campesinas.¹ La idea es analizar cómo la gestión de los recursos hídricos a nivel comunal, por un lado, y la relación entre los habitantes y el páramo, por el otro, han cambiado a lo largo del tiempo. Con ello, se busca contribuir a los esfuerzos de conservación de este frágil ecosistema en la zona de Mojanda.

La primera parte del artículo introduce el marco teórico y la metodología de investigación que se utilizó para realizar el estudio. La segunda parte hace un breve recuento de la historia de los Cabildos y Juntas Administradoras de Agua en Mojanda tomando como referencia dos comunidades de la zona. La tercera parte trata la relación de los habitantes locales con el páramo y cómo los proyectos de conservación están influenciando las mismas. En la última parte se delinearán algunas conclusiones y recomendaciones.

¹ A través del artículo, se utilizan diferentes nombres para referirse a las Juntas Administradoras de Agua para Consumo Humano (sistemas comunitarios de manejo de agua, instituciones de manejo de agua, juntas administradoras de agua) para referirse a los sistemas de agua entubada para consumo humano existentes en la zona de Mojanda. Aunque en algunos casos se llaman Juntas Administradoras de Agua Potable, técnicamente, estos sistemas no proveen de agua potable sino entubada.

Marco teórico

Esta investigación está basada en las ramas académicas que estudian la gestión del agua a nivel local. Por un lado se utilizaron una serie de estudios sobre recursos hídricos que analizan con detenimiento los casos de legalismo plural que se dan en las comunidades indígenas y campesinas de los Andes. A partir de una variedad de normas, ya sean tomadas de las tradiciones locales, la religión, el Estado y de los proyectos de desarrollo, se da legitimidad al uso y control del agua a nivel local. Esta literatura enmarca los debates y las políticas relacionadas a los sistemas locales-autónomos de gestión del agua existentes en la mayor parte de los Andes así como en el Ecuador (Boelens 2008; Boelens *et al.* 2006; Randolph Bruns and Meinzen-Dick 2000; Roth *et al.* 2005; Trawick 2001). Por otro lado y para complementar el marco teórico, se han consultado investigaciones sobre el manejo cooperativo de los recursos naturales (Agrawal and Gibson 1999; Mosse 1997, 2003; Ostrom 1992) además de los debates propuestos por la ecología política (Bryant and Bailey 1997; Forsyth 2003; Peet and Watts 1996). La ecología política analiza las condiciones sociales y políticas alrededor de las experiencias y casos de manejo de problemas medioambientales (Forsyth 2003). Se emplea entonces una visión que cuestiona cómo y por qué los recursos hídricos están sujetos a conflictos y disputas, esto es, la política alrededor del uso y manejo del agua. Finalmente se tomó en cuenta el trabajo de Mehta (2007), donde se sugiere que para entender y resolver los problemas relacionados a los recursos hídricos, es necesario reconocer las características físicas, además de las construcciones sociales que determinan la gestión del agua. Todas estas propuestas teóricas, forman un marco conceptual a través del cual los sistemas comunitarios de manejo de agua se definen como prácticas tradicionales y sistemas de conocimiento sujetos al cambio y continua contestación política.

Los estudios académicos antes mencionados resaltan importantes aspectos normativos del manejo del agua, particularmente reconocen su carácter conflictivo, político y cultural. No obstante, la mayoría de estos estudios se ha enfocado en sistemas comunitarios de agua para irrigación (Boelens *et al.* 2010; Roth *et al.* 2005; Trawick 2001) y no en las Juntas Administradoras de Agua para Consumo Humano, que como veremos más adelante, son fuente importante de organización local y reivindicación de derechos. Al mismo tiempo hace falta una perspectiva de la relación entre el Estado y las comunidades indígenas-campesinas que reemplace narrativas de resistencia con un análisis profundo de los procesos locales de acceso, uso y control de los recursos naturales (Bebbington 2000).

En este contexto, la investigación se concentró en la historia del establecimiento de las JAA y cómo estas instituciones han respondido a distintos procesos legales, sociales y ecológicos a través del tiempo. Específicamente, se trató de entender los efectos que tienen los sistemas locales de manejo de agua para consumo humano tanto en los recursos naturales como en las relaciones entre los habitantes de las comunidades. ¿Qué marco regulatorio-normativo rige el acceso y control del agua a nivel comunitario? ¿Qué importancia tiene el agua para el sustento y sustentabilidad de los modos de vida de la población? ¿Cuál es la importancia de mantener los sistemas autónomos de toma de decisiones relacionados a los recursos naturales y específicamente el agua? ¿De qué forma los proyectos de conservación del páramo influyen el manejo de agua a nivel local?

Figura 1. **Mojandita de Curubí**

Metodología y casos de estudio

La metodología empleada para realizar este trabajo fue principalmente cualitativa, lo que implicó residir en una comunidad local y recopilar información a través de la observación participativa, entrevistas semi-estructuradas y talleres participativos. Para complementar el estudio etnográfico se investigó en varios archivos históricos: el Archivo del Instituto Otavaleño de Antropología, el Archivo Histórico de la Nación en Quito, el Archivo del Palacio de la Legislatura (Asamblea Nacional) en Quito, el Archivo del Banco Central del Ecuador en Ibarra y el Archivo de la Jefatura



Política del Cantón Otavalo. Además, se han recopilado documentos y publicaciones relacionados a la problemática del agua y el páramo en la zona de Mojanda.

Se seleccionaron dos comunidades para realizar el estudio de campo: Mojandita de Curubí ubicada en la carretera de acceso a las Lagunas de Mojanda, en la parroquia San Luis del cantón Otavalo y Caluquí de la Parroquia González Suárez del cantón Otavalo. Se escogió estos sitios porque se trata de dos comunidades con características e historias diferentes, lo cual facilita comparar la trayectoria de las prácticas de manejo de agua en la zona y, sobretodo, estudiar distintas interacciones y usos del páramo. Además, en el sitio de Caluquí se está implementando el Plan de Manejo diseñado con el apoyo del Proyecto Páramo Andino (PPA), lo cual permite inferir algunos de los efectos del PPA a nivel comunal.

Mojandita de Curubí (Figura 1) es una comunidad que se estableció durante los años 1960-1980 en lo que fuera la Hacienda Mojanda después de que ésta fue dividida en parcelas adquiridas posteriormente por indígenas y campesinos de otras provincias y de los alrededores de Otavalo. Como resultado de este proceso, Mojandita de Curubí tiene una población diversa y actividades mixtas: indígenas Kayambis, indígenas Otavalos, campesinos mestizos que migraron desde la provincia de Pichincha, algunos propietarios de haciendas pequeñas y tres hosterías. Aunque la mayoría de los habitantes de esta comunidad mantienen sus prácticas y actividades agrícolas, muchos de ellos también realizan trabajos remunerados en el área de la construcción en ciudades cercanas como Otavalo, Ibarra y en la industria florícola de la zona de Cayambe. Aunque está situada en el camino de acceso al páramo y a las Lagunas de Mojanda, Curubí no linda directamente con el páramo. A pesar de esto, como se explica más adelante, los habitantes de esta comunidad han participado en actividades relacionadas con la conservación del

páramo. En términos de recursos hídricos, Curubí gestiona el acceso y uso de agua a través de su Junta Administradora de Agua, la cual también sirve a secciones de otras dos comunidades, La Joya Alta y Mojandita Mirador.

La segunda comunidad donde se realizó la investigación es Caluquí. Esta es una comunidad mayoritariamente compuesta por indígenas Kayambis aunque hay algunas familias mixtas (mestizos, otros pueblos indígenas y afro-ecuatorianos). Se tiene constancia que, al menos desde 1584, Caluquí era ya reconocida como un asentamiento indígena por la Corona Española.² La historia de Caluquí se ha caracterizado por disputas sobre la tierra, el páramo y el agua entre los comuneros indígenas y la limítrofe Hacienda San Agustín de Cajas, la cual perteneció a los padres Agustinos hasta principios del siglo XX, luego de lo cual pasó a manos del Estado. Los problemas por tierras continuaron con los arrendatarios de la mencionada hacienda y hoy en día se dan entre comunidades vecinas sobre todo por el acceso y control del agua y del páramo. La comunidad de Caluquí incluye tierras comunales ubicadas en el páramo que además es dónde se encuentra su principal fuente de agua para consumo humano. Caluquí se ha visto cada vez más involucrada en proyectos de conservación del páramo a través del apoyo de varias organizaciones no gubernamentales, lo que ha resultado en el establecimiento de normas locales diseñadas para proteger este ecosistema.

2 Archivo Histórico Instituto Otavaleño de Antropología, EP/Juicios, 1era Notaría [1800-14; 628] Caja 9

Historia del manejo de los recursos hídricos en las comunidades de Mojanda

Para poder entender el manejo social del agua y de los páramos en las comunidades de Mojanda, es necesario hacer una revisión histórica del establecimiento de las organizaciones de primer grado o los Cabildos y las Juntas Administradoras de Agua, ya que son estas instituciones las que median la relación entre las personas y el ambiente a nivel local. También es fundamental entender cómo y por qué la toma de decisiones en cuanto al uso y manejo de los recursos se da a nivel comunal y la importancia que esto tiene para la cohesión, el funcionamiento y las estructuras de poder de las comunidades. Además de ser importante para las estructuras institucionales y sociales a nivel local, las organizaciones de primer grado son también esenciales para el proceso organizativo o de base del movimiento indígena provincial y nacional.

Cabildos

El establecimiento de la comunidad indígena como un centro social, administrativo, cultural y territorial ha sido producto de una larga historia de negociación e intervención entre la población local y el Estado. Aunque la historia de las comunidades indígenas y campesinas en Otavalo data desde antes de la época de la colonia, en este artículo solamente se resalta el tema a partir de la promulgación de la Ley de Comunas de 1937, cuando se dio paso a la legalización de las comunidades indígenas y campesinas en el Ecuador. Se ha tomado como referencia la Ley de Comunas porque es precisamente a raíz de este cambio legal que se empieza a dar mayor autonomía en la toma de decisiones sobre la tierra, agua y páramo a nivel local.

A pesar de que en un principio los indígenas del cantón Otavalo rechazaron la Ley, poco a poco se legalizaron varias comunidades. Para 1947 ya se habían establecido 82 en la provincia de Imbabura (Ibarra 2004). Justamente uno de los primeros

asentamientos en conformar una comuna fue Caluquí en 1937 (Castañeda 2008). El proceso de legalización comprendió formar un gobierno local —o lo que también se conoce como Cabildo— elegido por asamblea general, compuesto por un presidente, un vicepresidente, un tesorero, un síndico y vocales. Además, se establecieron reglamentos internos con las normas de funcionamiento de las comunidades a ser aprobadas por funcionarios del Estado. Hoy en día estos reglamentos (revisados cada 5 años) forman parte de la vida diaria de las comunidades por tratarse de un mecanismo de creación y recreación de los límites territoriales y además por ser la base del control social comunitario. Es a través de los reglamentos internos que se ejercita la autonomía y toma de decisiones sobre varios temas que van desde comportamiento social hasta el uso y conservación de los recursos naturales. En el caso de Caluquí, por ejemplo, el reglamento interno trata temas sobre los bienes y fondos de la caja comunal, sobre el uso de tierras comunales, ambiente, desarrollo comunal, páramos, bosques, cultivos andinos, entre otros.

Si tomamos en cuenta el propósito de la Ley de Comunas, es interesante subrayar que, aunque por un lado, ésta fue exitosa en incluir a las comunidades indígenas dentro del Estado ecuatoriano a través del establecimiento del nivel administrativo más pequeño, la comuna al mismo tiempo ha facilitado procesos de autogestión y autonomía dentro de las comunidades indígenas y campesinas los cuales han tenido efectos importantes en el orden político ecuatoriano. Por ejemplo, la formación de los movimientos indígenas (Clark and Becker 2007). La siguiente sección analizará la historia y creación de las Juntas Administradoras de Agua en las comunidades de Mojanda y cómo estas instituciones han fortalecido las estructuras de poder local a través del manejo del servicio de agua para consumo humano.

Juntas Administradoras de Agua para Consumo Humano

En un proceso similar al de la legalización de comunas, el establecimiento de los sistemas de agua entubada y las Juntas Administradoras de Agua que los acompañan, ha producido varios cambios en las zonas rurales de Otavalo. Durante las décadas de los setenta y ochenta, proyectos dirigidos por instituciones estatales como el desaparecido IEOS (Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias) y por organizaciones no gubernamentales como Visión Mundial y CARE, contribuyeron en el establecimiento de sistemas de agua entubada a las comunidades indígenas y campesinas de Mojanda. Como en la mayoría de programas de desarrollo en zonas rurales, la mano de obra fue puesta por los comuneros de Mojanda, lo cual dentro de las normas consuetudinarias otorga el derecho al manejo de los sistemas de agua a la comunidad. Además de haber mejorado la calidad de vida de cientos de hogares al brindar acceso a agua limpia y más segura, la creación de los sistemas de agua entubada también comprendió la conformación de Juntas Administradoras de Agua (JAA) a través de las cuales se regula y controla el uso de este recurso. Como veremos más adelante, las JAA se han convertido en una importante institución, que junto al Cabildo, gestionan y manejan la mayor parte de actividades comunitarias.

El proceso de creación de los sistemas de agua entubada fue bastante complejo. De cierta forma se podría decir que organismos estatales y autoridades locales, basándose en ideas de higiene y modernidad, impusieron la necesidad de estos sistemas en la población local (Clark 1998). Además, en un principio no todos los habitantes estaban totalmente convencidos de trabajar en la instalación de las tuberías y los tanques que proveerían de agua a cada hogar. Según cuentan algunos comuneros de Curubí, simplemente no podían creer

que el proyecto se volvería realidad porque eran comunidades muy pobres, con escasa infraestructura, y muy poca ayuda del Estado. En el siguiente testimonio Rosa Cañarejo, nos cuenta la experiencia de Curubí.

“No, no creían, la mayoría de personas no creían que iba a venir el agua. Acá un señor mismo, [decía] ‘que ha de ver el agua, eso no se ha de ver’ [...] la gente no comprendía. Entonces mi marido, que sabía hablar en quichua y castellano, decía, ‘tiene que venir el agua aquí por su casa, en su puerta, va a venir la llave, no va a quedar afuera de sus seis hectáreas una llave como en otras comunidades. No, esto va a venir así como comisionado a cada casa, tiene que coger con buena voluntad y no tiene que ser repugnado’ [...] Así consiguiéndole con palabras, había hecho trabajar, y puso el agua. Puso el agua” (Entrevista, 16 de mayo de 2009).

De forma similar al proceso de legalización comunal, poco a poco, los mismos comuneros fueron convenciendo a otros de que el proyecto efectivamente se haría realidad. A mediados de los años ochenta, con el apoyo del IEOS, la comunidad de Curubí trabajó por muchos meses construyendo los tanques e instalando tuberías para obtener agua entubada. Además, se estableció la Junta Administradora de Agua lo cual está estipulado en la Ley de Aguas de 1972 y la Ley de Juntas Administradoras de Agua Entubada y Alcantarillado de 1979. La JAA está compuesta por un presidente, un vicepresidente, un secretario, un tesorero, un operador del sistema y de un vocal síndico.

Como es el caso en otras localidades andinas, es justamente durante el proceso de trabajo comunitario que se crean los derechos de uso de agua (Perreault *et al.* 1998). Todo aquel que haya participado y aportado a la construcción del sistema tiene derecho al agua. Para acceder al servicio, los

nuevos usuarios deben ‘pagar’ o compensar el trabajo antes realizado por la comunidad ya sea con una suma monetaria calculada por los comuneros y/o aportar al trabajo comunal o mingas que se realicen hoy en día. El derecho al agua está ligado y se mantiene a través de la participación en el mantenimiento del sistema de agua, pero también en otras actividades como mingas generales, asambleas y fiestas. Las mingas de mantenimiento son organizadas por la JAA y son obligatorias para todos los usuarios, es decir que un representante de cada hogar, hombre, mujer o adolescente tiene que aportar con su trabajo. Los usuarios del sistema están obligados a participar y pagar una cuota mensual que, dependiendo de la comunidad, varía entre 50 centavos a 1,50 dólares mensuales. En caso de no hacer los pagos a tiempo o de no participar en las mingas, el usuario puede perder temporal o definitivamente el servicio. Otras actividades comunales, no necesariamente relacionadas al agua, también son obligatorias y están sujetas a multas, como por ejemplo: mingas para mantener el carretero, preparación de fiestas, participar en las asambleas generales, entre otros.

Es a través de la organización de mingas y de la capacidad y autoridad para imponer y cobrar multas (cortar la provisión de agua) que las JAA han acumulado un considerable poder político a nivel local. En algunas instancias, y dado que las JAA tienen control no solamente sobre el agua sino también sobre la mano de obra, o la capacidad de convocatoria para realizar mingas, se han producido conflictos por establecer autoridad y poder entre los Cabildos comunitarios y las JAA. En Caluquí por ejemplo se han unido las dos entidades para evitar la pérdida de legitimidad del Cabildo y al mismo tiempo controlar el poder de convocatoria que tiene las JAA. Como se puede evidenciar en los dos siguientes testimonios, el agua se ha convertido en un elemento central dentro de la gobernanza de las comunidades rurales.

“Ahorita es el agua la que consigue todo, si hay una minga para limpiar la carretera y no sale entonces a través del agua se le cobra [...] si no ha salido a la minga le cortan el agua, o le están subiendo el valor de la minga en el agua. O sea [el agua es] un medio para cobrar el trabajo que no se ha hecho” (Entrevista Gilberto Cifuentes, mayo de 2009)

“Aquí tienen que cumplir las normas, primero tienen que igualar con las rayas de trabajo que se ha hecho del sistema de agua entubada, en segundo lugar tienen que participar en las asambleas, y en tercer lugar tienen que aportar económicamente para que la directiva del Cabildo haga la gestión y para el sistema de agua entubada, para el mejoramiento, para la ampliación [...] Y la otra parte ya se exige que cuando un joven que tenga los 18 años y encuentra pareja, ya es un miembro más, por lo tanto debe cumplir sus deberes y obligaciones de la comunidad. Entonces cuando cumple con sus obligaciones y deberes, automáticamente ellos son beneficiarios, de todos los servicios, puede ser agua, puede ser luz” (Entrevista Don Roberto Tocagón, 8 de septiembre de 2009).

Sería un error decir que la mayoría de personas solo contribuyen a las actividades comunales porque pueden ser multados. Por el contrario, existe un importante sentido de responsabilidad y pertenencia a la comunidad que hace que las personas participen en las mingas y demás actividades. Es a través del trabajo comunitario que lugares como Curubí y Caluquí ahora tienen escuela, agua entubada y alumbrado público. Por lo tanto, existe respeto por el sistema de mingas y las instituciones locales. En términos del servicio de agua por ejemplo, es la comunidad que construyó y mantiene el sistema lo cual también genera legitimidad. A esto se le añade el incremento del conocimiento de la importancia de los páramos lo cual ha transformado

Páramo, agua y conservación

y expandido el rol que desempeñan las instituciones locales. Como resultado de las iniciativas de conservación, las JAA y los Cabildos se han visto obligados a implementar políticas propias de conservación y a través de éstas establecer control sobre el páramo. Estos cambios están reconfigurando el poder político dentro de las comunidades indígenas y campesinas de Mojanda.

En esta sección se expuso como los Cabildos y las JAA han obtenido importancia y poder en Mojanda. Es precisamente a través de estas instituciones que las comunidades indígenas y campesinas regulan autónomamente sus actividades y al mismo tiempo han tomado control sobre los recursos naturales a nivel local. Varios autores han resaltado el rol político, social y cultural que desempeña el Cabildo para las comunidades indígenas y campesinas, sobre todo en términos de su capacidad organizativa y en la formación de los movimientos indígenas (Ibarra 2004; Korovkin 2001). Sin embargo, se ha prestado menos atención a la importancia que hoy en día tienen las JAA en las comunidades. En el proceso de gestionar el agua y recientemente el páramo, las JAA se han convertido en 'la otra' fuerza institucional local o en una fuente elemental de poder regulatorio. Junto a los Cabildos locales, las JAA deben ser tomadas en cuenta a la hora de emprender cualquier iniciativa de conservación del páramo.

La principal fuente de agua para la mayoría de las comunidades de la zona nace en el páramo y sistema lacustre de Mojanda (Figura 2). Situado a partir de los 3.200 metros sobre el nivel del mar, este ecosistema funciona como almacenador, regulador y fuente natural de agua para la mayoría de habitantes de la zona, aproximadamente 36.000 personas (Castañeda 2008). Este ecosistema, incluyendo las lagunas, se ha visto cada vez más amenazado por las actividades agrícolas y turísticas, entre otros el sobrepastoreo, la expansión de la frontera agrícola, la quema de pajonal y la apertura de carreteros de ingreso (EcoCiencia 2008). A esto se le añade la variabilidad climática y la disminución de agua durante períodos del año cada vez más largos, causando varios problemas en términos de la producción agrícola y provisión de agua para consumo humano en las comunidades de Mojanda (EcoCiencia 2008; Castañeda 2008). Al mismo tiempo, la demanda de agua se ha incrementado notablemente, sobre todo por la expansión de actividades agrícolas que requieren de grandes cantidades de agua, como es el caso de la agroindustria florícola. Como resultado de esta problemática, se han implementado varias iniciativas de conservación de páramos en la zona. Es el agua la que sirve como catalizador de muchos de estos proyectos ya que se tiene cada vez más claro el rol que cumple el páramo en la provisión del recurso hídrico (EcoCiencia 2008). Al mismo tiempo, las comunidades consideran que la autonomía en cuanto a la toma de decisiones sobre los recursos naturales es fundamental para la reivindicación de sus derechos colectivos (Castañeda 2008). Así es como a partir del conocimiento sobre la importancia del páramo, y de la lucha por consolidar los derechos indígenas, varias comunidades de la zona se ven cada vez más involucradas en proyectos de conservación, uno de los cuales es el Proyecto Páramo Andino.

Figura 2. **Lagunas de Mojanda**

Páramo, conservación y conflicto

El conocimiento sobre la importancia del páramo y su conservación ha generado nuevas dinámicas de cooperación y conflicto entre diferentes actores en la zona. En términos de cooperación, por ejemplo, siete comunidades de la Parroquia González Suárez crearon a principios de 2011 la Comisión de Defensa de Páramos. Esta comisión tiene el propósito de defender los derechos comunitarios de uso y aprovechamiento de los recursos naturales, así como de presentar propuestas encaminadas a la conservación de la biodiversidad del ecosistema. En una misma línea de trabajo, comunidades como Caluquí,



Tocagón y Gualacata han incorporado a su reglamento interno, artículos para la conservación de bosques nativos, páramos y cultivos andinos (Ver recuadro 1). Así mismo, a través de varios Cabildos, Juntas Administradoras de Agua y asociaciones comunitarias para la protección del medio ambiente, se han realizado zanjas cortafuegos, cercas para controlar el ingreso de ganado al páramo, y campañas para la limpieza y mantenimiento del ecosistema y de las lagunas de Mojanda, lugares bastante frecuentados por turistas.

Los cambios en las formas de uso del páramo también representan efectos negativos para algunos habitantes de la zona. Por ejemplo, la restricción en la expansión de la frontera agrícola significa que algunos comuneros con muy poco terreno para cultivar no pueden preparar nuevas parcelas en el páramo y sembrar papas u otros tubérculos por encima de los 3.000 metros de altitud, lo cual incide directamente en su economía familiar. Algo parecido sucede en términos de la cantidad de cabezas de ganado que se permite pastorear. No obstante, comunidades como Caluquí, Tocagón, Gualacata y Pijal han decidido, por mayoría, aceptar estos posibles efectos, porque los consideran de vital importancia para mantener el suministro de agua para consumo humano a largo plazo.

Si bien el conocimiento sobre la importancia del páramo en la regulación y provisión de recursos hídricos ha generado cooperación entre comunidades, también ha propiciado muchas tensiones. En la actualidad existen problemas para establecer los límites y la posesión de páramo. Comunidades como Caluquí han incrementado su interés por delimitar con claridad sus territorios en este ecosistema, con el fin de preservarlo y, sobretodo, de resguardar las fuentes de agua allí localizadas. Este proceso, bastante reciente, añade nuevos elementos de confrontación a nivel local, en especial en términos de jurisdicción y derecho al uso de los recursos naturales. Otro

Recuadro 1. **Normativa para la conservación de bosques nativos, páramos y cultivos andinos**

Artículos incorporados a las reglas internas de algunas comunidades de Mojanda*

DE LOS PÁRAMOS

Los páramos son fuentes de agua, refugio de la vida silvestre y lugar de gran valor cultural para las comunidades.

Art. 30.- Los comuneros utilizarán adecuadamente los recursos del páramo para su uso y aprovechamiento, tomándose en cuenta como recurso los pajonales, animales silvestres, el agua, las minas, las vertientes y otras.

Art. 35.- El cabildo regulará el pastoreo de animales menores y mayores, determinando el uso individual en forma equitativa.

Art. 36.- El Cabildo prohibirá y controlará la expansión de la frontera agrícola a partir de los 3000 m.s.n.m.

* Tomado del reglamento interno de la Comuna Caluquí, Parroquia González Suárez, Otavalo, Imbabura (Ecuador).

conflicto que ha llamado la atención es el que se generó entre Eugenio Espejo y otras comunidades de Mojanda por la ubicación de un tubo para obtener agua en la salida principal de la Laguna Grande o Caricocha. Las comunidades involucradas en la disputa obtienen el agua de otras fuentes en el páramo y creen que la sustracción de agua de la laguna afecta sus vertientes, conflicto que aún no ha sido resuelto.

Esta nueva forma de valorar al páramo también ha generado conflictos con actores externos. Por ejemplo, en 1998, varias comunidades de la zona se opusieron a la concesión de la laguna Caricocha —ubicada también en el páramo de Mojanda— a una empresa interesada en la cría de alevines. Aunque hubo lamentables incidentes de violencia que resultaron en la muerte de dos comuneros, la campaña tuvo éxito y se evitó la adjudicación del uso del agua de la laguna (Entrevista Don Roberto Tocagón, 8 de septiembre 2009, Entrevista Humberto Chicaiza, mayo de 2009). Otro caso que demuestra el interés de la población por asegurar su participación en la toma de decisiones sobre este ecosistema fue el de la oposición que presentaron varias comunidades de Mojanda (con y sin acceso directo al páramo) a la Ordenanza Bicantonal para la protección y conservación de tierras comprendidas a partir de los 3.000 metros de altitud, declarada por los Municipios de Pedro Moncayo y Otavalo, en 2004. La oposición no fue tanto hacia la creación de un área protegida, sino al hecho de que no se les haya consultado previamente sobre el tema (Castañeda 2008).

Todos estos problemas indican que al igual que el agua, el páramo es un recurso que genera contención política y social dentro las comunidades indígenas y campesinas de Mojanda. Es decir que los proyectos de conservación del páramo juegan un papel importante en el interés por el “acceso a tierras de altura y, sobre todo, en el acceso y toma de decisión sobre el recurso agua”

(Castañeda 2008). Al incorporar nuevos mecanismos y conocimientos sobre conservación las dinámicas locales se transforman dando paso a nuevas formas de uso y control sobre el páramo. Esto a su vez cambia la relación entre los actores locales y en algunos casos incrementa y/o cambia los conflictos sobre los recursos naturales. Al mismo tiempo, el conocimiento sobre el páramo y el agua transforma el papel que desempeñan las organizaciones locales, como son el Cabildo y las JAA convirtiéndolas en ejes articuladores de iniciativas de conservación. Como resultado, estas instituciones comunales adaptan y cambian sus dinámicas de funcionamiento como parte de sus esfuerzos por mantener autoridad y autonomía en cuanto a la toma de decisión sobre los recursos naturales.

Beneficiarios y usuarios del páramo

Aunque hay un interés por conservar las fuentes de agua ubicadas en el páramo o en el bosque andino, existe una diferencia importante en términos de las iniciativas que se realizan entre aquellas comunidades que tienen acceso directo al páramo y aquellas que no lo tienen. Mientras comunidades como Caluquí, que por su ubicación geográfica e historia tienen derecho ancestral al páramo que además constituye parte de sus tierras comunitarias, otras como Curubí, están separadas de este ecosistema por varias propiedades, por lo que no tienen una conexión directa con el mismo. Es decir que aunque la mayoría se beneficia del páramo (al ser proveedor y regulador hídrico natural), no todos son usuarios directos, lo cual tiene un efecto inmediato en los proyectos medioambientales que se realizan en Mojanda. Sin embargo y a pesar de que no todas tengan acceso a este ecosistema, varias comunidades de Mojanda están dispuestas a participar en procesos relacionados a la conservación del páramo. Para ilustrar este punto a continuación se analizará los casos específicos de Caluquí y Curubí.

Caluquí

El caso de Caluquí es ejemplar en términos del esfuerzo que han realizado por implementar cambios a favor de la conservación del páramo. Primeramente, se incorporaron en el reglamento interno comunitario artículos sobre bosques nativos, páramo, cultivos andinos entre otros (Ver Recuadro 1). Para complementar las reglas recientemente introducidas, se han hecho zanjas corta fuegos, construido cercas para controlar el ingreso de ganado al páramo. También se han hecho cumplir las normas establecidas para combatir la expansión de la frontera agrícola insituyendo multas para aquellos que han incumplido. Según Don Roberto Tocagón, líder y comunero de Caluquí, en un sitio donde se ha restringido la corta de árboles y quema de páramo, ha incrementado el caudal de agua.

“Ahora ya está bien, ya se ha regenerado el páramo, esta también el agua, como todo este tiempo ha llovido, está creciendo, está creciendo el agua, hemos hecho cortafuegos, hemos hecho el cuidado pronto nosotros, [...] hemos hecho cercos en la vertiente” (Entrevista 8 de septiembre de 2009).

Es justamente a través del Cabildo local y de la JAA, que se realizan las actividades relacionadas a la conservación en esta comunidad. Es decir que hoy en día una de las funciones que desempeñan estas dos instituciones locales es velar por la conservación y de esta forma mantener el control sobre los recursos naturales. Es importante mencionar que estos cambios forman parte de una tendencia general donde varias comunidades locales intentan asegurar la provisión y control sobre sus recursos hídricos. Como veremos en la siguiente sección, es necesario tomar en cuenta que la relación entre los habitantes y el páramo no es solamente física sino también cultural y política.

Mojandita de Curubí

Curubí obtiene el agua de vertientes que nacen en chaparrales de bosque húmedo ubicados a 3.000 msnm aproximadamente y no directamente del páramo como es el caso de otras comunidades de Mojanda. Esto hace que su relación con este ecosistema en términos de provisión de agua no sea directa. A pesar de esto, muchos de los habitantes de Curubí creen que el páramo es necesario para mantener el suministro de agua, es por esto que han participado en varias actividades relacionadas con la conservación de este ecosistema.

A mediados de los años noventa se formó la Asociación Pachamama con el propósito de implementar proyectos de conservación y turismo comunitario en Mojandita de Curubí. En un principio, se arreglaron las vías y se controló la contaminación de las lagunas y sus alrededores (Castañeda 2008). Para esto, un grupo de habitantes de la comunidad subía a las lagunas hacer recorridos para controlar el uso de lanchas a motor y recoger basura. Además, con el propósito de mejorar la seguridad, se construyó un control en el camino de acceso a las lagunas, ubicado dentro de Curubí. Sin embargo, después de algunos años de funcionamiento, y a raíz de problemas con otras comunidades y conflictos entre los dirigentes locales, la asociación dejó de funcionar. Otro problema fue que muchos de los miembros de la asociación, en su mayoría jóvenes, no vieron retribución ni beneficio alguno después de haber realizado tanto esfuerzo. Tampoco se vio un incremento importante en los ingresos por turismo o mejoras en los sistemas productivos. Aunque la asociación ya no está en funcionamiento, queda el legado sobre la importancia del páramo y la conservación del medioambiente entre los habitantes de Curubí (Entrevista Rafael Fuérez, 2 de mayo, 2009). Mas importante aún y como se explica a continuación, existe un interés general por mantener cierto tipo de control y toma de decisión sobre este ecosistema.

En varias ocasiones, Mojandita de Curubí a través del Cabildo y la JAA ha participado en levantamientos y protestas relacionadas con el páramo y el agua. Entre 1998 y el 2000, junto con otras comunidades de la Parroquia Eugenio Espejo y San Rafael, se rechazó la adjudicación de las lagunas de Mojanda a la Compañía Doti Pacific del Ecuador quienes tenían la intención de desarrollar un proyecto de alevines (Castañeda 2008). Así mismo han presionado a los hacendados de la parte alta para que tengan menos cabezas de ganado en el páramo (Entrevista Humberto Chicaiza, mayo de 2009).

¿Cómo se puede entender la intervención de esta comunidad en conflictos sobre el uso del páramo si ellos no tienen acceso directo sobre el mismo? La intervención de Mojandita de Curubí en conflictos por el páramo no solamente demuestra que existe un entendimiento referente a la importancia de este ecosistema para la seguridad hídrica, también indica que el páramo, al igual que el agua, debe ser concebido como parte fundamental de la política alrededor de la reivindicación de derechos colectivos sobre los recursos naturales. Esto quiere decir que a pesar de existir una clara diferencia entre los usuarios y beneficiarios de los servicios del páramo en Mojanda, hay un importante componente político por el cual la mayoría está dispuesta a movilizarse. De cierta forma, este factor se alimenta de los proyectos de conservación los cuales reafirman la importancia del páramo en términos biofísicos e intensifican la necesidad de dar legitimidad al control de este ecosistema para los habitantes locales.

Conclusiones y recomendaciones

La investigación resumida en este artículo ha propuesto una visión histórica del manejo social del agua en Mojanda al concebirlo como un proceso de continuo cambio y contención política. Por un lado, se ha señalado la importancia de las instituciones locales (Cabildo y JAA) en la gestión de los recursos hídricos y el rol que estas cumplen en la cohesión, regulación y funcionamiento de las comunidades indígenas y campesinas. Se podría decir que estas instituciones han ido adaptando sus actividades y obligaciones y que hoy en día desempeñan roles que trascienden su propósito original (Agrawal 2005). Por otro lado, se demostró que estas instituciones han respondido a distintos procesos legales, sociales, y ecológicos incorporando nuevas formas de conocimiento y prácticas a la gestión del agua y los páramos. En este sentido se ha propuesto una visión de la relación entre las comunidades y otros actores como son el Estado y los proyectos de conservación, que reemplaza narrativas de resistencia local. Se presenta entonces una lectura de los procesos de lucha por el control de los recursos naturales, donde las comunidades resisten, adoptan y hacen uso de las propuestas e intervenciones del Estado y otros actores. Además, se subrayó que el obtener autonomía y asegurar el control sobre los recursos hídricos y el páramo debe ser entendido como parte del proceso por la reivindicación de derechos colectivos sobre los recursos naturales.

Estas conclusiones permiten hacer varias reflexiones relacionadas a los proyectos de conservación del páramo de Mojanda. Primero, que para poder realizar cualquier tipo de intervención en la zona, es necesario entender a la comunidad como una entidad social, política y administrativa heterogénea, compuesta por diferentes actores, los cuales tienen distintos intereses (Agrawal and Gibson 1999). Relacionado

a este punto, está también la necesidad de reconocer la importancia y el rol que desempeñan las instituciones comunitarias (Cabildo y JAA) a nivel local y analizar de qué forma los proyectos de conservación se podrían beneficiar de las mismas.

Segundo, para que estas iniciativas sean exitosas es necesario tener claro cuáles son las prioridades y capacidades de las comunidades, y cómo relacionarlas con las prioridades u objetivos de los proyectos. Esto apunta, por ejemplo, al hecho de que a pesar de que la mayoría de comunidades se beneficia del páramo, no todas tienen acceso directo a este ecosistema. Sin embargo, como se subrayó anteriormente la mayoría está dispuesta a defenderlo porque además de ser la principal fuente de agua, el páramo tiene un importante significado político y cultural. Esto también evidencia la necesidad de reconocer la interdependencia entre comunidades y las externalidades que deben ser asumidas por unos y otros. Así mismo existe la necesidad de entender el páramo como un ecosistema conectado a otros en la provisión de agua para las comunidades. Aquí es importante tomar en cuenta la complejidad al momento de diseñar mecanismos de cooperación entre comunidades las cuales tienen diferentes relaciones con el páramo: como beneficiarios directos o indirectos y/o como actores interesados en la toma de decisiones sobre este ecosistema.

Finalmente, se podría decir que hay que seriamente entender y estudiar los efectos que tienen las iniciativas de conservación en las dinámicas políticas a nivel intra e intercomunitario. Esto quiere decir que es fundamental reconocer que los proyectos de conservación no solamente responden a necesidades ecológicas y técnicas sino también a procesos de poder, política y reivindicación de los derechos comunitarios.

Referencias

- Agrawal A.** 2005. *Environmentalism: Technologies of Government and the Making of Subjects*. Durham: Duke University Press.
- Agrawal A, Gibson C.** 1999. Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation *World Development* 27 (4):629-649.
- Bebbington A 2000.** Reencountering Development: Livelihood Transitions and Place Transformations in the Andes *Annals of the Association of American Geographers* 90(3):495-520.
- Boelens R 2008.** The Rules of the Games and the Game of the Rules: Normalization and resistance in Andean water control. Wageningen, Wageningen University.
- Boelens R, Getches D, Guevara Gil A (Editores).** 2006. *Agua y Derecho: Políticas Hídricas, Derechos Consuetudinarios e Identidades Locales*. Lima: IEP ediciones.
- Boelens R, Getches D, Guevara Gil A (Editores).** 2010. *Out of the Mainstream: Water Rights, Politics and Identity*. London, Earthscan.
- Bryant R, Bailey S 1997.** *Third World Political Ecology*. London and New York: Routledge.
- Castañeda ME.** 2008. *Las prácticas de gobierno comunitario: el caso de las comunidades de la parroquia González Suárez*. Políticas Publicas. Quito: Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales. Desarrollo Local y Territorio.
- Clark AK.** 1998. Race, 'Culture', and Mestizaje: The Statistical Construction of the Ecuadorian Nation, 1930-1950. *Journal of Historical Sociology* 11(2).
- Clark AK, Becker M (Editores).** 2007. *Highland Indians and the State in Modern Ecuador*. Pitt Latin American Series. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press.
- EcoCiencia 2008.** Proyecto de Conservación del Paramo de Mojanda, Ecuador. Quito: EcoCiencia.
- Forsyth T.** 2003. *Critical Political Ecology. The Politics of Environmental Science*. Abingdon: Routledge.
- Ibarra H.** 2004. La comunidad Campesino/Indígena como sujeto socioterritorial. *Ecuador Debate* 63.
- Korovkin T.** 2001. Reinventing the Communal Tradition: Civil Society and Democratization in Rural Ecuador. *Latin America Research Review* 36(3):37-67.
- Mehta L.** 2007. *Somewhere Over the Rainbow? The Politics and Dilemmas of Researching Citizenship and Marginality*. Working Paper 288. Brighton, IDS.
- Mosse D.** 1997. The Symbolic Making of a Common Property Resource: History, Ecology and Locality in a Tank-irrigated Landscape in South India. *Development and Change* 28 (3):468-504.
- Mosse D.** 2003. *The Rule of Water: Statecraft, Ecology, and Collective Action in South India*. Oxford: Oxford University Press.
- Ostrom E.** 1992. *Crafting Institutions for Self Governing Irrigation Systems*. San Francisco, ICS Press.
- Peet R, Watts, (Editors).** 1996. *Liberation Ecologies, Environment, Development, Social Movements*. Second Edition. London and New York: Routledge.
- Perreault T, Bebbington A, Carroll TF.** 1998. Indigenous Irrigation Organization

and the Formation of Social Capital in Northern Highland Ecuador. Conference of Latin Americanist Geographers Yearbook 24: 1-15.

Randolph Bruns B, Meinzen-Dick R (Editores). 2000. *Negotiating Water Rights*. London: International Food Policy Research Institute.

Roth D, Boelens R, Zwartveen M (Editores). 2005. *Liquid Relations: Contested Water Rights and Legal Complexity*. NJ, Rutgers University Press.

Trawick P. 2001. Successfully Governing the Commons: Principles of Social Organization in an Andean Irrigation System. *Human Ecology* 29 (1):1-25.

Archivos

Archivo Histórico del Instituto de Otavaleño de Antropología

Archivo de la Jefatura Política del Cantón Otavalo

Entrevistas

Cañarejo, Rosa María, mayo de 2009.

Chicaiza, Humberto, mayo de 2009

Cifuentes, Gilberto, Director Escuela
Mojandita de Curubí, mayo de 2009

Fuárez, Rafael, mayo de 2009.

Tocagón, Roberto, septiembre de 2009.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Murtinho F, 2014. Protección de ecosistemas y manejo de agua: Experiencias comunitarias en los Andes de Colombia. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Protección de ecosistemas y manejo de agua: Experiencias comunitarias en los Andes de Colombia

Felipe Murtinho, PhD

Institute of Public Service, Seattle University

Resumen

Este estudio examina como las Juntas Administradoras de Agua se adaptan a cambios en la disponibilidad de agua. Específicamente, el artículo investiga los factores que facilitan o dificultan la implementación de estrategias para manejar su agua y microcuencas con el objetivo de adaptarse a los cambios en disponibilidad de agua. El artículo presenta un análisis del manejo de agua y las características de 111 Juntas Administradoras de Agua en 16 municipios de la cuenca de Fúquene en zonas rurales de los Andes colombianos. Se analiza como factores ambientales, socio económicos, organizacionales y psicológicos influyen en la implementación de estrategias de adaptación. Los resultados muestran que: 1) las Juntas están implementando una diversidad de estrategias de adaptación y 2) la percepción alta de escasez de agua, la capacidad organizativa, la capacidad para movilizar recursos externos y los años de experiencia manejando el recurso son factores importantes que influyen en su capacidad para implementar estas estrategias de adaptación.

Palabras clave:

adaptación, manejo comunitario de agua, recursos de uso común, capacidad adaptativa

Abstract

This study explores how Water User Associations (WUA) adapt to changes in water availability. Specifically, the article analyses the factors that determine whether local WUA take measures to manage their water and micro-watersheds in order to adapt to changes in water availability. This article presents an analysis of the water management decisions and the characteristics of 111 WUA in 16 municipalities of the Fuquene watershed in the rural Andes of Colombia. It analyzes how environmental, socio-economic, organizational and psychological factors influence the implementation of the associations' adaptation strategies. Results show: 1) that WUA are implementing diverse types of adaptation strategies, and 2) that water scarcity perception, organization capacity, their capacity to mobilize external resources, and collective management experience are key factors that influence their capacity to implement adaptation strategies.

Keywords:

adaptation, communitarian water management, common use resources, adaptation capacity

Introducción

En zonas andinas, el manejo de páramos y bosques es una estrategia necesaria para garantizar una provisión adecuada de agua para muchas comunidades rurales (Buytaert *et al.* 2006; Harden 2006; Célleri y Feyen 2009). Sin embargo, el manejo de estos recursos se complejiza frente a cambios en las condiciones demográficas, económicas y ambientales que dificultan garantizar una adecuada provisión y acceso al agua. Frente a estos retos es importante preguntarse: ¿Qué hacen las comunidades rurales para resolver los problemas de abastecimiento de agua? ¿Cuáles son las condiciones que facilitan o impiden que las comunidades se adapten a cambios en la disponibilidad de agua?

Entender mejor como las comunidades rurales manejan sus recursos hídricos tiene una gran importancia, ya que por ejemplo, en Colombia casi la mitad de la población rural (aproximadamente 4,5 millones de personas) depende del manejo del agua que realizan las asociaciones comunitarias (Colmenares y Mira 2007). Por lo tanto, las actividades que realizan estas asociaciones pueden ser clave en el manejo y conservación de ecosistemas de alta montaña. En Colombia usualmente se espera que el gobierno lidere las actividades de conservación de bosques y páramos. Sin embargo, dado que las Juntas Administradoras de Agua (JAA) están directamente afectadas por la pérdida de estos ecosistemas, éstas pueden realizar una gran contribución desde lo local para impulsar los procesos de conservación de estos ecosistemas que incluye el manejo integrado de cuencas.

Estudios previos muestran la importancia de la capacidad organizativa de las Juntas Administradoras de Agua y como éstas han sido autosuficientes durante muchos años para distribuir el recurso y disminuir los conflictos por el acceso al agua (Ostrom 1990; Bardhan 2000; Trawick 2001; Meinzen-Dick *et al.* 2002). Sin embargo, cuando el manejo del recurso hídrico se ve amenazado por cambios socioeconómicos o ambientales (ej. cambios de uso del suelo, cambio climático, entre otros), no tenemos suficiente conocimiento sobre las condiciones que facilitan a estas comunidades a adaptarse a las nuevas circunstancias (Smit y Wandel 2006; Meinzen-Dick 2007; Ostrom 2008).

En este artículo se presenta un análisis de las estrategias que realizan las Juntas Administradoras de Agua para resolver sus problemas de agua, los factores socioeconómicos y organizacionales de la Juntas que facilitan la implementación de estas estrategias y el papel de los gobiernos locales en este proceso. El estudio se enfoca en los factores que influyen en la implementación de estrategias de adaptación (como reforestación, ahorro de agua, reservorios, etc.), independiente del éxito real de estas estrategias para resolver los problemas de escasez de agua en la comunidad. En algunos casos, dada la oferta y demanda de agua de una comunidad, es posible que no se pueda resolver los problemas de escasez de agua. Sin embargo, muchas Juntas siguen intentando implementar estas estrategias de adaptación ante los cambios de los últimos 20 a 30 años, por lo que es importante entender que factores facilitan o impiden estas decisiones. El artículo analiza cuatro factores que permiten comprender mejor los procesos de cooperación comunitaria y adaptación: 1) la relación entre el recurso agua y la comunidad, incluyendo el grado de escasez del

recurso y la ubicación de la comunidad en la cuenca (Ostrom 1990; Gibson y Becker 2000; Agrawal 2001; Lebel *et al.* 2005); 2) la capacidad organizativa de las Juntas (Ostrom 1999; Olsson y Folke 2001; Berkes y Turner 2006; Lebel *et al.* 2006); 3) la capacidad socio económica de las Juntas, que incluye la capacidad para movilizar recursos externos e internos de las comunidades (teniendo en cuenta las redes sociales y políticas) (Smit y Pilifosova 2001; Pretty y Ward 2001; Meinzen-Dick *et al.* 2002); y 4) la capacidad de aprendizaje para entender mejor sus problemas de agua y posibles soluciones (Carpenter *et al.* 2001; Olsson y Folke 2001; Folke *et al.* 2005; Berkes y Turner 2006; Lebel *et al.* 2006). En el marco de esta investigación, adaptación se entiende por el proceso o acción realizado conscientemente, con el objetivo de responder a cambios ambientales o socio económicos actuales o potenciales (Murtinho y Hayes 2012).

Los resultados a partir del análisis de 111 Juntas Administradoras de Agua en la cuenca de Fúquene en Colombia muestran dos lecciones que pueden contribuir a la disminución de la pérdida de ecosistemas de alta montaña y a resolver los problemas de escasez de agua de la población rural. Primero, las comunidades están implementando una diversidad de estrategias de adaptación para resolver los problemas de la degradación de sus fuentes de agua (incluyendo compra de predios, reforestación, protección de microcuencas, entre otras.). Muchas lo pueden hacer con recursos propios, pero la mayoría de las Juntas no son autosuficientes y requieren de apoyo externo para implementar estas estrategias. Segundo, el estudio encontró que la percepción alta de escasez de agua, la capacidad organizativa, la capacidad para movilizar recursos externos y los años de experiencia manejando el recurso

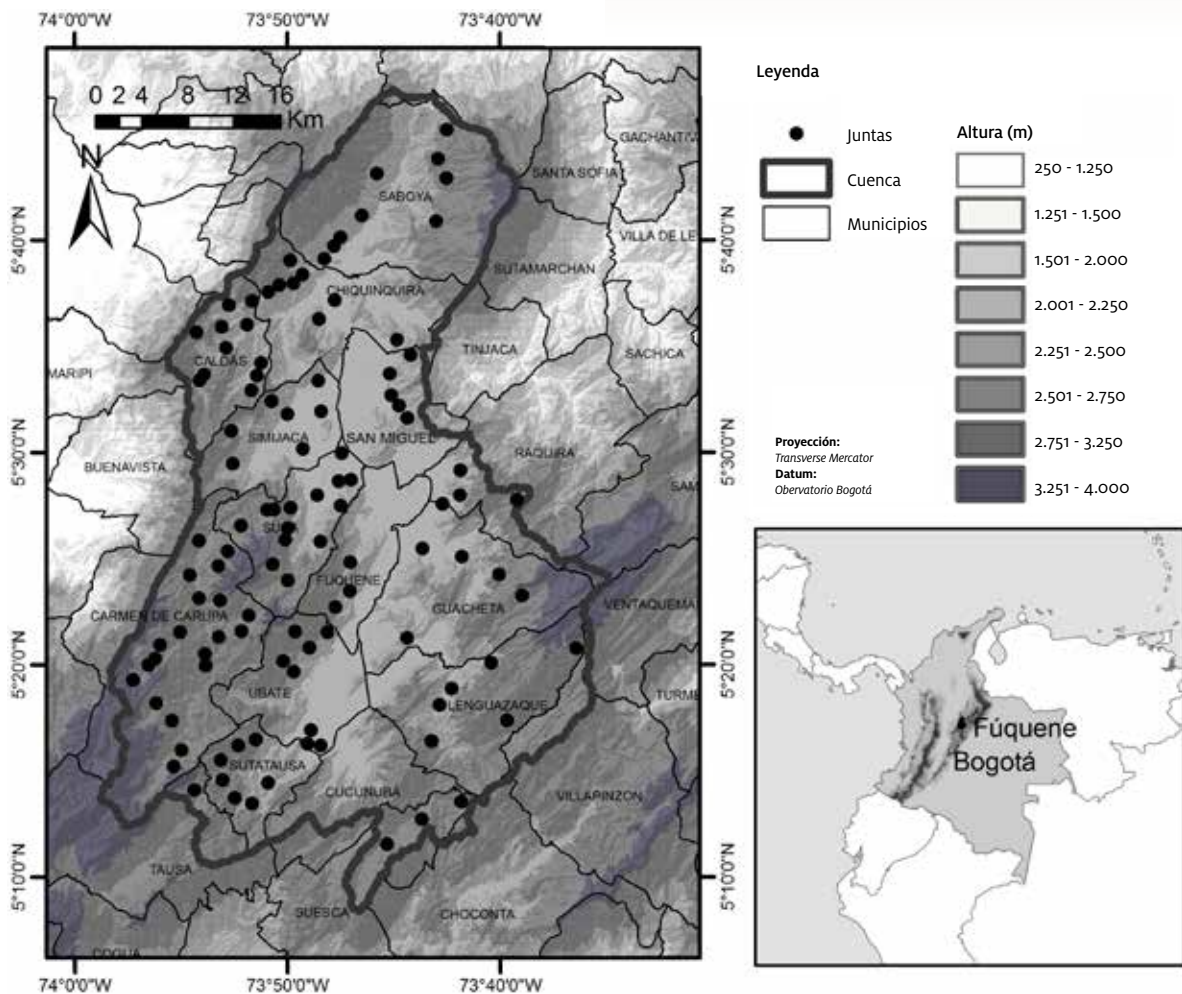
son factores importantes que influyen en su capacidad para adaptarse a los cambios en escasez de agua. Estos resultados buscan contribuir al diseño de políticas y programas para mejorar la capacidad adaptativa de las comunidades de manera que estas puedan enfrentar futuros cambios en sus fuentes de agua, incluyendo los posibles impactos del cambio climático global.

En las siguientes secciones se presenta una breve descripción de la zona de estudio, las Juntas de Agua que participaron en el estudio y los métodos empleados en el análisis. Luego en los resultados se presenta: (1) las características de las Juntas; (2) las diferentes estrategias colectivas que las Juntas están realizando para adaptarse a la escasez de agua; y (3) los factores que facilitan que las Juntas implementen estrategias de adaptación. Al final se presentan las conclusiones y recomendaciones de política.

El área de estudio y las Juntas Administradoras de Agua

La cuenca de los ríos Ubaté-Suarez, conocida como la cuenca de la Laguna de Fúquene, está ubicada en la cordillera oriental de los Andes colombianos, aproximadamente 100 km al norte de Bogotá (Figura 1). La cuenca tiene una extensión de 198.000 ha con una elevación entre 2.400 y 3.750 metros sobre el nivel del mar (msnm). La precipitación promedio en la cuenca es de 905 mm al año. La cuenca tiene un régimen bi modal de precipitación, y la parte

Figura 1. **Mapa de la Cuenca de Fúquene y las Juntas Administradoras de Agua**



norte tiene mayor precipitación tanto en la época seca como en la húmeda. La mayor parte de las 115.000 personas que habitan en las zonas rurales (55% de la población total) se dedica a actividades agropecuarias con orientación al mercado en zonas de ladera sin sistemas de irrigación por debajo de los 3.000 msnm. Adicionalmente, algunas comunidades se dedican a la minería informal. Los niveles de pobreza rural (medido a través del índice de Necesidades Básicas Insatisfechas) varían entre 25% y 62% en los 16 municipios de la cuenca, niveles similares a otras regiones de los Andes Colombianos (DANE 2005).

En Colombia, la distribución de agua y el manejo de cuencas son usualmente realizadas por agencias de los gobiernos locales y regionales. Sin embargo, debido a la falta de recursos financieros y técnicos los gobiernos generalmente proveen agua únicamente a los centros urbanos (Colmenares y Mira 2007). Por esta razón, en las zonas rurales las comunidades han creado Juntas Administradoras de Agua (conocidas en Colombia como Asociaciones de Acueducto Veredal).

En la cuenca de Fúquene existen 128 Juntas que distribuyen el recurso principalmente para el consumo doméstico (en muy pocos casos se permite el uso de agua para riego). Estas Juntas de Agua son autónomas al gobierno en sus decisiones. En Fúquene, usualmente las asociaciones se reúnen en asamblea una vez al año, reunión en la que se toman las grandes decisiones (como inversiones, cambios en los reglamentos, sistema de precios, etc.), se revisa el presupuesto y se eligen autoridades (aproximadamente cada 2 o 4 años). Las asociaciones financian sus gastos corrientes (y en algunos casos inversiones de infraestructura) con los ingresos por tarifas cobradas a sus usuarios. Adicionalmente, los gobiernos municipales apoyan las inversiones de las asociaciones. Usualmente el gobierno

ayuda con la financiación de los materiales y la asociación provee el resto de los costos y la mano de obra (Murtinho 2011). Para algunas asociaciones, no es suficiente con solo pedir la ayuda a los gobiernos, adicionalmente requieren desarrollar afiliaciones políticas o conexiones con las autoridades locales para poder negociar recursos financieros. Una práctica común es que los líderes de las asociaciones apoyan políticamente a uno de los candidatos en las elecciones municipales, y a cambio reciben financiamiento para los proyectos hídricos de sus comunidades (Murtinho 2011). En Fúquene, el apoyo externo es principalmente en inversiones de infraestructura. Solo 18% de las asociaciones ha recibido algún tipo de capacitación por parte del gobierno y ninguna de ellas ha recibido capacitación de parte de ONGs (Murtinho 2011).

Según los líderes de las Juntas, el principal reto al que se enfrentan es la escasez de agua durante la época seca, la cual según la mayoría de ellos, ha empeorado en los últimos 20 a 30 años (Murtinho 2011). De acuerdo con los líderes y acorde con previos estudios (IDEAM 2002; IAvH 2005; CAR 2006), las dos principales causas de la escasez de agua en esta zona son: cambios de uso de suelo y variabilidad climática (Murtinho 2011). Entre 1987 y 2005 la cuenca perdió 31% de sus páramos y bosques. La mayor parte de esta área fue reemplazada con sistemas agrícolas, pastos y minería de pequeña escala (Murtinho 2011). Estudios previos muestran que en los municipios que han tenido mayor pérdida de estos ecosistemas están localizadas las Juntas que tienen mayores problemas de escasez de agua (Murtinho 2011). Adicionalmente, las Juntas se enfrentan a fuertes reducciones de la cantidad disponible de agua durante los años que se presenta el fenómeno de El Niño, generando mayores problemas de escasez (IDEAM 2002; Murtinho 2011).

Métodos

Esta investigación se basa en información recopilada durante 12 meses de trabajo de campo entre 2007 y 2009 a través de diferentes métodos cuantitativos y cualitativos. Las fuentes de información incluyen: fuentes secundarias, 35 entrevistas semi estructuradas con actores claves (incluyendo autoridades regionales y locales, líderes comunales, y técnicos que trabajan en la zona) y entrevistas estructuradas con líderes de 120 Juntas Administradoras de Agua en la cuenca. 9 Juntas no fueron incluidas en el análisis ya que dichas Juntas son casos excepcionales (no usan fuentes de agua superficiales o son excepcionalmente grandes – más de 1.300 usuarios) por lo que se dificulta la comparación de las estrategias de adaptación. Adicionalmente, en los modelos estadísticos se excluyeron 9 Juntas de Agua cuyos líderes contestaron “no sé” a algunas de las preguntas analizadas.

Para determinar cuáles son los factores que inciden en la iniciativa de adaptarse a la escasez de agua, se realizaron regresiones lineales donde la variable dependiente es la implementación de estrategias de adaptación, como por ejemplo, reforestación, compra de predios, entre otras. (Figura 2). El análisis incluye solo estrategias que hayan sido realizadas con esfuerzo de la comunidad (se excluyeron donaciones de políticos no solicitadas por las comunidades) y cuyo objetivo sea resolver los problemas actuales o potenciales de escasez de agua. Dado que existe una gran diversidad de estrategias y estas pueden ser complementarias en algún grado (por ejemplo, cuando una Junta compra un predio para conservación usualmente también hace reforestación), una sumatoria sencilla no sería apropiada para agregar las diferentes estrategias, por lo que se construyó un índice utilizando componentes principales (Fujiie *et al.* 2005). Para construir el índice de adaptación se utilizó las variables normalizadas de cada estrategia de adaptación y el vector del primer componente. Valores altos del índice representan una mayor implementación de estrategias de

adaptación. De acuerdo a entrevistas con líderes, las Juntas que implementan mayor cantidad de estrategias tienen mayores probabilidades de resolver sus problemas de agua (Murtinho 2011). Es importante destacar que la efectividad de estas estrategias no ha sido evaluada, por lo que no existe garantía de que los esfuerzos realizados por la Juntas puedan modificar la cantidad o calidad de agua disponible.

Un resumen de las posibles variables que influyen en la implementación de estrategias de adaptación se presenta en la Tabla 1. Las variables fueron escogidas de acuerdo con los resultados de entrevistas semi estructuradas a actores clave y previos estudios econométricos de los factores que inciden en cooperación en casos de irrigación (Bardhan 2000; Dayton-Johnson 2000; Meinzen-Dick *et al.* 2002; Fujiie *et al.* 2005). Para establecer la importancia estadística de estas variables se utilizaron regresiones lineales (mínimos cuadrados ordinarios). Adicionalmente, se revisó que el modelo cumpliera los supuestos estadísticos de la regresión, incluyendo los supuestos de normalidad de los residuos, heterocedasticidad, autocorrelación de residuos, y multicolinealidad. Finalmente, se comprobó que no existiera problemas de endogeneidad (especialmente para las variables escasez de agua, cambio escasez y pedir ayuda externa). La Tabla 1 muestra un signo positivo o negativo de acuerdo a la relación esperada entre las variables independientes y adaptación.

El primer grupo de variables incluye las relaciones entre comunidad y el recurso hídrico. Se espera que a mayor escasez del recurso y mayor percepción de escasez existan mayores probabilidades de adaptación (Gibson y Becker 2000; Olsson y Folke 2001; Grothmann y Patt 2005; Berkes y Turner 2006). Se incluyen dos variables: *escasez agua actual* durante la época seca (medido en una escala de 1 a 5 y luego convertido a una variable binaria donde valores igual o mayor a 3 se asigna el valor 1) y el *cambio de escasez* de agua en los últimos

Tabla 1. **Relaciones esperadas entre variables independientes y adaptación**

Variable		Relación esperada
Relación comunidad/agua	Escasez agua actual	+
	Cambio escasez agua	+
	Localización vertical	-/+
Organización	Pedir ayuda externa	+
	Registro legal	+
Socio/económico	Tamaño Junta	-/+
	Movilización de recursos	+
	Ingresos Junta	+
Aprendizaje	Educación Líder	+
	Líder reside dentro comunidad	+
	Experiencia Junta	+

20 a 30 años (medido en una escala de 1 a 5 y luego convertido a una variable binaria como en el caso anterior). En adición a la percepción de escasez, se incluyó una variable de la escasez “real” (número de días que la Junta no tuvo agua). Sin embargo, en los modelos estadísticos se utilizaron únicamente las variables de percepción ya que arrojaron mejores resultados estadísticos. Desafortunadamente, no existe información de caudales o de consumo de agua por Junta o familias para evaluar cambios reales en la disponibilidad de agua. Finalmente, también se espera que la localización vertical de las fuentes de agua influya en la adaptación de la Junta, aunque no es clara la relación esperada. Las comunidades localizadas en la parte alta de la cuenca podrían tener menos incentivos para realizar adaptaciones ya que no tienen otras comunidades cuenca arriba causando problemas de contaminación o degradación de las fuentes (Lebel *et al.*

2005). Sin embargo, esas comunidades en las partes altas podrían tener menos obstáculos para implementar estrategias ya que no sería necesario coordinar esfuerzos con otras comunidades (por lo tanto facilitando la adaptación).

El segundo grupo es la capacidad organizativa de las Juntas. Estudios previos muestran que la capacidad organizativa facilita la adaptación y el manejo de recursos comunitarios (Ostrom 1999; Carpenter *et al.* 2001; Olsson y Folke 2001; Berkes y Turner 2006; Lebel *et al.* 2006). Se incluyeron dos variables que buscan capturar las diferencias organizativas: 1) *registro legal* (mide si la Junta está registrada oficialmente como asociación comunitaria), y *pedir ayuda externa* (medido como el porcentaje de estrategias de adaptación que la Junta ha pedido oficialmente al gobierno u ONGs entre las 11 estrategias identificadas). Estas dos actividades tienen altos costos

de transacción y algunos líderes no tienen el conocimiento o los recursos financieros para llenar los requisitos legales para solicitar proyectos. Se espera que las Juntas que realicen estas actividades tengan mayores probabilidades de implementar estrategias de adaptación. Adicionalmente, se probaron otras variables organizativas (i.e. porcentaje de participación en reuniones, grado de participación de usuarios en decisiones de la Junta, grado de dificultad para alcanzar acuerdos, estabilidad de presidentes en sus cargos, historia de remoción de presidente de su cargo, grado de sanciones a infractores por no pago del servicio), pero luego del análisis preliminar estas variables no fueron incluidas ya que no aumentan la explicación estadística del modelo (medido con el R^2 ajustado).

El tercer grupo de variables es la capacidad socioeconómica. Estudios anteriores muestran como la capacidad para conseguir recursos económicos (internos o externos a la comunidad) es un factor importante para facilitar el acceso a tecnología e infraestructura apropiada para adaptarse (Pretty y Ward 2001; Smit y Pilifosova 2001; Ivey *et al.* 2004; Grothmann y Patt 2005). Las variables utilizadas son: *tamaño de la Junta* (número de usuarios, aproximadamente el número de hogares pertenecientes a la Junta), *movilización de recursos* (medido como el porcentaje de estrategias en que la Junta fue exitosa consiguiendo recursos externos, una proxy de capital social vertical) e *ingresos de la Junta* (ingresos de la Junta recogidos por el cobro de tarifas de agua dividido por el número de usuarios). Se espera que las juntas con mayores ingresos y de mayor tamaño consigan fácilmente los recursos para adaptarse (Poteete y Ostrom 2004). Sin embargo, la literatura muestra que si las Juntas son muy grandes se dificulta la confianza y cooperación entre sus miembros (Bardhan 2000; Agrawal 2001; Meinzen-Dick *et al.* 2002; Poteete y Ostrom 2004; Fujiie *et al.* 2005). Finalmente, se espera que las Juntas con conexiones políticas puedan conseguir apoyo financiero, especialmente de los

gobiernos municipales, logrando la financiación para las estrategias de adaptación. Adicionalmente se probaron otras variables socioeconómicas que por no aportar al modelo no fueron incluidas (i.e. principal actividad económica de los usuarios, homogeneidad de ingresos entre usuarios, grado de conflicto entre usuarios, conflicto con otras comunidades, grado de cooperación en actividades no relacionadas al manejo del agua, estructura tarifaria, índice NBI del municipio, densidad poblacional municipio, cambios demográficos del municipio).

El último grupo de variables es la capacidad de aprendizaje. La literatura muestra que la adaptación surge cuando las comunidades han tenido más tiempo organizándose, ya que tienen más oportunidades para aprender, ya sea de sus experiencias anteriores, o por la interacción con vecinos, ONGs o agencias gubernamentales (Carpenter *et al.* 2001; Olsson y Folke 2001; Folke *et al.* 2005; Berkes y Turner 2006; Lebel *et al.* 2006). El estudio utiliza tres variables que intentan medir la capacidad de aprendizaje: *experiencia de la Junta* (medido como el número de años que la Junta ha distribuido agua), *educación del líder* (Meinzen-Dick *et al.* 2002) (medido como el número de años de educación formal) y finalmente el lugar de *residencia del líder*. Algunos usuarios en Fúquene se quejan que si el líder no vive dentro de la comunidad, no va a conocer realmente los problemas de agua que vive la comunidad. Se espera que líderes que residen dentro de la comunidad tengan mayor probabilidad de aprender los problemas de agua y sus posibles soluciones, incrementando las probabilidades de adaptarse.

Resultados

Características de las asociaciones

Dentro de la cuenca de Fúquene existe una gran variedad de Juntas Administradoras de Agua en términos de su relación con el recurso agua, y de su capacidad socioeconómica, organizativa y de aprendizaje. Un resumen de estas características se presenta en la Tabla 2.

El primer grupo de variables es la relación comunidad/agua. El propósito de todas las Juntas es distribuir agua para el consumo doméstico (en la gran mayoría de los casos sin un sistema de potabilización). Adicionalmente, la mayoría de las Juntas permite el uso de agua para abrevadero, pero en muy pocos casos se permite el uso de agua para riego de cultivos. Las Juntas usualmente captan el agua de las quebradas o directamente de los nacimientos, y

su fuente está en el 68% de los casos dentro de la misma vereda, es decir, la comunidad está localizada en la parte alta de la microcuenca.

Actualmente, un 51% de las asociaciones considera que existen problemas medios, altos o muy altos de escasez de agua en la época seca (los meses secos incluyen dos periodos: diciembre, enero y febrero y junio, julio y agosto). En época de lluvias, el 9% de las asociaciones no pueden distribuir agua para consumo humano a sus usuarios todos los días. Este problema se agrava en época seca, cuando un 41% de las asociaciones no pueden distribuir agua todos los días. Según el 63% de las Juntas, actualmente existe mayor escasez de agua que hace 20 o 30 años. La mayoría de ellos (40%) cree que la principal causa de estos cambios de disponibilidad de agua es la pérdida de paramos y bosques. 27% de las

Tabla 2. Descripción de las características de las Juntas Administradoras de Agua

Variable	Unidad	Prom.	Desv.	Min.	Max.	
Índice adaptación	Puntaje	0,01	1,99	-3,50	5,79	
Relación comunidad/agua	Escasez agua actual	1= alta	0,52	0,50	0,00	1,00
	Cambio escasez agua	1=mayor	0,63	0,49	0,00	1,00
	Localización vertical	1=arriba	0,68	0,47	0,00	1,00
Organización	Pedir ayuda externa	%	0,33	0,19	0,00	0,70
	Registro legal	1=si tiene	0,65	0,48	0,00	1,00
Socio/ económico	Tamaño Junta	# usuarios	126,14	121,87	12,00	575,00
	Movilización de recursos	%	0,61	0,36	0,00	1,00
	Ingresos Junta	US\$/mes	1,19	1,11	0,00	6,37
Aprendizaje	Educación líder	Años	8,37	4,87	1,00	16,00
	Líder reside dentro comunidad	1=dentro	0,83	0,38	0,00	1,00
	Experiencia Junta	Años	16,92	9,55	0,10	43,00

Juntas cree que el aumento de escasez se debe a cambios en patrones de las lluvias, 8% cree que el problema es incremento de la demanda de agua por aumento de la población, y finalmente, 8% considera que se debe a incrementos en el consumo de agua per capita. Finalmente, ninguna de las Juntas piensa que los cambios en escasez de agua se debe a cambios de las leyes, políticas u otras barreras institucionales que impidan el acceso al agua. Solo 10% tiene conflictos con vecinos por acceso al agua, sin embargo estas Juntas no perciben estos problemas de distribución como una causa de los cambios en escasez en los últimos 20 a 30 años (para una discusión de los cambios ambientales y socioeconómicos en la cuenca y como estos se comparan con las percepciones locales ver Murtinho 2011).

En términos de la capacidad organizativa, más de la mitad de las asociaciones (65%) están debidamente registradas legalmente como organizaciones comunitarias. En algunos casos este registro facilita el acceso a recursos de inversión del gobierno local o regional. Adicionalmente, hay grandes diferencias en el número de solicitudes que realizan las asociaciones para buscar recursos y apoyo externo para adaptarse. En promedio, las Juntas pidieron apoyo financiero en 4 de las 11 posibles estrategias de adaptación (compra de predios, reforestación, entre otras. ver sección 4.2), pero en 7% de los casos las Juntas no solicitaron apoyo.

En cuanto a la capacidad socioeconómica, el tamaño de las Juntas varía entre asociaciones de 12 hasta 575 usuarios (usualmente un usuario equivale a un hogar), con un promedio de 126 usuarios por asociación. La principal fuente de ingreso de las asociaciones es el cobro de tarifas a los usuarios. En promedio, y teniendo en cuenta que no todos los usuarios pagan cumplidamente y que hay diferentes esquemas tarifarios, las asociaciones reciben \$ 1,19 al mes por usuario (la asociación con mayores ingresos recibe \$ 6,37 al

mes por usuario). Además, existen grandes diferencias en el grado de movilización de recursos externos (medido como el porcentaje de “éxito” para conseguir apoyo externo), el cual depende en gran medida de las conexiones o contactos políticos entre la comunidad y las autoridades. En 19% de los casos, las Juntas no tuvieron ningún éxito solicitando recursos, mientras que un 30% recibió apoyo en todos los proyectos solicitados.

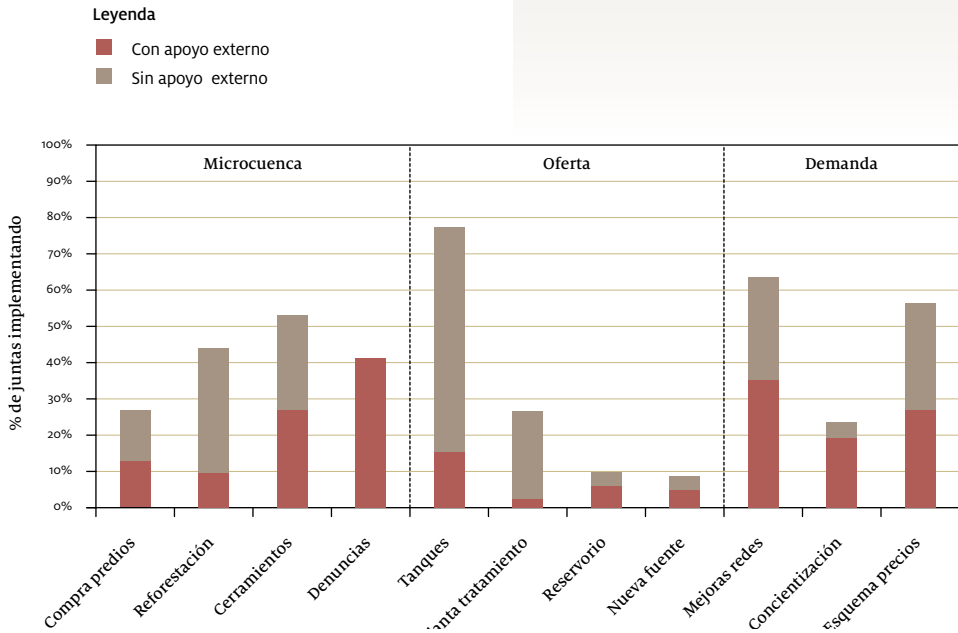
Finalmente, en términos de la capacidad de aprendizaje, el promedio de escolaridad de los líderes de las Juntas es de 8 años. La mayoría de ellos (83%) residen dentro de la vereda (lo cual facilitaría entender los cambios del recurso, sus problemas y posibles soluciones). En promedio las asociaciones en Fúquene llevan funcionando 17 años (la más antigua lleva funcionando 43 años y la más reciente un par de meses).

Estrategias de adaptación

Este estudio encontró que las Juntas Administradoras de Agua están realizando tres clases de estrategias para adaptarse a la degradación de sus fuentes de agua.

El primer grupo de estrategias es el manejo de microcuencas. El propósito de estas estrategias es conservar y recuperar páramos y bosques en las zonas cercanas a las fuentes de agua con el fin de proteger el recurso (en términos de cantidad y calidad). Para esto, las Juntas están comprando predios para realizar reservas protectoras informales, realizan proyectos de reforestación y establecen cercos para evitar el ingreso de animales a las fuentes de agua. Adicionalmente, las Juntas realizan denuncias ante las autoridades (locales y/o ambientales) de casos de actividades ilegales cerca a las fuentes de agua (actividades como la utilización de agroquímicos, ingreso de ganado, entre otras.). Como se puede ver en la Figura 2, de estas cuatro estrategias la más común es el establecimiento de cercos. Es importante destacar

Figura 2. **Porcentaje de Juntas de Agua implementando estrategias de adaptación**



que en la mitad de los casos, la compra de predios y el establecimiento de cercos se realizaron sin el apoyo de autoridades externas y con recursos propios de la comunidad.

El segundo grupo de estrategias que las Juntas están implementando es el manejo de la oferta de agua. El objetivo de estas estrategias es aumentar o mantener constante la oferta de agua (de buena calidad) entre los usuarios. Estas estrategias incluyen: tanques colectivos de almacenamiento de agua en las zonas altas del sistema de distribución, planta de tratamiento de agua, reservorios o embalses, y el establecimiento de sistemas de captación en nuevas fuentes de agua (en pozos, en ríos o quebradas diferentes). La estrategia más común son los tanques colectivos para almacenar

agua (casi 80% de las Juntas). El establecimiento de reservorios y la construcción de nuevas fuentes de captación de agua son las opciones menos escogidas. Esto se debe a los altos costos y a la poca disponibilidad de fuentes de agua que actualmente no son utilizadas por otras comunidades.

Finalmente, las Juntas también promueven el manejo la demanda interna/local de agua. El objetivo de estas estrategias es disminuir el desperdicio de agua. Estas estrategias incluyen: mejoras en las redes de distribución, programas de concientización a los usuarios para el ahorro del agua y la instalación de medidores de agua en las casas con esquemas tarifarios que ponen límites al consumo mensual o que utilizan tarifas en función del consumo real de agua.

Factores que facilitan que las Juntas implementen estrategias de adaptación

En la Tabla 3 se puede ver los resultados del modelo final escogido para determinar cuáles factores inciden en que una Junta Administradora de Agua sea más activa implementando estrategias para adaptarse a la degradación de fuentes de agua. El modelo final tiene un buen R^2 (0,53) y cumple todos los supuestos estadísticos de la regresión.

Respecto a la relación entre la comunidad y el recurso agua, se puede ver en la Tabla 3 que una alta escasez de agua (significativa estadísticamente) y mayores cambios en la escasez de agua en los últimos 20 a 30 años, inciden para que las Juntas realicen más estrategias de adaptación. Es importante anotar, que en algunos casos las Juntas implementan estrategias a pesar de no tener problemas actuales de agua. En estos casos las Juntas implementan estrategias para prevenir problemas a futuro. Adicionalmente, y similar a estudios previos (Lebel *et al.* 2005), la variable localización vertical sugiere (aunque no significativamente) que las comunidades en la parte baja de las microcuencas tienden a realizar mayores esfuerzos implementando estrategias de adaptación (como comprar predios

Tabla 3. Resultados modelo regresión. Variable dependiente: Índice adaptación (puntaje).

Variable		Coeffic.	Valor-p	Signif.
	Constante	-4,735	0,000	**
Relación comunidad/agua	Escasez agua	0,589	0,048	*
	Cambio escasez agua	0,151	0,619	
	Localización vertical	-0,181	0,571	
Organización	Pedir ayuda externa	4,805	0,000	**
	Registro legal	0,754	0,023	*
Socio/económico	Tamaño Junta	0,001	0,294	
	Movilización de recursos	0,921	0,036	**
	Ingresos Junta	0,034	0,791	
Aprendizaje	Educación líder	0,014	0,655	
	Líder reside dentro comunidad	0,453	0,244	
	Experiencia Junta	0,064	0,000	**

R^2 ajustado: 0,53 N=102. ** significativo a 1% o menos y * significativo a 5% o menos

en la zona alta) para poder tener un control sobre el recurso y reducir conflictos potenciales con comunidades en las partes más altas.

Las dos variables que buscan medir la capacidad organizativa influyen significativamente sobre las decisiones de adaptación. Como se esperaba, las Juntas que están suficientemente organizadas pueden elaborar proyectos y solicitar recursos a los gobiernos municipales y ONGs. Esto facilita la habilidad para implementar estrategias de adaptación. De igual forma, la otra variable que busca entender la capacidad organizativa, registro legal, es positiva y significativamente asociada a la implementación de estrategias de adaptación.

El tercer grupo de variables, capacidad socioeconómica, muestra que el tamaño de la Junta influye positivamente sobre adaptación (aunque no significativamente). Como muestran otros estudios, este resultado sugiere que las Juntas más grandes tienen mayor facilidad para obtener recursos internos o externos para financiar sus estrategias (Poteete y Ostrom 2004). Adicionalmente, y como se esperaba, la movilización de recursos (significativamente) y mayores ingresos también facilitan la adaptación.

Las variables que buscan medir la capacidad de aprendizaje influyen positivamente sobre adaptación. Similar a estudios en Filipinas (Fujiie *et al.* 2005), las Juntas en Fúquene que tienen más años de experiencia manejando el recurso hídrico y han tenido más tiempo para aprender como coordinar los intereses internos y como buscar recursos financieros, son las que más probabilidades tienen de adaptarse (relación significativa en el modelo). La segunda variable que explica la capacidad de aprendizaje es educación del líder. Similar a los resultados de Meinzen-Dick y *et al.* (2002) la educación del líder esta positivamente relacionada con la probabilidad de implementar estrategias (aunque la variable en el modelo no es significativa). Finalmente, como se esperaba (aunque no significativamente), si el líder reside dentro de la comunidad se incrementa la probabilidad de que la Junta realice estrategias de adaptación. Este resultado sugiere que los líderes que residen al interior de su comunidad son más propensos a aprender por experiencia propia los problemas de agua y sus posibles soluciones, incrementando la posibilidad de adaptarse.

Conclusiones

Dada la gran inequidad en el acceso al agua en los países andinos, la mayoría de estudios sobre la escasez de agua analizan las relaciones de poder y conflictos en torno al acceso al agua (Zimmerer 2000; Perrault 2005; Boelens and Zwartveen 2005; Boelens *et al.* 2010). Estos estudios muestran la importancia de la organización comunitaria en el acceso al agua y la lucha por su seguridad hídrica (ver por ejemplo Trawick 2001; Perrault 2005). El presente artículo también resalta la organización comunitaria como eje central en el acceso al agua. Específicamente, el estudio busca entender los factores que influyen para que comunidades en la cuenca de Fúquene en los Andes de Colombia intenten adaptarse a cambios en la escasez de agua en los últimos 20 a 30 años. Los resultados de este análisis muestran dos elementos importantes para mejorar la capacidad adaptativa de las comunidades con el fin que puedan enfrentar mejor futuros cambios en sus fuentes de agua, incluyendo los posibles impactos del cambio climático global. Primero, los resultados en Fúquene muestran que las comunidades sí son capaces de implementar una diversidad de estrategias para adaptarse a la degradación de sus fuentes de agua. Aunque la principal función de las Juntas es distribuir el agua, las Juntas no solo están manejando el agua en términos de oferta y demanda, sino también están implementando estrategias relativamente costosas y difíciles de implementar como la protección y recuperación

de los páramos y bosques asociados a las fuentes de agua. De acuerdo a las entrevistas, el 50% de las estrategias de adaptación fueron implementadas sin apoyo financiero externo (es decir, se utilizan recursos financieros de las comunidades). Sin embargo, también hay evidencia que el financiamiento externo ha sido un factor clave para facilitar la adaptación ya que la mayoría de Juntas no son autosuficientes. Es importante notar que este estudio se enfoca en la intención de adaptarse, independiente del éxito real de estas estrategias para resolver los problemas de escasez de agua. A futuro sería importante evaluar la efectividad de estas estrategias en términos de disponibilidad de agua (cantidad y calidad), costo-efectividad de las estrategias y la distribución de los costos y beneficios entre los hogares y las diferentes comunidades en una cuenca.

En segundo lugar, el estudio encuentra que la relación entre los recursos hídricos y las comunidades (percepción alta de escasez de agua), y la capacidad organizativa (capacidad para solicitar recursos externos y registro oficial comunitario), socioeconómica (movilización de recursos externos) y de aprendizaje (años de experiencia) son factores importantes que influyen en las decisiones de adaptación de las Juntas. Un resultado con importantes implicaciones de política, es la relación entre las comunidades y sus gobiernos locales (una forma de capital social

vertical). El estudio muestra que las comunidades bien organizadas, es decir las que piden apoyo externo a las autoridades municipales (lo cual implica que las comunidades son capaces de soportar los costos de transacción relativamente altos de solicitar dinero del gobierno) son más propensas a adaptarse. Sin embargo, las inversiones municipales no están distribuidas equitativamente entre las comunidades (Murtinho 2011) y, como muestra el modelo estadístico, se requiere de una gran capacidad para movilizar recursos externos, lo que implica conexiones políticas entre las comunidades y los gobiernos locales para poder recibir el apoyo gubernamental. Esto supone que las comunidades con baja capacidad organizativa y baja capacidad de movilización de recursos externos (por falta de conexiones políticas) están aisladas del apoyo del gobierno, lo que perpetúa su vulnerabilidad a los cambios ambientales actuales y futuros. Finalmente, similar a estudios previos de manejo de recursos de uso común y manejo de agua (Dayton-Johnson 2000; Fujii *et al.* 2005), el estudio en Fúquene muestra que los años de experiencia de una comunidad y el grado de escasez de agua son factores importantes que influyen en las decisiones de adaptación. Esto sugiere que las comunidades no solo responden a la severidad de sus problemas, pero necesitan tiempo para aprender de ellos y poder resolverlos.

Reconocimientos

Esta investigación no hubiera sido posible sin las becas del Proyecto Páramo Andino, National Science Foundation, Inter-American Foundation y la Universidad de California en Santa Bárbara. Quisiera agradecer a los líderes de los acueductos y residentes de la cuenca por compartir su tiempo y opiniones conmigo; a Fundación Humedales, CAR e Instituto Humboldt por el apoyo en Colombia, y especialmente a Johanna Pisco y Mario Hernández por su increíble ayuda en campo. Adicionalmente, quiero agradecer a Tanya Hayes, Hallie Eakin, David Carr y Ángela Penagos por los comentarios a una versión preliminar de este artículo.

Referencias

- Agrawal A.** 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Development* 29 (10):1649-1672.
- Bardhan P.** 2000 Irrigation and cooperation: An empirical analysis of 48 irrigation communities in South India. *Economic Development and Cultural Change* 48, (4):847-865.
- Berkes F, Turner NJ.** 2006. Knowledge, learning and the evolution of conservation practice for social-ecological system resilience. *Human Ecology* 34 (4):479-494.
- Boelens R, Getches D, Guevara-Gil A.** 2010. *Out of the mainstream: water rights, politics and identity.* London, UK: Earthscan
- Boelens R, Zwarteveen M.** 2005. Prices and politics in Andean water reforms. *Development and Change* 36, 735-758.
- Buytaert W, Célleri R, De Bievre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79 (1-2):53-72.
- CAR [Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca] 2006.** Plan de Ordenamiento de la Cuenca de los ríos Ubaté y Suárez, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR.
- Carpenter S, Walker B, Anderies JM, Abel N.** 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems* 4(8):765-781.
- Célleri R, Feyen J.** 2009. The Hydrology of Tropical Andean Ecosystems: Importance, Knowledge Status, and Perspectives. *Mountain Research and Development* 29(4):350-355.
- Colmenares R, Mira JC.** 2007. Paradojas del agua en Colombia. Privatización y alternativas públicas. En: Correa HD, Editor, *Colombia: ¿Un futuro sin agua?* Bogota: Ecofondo, Foro Nacional Ambiental, y Ediciones desde Abajo.
- DANE.** 2005. Censo General 2005. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. Bogotá.
- Dayton-Johnson J.** 2000 Determinants of collective action on the local commons: a model with evidence from Mexico. *Journal of Development Economics* 62(1):181-208.
- Folke C, Hahn T, Olsson T, Norberg J.** 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441-473.
- Fujiie M, Hayami Y, Kikuchi M.** 2005. The conditions of collective action for local commons management: the case of irrigation in the Philippines. *Agricultural Economics* 33(2):179-189.
- Gibson CC, Becker D.** 2000. A lack of institutional demand: why a strong local community in western Ecuador fails to protect its forest. In Gibson CC, McKean MA, Ostrom E. (Editors) *People and forests: communities, institutions, and governance.* Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Grothmann T, Patt A.** 2005. Adaptive capacity and human cognition: The process of individual adaptation to climate change. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 15(3):199-213.
- Harden CP.** 2006. Human impacts on headwater fluvial systems in the northern and central Andes. *Geomorphology* 79(3-4):249-263.
- IAvH [Instituto Alexander von Humboldt].** 2005. Diseño e implementación de un sistema de indicadores de la biodiversidad dentro de la jurisdicción de la CAR e identificación de especies

potenciales como objeto de conservación. Convenio 131. Informe Final de Resultados. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt IAVH – Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR, Bogotá.

IDEAM [Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia]. 2002. Efectos naturales y socioeconómicos del fenómeno El Niño en Colombia, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, Bogotá.

Ivey JL, Smithers J, De Loe RC, Kreutzwiser RD. 2004. Community capacity for adaptation to climate-induced water shortages: Linking institutional complexity and local actors. *Environmental Management* 33(1):36-47.

Lebel L, Anderies JM, Campbell B, Folke C, Hatfield-Dodds S, Hughes TP, Wilson J. 2006. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1).

Lebel L, Garden P, Imamura M. 2005. The politics of scale, position, and place in the governance of water resources in the Mekong region. *Ecology and Society* 10(2).

Meinzen-Dick R. 2007. Beyond panaceas in water institutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (39):15200-15205.

Meinzen-Dick R, Raju KV, Gulati A. 2002. What affects organization and collective action for managing resources? Evidence from canal irrigation systems in India. *World Development* 30(4):649-666.

Murtinho F, Hayes TM. 2012. Adaptation in resource-dependent communities: A call for greater methodological

clarity in adaptation field research. *Society & Natural Resources Journal* 25:513-522.

Murtinho F. 2011. Adaptation to Environmental Change among Water User Associations in the Colombian Andes. Dissertation University California Santa Barbara. Available in Proquest.

Olsson P, Folke C. 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: A study of Lake Racken Watershed, Sweden. *Ecosystems* 4(2):85-104.

Ostrom E. 1990 *Governing the commons : the evolution of institutions for collective action*. The Political economy of institutions and decisions. Cambridge, New York: Cambridge University Press.

Ostrom E. 1999. Coping with tragedies of the commons. *Annual Review of Political Science* 2:493-535.

Ostrom E. 2008. How do institutions for collective action evolve? In *Annual Neale Wheeler Watson Lecture*. Nobel Museum, Stockholm, Sweden.

Perrault T. 2005. State restructuring and the scale politics of rural water governance in Bolivia. *Environment and Planning A* 37, 263-284.

Poteete A, Ostrom E. 2004. Heterogeneity, group size and collective action: the role of institutions in forest management. *Development and Change* 35(3):435-461.

Pretty J, Ward H. 2001. Social capital and the environment. *World Development* 29(2):209-227.

Smit B, Pilifosova O. 2001. Adaptation to climate change in the context of sustainable development and equity. *Climate change 2001: impacts, adaptation and*

vulnerability. IPCC. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Smit B, Wandel, J. 2006. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 16 (3):282-292.

Trawick P. 2001. The moral economy of water: Equity and antiquity in the Andean commons. *American Anthropologist* 103:361-379.

Zimmerer KS. 2000. Rescaling irrigation in Latin America: The cultural images and political ecology of water resources. *Ecumene* 7:150-175.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Rodríguez-Morales M, Acevedo D, Buytaert W, Ablan M, De Bièvre B, 2014. El páramo andino como productor y regulador del recurso agua. El caso de la microcuenca alta de la Quebrada Mixteque, Sierra Nevada de Mérida, Venezuela. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

El páramo andino como productor y regulador del recurso agua. El caso de la microcuenca alta de la Quebrada Mixteque, Sierra Nevada de Mérida, Venezuela

Mayanín Rodríguez-Morales¹,
Dimas Acevedo Novoa¹,
Wouter Buytaert², Magdiel Ablan³
y Bert De Bièvre⁴

¹ Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas,
Universidad de Los Andes, Venezuela

² Civil and Environmental Engineering,
Imperial College London, Inglaterra.

³ Centro de Simulación y Modelización,
Universidad de Los Andes, Venezuela

⁴ Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la
Ecorregión Andina (CONDESAN)

Resumen

El páramo andino es reconocido como un importante proveedor y regulador de agua. De este recurso depende directamente la población paramera y sus actividades productivas, así como también otros usuarios aguas abajo. Buscando entender el funcionamiento hidrológico de los páramos venezolanos con miras de hacer un mejor manejo y gestión del recurso hídrico y con el objetivo de promover su conservación y la de sus servicios ambientales, se planteó esta investigación. Su objetivo es entender la relación entre las precipitaciones y drenaje superficial en una microcuenca paramera. Para ello se escogió el páramo de Mixteque, en donde se instaló una estación automatizada de caudal y una red de 13 pluviómetros artesanales y un pluviógrafo. Los registros abarcaron desde septiembre de 2008 a agosto de 2011. Las precipitaciones y los caudales fueron analizados a escala mensual, diaria y por eventos de precipitación. Se estimaron las relaciones entre caudal y precipitación mensual a escala de microcuenca. Se encontró que el caudal presentó un comportamiento similar al patrón de las precipitaciones. Sin embargo, la quebrada se mantuvo con flujo durante toda la estación seca. El caudal acumulado representó el 36% de los ingresos por precipitación. En la época húmeda, se observó un caudal muy dinámico fuertemente dependiente de la magnitud, la intensidad y frecuencia de los eventos de precipitación, que sugiriere poca capacidad de la regulación del páramo de Mixteque para amortiguar crecidas. Se observó que eventos de muy baja magnitud generaron incrementos de caudal. Sin embargo, el mantenimiento de los caudales en la época seca (meses en los que llueve muy poco o nada), indica que el páramo de Mixteque posee una capacidad de almacenamiento que mantiene un caudal base durante todo el año.

Palabras clave:

precipitaciones, **escorrentía** y regulación hídrica.

Abstract

The Andean paramo is widely recognized as an important provider and regulator of water availability. The paramo population and their productive activities as well as other downstream water users directly depend on this critical resource. This research was developed to contribute to our understanding of the hydrological functioning of the Venezuelan paramos as a mean to improve the management of water resources and to promote the conservation of its environmental services. The objective was to understand rainfall patterns and runoff in a paramo watershed. To this end, we chose the Mixteque paramo and installed one automatic discharge monitoring station, a network of 13 hand-operated pluviometers, and one automatic pluviograph. The data collection period extended from September 2008 to August 2011. Rainfall and catchment discharge were analyzed monthly, daily and for each precipitation event. The relationship between discharge and monthly rainfall was estimated at catchment scale. Our results show that discharge has a similar temporal pattern as rainfall. However, the Mixteque creek maintained a base flow during the whole dry season. Annual discharge represented 36% of the annual input by precipitation. During the wet season discharge was very dynamic, showing a strong dependence on the magnitude, intensity and frequency of rainfall events. This suggests a limited regulation capacity of this paramo for buffering peak flows. Rainfall events of limited magnitude also generated an increase in discharge. However, base flow is maintained during the dry season indicating that the storage capacity of the paramo system is significant

Keywords:
precipitations, escorrentía, water regulation

Introducción

La combinación de las características climáticas, geomorfológicas, edáficas y de vegetación del páramo hacen de este ecosistema una fuente permanente de agua de alta calidad (Vivas 1992). Es por esto que uno de los principales servicios ambientales que se le ha reconocido al páramo andino es ser proveedor del recurso agua.

En los páramos se produce una gran variedad de productos agrícolas exclusivos de ambientes fríos (Suárez 1978), que abastecen parte de las demandas nacionales de estos rubros (el estado Mérida en Venezuela, por dar un ejemplo, aporta el 51% de la producción nacional de papa). El crecimiento poblacional en los países con páramos ha traído consigo un aumento en las demandas nacionales de estos rubros. Esta situación ha generado la necesidad de incorporar nuevas áreas agrícolas, ha impulsado la intensificación del uso de la tierra del páramo (Monasterio 1980) y con ello el incremento de la demanda del recurso agua (Monasterio *et al.* 2006). Paradójicamente, las superficies agrícolas, demandantes de agua, están reduciendo progresivamente las áreas del páramo natural que almacenan, proveen y regulan la disponibilidad de este recurso a las primeras. En Venezuela, donde el 70,9% de los páramos se encuentran bajo figuras de protección (Josse *et al.* 2009), el avance de la frontera agrícola sobre los páramos ha conllevado a tasas anuales de pérdida considerables (Monasterio *et al.* 2006). La transformación de este ecosistema se evidencia estrechamente relacionada con la producción de papa. Estos procesos de transformación se vienen desarrollando sin el adecuado conocimiento del funcionamiento del páramo y de la potencialidad de sus recursos (Vivas 1992).

Por otra parte, el sistema productivo en los páramos venezolanos ha sido transformado, generando una mayor demanda de agua durante todo el año (Monasterio *et al.* 2006). Los cultivos de papa negra (un ciclo de cultivo anual) han sido reemplazados por la producción de la papa blanca (dos a tres ciclos anuales), además se han incorporado la utilización de agroquímicos, altas cantidades de abonos y nuevos cultivos resistentes a las heladas (como ajo y zana-horia), así como la instalación de sistemas de riego comunales y privados. En consecuencia, actualmente las áreas agrícolas del páramo venezolano son zonas de producción permanente (Monasterio 1980) que dependen constantemente del agua que proviene del páramo natural.

Otro factor que afecta los procesos de almacenamiento y regulación del recurso hídrico, ha sido indirectamente el proceso de intensificación de la agricultura, el cual ha generado cambios en los modelos de pastoreo y con ello una mayor presión e impacto del ganado sobre los páramos (Monasterio *et al.* 2006). El sistema agrícola tradicional, que se caracterizaba por dejar descansar la tierra (entre 3 hasta más de 12 años), permitía al ganado vacuno y equino pastorear en dichas parcelas durante los periodos de barbecho (Sarmiento y Monasterio 1993). A medida que se fue intensificando el sistema de producción, se fue eliminando la práctica del descanso, en consecuencia el ganado pastorea por más tiempo en las zonas más altas del páramo natural. Esto incrementa el impacto sobre este ecosistema, en especial sobre los humedales.

El cambio de uso de las tierras del páramo en combinación con la demanda creciente de agua, ha generado conflictos por el recurso hídrico (García 2006; Harden 2006; Buytaert *et al.* 2005; Molinillo y Monasterio 2005). Esto hace que sea necesario planificar el uso de las tierras del páramo y la optimización de la utilización del agua. Para ello, es necesario y fundamental el estudio de su hidrología, para poder soportar la toma de futuras decisiones (Buytaert *et al.* 2006a).

Debido a la dificultad de monitorear y a la escasez de datos de caudales de ríos pequeños de la alta montaña tropical, el conocimiento de cuanta agua pueden proveer los páramos es limitado. Los estudios hidrológicos de este ecosistema, han sido desarrollados principalmente en páramos de Ecuador y Colombia. El comportamiento hidrológico de estos páramos es diferente a los páramos venezolanos principalmente por dos razones. Primero porque los páramos venezolanos, a escala regional, son considerados como páramos secos (Hofstede 2003), con precipitaciones anuales entre 650 a 1.800 mm, con patrones que definen una marcada estacionalidad y la presencia de una época seca, que dura entre 4 a 5 meses, en la cual llueve poco o nada; en contraste, el clima de los páramos de Ecuador y Colombia es predominantemente más húmedo y con precipitaciones constantes durante todo el año (Buytaert *et al.* 2008b). Segundo, en Venezuela los suelos son minerales, esqueléticos, kándicos y ácidos de poco desarrollo pedogénico, predominantemente jóvenes (Entisoles e Inceptisoles), (Malagon 1982) y en Ecuador y Colombia la mayoría de sus suelos parameros son de origen volcánico o Andosoles (Buytaert *et al.* 2008a). Tales

características establecen marcadas diferencias entre estos páramos. Por tal razón, existe un vacío en el conocimiento hidrológico de los páramos venezolanos que no puede suplirse con los estudios desarrollados en Colombia y Ecuador. Sin embargo, Sarmiento (2000) hizo balances hídricos a escala de parcelas en el páramo de Gavidia suministrando alguna información clave durante dos años de monitoreo.

Por todo este conjunto de razones, el objetivo de la presente investigación fue caracterizar a escala de cuenca el comportamiento hidrológico de un páramo venezolano, a través del monitoreo continuo de las precipitaciones y el caudal en la microcuenca de la quebrada de Miguaguó en el páramo de Mixteque, con la finalidad de generar información base para la planificación y gestión ecohidrológica del páramo, con el fin último de soportar la toma participativa e integral de decisiones venideras. Además con el objetivo de resaltar la importancia de su conservación y la de sus servicios ambientales.

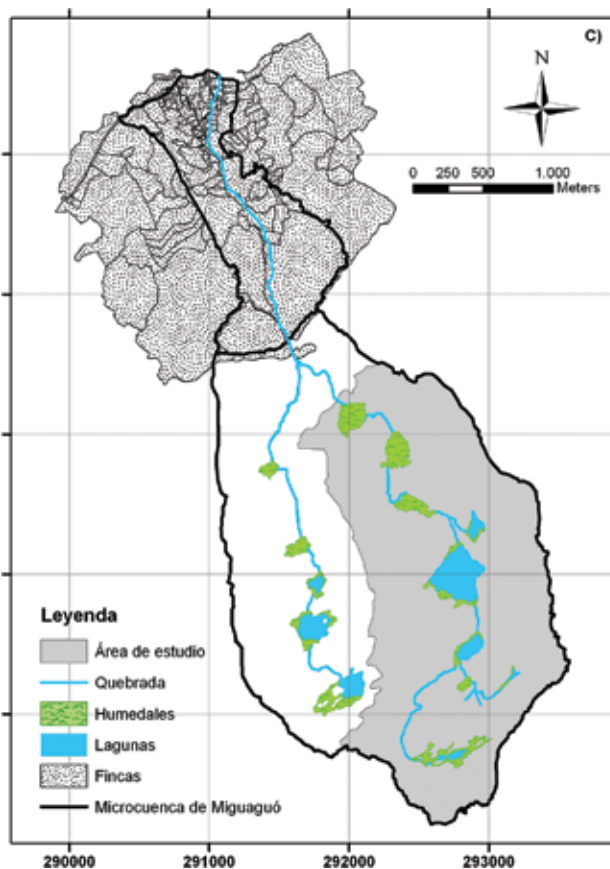
Metodología

Área de estudio

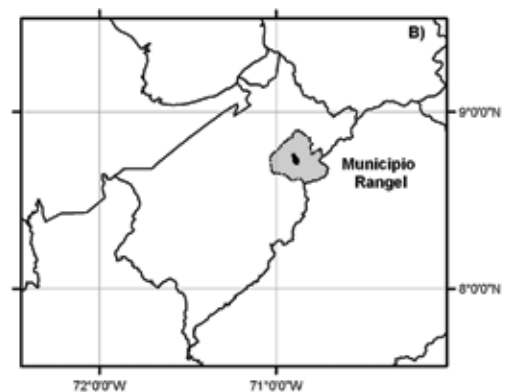
La microcuenca de la quebrada de Miguaguó, se localiza en el sector de Mixteque ($8^{\circ}44'N$ y $70^{\circ}53'W$), en la Parroquia Capital del Municipio Rangel del Estado Mérida (Figura 1b), sobre la Sierra Nevada de Mérida de Venezuela (Figura 1a), forma parte de la cuenca alta del río Chama y pertenece al Parque Nacional Sierra Nevada desde 1952. Posee una extensión de $7,4 \text{ km}^2$. Está conformada por dos valles fluvio-glaciales (un valle principal al este y un valle tributario al oeste) producto del modelado glacial relictual de la glaciación Mérida (Schubert y Vivas 1993).

Figura 1. A) Venezuela con Estado Mérida señalado en gris. B) Estado Mérida con el Municipio Rangel señalado en gris y la localización del área de estudio en negro. C) Microcuenca completa de la Quebrada Miguaguó, mostrando en color gris claro el área de estudio. En la zona sur de mapa se visualizan los linderos de las fincas del poblado de Mixteque.

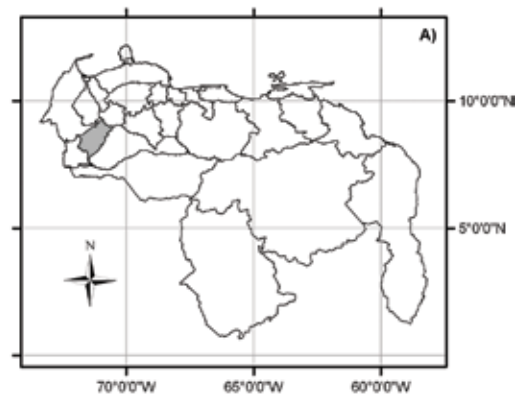
C. Microcuenca de Miguaguó



B. Estado de Mérida



A. Venezuela



La evaluación hidrológica se concentró sobre el valle principal con un área de 3,6 km² (Tabla 1), que representa el 49% de la microcuenca (Figura 1C). El área de estudio está sobre los 3.600 m de altitud, por encima de la frontera agrícola y con uso de pastoreo extensivo.

La hidrología está conformada por la quebrada de Miguaguó, la cual nace en el valle principal. Aguas abajo se le une una quebrada tributaria proveniente del valle oeste. Las quebradas integran un sistema interconectado de humedales en rosario, conformado por 8 lagunas y 10 humedales con céspedes y ciénagas (Figura 1C).

En su totalidad está cubierta por vegetación natural de páramo, conformada por arbustales-rosetales bajos, arbustales altos, humedales y bosques altoandinos. En la parte baja de la microcuenca se localiza la comunidad de Mixteque y la zona de agricultura intensiva (Figura 1C). Tanto la comunidad como sus actividades productivas dependen del agua proveniente del páramo para el consumo doméstico y riego.

Tabla 1. **Características de la Microcuenca de Miguaguó**

La superficie de las lagunas representan el 2% faltante de la cobertura y en la categoría de suelo desnudo se incluyen los afloramientos rocosos (18%) y manto de soliflujión (1%).

Cuenca Micro cuenca	Unidades	Chama Miguaguó
Área	km ²	3,6
Suelos		Inceptisoles, Entisoles
Cobertura vegetal	%	Arbustales-rosetales (64), Humedales (5), Suelos desnudos (19)
Uso del suelo		Parque Nacional Pastoreo extensivo
Geología		Asociación Grupo Iglesias: Gneis graníticos, esquistos y anfíbolitas
Pendiente promedio	%	37
Altitud	msnm	3.600-4.010
Forma	N	

Métodos

Desde septiembre de 2008 hasta agosto de 2011 se colectaron datos de precipitación en el valle derecho de la microcuenca. Se instaló una red de 13 pluviómetros manuales, a lo largo y ancho del área de estudio con la finalidad de evaluar la variabilidad espacial de las precipitaciones y calcular un mejor estimado de las entradas de agua a la microcuenca. En el fondo de valle de la parte media de la microcuenca se instaló una estación marca HOBO con un pluviógrafo (modelo S-RGB-Moo2) para llevar registros continuos cada 10 minutos.

Para este mismo periodo se recabaron datos de caudal. Debido a problemas técnicos existen tres interrupciones de los registros. Los lapsos con datos son: el primero entre septiembre de 2008 y marzo de 2009, el segundo entre octubre de 2009 y junio de 2010 y el tercero entre abril y agosto de 2011. Para el monitoreo de los caudales se construyó un vertedero triangular (90°) en el punto de salida o límite inferior del área de interés. Se instaló un limnógrafo (MiniDiver) en el vertedero y un barómetro (BaroDiver). Los instrumentos midieron cada 10 minutos. El caudal fue estimado con la fórmula de v-notch o de Kindsvater-Shen (Francou y Pouyaud 2004).

Para los análisis, las precipitaciones y los caudales fueron procesados mensualmente, diariamente y a escala de eventos. Para estimar las precipitaciones mensuales de la microcuenca completa, los datos pluviométricos fueron interpolados a toda el área con el método de IDW (Inverse Distance Weighting). Para el análisis de la respuesta del caudal versus eventos de precipitación, se consideraron los datos del pluviógrafo y se separaron los eventos. Un evento se consideró como toda precipitación con interrupciones menores a una hora. Se calculó la magnitud, intensidad y frecuencia de los eventos. Fueron seleccionados eventos de diferentes magnitudes e intensidades de acuerdo a la clasificación FAO (1990). Se escogieron 2 eventos

por clase en la época húmeda, uno con lluvias previas (menos de 4 horas del evento anterior) y otro sin precipitaciones antecedentes (más de 24 horas de separación del evento previo). La respuesta del caudal se estimó con la siguiente fórmula:

$$\% \Delta \text{ Caudal} = \frac{QP - QB}{QB} \times 100\%$$

Donde: % Δ Caudal es la variación porcentual del caudal; QP es el caudal pico y QB es el caudal base.

El QP se halló seleccionando el caudal máximo registrado entre el inicio del evento hasta una hora después de finalizado el mismo. Se escogió una hora como tiempo de retardo, según el tiempo de respuesta observado en los registros. El QB se estimó promediando los caudales registrados 30 minutos antes del inicio del evento.

Para el análisis mensual de la relación caudal versus precipitaciones, los meses de registros fueron separados en meses secos y húmedos siguiendo los criterios de los climadiagramas de Gaussen. Los meses de transición correspondieron a los meses previos o posteriores a los meses secos.

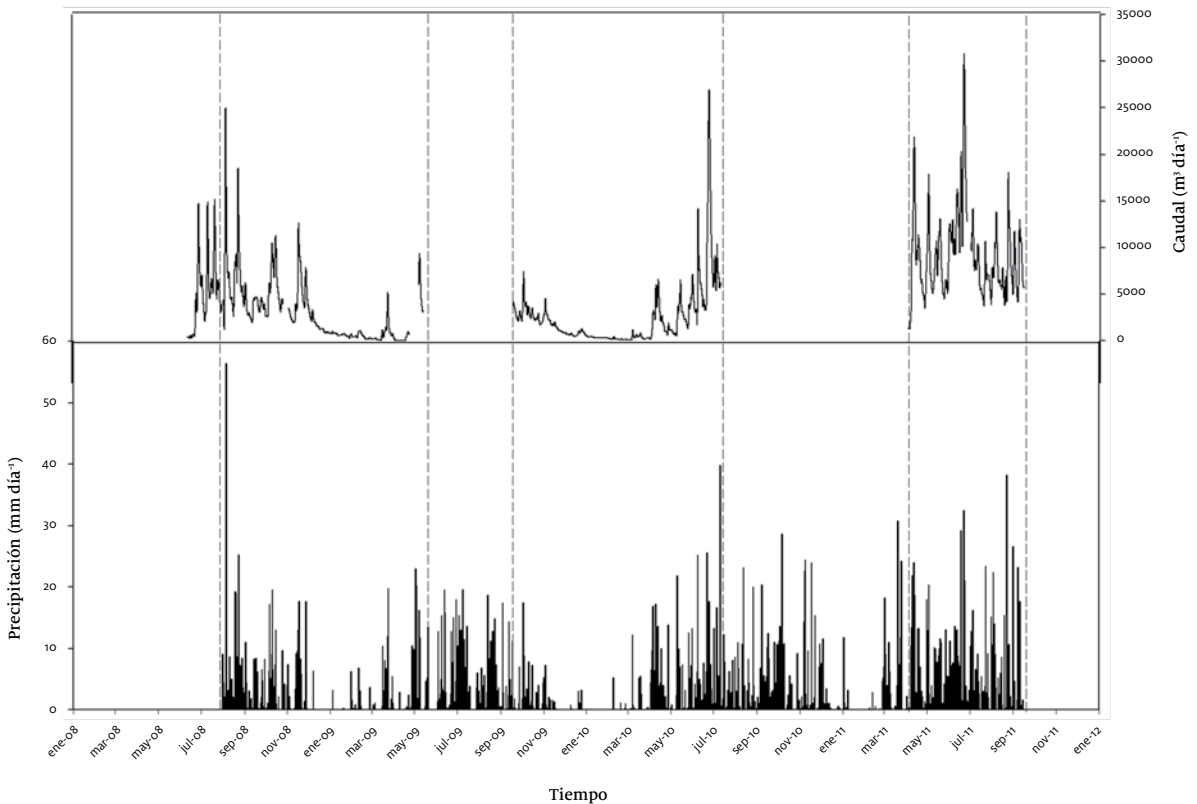
Adicionalmente, se levantó el mapa de geomorfología del área de estudio a través de la digitalización sobre pantalla de una foto área del año 1989. Por otra parte, se midió, en los suelos de las tres unidades geomorfológicas más representativas de la microcuenca (till sobre laderas, till sobre fondos de valles y humedales), la textura, conductividad hidráulica en saturación y otras variables relacionadas con el comportamiento hídrico. Además, se monitoreó el contenido de agua edáfica en los primeros 10 cm de profundidad en los suelos de estas unidades con el uso de TDRs marca HOBO, desde septiembre de 2008 hasta marzo de 2009.

Resultados

La precipitación promedio anual de la microcuenca fue 1.170 ± 125 mm (promedio de los años 2009 y 2010). Las precipitaciones presentaron un régimen unimodal con una marcada estacionalidad de dos a tres meses secos (diciembre, enero y febrero), con precipitaciones promedio de solamente 7 mm (Figuras 2 y 3a). Durante los meses lluviosos la precipitación mensual osciló entre 80 mm y 210 mm mensuales, con un promedio de 145 mm y con un pico de lluvias en el mes junio. La transición húmeda-seca fue en el mes de noviembre y de la transición seca-húmeda ocurrió en el mes de febrero o marzo.

Figura 2. **Precipitaciones (mm) y caudales (m^3) diarios del Páramo de Mixteque entre septiembre de 2008 y agosto de 2011.**

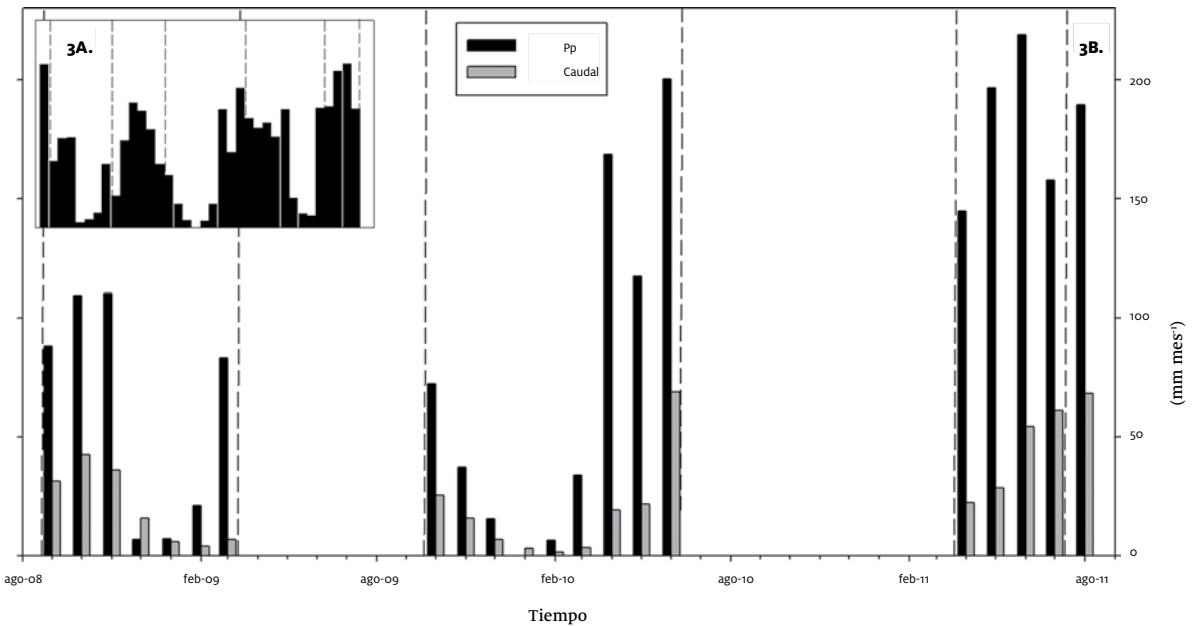
Las líneas punteadas indican los periodos de medición exitosa de ambas variables.



Al analizar la precipitación versus los caudales diarios (Figura 2) se encontró que durante la época húmeda el comportamiento del drenaje superficial se correspondió con la precipitación, es decir, se observó una respuesta proporcional del caudal con los eventos de precipitación y un descenso del mismo después de varios días sin o con pocas precipitaciones. A pesar de este comportamiento, durante la transición de la época húmeda a la seca el caudal disminuyó paulatinamente.

Figura 3A. **Precipitación mensual en la microcuenca del Páramo de Mixteque para el periodo completo de estudio.**

Figura 3B. **Comparación entre las precipitaciones y caudales mensuales en el área de estudio.**



Durante los meses secos el caudal base se mantuvo bajo, pero permanente con un valor de 1,4 l/s/km² (promedio de los meses secos). El 2010 correspondió a un año particularmente seco, con una marcada época de sequía que comenzó a finales de octubre de 2009 y finalizó a comienzos de mayo de 2010, durante la cual, en el mes de enero no se registraron precipitaciones. Sin embargo, el caudal se mantuvo. Durante este periodo de sequía se registró el caudal mínimo de todo el tiempo de estudio,

cuyo valor fue de 0,31 l/s/km² (Tabla 2). Por otra parte, se observó un incremento paulatino del caudal con el aumento de las precipitaciones en la transición de la época seca a la húmeda (Figura 2). Durante los meses lluviosos, cuando las precipitaciones fueron de mayores magnitudes y frecuencia, el caudal base se mantuvo alto, con valores mayores a 12,5 l/s/km² en los meses de mayo a septiembre de 2011. El caudal máximo registrado en el periodo de estudio fue de 98,8 l/s/km².

Tabla 2. **Características hidrometeorológicas y coeficiente de escorrentía de la microcuenca de estudio.**

Coeficiente de escorrentía estimado a partir del volumen acumulado del periodo completo de estudio.

Microcuenca	Unidades	Miguaguó (Mixteque)
Características hidrometeorológicas		
Inicio periodo monitoreo	Fecha	01/08/08 ^a
Final periodo monitoreo	Fecha	30/08/11
Caudal máximo	l/s/km ²	98,7
Caudal mínimo	l/s/km ²	0,3
Caudal promedio	l/s/km ²	13,4
Componentes del balance hídrico		
Inicio periodo balance	Fecha	01/08/08
Final periodo balance	Fecha	30/03/09
Precipitación	mm/año	1.101
Coeficiente de escorrentía		0,36

^a Vacíos de información de caudal entre 15/05/09 – 18/09/09 y 12/07/10 – 03/04/11

Este comportamiento del caudal ligado a la variación de las precipitaciones, se reafirma en las Tablas 3 y 4, en las cuales se analizaron eventos de precipitación de diferentes magnitudes, intensidades, con y sin eventos previos versus la variación del caudal. En dicho análisis se encontró que la respuesta del caudal incrementó

correspondientemente con la magnitud e intensidad de las precipitaciones, presentando una alta relación con la magnitud ($R_2=0,88$) y menor con la intensidad ($R_2=0,59$). Se hallaron incrementos del caudal inclusive para eventos tenues ($\leq 1\text{mm}$), a pesar de la muy baja magnitud de estas precipitaciones. La respuesta del caudal,

Tabla 3. **Respuesta del caudal frente a eventos de magnitud variable, en condiciones contrastantes de humedad previa del suelo (con y sin eventos previos de precipitación).**

Las siglas QB significan caudal base y QP caudal pico.

Categoría magnitud	Condición previa	Magnitud (mm)	Intensidad (mm/h)	Tiempo evento anterior (h)	QB (l/s)	QP (l/s)	% incremento de Caudal	Δ Caudal neto (l/s)
Tenue (< 1mm)	Previa lluvia	0,8	2,4	5,5	105,5	114,0	8,1	8,6
Tenue (< 1mm)	Sin lluvia previa	1	3	39,8	51,6	56,4	9,3	4,8
Muy ligero (1 - 3 mm)	Previa lluvia	2,6	3,9	3,7	130,9	172,8	32,0	41,9
Muy ligero (1 - 3 mm)	Sin lluvia previa	2,2	3,3	81,6	55,7	73,7	32,5	18,1
Ligero (3 - 10 mm)	Previa lluvia	7	2,8	6	53,7	159,5	197,0	105,8
Ligero (3 - 10 mm)	Sin lluvia previa	7,2	2,5	50,3	88,7	164,2	85,0	75,4
Moderado (10 - 40 mm)	Previa lluvia	18,8	4,3	1,7	106,9	483,7	352,6	376,8
Moderado (10 - 40 mm)	Sin lluvia previa	19,2	5,2	62,2	31,5	234,7	646,1	203,3
Fuerte (> 40 mm)	Previa lluvia	56	5,5	1,7	32,9	568,5	1630,4	535,6
Fuerte (> 40 mm)	Sin lluvia previa						Condición no monitoreada	

además, fue influenciada por la frecuencia de las lluvias, hallándose mayores variaciones del drenaje superficial cuando a los eventos examinados les precedió otro evento (4 horas antes o menos), y menores variaciones en los casos, en los cuales los eventos previos se dieron 24 horas antes o más.

Tabla 4. **Respuesta del caudal frente a eventos de magnitudes variables y de intensidades contrastantes.**

Las siglas QB significan caudal base y QP caudal pico.

Categoría Intensidad	Categoría magnitud	Magnitud (mm)	Intensidad (mm/h)	Tiempo evento anterior (h)	QB (l/s)	QP (l/s)	% incremento de caudal	Δ Caudal neto (l/s)
Baja	Tenue (< 1mm)	0,8	1,2	4,7	140,3	146,8	4,6	6,5
Moderada	Tenue (< 1mm)	0,8	2,4	5,5	105,5	114,0	8,1	8,6
Baja	Muy ligero (1 - 3 mm)	2,2	1,5	11,7	93,8	111,7	19,1	17,9
Moderada	Muy ligero (1 - 3 mm)	2,4	7,2	16,2	90,9	114,8	26,2	23,8
Baja	Ligero (3 - 10 mm)	10	2,2	24,2	33,3	91,9	176,1	58,6
Moderada	Ligero (3 - 10 mm)	8,6	7,4	24	71,4	178,7	150,2	107,3
Baja	Moderado (10 - 40 mm)	14,4	2,9	6,2	58,3	212,1	264,1	153,8
Moderada	Moderado (10 - 40 mm)	16,4	12,6	14,8	80,6	375,3	365,9	294,8

Figura 4. Volumen acumulado de precipitación y caudales en el Páramo de Mixteque.

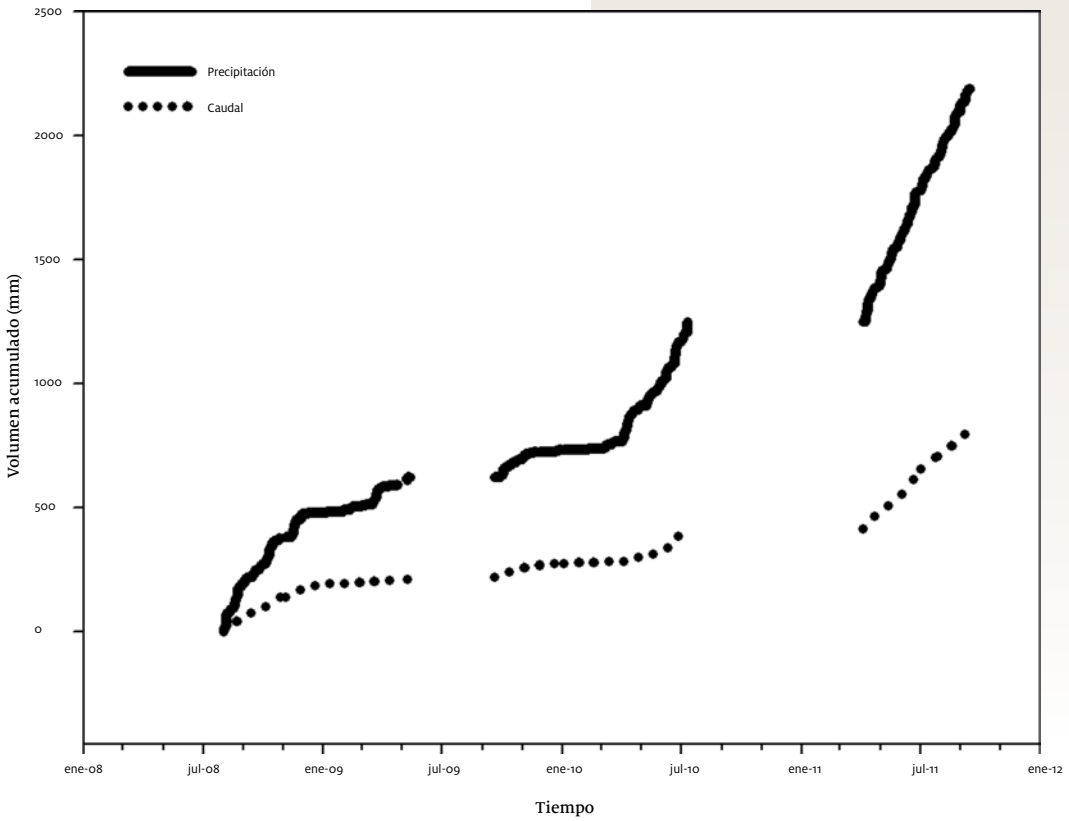


Tabla 5. **Precipitación y caudales mensuales, relación entre caudal versus las entradas por precipitación mensual en la microcuenca. Caudales promedios diarios de cada mes (Qpro).**

Las siglas significan: Mes húmedo (MH), Mes seco (MS), Mes de transición entre la época húmeda y la seca (MTHS) y Mes de transición entre la época seca y la húmeda (MTSH).

	Fecha	Pp (mm/mes)	Q (mm/mes)	% Q	Qpro (l/s/km ²)
MH	sep-08	88,2	31,4	35,5	12,1
MH	oct-08	109,4	42,5	38,8	18,2
MH	nov-08	110,3	36,1	32,7	15,5
MTHS	dic-08	6,6	15,6	236,4	5,8
MS	ene-09	7,2	5,7	79,6	2,1
MS	feb-09	21,0	4,0	18,9	1,6
MTSH	mar-09	83,1	6,8	8,1	2,5
MH	oct-09	72,4	25,4	35,1	9,5
MH	nov-09	37,1	15,6	42,1	6,0
MTHS	dic-09	15,5	6,6	42,7	2,5
MS	ene-10	0,0	3,2	320,0	1,2
MS	feb-10	6,5	1,5	22,6	0,6
MTSH	mar-10	33,7	3,3	9,7	1,2
MH	abr-10	168,6	19,2	11,4	7,4
MH	may-10	117,3	21,7	18,5	8,1
MH	jun-10	200,1	68,9	34,4	26,6
MH	abr-11	144,7	22,3	15,4	25,8
MH	may-11	196,4	28,5	14,5	26,4
MH	jun-11	218,9	54,3	24,8	46,9
MH	jul-11	157,5	61,1	38,8	24,4
MH	ago-11	189,2	68,1	36,0	25,4

Al analizar los caudales versus las precipitaciones mensuales (Tabla 5), se observó que la proporción de las precipitaciones que sale como drenaje superficial en el páramo de Mixteque varía considerablemente. Se calculó que durante los meses húmedos los caudales representaron en promedio el 25% de las entradas por precipitación, con un máximo de 38,8% de las mismas. Durante los meses de transición entre la época húmeda a la seca, el drenaje superficial fue el 37% de los ingresos, durante estos meses se observó una descarga muy similar en los dos periodos de transición monitoreados (años 2008 y 2009, Tabla 5 y Figura 3B). En los meses secos los caudales se igualaron o superaron las precipitaciones mensuales, como se observó en los meses diciembre y enero de 2008 y en enero de 2010, este último con precipitación igual a cero. Para estos meses el caudal representó en promedio 140% de las entradas. Contrariamente, durante los meses de transición de la época seca a la húmeda el drenaje superficial fue apenas el 14% de las precipitaciones.

Al analizar las curvas de volumen acumulado (Figura 4) se observó que la pendiente de descarga de caudal fue menor que la pendiente de ingreso por precipitaciones, comportamiento que se hace más notorio en los periodos húmedos. El caudal acumulado total de todos los periodos estudiados, representó un 36% de la precipitación acumulada.

Por otra parte, al analizar el mapa de geomorfología de la microcuenca donde domina el modelado glaciar, periglacial y fluvio-glaciar, se halló que las formas de relieve del área de estudio está dominada por till sobre laderas, unidad que abarca el 53% del área, seguido luego por los afloramientos rocosos (18%), till sobre el fondo de valle (17%) y lagunas y humedales sobre cubetas de sobreescavamiento (8%). El resto del área lo representan morrenas de retroceso y derrubios rocosos. Las morrenas laterales prácticamente han sido desmanteladas por la erosión.

Con respecto a las características edáficas, se encontró que tanto los suelos de las laderas y del fondo de valle poseen texturas franco-arenosa. Se hallaron altas conductividades hidráulicas en las laderas de $6,6 \text{ cm h}^{-1}$ y bajas de $0,90 \text{ cm h}^{-1}$ en el fondo de valle y de $1,8 \text{ cm h}^{-1}$ en los humedales. Los contenidos de agua edáfica en los suelos de laderas presentaron un valor promedio igual a $0,195 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ durante la época lluviosa y $0,09 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en la seca, como resultado de un fuerte descenso al escasear las precipitaciones. Los suelos del fondo de valle presentaron promedios estacionales igual a $0,36$ y $0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ respectivamente, a diferencia de los más orgánicos de los humedales cuyos contenidos de agua promedio fueron $0,93$ y $0,88 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, valores que ilustran una pequeña variación entre ambos periodos y el mantenimiento de elevados contenidos de agua en los suelos de esta unidad.

Discusión y conclusiones

El páramo de Mixteque posee un régimen unimodal de precipitación, que indica una clara influencia del patrón climático de los Llanos de Venezuela. Al igual que el resto de los páramos venezolanos los meses diciembre, enero y febrero corresponden a meses secos, sin embargo, en otros páramos la época seca puede llegar a ser de hasta 5 meses en años con promedios menores a la media anual (Monasterio y Reyes 1980). Según estos autores, la precipitación en los meses secos oscila entre 5 y 8 mm en los páramos de Mucuchíes y San Rafael. Según lo reportado, el páramo de Mixteque es más húmedo que estos páramos venezolanos (ubicados en los bolsones secos intermontanos) por tener una época seca más corta (solo 3 meses) y precipitación anual mayor.

A diferencia de los páramos venezolanos, en la mayoría de los páramos de Ecuador y Colombia no existe temporada seca, las precipitaciones en estos páramos se distribuyen uniformemente a lo largo del año (Céleri *et al.* 2009). Esta característica del clima paramero en estas latitudes parece ejercer una fuerte influencia en el papel regulador que poseen estos ecosistemas (Buytaert *et al.* 2008b).

La marcada estacionalidad de las precipitaciones en los páramos venezolanos, genera una mayor necesidad de abastecimiento de quebradas y ríos provenientes de este ecosistema, ya que frente a las pocas precipitaciones la actividad agrícola debe canalizar y abastecerse de agua a través de sistemas de riego. Por otra parte, durante la época seca, la radiación que ingresa al páramo es muy elevada (1.240 w m^{-2}), condición que incrementa las demandas evaporativas y mayores requerimientos del recurso.

Para el periodo completo de registros, el Páramo de Mixteque aportó como caudal el 36% de las precipitaciones que recibió. Salidas similares fueron reportadas para el páramo de Gavidia por Sarmiento (2000), quien halló que el drenaje en parcelas experimentales fue el 36,7% de las

precipitaciones. En los páramos ecuatorianos los caudales representan entre el 48 y el 79% de las precipitaciones. Esto indica que los páramos venezolanos (a escala regional considerados como páramos secos) poseen menores rendimientos como proveedores de agua, como consecuencia del patrón estacional y los menores ingresos por precipitación.

El caudal del páramo de Mixteque presentó un comportamiento similar al patrón de sus precipitaciones. Este comportamiento hidrológico del páramo venezolano es notoriamente diferente al de otros páramos descritos en Ecuador y Colombia, en los cuales no es posible apreciar dicha estacionalidad, sino el mantenimiento del caudal a lo largo del año (Buytaert *et al.* 2006a; de Bievre *et al.* 2006).

Analizando la capacidad de regulación hídrica del páramo de Mixteque, los análisis a escala diaria y por eventos de precipitación y caudal, parecen indicar que su capacidad de regulación es baja. Fue notorio el incremento del caudal frente cualquier evento, inclusive para aquellos de magnitudes bajas. Se encontró una clara correspondencia entre la variación del caudal con la magnitud y frecuencia de las precipitaciones. Esta tendencia difiere con los páramos de Ecuador, cuyos caudales presentaron picos altos únicamente cuando las precipitaciones moderadas ocurrieron con alta frecuencia; las lluvias de gran magnitud aisladas generaron poca variación del caudal, es decir poseen respuestas de flujo menores, demostrando una mayor capacidad de regulación (Buytaert *et al.* 2007).

El comportamiento dinámico de los caudales fuertemente dependiente de las precipitaciones en la época húmeda, debe estar asociado a la gran superficie de afloramientos rocosos en la microcuenca (18% del área), unidad sobre la que escurre la totalidad de las precipitaciones que recibe. Por otra parte, las laderas (que representan el 53% de la superficie de la microcuenca) regulan escasamente el flujo hídrico, como

consecuencia de sus pendientes fuertes a moderadas, suelos altamente pedregosos, con horizonte organomineral poco desarrollado, con poca profundidad efectiva y de texturas franco arenosas, elevada conductividad hidráulica saturada, los cuales son incapaces de retener gran parte del agua que reciben, al menos en los primeros 10 cm de profundidad. Estas dos unidades geomorfológicas que cubren más de dos tercios de la superficie de la microcuenca deben tener una fuerte repercusión en su comportamiento hidrológico. Sobre los fondos de valle, cubiertos de till morrénico, se encontró una mejor capacidad de retención de agua en los primeros 10 cm de profundidad, asociada a menores pendientes y mayores contenidos de arcillas. Esta unidad posiblemente abastece al caudal durante las primeras semanas de la época seca y no durante toda esta, ya que se encontró un notorio descenso de su contenido de agua edáfica para dicho período en los primeros 10 cm.

Por el contrario, los suelos orgánicos de los humedales mantuvieron permanentemente elevados contenidos de agua durante toda la época seca. Esto parece indicar, que en el proceso de regulación hídrica, las lagunas y humedales (8% de la superficie) parecen cumplir un importante papel como reservorios de agua durante toda la época seca. De la capacidad de almacenamiento de las lagunas y humedales parece depender buena parte de la regulación hídrica de este páramo. Los humedales, tan importantes durante los meses secos parecen no regular el caudal en los meses húmedos, debido a que después de la temporada seca, se recargan rápidamente en los meses de transición y durante el primer mes de la temporada húmeda. Una vez saturadas estas unidades la lluvia no infiltrará y escurrirá rápidamente a la red de drenaje. El proceso de recarga es posible visualizarlo en la figura 3B y en la tabla 5, específicamente en el mes marzo

de 2009, en el cual llovió 83,1 mm y apenas salió como caudal 6,8 mm (8,1%), de igual manera, esto se apreció en abril de 2010, en el cual ingresaron 168,6 mm y drenaron como caudal 19,2 mm (11,4%). Este proceso también se observó en el análisis de volumen acumulado, específicamente en el segundo periodo de registros (Figura 4), cuya curva de precipitación incrementa fuertemente a partir de abril de 2010 en comparación con la curva de caudal, cuya pendiente varió ligeramente en este mismo tiempo, señalando la recarga de los suelos.

Durante la temporada seca, por el contrario, el caudal no fue tan sensible a las precipitaciones, este comportamiento debe ser resultado de bajos potenciales matriciales en los suelos de la microcuenca, que retuvieron una gran parte de las pocas precipitaciones que ingresaron y generaron bajo drenaje.

A pesar de la escasa regulación hídrica que presentan la mayor parte de los suelos del Páramo de Mixteque en los meses húmedos, el hecho de que el caudal se mantenga durante los meses secos, confirma la capacidad de almacenamiento de agua de este ecosistema. En esta función, las lagunas y humedales parecen ser una importante unidad recolectora y almacenadora del recurso en la época de lluvias y abastecedora en los meses secos. Al resaltar la importancia de las lagunas y los humedales en el almacenamiento y regulación hídrica de este ecosistema, no debemos olvidar la conectividad hídrica existente con las laderas, donde las precipitaciones infiltran y drenan subsuperficialmente alimentando la red de humedales de laderas y ojos de agua (manantiales) y contribuyendo en la recarga lenta y constante de las unidades de fondo de valle. Con estos hechos hidrológicos, resaltamos la importancia y urgencia de la conservación del páramo como un conjunto de unidades ecohidrológicas indivisible, proveedoras de agua y vida.

Agradecimientos

Queremos hacer nuestro más sincero agradecimiento al Proyecto Páramo Andino que financió la adquisición de los equipos, asesoró y apoyó plenamente el desarrollo de esta investigación. Agradecemos además al Fondo Nacional de Ciencias, Tecnología e Innovación del Ministerio de Ciencias y Tecnologías de Venezuela y al CDCHT – ULA (C-1654-09-01-EM). Por otra parte, agradecemos a todas aquellas personas que desinteresadamente nos han acompañado en el monitoreo de campo, que ayudaron en la instalación y el mantenimiento de los equipos, entre ellas podemos nombrar a José Gregorio Monsalve, Williams Dugarte, Nelson Márquez, entre otros más, a los parameros Franklin Dávila (Chon), Néptali Dávila y toda su bella familia, María Vicenta Dávila, a los Comités de Riego de Mixteque y Miguaguó, y a la comunidad de Mixteque en general, de quienes surgió la iniciativa voluntaria de cercar las estaciones, velar por el cuidado de los equipos y apoyar durante el monitoreo. A todos ellos, gracias!!

Dedicatoria

A la Comunidad y Comité de Riego de Mixteque, en especial a las mujeres parameras que dan su vida por la conservación del páramo y su agua: María Vicenta Dávila y Ligia Parra.

Referencias

- Buytaert W, Sevink J, de Leeuw B, Deckers J.** 2005. Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian paramo region. *Geoderma* 127 (1-2):114-129.
- Buytaert W, Célleri R, de Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006a. Human impact on the hydrology of the Andean Paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.
- Buytaert W, Iñiguez V, Célleri R, de Bievre B, Wyseure G, Deckers J.** 2006b. Analysis of the water balance of small paramo catchments in south Ecuador. In: Krecek J, Haigh M, editors *Environmental Role of Wetlands in Headwaters*. Springer. pp:271-281.
- Buytaert W, de Bievre B, Célleri R, Cisneros F, Wyseure W, Deckers J.** 2008a. Comment on "Human impacts on headwater fluvial systems in the northern and central Andes" (Carol P. Harden, *Geomorphology* 79, 249-263). *Geomorphology*: 96 (1-2):239-246.
- Célleri R, Feyen J.** 2009. The hydrology of tropical andean ecosystems: importance, knowledge status and perspectives. *Mountain Research and Development* 29 (4): 350-355.
- De Bievre B, Iñiguez V, Buytaert W.** 2006. Hidrología del Páramo. Importancia, propiedades y vulnerabilidad. En: *Investigaciones biofísicas en el páramo*. GTP/Abya Yala.
- FAO.** 1990. Evapotranspiración del Cultivo, Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO riego y drenaje 56. FAO Fiat Panis.
- Franco B, Pouyaud B.** 2004. Métodos de Observación de Glaciares en los Andes Tropicales, Mediciones de terreno y procesamiento de datos. Versión I. IRD, GREAT-ICE y GLACIOCLIM.
- García D.** 2006. El agua: patrimonio y derecho. Foro de los Recursos Hídricos. Cuadernos populares del agua. Primera edición. Ecuador.
- Harden C.** 2006. Human impacts on head-water fluvial systems in the northern and central Andes. *Geomorphology* 79:249-263.
- Hofstede R.** 2003. Los páramos en el mundo: su diversidad y sus habitantes. En: Hofstede R, Segarra P, Mena P, editores. *Los páramos del mundo*. Quito, Ecuador: Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/ NC-IUCN/EcoCiencia.
- Josse C, Cuesta F, Navarro G, Barrena V, Cabrera E, Chacon-Moreno E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A.** 2009. *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru y Venezuela*. Lima: Secretaria General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Paramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RumBOL SRL.
- Malagón D.** 1982. Evolución de suelos en el páramo andino. Mérida, Venezuela: CIDIAT.
- Molinillo M, Monasterio M.** 2005. El Complejo de Humedales del Páramo El Banco. En: *Turberas Altoandinas. Espacios Frágiles de Vida y Cultura*. En: Izurieta X, editor. *Proyecto Peatlands in the Tropical Andes*. Global Peatlands Initiative/NC-IUCN/ECOPAR/Grupo Páramo. Quito, Ecuador.
- Monasterio M, Reyes.** 1980. Diversidad ambiental y variación de la vegetación en los Páramos de Los Andes Venezolanos. En: Monasterio M, editor. *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Mérida, Venezuela: Ediciones de la Universidad de Los Andes.

- Monasterio M.** 1980. Los Páramos Andinos como región natural, Características Biogeográficas Generales y Afinidades con Otras Regiones Andinas. En: Monasterio M, editor: *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Mérida, Venezuela: Ediciones de la Universidad de Los Andes.
- Monasterio M, Celecia M.** 1991. El Norte de los Andes tropicales. Sistemas naturales y agrarios en la Cordillera de Mérida. *Ambiente* 68:2-6.
- Monasterio M, Molinillo M.** 2003. Venezuela. En: Hofstede R, Segarra, Mena P, editores (Eds). *Los páramos del mundo*. Quito, Ecuador: Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia.
- Monasterio M, Smith KS, Molinillo M.** 2006. Agricultural Development and Biodiversity Conservation in the Páramo Environments of the Andes of Mérida, Venezuela. In: Spehn EM, Liberman M, Körner C editors. *Land Use Change and Mountain Biodiversity*. USA: Taylor and Francis Group.
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau JL, Collinet J.** 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of andisols from the Ecuadorian paramo: effect of tillage and burning. *Catena* 45:185-207.
- Sarmiento L, Monasterio M.** 1993. Elementos para la interpretación ecológica de un sistema agrícola campesino de los Andes venezolanos (páramo de Gavidia). En: Rabey M, editor. *El Uso Tradicional de los Recursos Naturales en Montañas: Tradición y Transformación*. Montevideo: UNESCO-ORCYT. pp. 55-77.
- Sarmiento L.** 2000. Water balance and soil loss under long fallow agriculture in the Venezuelan Andes. *Mountain Research and Development* 20(3):246-253.
- Schubert C, Vivas L.** 1993. *El cuaternario de la cordillera de Mérida*. Andes venezolanos. Mérida, Venezuela: Universidad de Los Andes y Fundación Polar.
- Suárez MM.** 1978. Cambios en la economía agraria en poblaciones rurales de los Andes Venezolanos. París: Actas del XVII Congreso de Américas. Volumen I.
- Vivas L.** 1992. *Los Andes Venezolanos*. Caracas, Venezuela: Academia Nacional de la Historia.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Cammeraat L et al, 2014. Calidad del agua en relación con las propiedades del geoecosistema: Un estudio de caso de una zona de jalca cerca de Cajamarca, Perú. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Calidad del agua en relación con las propiedades del geoecosistema: Un estudio de caso de una zona de jalca cerca de Cajamarca, Perú

Lucas H Cammeraat¹, Arie C Seijmonsbergen¹,
Jan Sevink¹, Yvonne PG Hoogzaad¹,
Wouter S Stoops¹, Sebastiaan J De Vet¹,
Manon E De Vries¹, Marijn Van Veelen¹,
Hendrik A Weiler¹, Niels Weiss¹, Isidoro
Sánchez-Vega², Fresia Chunga-Castro³,
Manuel Roncal-Rabanal⁴

¹ Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam, Science Park 904, 1098 XH, Amsterdam, Holanda

² Escuela de Postgrado, Herbario CPUN, Universidad Nacional de Cajamarca, Cajamarca, Perú

³ CIPDER, Los Naranjos 151 Urb. El Ingenio, Cajamarca, Perú

⁴ Escuela de Ingeniería Ambiental - Universidad Nacional de Cajamarca, Perú

Resumen

Este estudio presenta una primera aproximación a la relación entre hidrología, calidad del agua, geología y suelos para un ecosistema de jalca cerca de Cajamarca en el norte de Perú. Debido a que las áreas de jalca son propensas a la degradación de sus suelos húmicos, como resultado del uso del suelo y del cambio climático, se requiere mayor información sobre su hidrología y geoecología. Durante dos campañas de campo se evaluó la geología, geomorfología, suelos y vegetación del área. Además, se realizaron mediciones de conductividad eléctrica hidrológica y se tomaron muestras a lo largo de varias quebradas (arroyos). Aunque en la región hay importantes proyectos mineros, no existe actividad minera en las cuencas estudiadas.

Los suelos mostraron una clara relación con su sustrato y en muchos casos tuvieron un alto contenido de materia orgánica, que se demuestra por el predominio de horizontes A mólicos y úmbricos. La hidrología es impulsada por un excedente de agua de alrededor de 300 mm por año y el caudal de los ríos está íntimamente relacionado con la estacionalidad de las lluvias.

Hemos encontrado que existe una clara relación entre el sustrato subyacente y la química del agua de los arroyos y pantanos. Se pueden distinguir dos tipos de agua: uno originado de rocas extrusivas dacíticas (ignimbritas), con niveles extremadamente bajos de sólidos disueltos totales, un predominio de Ca^{2+} y HCO_3^- , niveles de sodio relativamente altos y una baja RAS (relación de adsorción de sodio). El otro tipo de agua se origina en zonas de roca madre dominadas por calizas, mostrando niveles mucho más altos de sólidos disueltos totales. La contaminación química del agua, expresada en nitratos y amonio, estuvo relacionada especialmente con zonas pobladas.

Palabras clave:

Ignimbritas, suelos, hidrología, conductividad eléctrica, relación de absorción de sodio

Abstract

This study gives a first approximation of the relationship between hydrology and water quality, geology, and soils for a jalca ecosystem near Cajamarca in Northern Peru. As the jalca areas are prone to degradation of their humic soils as a result of land use and climate change, more information is needed on their hydrology and geoecology. During two field campaigns the area was surveyed with regard to geology, geomorphology, soils, and vegetation. Furthermore, hydrological routings were executed, measuring electrical conductivity (EC^{25}) of stream waters and selectively sampling these waters.

Soils showed a clear relationship with their substrate and were in many cases high in organic material as shown by the dominance of mollic and umbric A horizons, respectively. The hydrology is driven by a water surplus of around 300mm per year, and stream discharge is closely related to the seasonality of the rainfall.

We found that there is a clear relationship between the underlying substrate and the water chemistry of the streams and fens. Two set of water types can be distinguished: one originating from dacitic extrusive rocks (ignimbrites), with extremely low total dissolved solid levels, a dominance of Ca^{2+} and HCO_3^- , and relatively high sodium levels and with low SAR (sodium adsorption ratio) values. The other type of water originates from limestone dominated bedrock areas, showing much higher total dissolved solid levels. Chemical water pollution, as expressed by nitrates and ammonium, was especially related to settlements.

Key words

Ignimbrites, Soils, Hydrology, Electrical conductivity, Sodium adsorption ratio

Introducción

A diferencia de los ecosistemas de páramo andino de Colombia y de la mayor parte de Ecuador, sus equivalentes andinos más al sur (páramos y jalca del Perú y sur del Ecuador) se caracterizan por una geología mucho más variada y una gama de suelos mucho más amplia, en comparación con las rocas predominantemente volcánicas y suelos profundos de ceniza volcánica de los ecosistemas andinos del norte. Muchos de estos suelos no volcánicos carecen de la alta capacidad de retención de agua y permeabilidad de los Andosoles del norte de los Andes. Además, el clima es a menudo más seco y/o más estacional, como en los ecosistemas tipo jalca del sur. En consecuencia, la variación regional e incluso local en las características de los caudales (cantidad y composición) puede ser considerable.

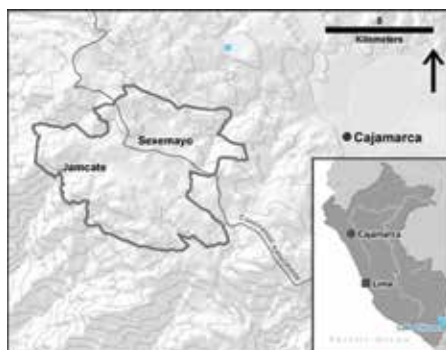
Es fundamental comprender las características hidrológicas y el comportamiento a nivel de cuencas para un manejo adecuado de estos espacios. Desafortunadamente, a diferencia de sus equivalentes del norte, los estudios de línea base sobre su hidrología, geomorfología y suelos son escasos. Este documento se relaciona con un estudio de caso sobre el sitio de Proyecto Páramo Andino cerca de Cajamarca. La zona tiene una moderada densidad poblacional, patrones geológicos y de suelo muy variados y ecosistemas de tipo jalca. Este análisis se centra en la hidrología de la zona y presenta una descripción de los aspectos relevantes del paisaje (incluyendo suelos, geomorfología y clima) y un análisis más detallado de las características hidrológicas de la zona.

Los resultados presentados en este estudio fueron obtenidos durante un curso internacional de maestría (M.Sc) sobre geoecología aplicada, llevado a cabo de junio a julio del 2008 y 2010 por dos grupos de estudiantes de Perú, Estados Unidos y Holanda. El curso fue organizado conjuntamente por la Universidad de Amsterdam, la Universidad Nacional de Cajamarca y el CIPDER.

Información general

El área de interés se ubica en la provincia de Cajamarca en el Perú ($7^{\circ}10' S$; $78^{\circ}36' O$; Figura 1), en la divisoria continental, a una altitud entre 3.400 y 4.000 metros. La parte central de la zona está formada por una llanura amplia, elevada y ondulada, que en algunos lugares está rodeada por y conectada a zonas montañosas más altas, especialmente en el noroeste. La meseta está cortada por valles fluviales profundos que drenan, ya sea en la cuenca tectónica de Cajamarca (río Cajamarca) y finalmente en el Atlántico, o, abruptamente, en dirección oeste en el Pacífico (río Chilite, cuenca del Jequetepeque).

Figura 1. Mapa de la ubicación de la zona de trabajo de campo.

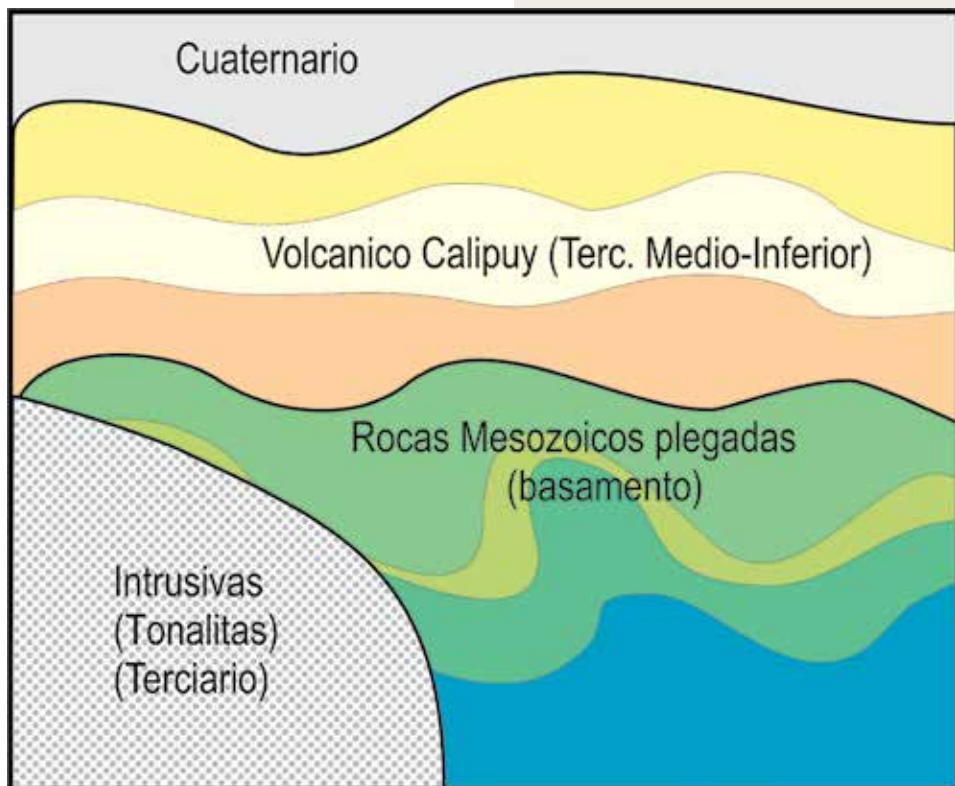


Geología y procesos geomorfológicos

En el área de interés predominan tres sustratos diferentes (Mapa geológico del Cuadrángulo de Cajamarca 19):

1. El basamento de la zona está constituido por formaciones marinas mesozoicas plegadas poco profundas. Éstas están compuestas principalmente por la alternancia de caliza, marga, cuarcita y arenisca (Ramos 1999), de las cuales las calizas cretácicas de la formación Cajamarca y las cuarcitas de la formación Farrat son particularmente resistentes a la meteorización y erosión.
2. Rocas graníticas, en su mayoría tonalitas ricas en feldespatos de sodio, que se han intruido en las rocas del basamento en el Terciario Inferior tardío (Reyes-Rivera 1980).

Figura 2. **Corte geológico transversal simplificado que muestra las principales unidades geológicas y su posición estratigráfica.**



3. Rocas extrusivas (formación San Pablo, Grupo Calipuy superior), que consisten principalmente de rocas piroclásticas bien depositadas y pobremente distribuidas, llamadas ignimbritas, que fueron depositadas de forma discordante sobre las rocas mesozoicas plegadas en el Terciario Inferior tardío. Tienen una composición dacítica (Reyes-Rivera 1980). Como lo sugiere Reyes-Rivera, estas rocas extrusivas están probablemente relacionadas con la intrusión de las rocas ígneas mencionadas en 2). Una relación de este tipo, entre intrusiones graníticas y depósitos de ignimbrita, fue demostrada claramente en una zona ubicada a 60 kilómetros al sur de Cajamarca (Navarro y Rivera 2006).

La morfología de la zona de estudio está dominada por resistentes formaciones geológicas plegadas del Cretácico, que forman la columna vertebral del paisaje, proporcionando un escalón para la incisión en el borde de la meseta. Las partes centrales, más planas, están cubiertas por una capa ondulada de ignimbritas que cubre de forma discordante las rocas plegadas subyacentes. En muchos casos, estas rocas subyacentes han sido expuestas y sobresalen a través de la cubierta ignimbítica. En varios lugares, las ignimbritas presentan un espectacular torreón cárstico (p.e Cumbemajo).

La mayor parte de la zona sobre los 3.000 metros de altitud fue cubierta por glaciares, en repetidas ocasiones, durante las distintas glaciaciones. La última de las cuales terminó hace alrededor de 12.000 años (Birkeland *et al.* 1989). Se han observado restos presumibles de esta cubierta glaciaria a 3.500 metros de altitud en la zona alrededor de Sexemayo en forma de morrenas basales y morrenas terminales de retroceso y, probablemente, estén relacionados con una importante extensión relativamente reciente de los glaciares. Los procesos geomorfológicos actuales incluyen procesos de ladera naturales, especialmente desprendimientos de rocas, mientras que la erosión por surcos, por labranza y en cárcavas es inducida con frecuencia por un inadecuado uso agrícola del suelo. Además, los procesos cársticos son importantes en las zonas de caliza, pero el sílice cárstico también es importante en las ignimbritas. En la actualidad, los procesos fluviales inducen la incisión de arroyos y redes de drenaje, que se están expandiendo hacia las partes altas de las cuencas altas de la meseta debido a procesos de erosión regresiva.

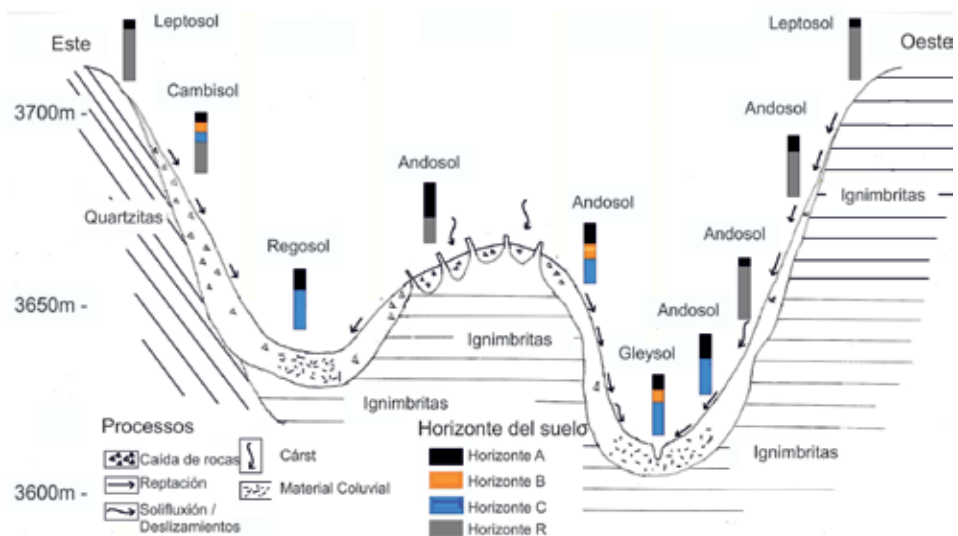
Finalmente, se debe hacer énfasis en que, específicamente en el área del presente estudio, no hay actividad minera ni la hubo en el pasado. Tampoco existen indicios de que existan minerales que podrían ser objetivo de concesiones mineras en el futuro.

Suelos

La gama y variedad de tipos de suelo es mucho mayor que en las regiones de páramo ubicadas más al norte (Colombia y Ecuador). Esto se debe a la ausencia del espeso manto formado por capas recientes de ceniza, que induce una cobertura de suelo muy homogénea, tan característica de grandes zonas de Ecuador y Colombia.

Los suelos encontrados en la zona de Cajamarca están estrechamente relacionados con su material de origen. En la figura 3 se presenta un conjunto característico de catenas, que muestra la dependencia de los suelos tanto de la posición topográfica como del material de origen.

Figura 3. **Distribución espacial de los suelos a lo largo de catenas características sobre ignimbritas y cuarcitas (según Hoogzaad et al. 2008). Los suelos fueron clasificados de acuerdo a la IUSS-WRB (2006).**



Sobre las rocas cuarcíticas y sus depósitos derivados de ladera predominan suelos pobremente desarrollados, como Leptosoles, Cambisoles y Regosoles, todos con horizontes Ah de color claro (horizontes ócricos). Sobre las rocas carbonatadas, como las calizas, predominan los Leptosoles en las partes más altas, mientras que los Phaeozems y Vertisoles son más comunes en las partes de pendiente suave de la catena, teniendo ambos un horizonte Ah mólico muy oscuro. Las rocas ignimbríticas y graníticas muestran suelos completamente diferentes. En la parte alta y en la ladera, los suelos tienen horizontes Ah úmbricos muy oscuros y se clasifican como Umbrisoles, o como Andosoles vítricos, cuando existe más del 5% de vidrio volcánico. Los depósitos más recientes se caracterizan por suelos poco desarrollados como los Regosoles o como Gleysoles o Histosoles en el fondo de los valles.

Los estudios también mostraron que los suelos ignimbríticos eran a menudo menos profundos y más sensibles a la degradación como resultado del uso del suelo, mientras que los suelos sobre caliza, en general, eran más profundos y con mejor estructura de suelo. Por último, cabe mencionar que sobre la tonalita se observaron ocasionalmente Planosoles Solódicos. Estos suelos son característicos de los substratos que contienen cantidades importantes de silicatos de sodio fácilmente meteorizables y se formaron bajo condiciones climáticas xéricas (precipitación estacional), de manera similar a los Vertisoles en caliza/marga. Los Planosoles Solódicos pueden tener un pH relativamente alto (hasta 9 o más), una alta saturación de sodio en el subsuelo y se distinguen por su horizonte B altamente impermeable.

Tabla 1. **Visión general de los principales tipos de suelos en relación a la roca subyacente y posición topográfica**

Posición topográfica	Material de origen				
	Cuarcitas	Calizas/ Margas	Ignimbritas	Rocas graníticas	Sedimento cuaternario
Parte alta	Leptosoles	Leptosoles	Leptosoles / Andosoles / Umbrisoles	Leptosoles / Umbrisoles	Regosoles
Ladera	Leptosoles/ Cambisoles	Phaeozems/ Vertisoles	Andosoles / Umbrisoles	Leptosoles/ Umbrisoles/ Planosoles	-
Fondo del valle	Regosoles	Phaeozems / Vertisoles / Gleysoles	Gleysoles / Histosoles	Gleysoles/ Histosoles	Gleysoles / Histosoles

Clima

Figura 4. **Precipitación y temperatura en relación a la altitud para las estaciones Augusto Weberbauer (cerca a Cajamarca), Granja Porchon, La Quinua, Yanacochoa, Maqui Maqui y Carachugo (de baja a elevada altitud).** (Fuente de información: Stratus Consulting 2003).

Debido a la elevada altitud, el clima de la región se caracteriza por temperaturas relativamente bajas, que varían poco durante el año (13°C para Cajamarca) con una amplitud diurna de alrededor de 17°C (valores para Cajamarca a 2.650 metros de altitud, De la Cruz *et al.* 1999). La temperatura disminuye con la altitud. En la figura 4 se muestra el gradiente de temperatura para el transecto cercano de Cajamarca-Yanacochoa. No existen datos para el área de estudio.

En el área misma no se ha medido la precipitación, pero los datos presentados en la figura 4 muestran un claro aumento de la precipitación con la altitud, aunque el impacto de la exposición y la posición con respecto a la sombra de lluvia es bastante importante y explica la menor correlación. Los datos de precipitación sugieren que la misma en el área de estudio debería ser de alrededor de 1.100 mm por año.

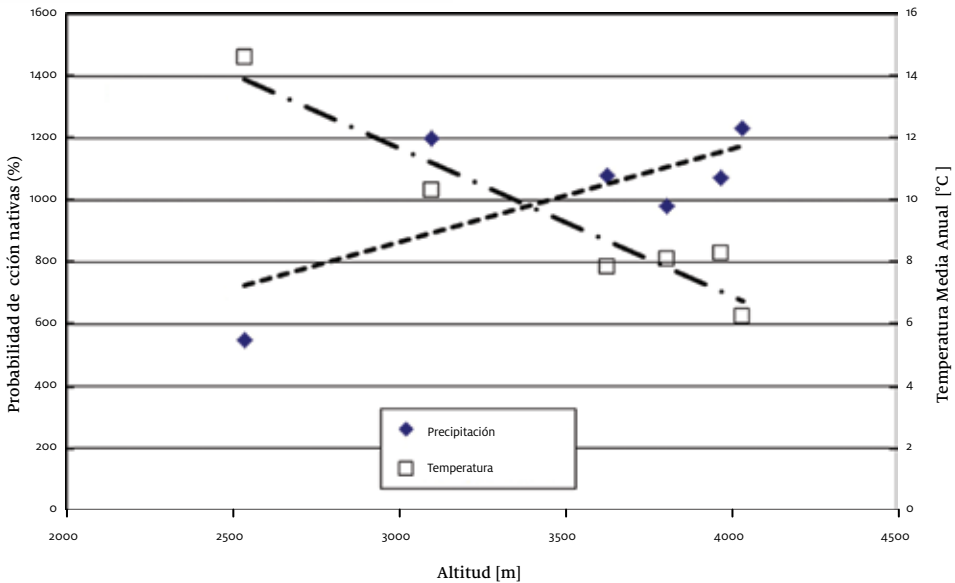
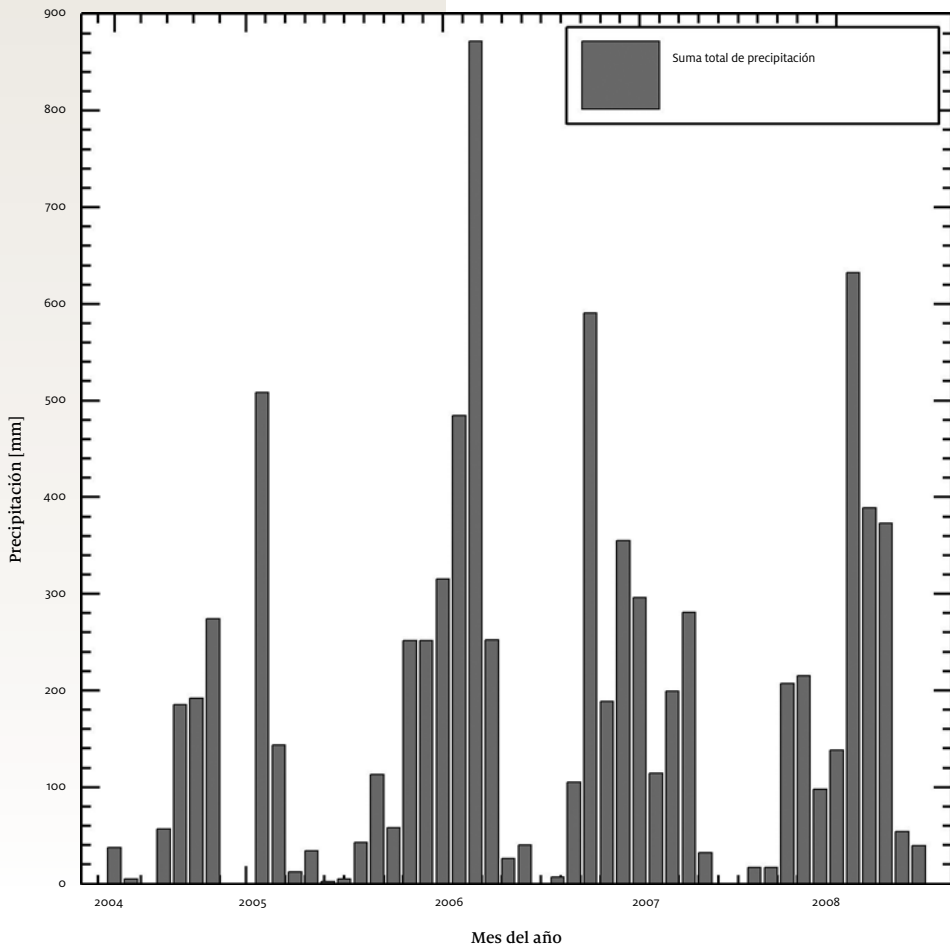


Figura 5. **Precipitación durante el periodo 2004-2007 en Huacraruco, medida con un pluviómetro rudimentario. Las barras faltantes representan interrupciones en las observaciones (tomado de van Veelen y de Vet 2008).**

Las precipitaciones se distribuyen de forma desigual a lo largo del año, con un período de invierno relativamente seco de junio a agosto y lluvias frecuentes durante el resto del año, siendo el período más húmedo de diciembre a marzo (Stratus Consulting 2003). Este patrón se observa también en la figura 5, la cual presenta datos de la cuenca Huacraruco al sur de Cajamarca.



Hidrología

Descripción de procesos hidrológicos de la zona

La información sobre el clima que es presentada abajo proviene de Stratus Consulting (2003). La evaporación potencial no muestra una gran variación en las cuatro estaciones a mayor altitud, utilizadas en la figura 4, y es de alrededor de 2,3 mm/día. De acuerdo a estas cifras, habría un exceso anual de alrededor de 300 mm/año. Este excedente anual relativamente alto explica la presencia frecuente de arroyos permanentes y turberas en el área de estudio.

Manantiales se encuentran especialmente en el contacto entre las rocas ignimbríticas porosas y las formaciones impermeables subyacentes (margas) o residuos meteorizados de tipo arcilloso (p. ej. en caliza). Se localizan en la base de los acantilados donde afloran las ignimbritas y con frecuencia presentan relevos cársticos prominentes que han desarrollado en las rocas ignimbríticas que principalmente tienen una composición de silíceos. Además, los suelos en ignimbrita tienen a menudo capas duras e impermeables de hierro en la base del solum, es decir, en su transición hacia la roca madre sin meteorización. Estos suelos, encontrados frecuentemente en mesetas de ignimbrita, dan lugar a un estancamiento de agua estacional y a pequeños arroyos que, en su mayoría son intermitentes (época lluviosa), pero que en algunos lugares pueden ser incluso permanentes.

Las zonas de caliza se comportan hidrológicamente de manera diferente, ya que tienen menos arroyos permanentes debido a la alta permeabilidad de las calizas y sus suelos. Cuando existen arroyos, éstos se originan con frecuencia en un contacto litológico con capas impermeables como margas o lutitas. Los manantiales en la zona de caliza parecen tener un flujo base mayor y más constante, lo cual puede atribuirse a su alimentación por sistemas

cársticos de aguas subterráneas. El tiempo de residencia del agua subterránea es mayor mientras el almacenamiento es más profundo, que es normal para terrenos con caliza, y mayor tiempo de residencia en principio significa flujos base más altos y más constantes.

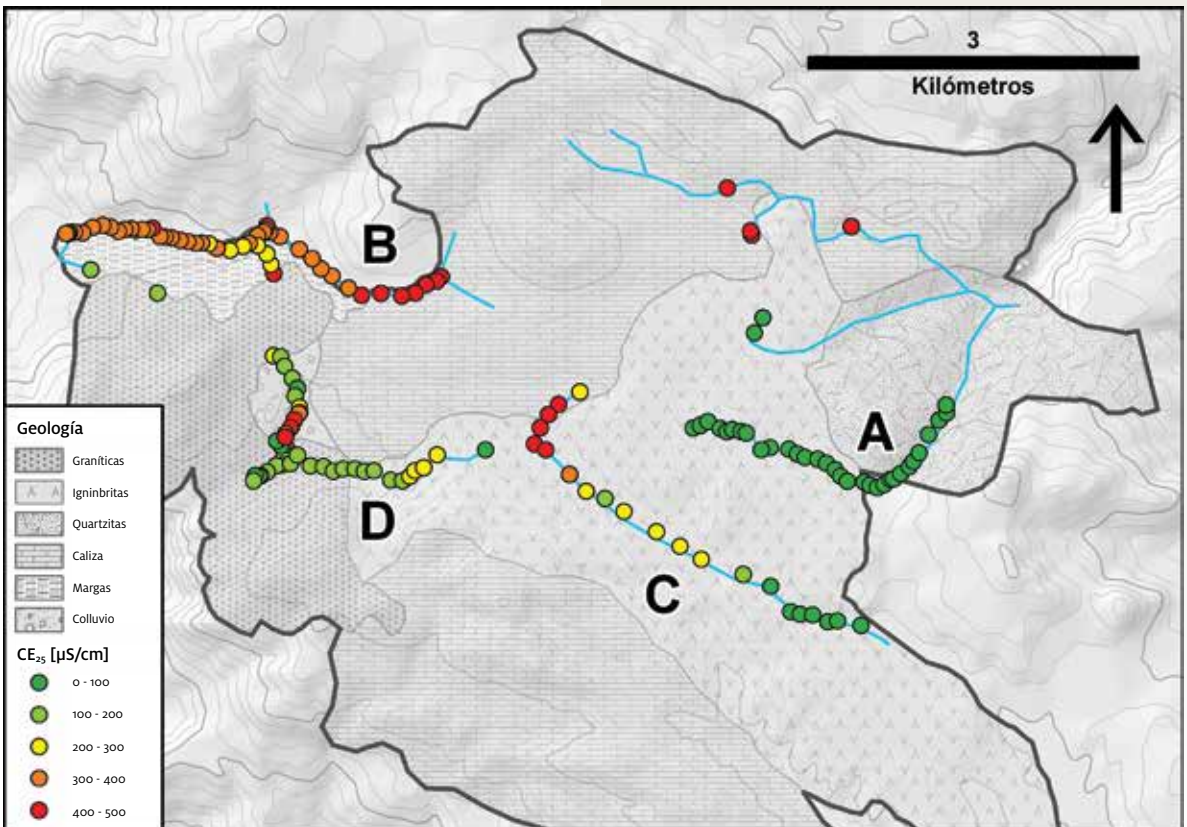
Las rocas graníticas y las cuarcitas tienen en común que los reservorios de agua subterránea. En estas rocas, se limitan a grietas y fisuras, que se concentran mayormente en los metros superiores y que son de tamaño limitado. El flujo base es por tanto bajo y los arroyos reaccionan relativamente rápido a la precipitación, siendo la capacidad de almacenamiento de estas formaciones baja en comparación con las ignimbritas y calizas.

Los fondos de los valles son generalmente muy húmedos debido a los materiales impermeables que están en la base e impiden la percolación profunda del agua. Estos incluyen un lecho de roca meteorizada de tipo arcilloso y materiales madre impermeables, como lutitas y margas, capas duras e impermeables o tillita subglaciar. En la mayoría de los fondos de los valles existe un nivel freático permanente poco profundo, existiendo muchas áreas anegadas, turberas y pequeños lagos. Los acuíferos son frecuentemente explotados para el riego local, especialmente en la cuenca de Jamcate. En estos ambientes húmedos, los suelos son a menudo Histosoles o Gleysoles, con horizontes Ah y B gruesos que contienen cantidades considerables de materia orgánica (hasta 400 toneladas ha⁻¹; Cammeraat *et al.* 2011). Estas reservas de carbono sólo pueden persistir si los niveles freáticos son mantenidos en su nivel actual, ya que estos suelos son propensos a la oxidación tras el drenaje. Buytaert *et al.* (2006) analizan las amenazas (como son el drenaje, cambio de uso del suelo, cambio climático y extracción de agua para riego) para estos suelos muy ricos en materia orgánica en los páramos.

Calidad de agua: Sólidos disueltos

La cuantificación de los términos de entrada y salida del sistema hidrológico es muy necesaria si se quisiera desarrollar e implementar esquemas de manejo para preservar las reservas de agua y carbono del suelo. Sin embargo, no existe información hidrológica para la zona de estudio. Para obtener datos sobre cantidad de agua se necesitan períodos largos de mediciones, lo que no era posible realizar en un estudio de tres semanas. La calidad del agua es también una propiedad de agua muy importante que determine la aptitud de las aguas (agricultura, riego, agua potable). La característica físico-química del agua es un aspecto importante de la calidad de agua que puede ser determinada

Figura 6. Resultados del ruteo hidrológico de calidad de agua del 2010 (modificado de de Vries y Weiss 2010).



más rápidamente. Es muy importante en el futuro obtener también noción de la cantidad de agua. Como un primer paso se llevó a cabo un estudio de reconocimiento mediante el análisis de la calidad del agua en arroyos y lagos permanentes, en relación con la geología y uso del suelo, durante las dos campañas de campo en el invierno del 2008 y 2010. En la figura 6 se presentan los datos físico-químicos medido lo largo los ríos sobre realizados durante las dos campañas.

Estos datos son ideales para obtener una impresión rápida de la cantidad total de sólidos disueltos en el agua de río, mediante la medición de su conductividad eléctrica a una temperatura de referencia de 25°C (EC_{25} , expresado en $\mu S/cm$). Un simple sensor puede detectar directamente los cambios en la conductividad. Normalmente existe una relación directa entre la conductividad eléctrica y la cantidad de iones disueltos en el agua del río ($1\text{ meq/l } \Sigma \text{cationes o } \Sigma \text{aniones} \approx CE_{25} / 100$ ($\mu S/cm$). También posibilita muestrear el agua de forma selectiva en los puntos de interés localizados durante el ruteo hidrológico. Las lecturas de conductividad eléctrica se realizaron cada 100 metros y fueron corregidas de forma automática para la temperatura.

La conductividad eléctrica (CE_{25}) medida, tal como se la obtuvo durante el ruteo en el 2010, se proyecta sobre el mapa geológico en la figura 6. Se observa una clara relación entre la geología y la CE_{25} . Las zonas de caliza muestran valores de CE_{25} claramente más altos en comparación con los valores encontrados en los arroyos originados en litologías graníticas, ignimbríticas y cuarcíticas. Así, el río A, en la figura 6, se origina en roca madre de ignimbrita y tiene agua con cantidades muy bajas de sólidos disueltos, como lo indica una CE_{25} de menos de 100 $\mu S/cm$ en toda la sección del río. Las ignimbritas se componen de minerales de sílice que no se disuelven tan fácilmente y la trayectoria de flujo del agua a través del cuerpo de ignimbrita es bastante

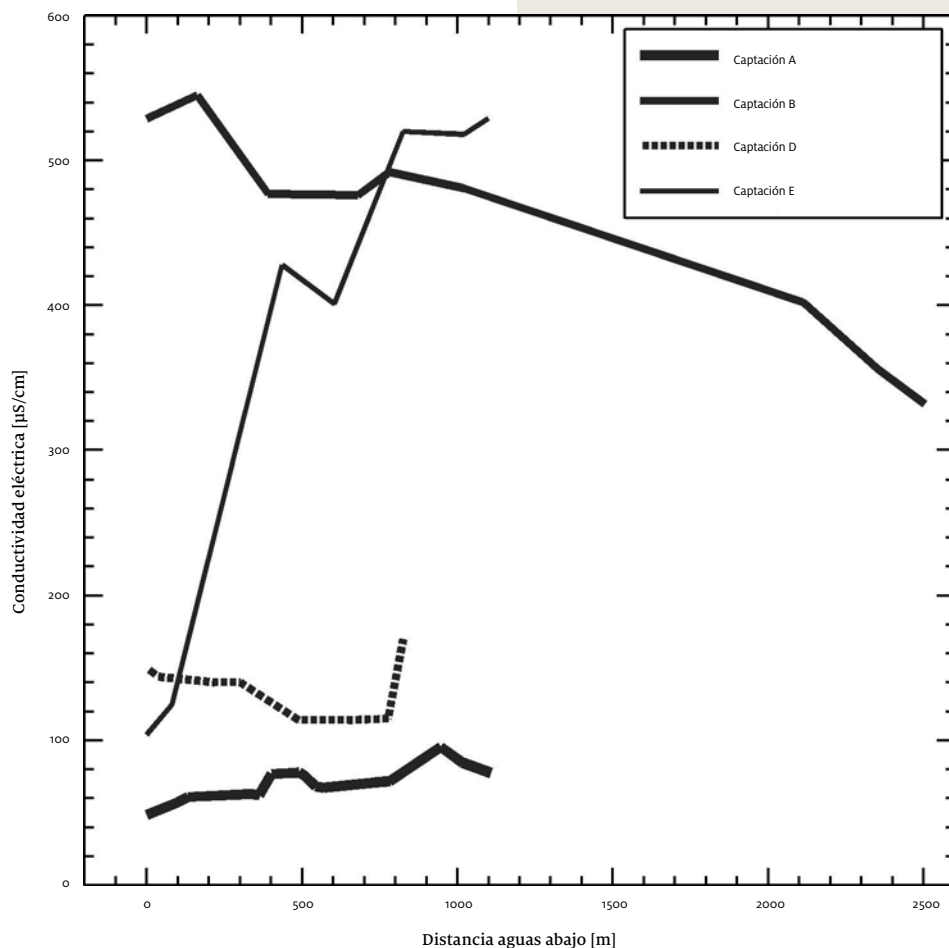
corto. En contraste, el río B muestra cantidades mucho más elevadas de sólidos disueltos con valores entre 400 y 500 $\mu S/cm$ en la sección aguas arriba. Los valores disminuyen aguas abajo, donde el río fluye a través de margas o lutitas, debido probablemente a la mezcla de agua derivada de caliza con agua con menores contenidos de sólidos disueltos procedente de las margas. Los valores son 3 a 4 veces mayores que en los ríos de ignimbritas, como en el río A, lo que está de acuerdo con la literatura (Appelo y Postma 2006). El río C es un ejemplo muy bueno de la mezcla de agua de dos fuentes diferentes. El origen del río Cumbemayo se encuentra en el área de caliza y marga de la cuenca y fluye, posteriormente, a través de una amplia zona con ignimbritas, que descarga agua con una CE_{25} muy bajo. En la sección con la menor medida, el aporte de la zona de caliza se diluye fuertemente y ya no es visible más en la CE_{25} .

La figura 7, basada en las mediciones efectuadas en el 2008, muestra las mismas relaciones graficadas de acuerdo a la distancia de la fuente aguas abajo, aunque los valores absolutos difieren. Los valores medidos en el año 2010 fueron, por consiguiente, inferiores, y aunque algunos efectos ocasionados por cambios en el uso del suelo podrían estar involucrados, la principal diferencia entre el 2008 y 2010 se relaciona probablemente con diferentes condiciones hidrológicas, pues es bien conocido que la CE_{25} depende en gran medida del caudal y tiempo de residencia del agua en el subsuelo. Los caudales mayores son el resultado de mayores cantidades de precipitación directa, y representan un aporte relativamente grande de agua que se mueve cerca de la superficie, con un tiempo de residencia y de contacto relativamente corto. Por lo tanto tienen una menor cantidad de sólidos disueltos. Los caudales menores son alimentados en su mayoría por agua profunda de movimiento lento, con un tiempo de residencia más largo y, en consecuencia, con mayores cantidades de materia disuelta (Appelo

y Postma 2006). Aunque no tenemos datos sobre el caudal, sabemos que en el 2010 el período seco comenzó relativamente tarde (mediados de junio). Los efectos del uso del suelo, especialmente el desmonte, podrían haber aumentado los sólidos disueltos totales, aunque se observó lo contrario. Sin embargo, no se observó un cambio notorio en el desmonte de tierras o cambio de uso del suelo entre el 2008 y el 2010.

Con respecto a la contaminación del agua, se puede mencionar que las aguas de ignimbrita tienen un bajo contenido de material disuelto y, por tanto,

Figura 7. Ruteos de CE en el 2008, mostrando también una clara relación entre la CE₂₅ y el lecho de roca. Todas los ríos originados en caliza tienen mayores CE₂₅ en comparación con los ríos provenientes de ignimbritas (van Veelen y de Vet 2008).



la contaminación agrícola o urbana se mostrará muy clara y rápidamente. Una pequeña contaminación tendrá aún un impacto significativo. En el agua originada en caliza, la contaminación será menos clara. Las diferencias en la composición química de las aguas y el impacto de la contaminación en relación a esta composición química, descrito como la capacidad de amortiguamiento, son evidentes en la tabla 2.

La Tabla 2 presenta las características químicas generales de los cuatro tipos típicos de agua: B es típico para la composición de agua de arroyos originados en zonas de caliza, con concentraciones elevadas de Ca^{2+} y HCO_3^- y concentraciones bajas de sílice disuelto. C y también A son típicos para el agua originada en entornos de ignimbrita, con niveles muy bajos de sólidos disueltos, con Ca^{2+} como el catión dominante y HCO_3^- como el anión dominante, y niveles muy altos de sílice

disuelto. La concentración relativamente alta de Na^+ y K^+ también es notable, la cual debe derivarse de las ignimbritas dacíticas que contienen cantidades considerables de feldspatos de Na y Ca. Estos elementos son mucho menos frecuentes en los arroyos que se originan en caliza. Cooper *et al.* (2010) también encontraron un predominio de Ca^{2+} y un predominio de HCO_3^- en las aguas superficiales y, en algunos casos, también niveles altos de Na^+ y K^+ en las corrientes al noreste de Cajamarca. Sin embargo, estos autores relacionaron la hidroquímica con la litología. El río D presenta fuentes mezcladas de agua.

Los valores de RAS del agua de río son bajos para todos los arroyos. La relación de adsorción de sodio (RAS) es la relación de la cantidad de iones de sodio (Na) sobre la raíz cuadrada de la cantidad de iones de calcio y magnesio en la solución. Si las arcillas en el suelo contienen 15% o más de Na⁺ en sus sitios intercambiables, la agregación

Tabla 2. Química del agua en 4 puntos característicos de muestreo

Los códigos A-D corresponden a los ríos indicados en la figura 5, excepto para B. Todas las concentraciones en $\mu\text{mol/l}$, excepto para el pH, RAS (-) y CE_{25} ($\mu\text{S/cm}$). COD = carbono orgánico disuelto, RAS = relación de adsorción de sodio, n.d. = no determinado. (Fuente de información: van Veelen & de Vet 2008).

	A	B*	C	D		A	B*	C	D
pH	7,55	7,88	7,25	7,71	K^+	183	25	109	34
CE_{25}	173	590	94	180	Na^+	167	70	192	222
COD	793	916	347	572	Ca^{2+}	536	2128	177	526
RAS	0,21	0,04	0,40	0,29	Mg^{2+}	70	454	56	79
HCO_3^-	1.400	3.278	780	1.589	NH_4^+	44	<10	<10	66
SO_4^{2-}	24	310	10	108	Al^{3+}	1.82	0.52	3.05	n.d.
Cl^-	69	49	27	34	Fe^{2+}	0,61	0,07	1,5	0,34
NO_3^-	11	41	10	5	Sr^{2+}	2,41	5,32	1,36	1,7
PO_4^{3-}	4,5	0,1	6	0,7	H_4SiO_4	466	87	853	261

* Esta muestra no fue tomada en el río B de la figura 5, sino en un río de caliza de características comparables.

del suelo se puede desestabilizar cuando se humedece. Si se aplica agua a un suelo con un contenido relativamente alto de sodio, el Na^+ reemplazará al Ca^{2+} y Mg^{2+} en el complejo de intercambio de arcilla y hará que los agregados de suelo se tornen inestables (Seelig 2000). Esto puede dar lugar al encostramiento del suelo y a una reducida infiltración y dispersión de arcilla, llevando eventualmente a problemas de erosión. No existe peligro de estos procesos y el agua puede usado seguro para riego.

Los niveles de COD son bastante altos en todas las aguas, lo cual se relaciona con los elevados niveles de carbono orgánico en los suelos del fondo del valle. Los niveles de nitrato y amonio fueron bastante bajos, aunque el impacto humano en la calidad del agua de los arroyos todavía era perceptible. Sin embargo, en algunas de las muestras el nivel de contaminación fue considerable, pero se diluía aguas abajo. La medición de la calidad biológica de los arroyos (p. ej. actividad microbiana) estuvo fuera del ámbito de los estudios de campo del 2008 y 2010.

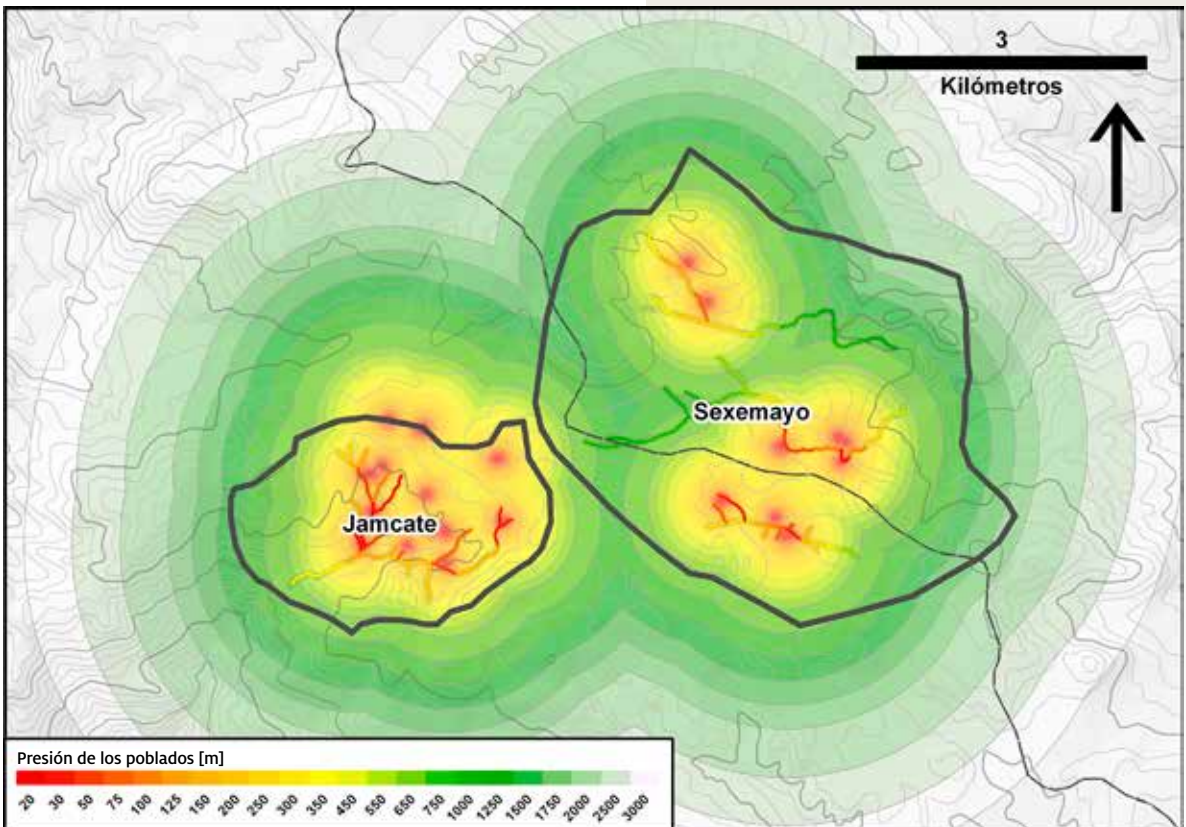
La comparación sistemática de los valores hallados con aquellos observados en las cuencas del norte de Ecuador y Colombia, con sus Andosoles característicos, es problemática, debido a que se han publicado muy pocos artículos sobre la química de los ríos en estas cuencas de páramo. Sin embargo, las diferencias en pH y cantidad de sólidos disueltos, especialmente de cationes monovalentes (K y Na), parecen ser considerables, siendo, por lo general, los valores de pH reportados para las aguas de los páramos del norte claramente inferiores a 7. Estas diferencias se pueden atribuir a la mineralogía específica (silicatos ricos en Na) en combinación con una clara estacionalidad climática. También se reflejan en la presencia de suelos como Vertisoles sobre las calizas y algunos raros Planosoles Solódicos sobre tonalita.

Contaminación antropogénica

Los efectos de la contaminación en la calidad del agua fueron analizados por van Veelen y de Vet (2008) mediante el uso de una regresión espacial entre calidad del agua y presión de los poblados (proximidad de los poblados a los arroyos).

Se emplearon anillos múltiples alrededor de los poblados para determinar la distancia a ellos, como lo muestran los colores de fondo de la figura 8. La calidad del agua de los arroyos se proyecta encima de las zonas de presión de los poblados. Los segmentos de los arroyos se representan como líneas coloreadas, donde los colores más cálidos (rojo-naranja) indican valores más altos de CE_{25} y los tonos verdes indican agua con valores menores de CE_{25} . En la figura 8 es evidente que los arroyos cercanos a los poblados tienen una mayor conductividad eléctrica, en comparación con los lugares más alejados de ellos. El análisis estadístico demostró que esta relación es significativa. Esto se puede interpretar como un efecto más fuerte en la calidad del agua cerca a los poblados que en los segmentos de los arroyos más alejados, donde la influencia humana es mucho menor y las aguas contaminadas se diluyen. Por lo tanto, la calidad del agua está fuertemente influenciada por las actividades socio-económicas locales, especialmente por aquellas cercanas a o en los poblados.

Figura 8. La presión de los poblados en las tres cuencas de este estudio se indica en tonalidades de fondo (modificado de van Veelen y de Vet 2008). La conductividad eléctrica (CE_{25}) de los arroyos se indica por el color de las líneas que representan el camino de los arroyos: rojo indica una mayor CE_{25} y verde una menor CE_{25} .



Conclusiones

La geoecología e hidrología de los geoecosistemas de jalca es poco conocida. En este trabajo se presentan algunas ideas sobre la litología, geomorfología y suelos de esta zona, demostrando que existe una estrecha relación entre la litología y la posición geomórfica y los principales tipos de suelo. En la zona, la influencia de los procesos glaciáricos, fluviales y cársticos es notable, al igual que en las rocas ignimbríticas.

Las diferencias litológicas no se encuentran reflejadas solamente en los suelos, sino también en la hidrología y la composición química del agua de drenaje:

Las zonas de caliza tienen menos manantiales y mayor drenaje del subsuelo que las zonas con un lecho de roca ignimbrítica. Debido a su diferente litología, la respuesta de los caudales a la precipitación también será diferente.

- Las zonas de caliza muestran cargas mucho mayores de sólidos disueltos, en las que predomina el Ca^{2+} y HCO_3^- . El agua de las rocas ignimbríticas presenta cargas mucho menores de sólidos disueltos totales. A pesar de que el Ca^{2+} y HCO_3^- también son predominantes, también contiene cantidades relativamente altas de K^+ y Na^+ , así como de sílice disuelto.
- La pronunciada estacionalidad y los materiales de origen con bastantes silicatos de Na, inducen valores de pH y de Na relativamente altos, que se desvían fuertemente de los valores encontrados en las cuencas del norte del Ecuador y Colombia, con páramos húmedos donde predominan suelos en ceniza volcánica reciente.

En algunos lugares, el agua está contaminada con nitratos y amonio de origen antropogénico. Los patrones de contaminación podrían estar relacionados con la presión de los poblados, evidenciando la importancia del uso adecuado del suelo y su planificación para la conservación de los recursos de agua esenciales.

En vista de que no existe ni ha existido actividad minera en el área de estudio, las relaciones hidroquímicas presentadas en este estudio, reflejan la relación natural entre litología y suelo local. La hidrología está afectada con por una pequeña influencia de polución antropogénica que tiene su origen en la agricultura, ganadería y la presencia de pequeños poblados.

Agradecimientos

Gracias a la Escuela de Postgraduados de Universidad Nacional de Cajamarca y especialmente al Dr. Nilton Deza Arroyo y al Dr. Pedro Ortiz-Oblitaz por su ayuda en la organización de este curso y por prestar acceso a sus laboratorios, así como por ofrecer transporte. A CIPDER y al equipo de PPA de Cajamarca/equipo PPA del Perú (Carlos Cerdán, Gabriela López, Santos Cotrina, Alex Chávez, Jorge Recharte) por su ayuda durante la campaña de campo y la preparación. A las comunidades de Sexemayo, Jamcate y Huacraruco por su hospitalidad y por ser tan amables para conceder el acceso a sus territorios. Finalmente al IBED por prestar apoyo financiero y Bert de Leeuw y Leen de Lange por llevar a cabo análisis de laboratorio.

Referencias

- Appelo CAJ, Postma D.** 2006. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd edition, Leiden, Netherlands: A.A. Balkema Publishers.
- Birkeland PW, Rodbell DT, Short SK.** 1989. Radiocarbon dates on deglaciation, Cordillera Central, northern Peruvian Andes. *Quaternary Research* 32:111-113.
- Buytaert W, Céleri R, De Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.
- Cammeraat LH, Sevink J, den Haan M, Kalbitz K.** 2011. Soil organic carbon stocks and distribution in high Andean grassland ecosystems in N Peru and their vulnerability to degradation. *Abstract and poster, International Symposium on Soil Organic Matter 2011: Organic matter dynamics – from soils to oceans*, Leuven, Belgium.
- Cooper DJ, Wolf EC, Colson C, Vering W, Granda A, Meyer M.** 2010. Alpine Peatlands of the Andes, Cajamarca, Peru.. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 42:19-33.
- de la Cruz J, Zorogastúa P, Hijmans RJ.** 1999. *Atlas digital de los recursos naturales de Cajamarca*. Natural Resource Management Working Document No. 2. Lima, Perú: International Potato Center.
- de Vries ME, Weiss N.** 2010. *Hydrological response to soil characteristics and land use on the Andean paramo near Cajamarca, Peru*. Amsterdam, The Netherlands: Internal report University of Amsterdam.
- Hoogzaad YPG, Weiler HA, Stoops WS.** 2008. *Landscape inventory in the Cajamarca area, northern Peru*.. Amsterdam, The Netherlands; Internal report University of Amsterdam.
- IUSS Working Group WRB.** 2006. World Reference Base for Soil Resources. *World Soil Resources Reports* 103. Rome: FAO.
- Navarro P, Rivera M.** 2006. Estratigrafía volcánica del Cenozoico (Grupo Calipuy) en Otuzco y Huamachuco, norte del Perú, *XIII Congreso Peruano de Geología*. Sociedad Geológica del Perú, 558-561.
- Ramos VA.** 1999. Plate tectonic setting of the Andean Cordillera. *Episodes* 22(3) 183-190.
- Reyes-Rivera L.** 1980. Geología de los Cuadrángulos de Cajamarca, San Marcos y Cajabamba (hojas 15f, 15g y 16g). *Carta Geológica Nacional*. Instituto Geología Minera y Metalúrgica, Boletín no 31, serie A. Lima.
- Seelig BD.** 2000. Salinity and Sodicity in North Dakota Soils. EB57, NDSU <http://www.ag.ndsu.edu/pubs/plantsci/soil-fert/eb57-1.htm>, acceso 6 oct. 2011.
- Stratus Consulting.** 2003. *Report on the independent assessment of water quantity and quality near the Yanacocha Mining District, Cajamarca, Peru*. SC10328. Washington, DC.
- van Veelen M, de Vet SJ.** 2008. *Hydrological response of the North-Peruvian paramo / jalca to influences of land use and socio-economic practices*. Amsterdam, The Netherlands: Internal report University of Amsterdam.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Crespo P et al, 2014. Impactos del cambio de uso de la tierra sobre la hidrología de los páramos húmedos andinos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Impactos del cambio de uso de la tierra sobre la hidrología de los páramos húmedos andinos

Patricio Crespo^{1,2}, Rolando Céleri¹,
Wouter Buytaert³, Boris Ochoa⁴,
Irene Cárdenas¹, Vicente Iñiguez⁵,
Pablo Borja¹ y Bert De Bièvre⁴

¹ Grupo de Ciencias de la Tierra y del Ambiente, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador patricio.crespo@ucuenca.edu.ec

² Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Justus-Liebig Universität Gießen, Giessen, Germany

³ Civil and Environmental Engineering, Imperial College, London, United Kingdom

⁴ Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

⁵ Programa para el Manejo del Agua y del Suelo, PROMAS, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador

Resumen

En el presente trabajo se muestra una compilación resumida¹ de los resultados de investigaciones realizadas en los páramos húmedos del sur del Ecuador, usando microcuencas pareadas con el fin de conocer los impactos del cambio de uso de la tierra sobre su hidrología. El análisis comparativo revela que el pastoreo extensivo parece no afectar la respuesta hidrológica de las cuencas principalmente porque la carga animal es baja; mientras que el impacto de los cultivos es la reducción de la capacidad de regulación de la cuenca con un gran incremento en los caudales pico, una reducción de los caudales base, y en general una pequeña disminución de la capacidad de amortiguamiento. Además, se observa una disminución del rendimiento hídrico, posiblemente debido a un incremento en la evapotranspiración. Las plantaciones de pino por su lado, disminuyen la producción de agua como consecuencia de la alta evapotranspiración. Los resultados de la investigación revelan también que, en condiciones de humedad, la infiltración vertical a través del suelo es dominante; mientras que durante las lluvias de baja intensidad, el flujo preferencial es dominante en el horizonte orgánico hacia el horizonte mineral subyacente. Solo en eventos de larga duración se observa flujo por exceso de saturación. De otra forma, se observa flujo lateral cerca de la superficie en el horizonte orgánico. Los resultados preliminares indican que este proceso de movimiento de agua en el subsuelo no es afectado por el cambio de uso de la tierra.

Palabras clave:
hidrología de montaña, Andes, Ecuador.

¹ Este artículo presenta una compilación resumida de algunas publicaciones científicas de investigadores de la Universidad de Cuenca. Principalmente se incluye una traducción de Crespo *et al.* (2010), complementada con Buytaert *et al.* (2007), Crespo *et al.* (2011a), entre otros. Más detalles se encuentran en las publicaciones referenciadas.

Abstract

This paper presents a summarized compilation² of the results of research performed in wet Andean paramo ecosystem in southern Ecuador using paired micro-catchments in order to study the land-use change impacts on its hydrology. The comparative analysis revealed that extensive livestock seems not to affect the hydrological response, primarily due to the low animal density, while the main impact of cultivation is the reduction in the regulation function of the catchment with a large increase in the magnitude of peak flows, a decrease of base flows, and, in general, a reduction of its buffering capacity. Moreover, a decrease in water yield, which is possibly caused by a higher evapotranspiration, is observed. On the other hand, pine plantations produce a decrease of annual water yield as a consequence of increased evapotranspiration. Furthermore, research results revealed that vertical infiltration through the soil is dominant under wet conditions, whereas preferential flow within the organic horizon to the underlying mineral horizon is dominant during low intensity rains. Only during long rain events saturated excess surface flow is observed; otherwise, near surface lateral flow in the organic layer occurs. Preliminary results show this water movement process in the subsoil is not affected by land-use change.

Keywords:

mountain hydrology, Andes, Ecuador.

2 This article presents a summarized compilation of some scientific publications of researchers from the University of Cuenca. Mainly, a translation of Crespo *et al.* (2010) is included and complemented with Buytaert *et al.* (2007), Crespo *et al.* (2011a), among others. More details can be found in the referenced publications.

Introducción

Este artículo presenta un breve resumen de algunos de los principales resultados de la investigación ejecutada por la Universidad de Cuenca entre 2000 y 2008, usando como indicadores hidrológicos el coeficiente de escorrentía y la curva de duración de caudal. El trabajo realizado por la universidad ha sido enfocado a ecosistemas de montaña, debido a que son estos los que conservan los recursos hídricos y naturales, sostienen los modos de vida de las poblaciones y son fundamentales para el bienestar en América del Sur y particularmente en Ecuador. Adicionalmente, sirven de refugio a la fauna silvestre, aportan a la resiliencia frente a la variabilidad de la precipitación y desempeñan un rol importante en la mitigación y adaptación al cambio climático (Célleri y Feyen 2009). En este contexto, los páramos húmedos y los bosques nublados y lluviosos de montaña proporcionan servicios ambientales esenciales de los cuales la conservación de la biodiversidad, el secuestro de carbono y la regulación hídrica son algunos de los más importantes (Buytaert *et al.* 2011). Como resultado de esto, la mayoría de ciudades del norte de los Andes (p.e. Bogotá, Cali, Cuenca, Quito) se benefician del agua proveniente de estos ecosistemas altoandinos para uso doméstico, industrial, riego, generación de energía hidroeléctrica, entre otros.

El alto incremento de zonas pobladas y la concentración de la agricultura en el valle interandino y zonas bajas influyen directamente en el incremento de la demanda de agua para diferentes usos. Solo en Ecuador más de tres millones de personas se benefician directamente del agua proveniente del páramo (Buytaert *et al.* 2006a). Sin embargo, décadas de intervención antropogénica han alterado el uso de la tierra de este ecosistema, siendo las principales formas el pastoreo, cultivos, forestación, construcciones y obras viales y la minería. A pesar de su importancia, tanto socioeconómica como ambiental, las cuencas hidrográficas en América del Sur, particularmente en los Andes, han sido poco estudiadas, lo cual explica el lento avance en el camino hacia comprender la hidrología de los ecosistemas andinos en general y de los páramos en particular. En este sentido, incrementar este conocimiento aportará a mejorar el manejo sostenible de los recursos naturales en la región.

Sin embargo, la gran variabilidad que se presenta en las propiedades biofísicas de las cuencas andinas y, en especial, de las condiciones meteorológicas (p.e. Bendix 2000; Vuille *et al.* 2000; Célleri *et al.* 2007) dificulta la generalización de los resultados de un sitio de investigación hacia otras zonas. Es así que, considerando que los páramos cubren apenas un área de 35.000 km² (Josse *et al.* 2009), se extienden a lo largo de un rango altitudinal de más de 1.500 msnm, cuyos límites inferior y superior varían latitudinalmente. Tienen precipitaciones anuales que pueden variar desde 800 hasta sobre los 3.000 mm (Buytaert *et al.* 2006b), con fuertes gradientes altitudinales de precipitación, insolación, temperatura, entre otros. Pueden albergar varios tipos de suelos (p.e. histosoles, inceptisoles, andosoles) y vegetación natural (p.e. pajonales, arbustos enanos o rosetones gigantes como *Espeletia* o *Puya*).

Adicionalmente, el monitoreo con propósitos de investigación ha estado limitado a becas doctorales o al financiamiento de pequeños proyectos. Es así que pocas cuencas en la región andina están estudiadas a detalle y, desafortunadamente, la mayoría de acciones de recolección de datos son interrumpidas cuando los proyectos y su financiamiento terminan. En muchos casos las series de tiempo hidrometeorológicas disponibles son muy cortas y de mala calidad debido a que contienen grandes y numerosos vacíos, entre muchas otras causas. Esto, combinado con la alta variabilidad y gradientes hidrometeorológicos, la poca accesibilidad de la zona andina y la escasez de financiamiento y de datos, impiden mejorar el conocimiento hidrológico de los páramos andinos (Buytaert y Beven 2009).

Superando estas dificultades mediante el equipamiento de microcuencas para evitar el análisis e interpretación de los efectos de la variabilidad espacial típica de cuencas medianas y largas en la región andina, el objetivo principal de este artículo es presentar un resumen de los impactos del cambio de uso de la tierra en la hidrología del páramo para las principales actividades humanas sobre estos ecosistemas, mediante el análisis de información de lluvia y escorrentía en tres grupos de microcuencas pareadas.

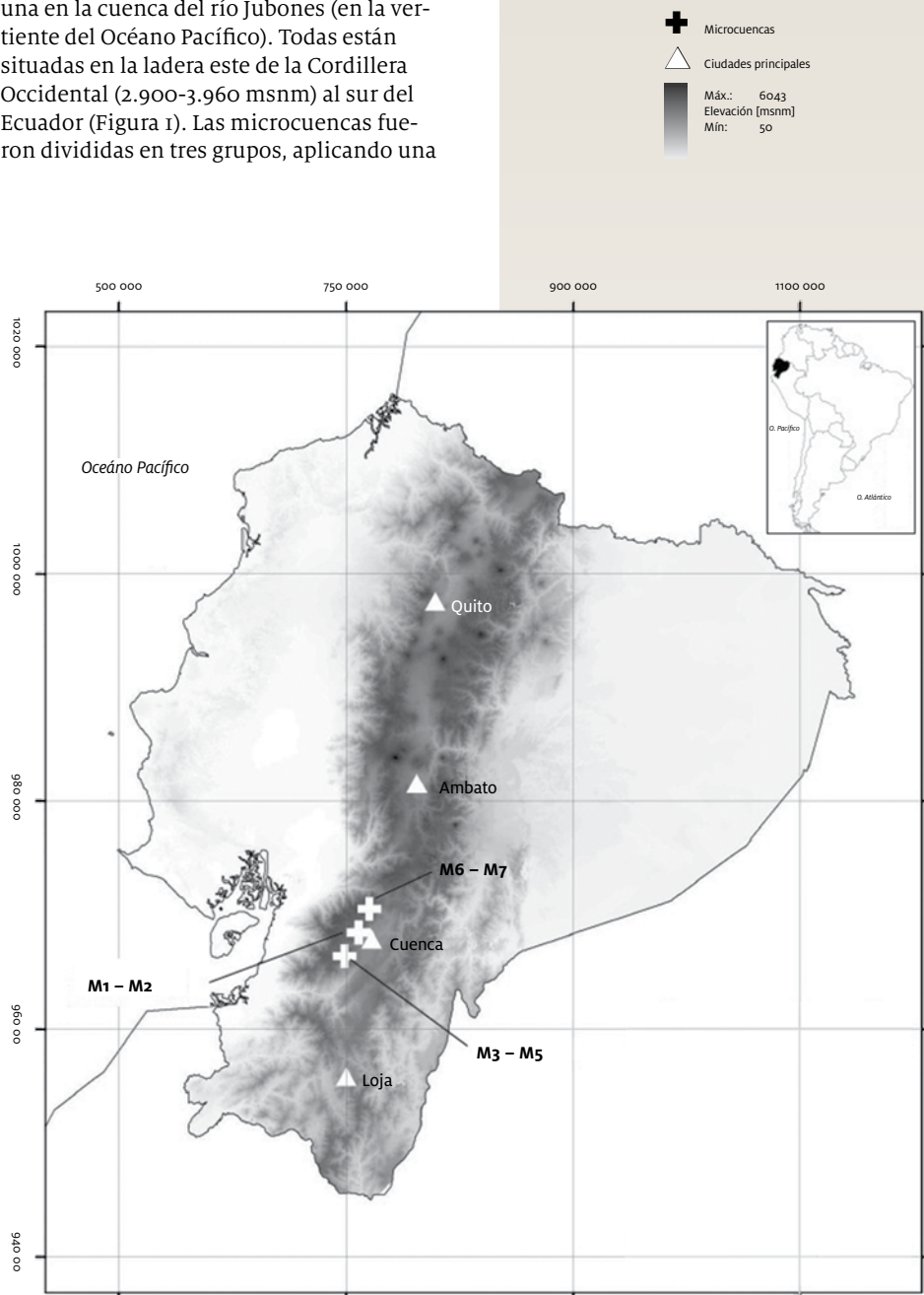
Materiales y métodos

Para minimizar las diferencias entre el clima, geología, topografía y suelos, las microcuencas experimentales se eligieron con una metodología de diseño pareado en tres grupos, con similares rangos altitudinales y de forma, cercanas una de otra para reducir los errores en cuanto a precipitación, suelos y topografía en cada uno. Se realizó un análisis comparativo en los tres grupos con diferentes usos y cobertura de la tierra, tales como vegetación propia del páramo (principalmente pajonal y almohadillas), cultivos de papas, plantación de pinos (*Pinus patula*) y pastoreo extensivo con quemas anuales localizadas. Se utilizó la curva de duración de caudal y se calculó el balance hídrico para cuantificar los impactos causados por el cambio de uso de la tierra en la respuesta hidrológica y en el rendimiento hídrico (comúnmente denominado “producción de agua”). De acuerdo a las características geológicas de las cuencas, se asumió que la diferencia entre la precipitación y el caudal de salida es similar a la cantidad de evapotranspiración, es decir, que la percolación profunda es despreciable.

Descripción general de las microcuencas

La investigación se llevó a cabo en siete microcuencas con un área entre 0,63 y 5,01 km² (Tabla 1). Seis microcuencas se encuentran localizadas en la cuenca del río Paute (afluente del río Amazonas) y una en la cuenca del río Jubones (en la vertiente del Océano Pacífico). Todas están situadas en la ladera este de la Cordillera Occidental (2.900-3.960 msnm) al sur del Ecuador (Figura 1). Las microcuencas fueron divididas en tres grupos, aplicando una

Figura 1.



metodología pareada, de acuerdo al uso de la tierra y los impactos causados por el ser humano. El primer grupo (M1 y M2) permite evaluar los efectos de cultivos y pastoreo intensivo, el segundo grupo (M3, M4 y M5) el pastoreo extensivo con quemas anuales y el último (M6 y M7) los efectos de la forestación con *Pinus patula*. Sus detalles se encuentran en la Tabla 1.

La forma de las microcuencas M1 M2 M3, M5 y M6 es oval alargada y la de las microcuencas M4 y M7 oval circular. Basadas en las características topográficas, las microcuencas se pueden dividir en (i) microcuencas M2 a M5 con un rango altitudinal que va desde los 3.520 a 3.900 msnm con una pendiente promedio de entre 19 y

22%, y (ii) microcuencas M1, M6 y M7, con una pendiente promedio que varía entre 37 a 45% y altitudes que van entre los 2.980 y 4.100 msnm.

El clima de las cuencas de estudio está influenciado por el régimen del Pacífico que llega del oeste y las masas de aire continentales del lado Amazónico que provienen del Atlántico (Vuille *et al.* 2000). Como resultado de la influencia de estos dos regímenes, la precipitación anual resultante es ligeramente bimodal (con una estación más seca entre agosto a septiembre y otra menos seca entre diciembre y febrero) ya que la distribución anual de la precipitación es relativamente uniforme (Buytaert *et al.* 2005a). La lluvia media anual está entre

Tabla 1. **Propiedades físicas de las microcuencas de estudio**

Cuenca		Paute		Paute		Jubones	Paute	
Micro cuenca	Unid.	Huagrahuma (M1)	Soroche (M2)	Quinahuyacu (M3)	Calluancay (M4)	Zhurucay (M5)	Marianza 1 (M6)	Marianza 2 (M7)
Área	km ²	2,58	1,59	5,01	4,39	1,34	0,84	0,63
Suelos		Andosol	Andosol	Andosol	Andosol	Andosol	Andosol	Andosol
				Histosol	Histosol	Histosol	Histosol	Histosol
Cobertura vegetal	%	TG(100)	P(30), TG(70)	TG(78), S(02), CP(20)	TG(69), S(20), CP(11)	TG(71), S(02), CP(26)	TG(86), S(14)	PF(>90), TG
Uso del suelo		EG	P, IG	N	EG	EG	N	PF
Geología		Saraguro Fm.: lavas andesíticas y depósitos volcanoclásticos		Quimsacocha Fm.: rocas volcánicas y volcanoclásticas		Saraguro Fm: lavas andesíticas y depósitos volcanoclásticos		
Pendiente	%	45	20	22	19	21	42	37
Altura	msnm	3.690 – 4.100	3.520 – 3.720	3.590 – 3.880	3.585 – 3.870	3.680 – 3.900	2.980 – 3.810	3.230 – 3.710
Forma		SO	SO	SO	CO	SO	SO	CO

TG, Pajonal; S, Arbustos; CP, Almohadillas (Cushion plants); P, Papas; PF, *Pinus patula*. IG, Pastoreo intensivo; EG, Pastoreo extensivo; N, Natural. SO, Oval alargado; CO, Circular a avalado

900 y 1.600 mm entre el periodo 1964-2009 (a partir de datos de estaciones de la red hidrometeorológica nacional del INAMHI). La lluvia es frecuente durante el año y está caracterizada por intensidades bajas (90% bajo 10 mm h⁻¹) (Buytaert *et al.* 2006a). La temperatura del aire decrece con la altitud con una gradiente térmica promedio de 0,5 a 0,7 °C por cada 100 m (Bacuilima *et al.* 1999; van der Hammen y Hooghiemstra 2000; Castaño 2002), con una temperatura media de 7 °C a 3.500 msnm (Buytaert 2004). La radiación solar y la temperatura interanual son relativamente constantes, mientras que la variabilidad interdiaria es bastante marcada entre el día y la noche. La máxima variación de la temperatura durante el día registrada está alrededor de 11 °C con valores promedio de 10 °C. Debido a la similitud entre las características de ubicación y altitud entre cada uno de los pares de cuencas seleccionadas, la variabilidad climática es mínima (Buytaert *et al.* 2007; PROMAS/IAMGOLD 2009). Una descripción detallada de las características de cada una de las cuencas se encuentra en Buytaert *et al.* (2006a, 2006b, 2007), PROMAS/IAMGOLD (2009) y Crespo *et al.* (2011a).

Las cuencas M1, M3 y M6 tienen baja intervención antropogénica, con pastoreo extensivo de baja densidad animal (<0,1 cabezas por hectárea). En este sentido, estas cuencas se pueden considerar casi naturales para la región del páramo y son los “testigos” en este análisis. Estas cuencas están cubiertas por vegetación típica que consiste principalmente en pajonal y matorral (Tabla 1) (Buytaert *et al.* 2006b). Por otro lado, las cuencas M4 y M5 están cubiertas con pajonal, y destinadas en la parte media y baja a pastoreo semiintensivo con una densidad animal en el rango de 0,5 a 2 cabeza/ha. Estas microcuencas reciben quemadas anuales para mejorar el rebrote del pajonal e incrementar el alimento para el ganado. La microcuenca M2 se encuentra destinada a agricultura intensiva. El cultivo de papas se lo realiza

durante todo el año, esta actividad es cada vez mayor y ocupa sobre el 30% del área total de la microcuenca. En el resto de la cuenca, la vegetación nativa ha sido remplazada por especies más productivas de pastos, dedicadas a pastoreo intensivo de ganado vacuno (2 a 3 cabezas/ha aproximadamente). Adicionalmente, para mejorar las condiciones del suelo para la ganadería se realiza un drenaje artificial. En M2, el área de pastoreo intensivo ocupa más del 50% de la microcuenca. La microcuenca M7 está cubierta por *Pinus patula*. Para forestación solían elegirse generalmente especies como *Pinus radiata* debido a su resistencia a enfermedades. Sin embargo, en el pasado las infecciones con *Dothistroma pini* tuvieron efectos devastadores en las plantaciones de *Pinus radiata*, motivo por el cual la especie actualmente dominante es *Pinus patula*. El bosque tiene una edad aproximada de 25 años, con una densidad de cerca de 1.000 tallos ha⁻¹ y ocupa más del 90% de la microcuenca.

Los suelos más comunes en el área de estudio son los Andosoles e Histosoles (Buytaert *et al.* 2006b; Crespo *et al.* 2011a) según la clasificación de la FAO (FAO/ISRIC/ISSS 1998). El clima frío, la alta humedad relativa y la baja presión atmosférica favorecen la acumulación de materia orgánica en el suelo. Los suelos resultantes son oscuros, con altos contenidos de ácidos húmicos y una estructura porosa. Esta acumulación se ve reforzada por la formación de complejos organometálicos fuertemente resistentes a la descomposición microbiana. Además del alto contenido de materia orgánica, los suelos de páramo difieren significativamente de los suelos de turba debido a su estructura más fuerte. Estos suelos tienen una densidad aparente muy baja que está entre 0,1 y 0,8 g cm⁻³, una alta capacidad de retención de agua de cerca de 0,9 cm³ cm⁻³ a punto de saturación, y una conductividad hidráulica saturada alta de entre 10 y 60 mm h⁻¹ (Buytaert 2004; Buytaert *et al.* 2005b, 2006b; Crespo *et al.* 2011a).

La geología de las cuencas M1, M2, M6 y M7 cae dentro de la formación Saraguro que pertenece al Oligoceno tardío y Mioceno temprano, con lavas andesíticas y depósitos volcanoclásticos compactados por la actividad de los glaciares en la última era del hielo (Coltorti y Ollier 2000; Hungerbühler *et al.* 2002). Las microcuencas M3 a M5 están localizadas en la formación Quimsacocha. Los estratos de esta formación son lavas con bandeamiento de flujo con fenocristales de feldespatos y plagioclasas muy frescas y piroclastos andesíticos, tobas y brechas. Localmente hay grandes bloques redondeados con textura esferoidal. Su edad no está bien definida y pertenece probablemente al Mioceno o antes (IAMGOLD 2006). La conductividad hidráulica del lecho de roca en general es baja, especialmente en comparación con las capas de cenizas volcánicas que constituyen el suelo (Buytaert *et al.* 2005c, 2006b). De acuerdo a Buytaert *et al.* (2007) y Crespo *et al.* (2011a) las pérdidas por percolación profunda son insignificantes.

Monitoreo

El diseño de los sistemas de monitoreo se vio limitado por factores como las características climáticas (espaciales y temporales), la accesibilidad a los sitios de estudio, entre otros. Lograr un diseño experimental integral ha sido difícil debido a limitaciones económicas. El monitoreo inició en la década del 2000 y los datos recolectados, de los cuales se presenta un resumen en la Tabla 2, facilitan la evaluación de la respuesta de las microcuencas. Las series de tiempo muestran algunos vacíos de información principalmente debido a fallas en los sensores por las condiciones climáticas extremas, reduciendo la longitud de las mismas significativamente.

En cada cuenca se construyó un vertedero en V (90°) provisto por un transductor de presión (WLI6 de Global Water o Diver de Schlumberger) para la estimación del caudal. Las mediciones del nivel de agua se realizaron con una frecuencia de entre 5 a 15 minutos dependiendo de la microcuenca. La conversión del nivel de agua se basó en la relación de Kindsvater-Shen (US Bureau of Reclamation 2001). Adicionalmente, se instalaron pluviómetros o recolectores de lluvia (Davis Rain Collector II y HOBO RG3M rain gauge). También se ha instalado una estación climática básica cerca de cada grupo de microcuencas. Los detalles de la conformación de la red hidrometeorológica se pueden encontrar en Buytaert *et al.* (2007) y Crespo *et al.* (2011a). Las fechas de inicio y fin de toma de datos se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2. **Características hidrometeorológicas y balance hídrico de las cuencas de estudio**

Micro cuenca	Unidades	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Características hidrometeorológicas								
Inicio periodo monitoreo	Fecha	16/10/01	29/10/01	10/11/06	10/11/06	10/11/06	29/02/04	08/05/04
Final periodo monitoreo	Fecha	30/10/08	23/01/04	12/11/08	12/11/08	12/11/08	23/09/08	23/09/08
Caudal máximo	l/s/km ²	614,98	873,25	1.019,38	971,35	992,84	445,70	285,32
Caudal mínimo	l/s/km ²	3,33	0,67	2,78	4,35	2,01	2,33	0,15
Caudal promedio	l/s/km ²	32,09	20,50	25,52	26,05	28,82	19,30	8,30
Componentes del balance hídrico								
Inicio periodo balance	Fecha	13/08/03	29/10/01a	11/11/06	11/11/06	11/11/06	23/09/07	23/09/07
Final periodo balance	Fecha	29/10/08	22/01/04	11/11/08	11/11/08	11/11/08	23/09/08	23/09/08
Precipitación	mm/año	1.451	1.126	1.143	1.383	1.254	1.417	1.407
Caudal total	mm/año	1.064	649	908	824	911	685	389
Evapo-transpiración	mm/año	387	477	235	559	343	732	1.018
Coefficiente de escorrentía		0,73	0,58	0,79	0,60	0,73	0,48	0,28

a Vacíos de información entre 21/02/2002 – 11/05/2002 y 30/09/2003 – 14/10/2003

Resultados y discusión

Los siguientes resultados han sido obtenidos en las investigaciones desarrolladas por la Universidad de Cuenca, publicadas, y ampliamente discutidas en Buytaert (2004), Buytaert *et al.* (2005a, 2006a, 2006b, 2007), Célleri *et al.* (2007), Crespo *et al.* (2010, 2011a, 2011b, 2012), entre otros.

En la Tabla 2 se muestran las características hidrometeorológicas y los componentes del balance hídrico con valores anuales de la precipitación, caudal y evapotranspiración para el periodo de análisis, así como los coeficientes de escorrentía o rendimientos hídricos, para las cuencas de estudio.

Hidrología del páramo en condiciones naturales

De acuerdo a Buytaert *et al.* (2006b) la alta producción de agua de los páramos húmedos se debe principalmente a una alta cantidad de precipitación distribuida en el tiempo de una forma bastante uniforme. En cambio las propiedades de los suelos, topografía y la vegetación influyen en la regulación hidrológica cuando el agua se mueve dentro del suelo. Como se observa en la Tabla 2, la producción de agua para las cuencas en estado natural es de alrededor del 75% respecto a la cantidad de lluvia, excepto para la microcuenca M6, que cuenta con un porcentaje de arbustos de 14% y registra un valor de descarga mucho menor. La alta producción hídrica de estas cuencas también se debe al bajo consumo de agua de la vegetación en estos ecosistemas naturales, dominada por pajonal, mientras que en la microcuenca M6 se observa una mayor cantidad de vegetación arbustiva, principalmente cerca de los cursos de agua.

La microcuenca M6 difiere de las otras cuencas consideradas como naturales (M1 y M3) principalmente por presentar una evapotranspiración (calculada como la diferencia entre la precipitación y la descarga) considerablemente

mayor. Adicionalmente, si bien la precipitación total de 1.416 mm es similar a la de la microcuenca M1, el caudal total de 685 mm anuales es 35% menor al de esta cuenca. La diferencia se acentúa con la microcuenca M3 que presenta una precipitación 19% menor que M6, pero un caudal 25% mayor. En términos de rendimiento hídrico, el coeficiente de escorrentía de M3 es 40% mayor al de M6 y su evapotranspiración 31% menor. Además, el área de las microcuencas M1 y M3 de 2,58 y 5,01 km² se extiende en rangos altitudinales menores a 400 m, mientras que M6 con 0,84 km² se extiende en un rango altitudinal mayor a 800 m, lo que resulta en una pendiente bastante fuerte. Esto no hace sino confirmar la gran variabilidad espacial que existe entre las condiciones biofísicas, climáticas y meteorológicas de los ecosistemas andinos, especialmente del páramo, por lo que el diseño del sistema pareado y la comparación de resultados entre microcuencas, debe ser realizado con mucho cuidado.

Como se menciona en Buytaert (2004), Zimmermann (2007) y Crespo *et al.* (2011a), el movimiento de agua en las cuencas altoandinas se caracteriza por la predominancia de flujo lateral subsuperficial (en el sentido de la pendiente) a través de la matriz del suelo, donde sus características juegan un papel muy importante. Goller *et al.* (2005), Boy *et al.* (2008) y Crespo *et al.* (2011b) llegaron a la misma conclusión usando trazadores químicos e isotópicos en la cuenca del río San Francisco en el sur del Ecuador. Estas conclusiones han sido confirmadas por varios autores en estudios realizados en ecosistemas tropicales (Bonell 1993; Elsenbeer *et al.* 1994; Elsenbeer 2001; Schellekens *et al.* 2004; Buytaert *et al.* 2006b; Blume *et al.* 2008).

De acuerdo con las investigaciones realizadas por Crespo *et al.* (2011a, 2011b), en condiciones secas el flujo lento es controlado principalmente por el flujo lateral a través del horizonte C y las grietas en la capa superficial de la roca meteorizada. Esto quiere decir que cuando el suelo

se encuentra más seco estas capas contribuyen a la generación de caudal predominantemente correspondiente al llamado “flujo base” o de verano. El agua subterránea en los estratos rocosos aparentemente no contribuye en la generación de caudal. Sin embargo, hace falta más investigación en este campo ya que esta condición depende del tipo de geología de cada lugar y no es posible generalizar estas conclusiones a todos los páramos. De acuerdo a Crespo *et al.* (2011b) los resultados sugieren una rápida infiltración del agua a las capas profundas, lo cual significa una recarga de los horizontes más profundos cuando la humedad de los superficiales es mayor.

Durante condiciones de intensidades de precipitación promedio, el agua se infiltra en las capas superiores del suelo, incrementando el contenido de humedad de los diferentes horizontes, lo cual incrementa la cantidad de flujo lateral subsuperficial (Buytaert 2004; Boy *et al.* 2008; Crespo *et al.* 2011a). La distribución del flujo lateral entre los horizontes orgánicos y minerales dependerá de las condiciones de humedad de los mismos. Blume *et al.* (2007), en un estudio realizado en Chile, encontraron que bajo condiciones de lluvia moderada la mayoría de caudal estaba compuesto por flujo lateral a través del horizonte orgánico. Un comportamiento similar se observa en estos suelos.

Durante condiciones de lluvias intensas el caudal está dominado por flujo lateral a través de la capa de raíces localizada en la parte superior del horizonte orgánico del suelo y del agua proveniente de las zonas saturadas o de estancamiento. Este último en forma de caudal directo. Esto produce incrementos en el caudal de manera rápida (Crespo *et al.* 2010; Buytaert y Beven 2011; Crespo *et al.* 2011a, 2011b). En este sentido, los estudios muestran que durante condiciones húmedas las zonas saturadas producen flujo superficial por exceso de saturación. Sin embargo, aún se desconoce los porcentajes de aporte de cada uno de los flujos durante estas condiciones. Por

otra parte, debido a que las lluvias son en su mayoría de baja intensidad, en combinación con la alta capacidad de infiltración de los suelos, hace que el flujo superficial por exceso de infiltración (flujo Hortoniano) sea poco probable y localizado en zonas puntuales. Aún se desconoce si la reinfiltración juega un papel importante en la regulación del agua. Resultados similares fueron reportados por Buytaert *et al.* (2007) y Blume *et al.* (2007) en estudios realizados en zonas de los páramos de Ecuador y Chile. Mientras Zimmermann (2007) y Bogner *et al.* (2008) llegaron a la misma conclusión para el caso de bosques de neblina en el sur del Ecuador.

Efectos de los cultivos

Para el caso de los efectos de los cultivos y de pastoreo intensivo se compararon las microcuencas M1 y M2. Del balance hídrico se puede concluir que el caudal de salida de la microcuenca cultivada es menor que de la cuenca con cobertura natural, con 1.064 y 649 mm respectivamente (Tabla 2). Esto resulta en un rendimiento hídrico (producción de agua) de alrededor de un 73 y 58% para M1 y M2 respectivamente (Figura 2). Sin embargo, la precipitación en la cuenca cultivada es menor en alrededor de un 22%, producto de las diferencias de altitud principalmente. Considerando los vacíos en la información no es posible concluir algo contundente relacionado a las diferencias en la producción de agua, sin embargo existe una disminución en la producción aun considerando las diferencias en precipitación.

Las curvas de duración general de caudales fueron evaluadas por pares para identificar los impactos del cambio de uso de la tierra sobre la distribución de los caudales de salida de las cuencas de estudio (Figura 3). En este contexto, en la cuenca cultivada se observa una disminución en los caudales bajos y medios y un aumento en los caudales pico. Por lo tanto, es evidente una considerable pérdida de la capacidad de

regulación de agua (Buytaert *et al.* 2005a). Esto es atribuido a una mayor conductividad hidráulica de los suelos, construcción de drenajes artificiales para bajar el nivel freático y a la compactación del suelo (Buytaert *et al.* 2007). En conclusión, la mayor afectación en este caso se produce sobre la capacidad de regulación hídrica de la cuenca y en menor grado a la cantidad de agua que sale de la misma (Crespo *et al.* 2010). Adicionalmente, la cuenca con cultivos se caracteriza por una alta producción de sedimentos. Esta conclusión es apoyada por observaciones de campo. Por otro lado, en las otras microcuencas la producción de sedimentos es muy baja.

Efectos del pastoreo extensivo

El pastoreo extensivo con quemas puntuales anuales lleva a una disminución en la cantidad de agua que sale de la cuenca. En la Tabla 2 se muestra que aun cuando existe una diferencia en la cantidad de lluvia, siendo menor en la cuenca con cobertura natural M3 que las intervenidas M4 y M5 (con valores de 1.143, 1.383, y 1.254 mm respectivamente), la producción de agua de 79% en la cuenca con cobertura natural es mayor entre un 8 a un 24% a la de las cuencas intervenidas, tomando en consideración las diferencias por lluvia (Figura 2). Esto repercute en un aumento de la evapotranspiración para el caso de las cuencas con pastoreo extensivo y quemas, siendo difícil la cuantificación en el aumento debido a las diferencias en cobertura vegetal especialmente para la microcuenca M4 con hasta un 20% de vegetación arbustiva (Crespo *et al.* 2010; Crespo *et al.* 2011a). Una comparación de esta microcuenca con la microcuenca M6, que presenta un 14% de arbustos, no revelaría resultados contundentes debido a sus diferencias en área, forma, rango altitudinal, pendiente y geología. Sin embargo, se observa que la evapotranspiración en M6 es 24% mayor a M4, lo que señala que las diferencias en el rendimiento hídrico se deben a esos y otros factores.

Por otro lado, al comparar las curvas de duración de caudal (Figura 3) al parecer la respuesta hidrológica, es decir, la distribución de salida de agua de la cuenca, no es afectada. Esto es debido principalmente a la baja densidad animal, a técnicas de rotación anual del ganado y a que las quemas no han causado mayor daño en la estructura del suelo. Sin embargo, los mayores impactos causados, aunque muy pequeños, son una disminución de los caudales bajos y medios.

Efectos de la forestación con pino

El caudal de salida de la cuenca con cobertura natural (M6) es considerablemente mayor comparado con el caudal de la cuenca con pino (M7), 685 y 389 mm respectivamente. La precipitación promedio anual de las cuencas M6 y M7 es similar con valores de 1.417 y 1.407 mm respectivamente (Tabla 2). Esto resulta en un rendimiento hídrico de alrededor de un 48 y 28% para M6 y M7 respectivamente (Figura 2). En conclusión, la producción de agua total fue significativamente reducida en alrededor de un 42% debido a la forestación con pino (Figura 4). Esto se debe principalmente al aumento de la evapotranspiración producto del consumo y las pérdidas por intercepción del dosel. Estos resultados son similares a los encontrados por Buytaert *et al.* (2007) en las mismas cuencas en un periodo de monitoreo menor.

Al comparar las curvas de duración de caudal de las microcuencas M6 y M7 se observa una drástica reducción de los caudales bajos y medios (Figura 3). Esto último es producto de la mayor evapotranspiración de los pinos (*Pinus patula*), lo cual ocasiona una disminución en la dinámica del contenido de humedad de los suelos. Es decir, de acuerdo con Crespo *et al.* (2010) los suelos permanecen más secos debido a que el bosque de pinos absorbe más agua disponible en la zona de raíces. Una conclusión similar se encuentra en Buytaert *et al.* (2007) donde se observa que la forestación reduce

la cantidad de materia orgánica en los suelos debido a una mayor y más rápida descomposición producida por la menor cantidad de agua presente. Para los caudales altos la disminución es menor pero significativa, aunque Buytaert *et al.* (2007) reportó reducciones más importantes en el caudal analizando curvas de duración diarias. Esta disminución de los caudales altos podría hacer pensar en un control de los eventos de crecida que normalmente producen problemas de inundaciones en las tierras bajas. Sin embargo, analizando las series de tiempo para el caso de eventos extremos, se observa que para un evento de lluvia con un período de retorno de alrededor de 10

años (Coello *et al.* 2008), los caudales específicos de salida para ambas cuencas fueron muy similares, lo cual significa que para este caso la forestación con pinos no tiene ningún efecto sobre el control de caudales extremos. Adicionalmente, los resultados muestran un leve aumento en la pendiente de la curva de duración de caudal para el caso de la cuenca con pino, lo cual significa una leve disminución en la capacidad de amortiguamiento del suelo (Buytaert *et al.* 2006b; Buytaert *et al.* 2007; Crespo *et al.* 2010). Sin embargo, esta alteración no estaría cambiando la forma del movimiento del agua dentro del ecosistema (Crespo *et al.* 2011).

Conclusiones

Dada la fragilidad de los suelos y la importancia socio-económica del agua proveniente del páramo, este estudio ha aportado pruebas de que el cambio de uso de la tierra, especialmente la forestación con plantaciones de pino y los cultivos, dan como resultado una fuerte disminución en la producción de agua y en la capacidad de regulación hídrica de las cuencas de páramo andino. Por lo tanto, los cambios de uso de la tierra deben ser controlados y regulados si es preciso para salvaguardar los recursos hídricos de los ecosistemas andinos. El pastoreo extensivo parece ser el uso de tierra más sostenible desde el punto de vista hidrológico. Sin embargo, depende mucho de la carga animal e intensidad de las quemadas. De la misma manera no existe evidencia de alteración de los procesos hidrológicos a nivel del suelo y subsuelo en ningún caso (Crespo *et al.* 2011a). Los datos resultantes de esta investigación están basados en evidencias científicas y constituyen una base para la toma de decisiones, las cuales pueden ser incluidas en las políticas nacionales de ordenamiento territorial y manejo de la tierra.

Agradecimientos

Esta investigación fue posible gracias a los siguientes colaboradores que han contribuido al desarrollo de las actividades de investigación a lo largo de estos años: Dirección de Investigación de la Universidad de Cuenca (DIUC), IAMGOLD Ecuador S.A. (Proyecto Quimsacocha) y K.U. Leuven programa posdoctoral (PDM). Sin esta ayuda financiera no hubiese sido posible el monitoreo y la recolección de la gran cantidad de datos de estas cuencas de estudio. Los autores agradecen al Dr. Felipe Cisneros, Director del Programa para el Manejo del Agua y del Suelo de la Universidad de Cuenca (PROMAS), por haber proporcionado parte de los datos de las microcuencas M6 y M7. También se agradece el apoyo de su personal técnico en las campañas de monitoreo y procesamiento de datos crudos. Patricio Crespo, Rolando Célleri, e Irene Cárdenas fueron auspiciados por la SENESCYT dentro de los proyectos PIC-08-460 y PIC-11-715 y Boris Ochoa fue auspiciado por el Proyecto Páramo Andino coordinado por CONDESAN.

Referencias

- Bacuilima FL, Bacuilima JC, Bermeo WA.** 1999. Caracterización de clima por microcuencas en el Austro Ecuatoriano. Tesis de Maestría. Cuenca: Facultad de Ingeniería, Universidad de Cuenca.
- Bendix J.** 2000. Precipitation dynamics in Ecuador and northern Peru during the 1991/92 El Niño: a remote sensing perspective. *International Journal of Remote Sensing*, 21:533-548.
- Blume, T, Zehe E, Bronstert A.** 2007. Rainfall runoff response, event-based runoff coefficients and hydrograph separation. *Hydrological Science Journal* 52(5):843-862.
- Blume T, Zehe E, Reusser DE, Iroumé A, Bronstert A.** 2008. Investigation of runoff generation in a pristine, poorly gauged catchment in the Chilean Andes I: A multi-method experimental study. *Hydrological Processes* 22(18):3661-3675.
- Bogner C, Engelhardt S, Zeilinger J, Huwe B.** 2008. Visualization and Analysis of Flow Patterns and Water Flow Simulations in Disturbed and Undisturbed Tropical Soils. En Beck E, Bendix J, Kottke I, Makeschin F, Mosandl R, editores. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador*. Berlin: Springer.
- Bonell M.** 1993. Progress in the understanding of runoff generation in forest. *Journal of Hydrology* 150:217-275.
- Boy J, Valarezo C, Wilcke W.** 2008. Water flow paths in soil control element exports in an Andean tropical montane forest. *European Journal of Soil Science* 59(6):1209-1227.
- Buytaert W.** 2004. The properties of the soils of the south Ecuadorian paramo and the impact of land use changes on their hydrology. Ph.D. dissertation. Leuven, Belgium: Katholieke Universiteit Leuven.
- Buytaert W, de Bièvre B, Wyseure G, Deckers J.** 2005a. The effect of land use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrological Processes* 19(20):3985-3997.
- Buytaert W, Sevink J, Leeuw B de, Deckers J.** 2005b. Clay mineralogy of the soils in the south Ecuadorian paramo region. *Geoderma* 127:114-129.
- Buytaert W, Deckers J, Wyseure G.** 2005c. Description and classification of nonallophanic Andosols in south Ecuadorian alpine grasslands (paramo). *Geomorphology* 73(3-4):207-221.
- Buytaert W, Célleri R, Willems P, de Bièvre B, Wyseure G.** 2006a. Spatial and temporal rainfall variability in mountainous areas: A case study from the south Ecuadorian Andes. *Journal of Hydrology* 329:413-421.
- Buytaert W, Celleri R, de Bièvre B, Hofstede R, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J.** 2006b. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.
- Buytaert W, Iniguez V, de Bièvre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251:22-30.
- Buytaert W, Beven B.** 2009. Regionalization as a learning process. *Water Resources Research* 45: W11419.
- Buytaert W, Beven K.** 2011. Models as multiple working hypotheses: Hydrological simulation of tropical alpine wetlands. *Hydrological Processes* DOI: 10.1002/hyp.7936
- Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobon C.** 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography* 20:19-33.

- Castaño C.** 2002. Páramos y ecosistemas alto andinos de Colombia en condición hotspot y global climatic tensor. Open file Reports., Bogotá, Colombia: IDEAM.
- Célleri R, Willems P, Buytaert W, Feyen J.** 2007. Space–time rainfall variability in the Paute Basin, Ecuadorian Andes. *Hydrological Processes* 21:3316–3327.
- Célleri R, Feyen J.** 2009. The hydrology of tropical Andean ecosystems: Importance, knowledge status and perspectives, *Mountain Research and Development* 29:350–355.
- Coello C, Cisneros F, Feyen J.** 2008. Efecto de la cobertura vegetal en la respuesta hidrológica de cuencas hidrográficas. PROMAS-Universidad de Cuenca.
- Coltorti M, Ollier CD.** 2000. Geomorphic and tectonic evolution of the Ecuadorian Andes. *Geomorphology* 32:1–19.
- Crespo P, Célleri R, Buytaert W, Feyen J, Iñiguez V, Borja P, De Bièvre B.** 2010. Land use change impacts on the hydrology of wet Andean paramo ecosystems. *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins*. IAHS Red Books Publication 336.
- Crespo P, Feyen J, Buytaert W, Bücker A, Breuer L, Frede HG, Ramírez M.** 2011a. Identifying controls of the rainfall-runoff response of small catchments in the tropical Andes (Ecuador). *Journal of Hydrology* 407:164–174.
- Crespo P, Bücker A, Feyen J, Vaché K, Frede HG, Breuer L.** 2011b. Preliminary evaluation of the runoff processes in a remote montane cloud forest basin using Mixing Model Analysis and Mean Transit Time. *Hydrological Processes*. DOI: 10.1002/hyp.8382
- Crespo P, Feyen J, Buytaert W, Célleri R, Frede HG, Ramírez M, Breuer L.** 2012. Development of a conceptual model of the hydrologic response of tropical Andean micro-catchments in Southern Ecuador. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 9:2475–2510.
- Elsenbeer H, West A, Bonell M.** 1994. Hydrologic Pathways and Stormflow Hydrochemistry at South Creek, Northeast Queensland. *Journal of Hydrology* 162(1–2):1–21.
- Elsenbeer H.** 2001. Hydraulic flowpath in tropical rainforest soil scapes: A review. *Hydrological Processes* 15:1751–1759.
- FAO/ISRIC/ISSS.** 1998. World Reference Base for Soil Resources. *World Soil Resources Report* 84. Rome: FAO.
- Goller R, Wilcke W, Leng MJ, Tobschall HJ, Wagner K, Valarezo C, Zech W.** 2005. Tracing water paths through small catchments under a tropical montane rain forest in south Ecuador by an oxygen isotope approach. *Journal of Hydrology* 308:67–80.
- Hofstede RGM.** 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian paramo grasslands. *Plant Soil* 173:111–132.
- Hungerbühler D, Steinmann M, Winkler W, Seward D, Egüez A, Peterson DE, Helg U, Hammer C.** 2002. Neogene stratigraphy and Andean geodynamics of southern Ecuador. *Earth-Science Reviews* 57:75–124.
- IAMGOLD 2006.** Reporte de exploración. IAMGOLD Ecuador S.A. Reporte Técnico. Cuenca, Ecuador: IAMGOLD Ecuador S.A.
- Josse C, Cuesta-Camacho F, Navarro G, Barrena V, Cabrera E, Chacón-Moreno E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A.** 2009. *Ecosistemas de los andes del norte y centro*. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Lima:

Secretaría general de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERATION, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL.

PROMAS/IAMGOLD 2009. *Elaboración de la línea base en hidrología de los páramos de Quimsacocha y su área de influencia.* Reporte Técnico. Cuenca, Ecuador: Universidad de Cuenca.

Schellekens J, Scatena FN, Bruijnzeel LA, van Dijk AIJM, Groen MMA, van Hogezaand RJP. 2004. Stormflow generation in a small rainforest catchment in the Luquillo experimental forest, Puerto Rico. *Hydrological Processes* 18(3):505-530.

US Bureau of Reclamation 2001. *Water Measurement Manual, Tech. Rep.* USA: US Department of the Interior.

Vuille M, Bradley RS, Keimig F. 2000. Climate variability in the Andes of Ecuador and its relation to tropical Pacific and Atlantic sea surface temperature anomalies. *Journal of Climatology* 13(2):2520-535.

van der Hammen T, Hooghiemstra H. 2000. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. *Quaternary Science Reviews* 19:725-742.

Zimmermann B. 2007. Spatial and temporal variability of the soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. Ph.D. Dissertation. Potsdam, Germany: Potsdam University.

Uso de la tierra



Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Peralvo M, Cuesta F, 2014. Dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra en los páramos andinos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra en los páramos andinos

Manuel Peralvo¹ y Francisco Cuesta¹

¹ Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la
Ecorregión Andina (CONDESAN)

Los ecosistemas de páramo forman parte de paisajes más amplios en los Andes, caracterizados por dinámicas complejas de uso de la tierra. Los regímenes de uso de la tierra en estos paisajes aglutinan actores con múltiples objetivos, recursos y vínculos con los bienes y servicios ecosistémicos provistos por los páramos. Los patrones resultantes de cobertura y uso de la tierra (CUT) asociadas a estos ecosistemas reflejan largas trayectorias históricas de ocupación del territorio y la interacción de procesos ambientales y sociales. El análisis de dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT) en este contexto busca integrar tanto los procesos que motivan estos patrones como sus efectos sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas de páramo. Los estudios presentados en esta sección se insertan en este proceso de caracterización de vínculos entre patrones y procesos, situando a los páramos y su biodiversidad en el contexto más amplio de los paisajes andinos que los rodean.

Las dinámicas de CCUT en los Andes como punto de encuentro entre sistemas sociales y ambientales

El uso y manejo del territorio ha constituido uno de los motivadores de cambio ambiental más importantes a lo largo de la historia humana. Actualmente, se estima que más del 80% de la superficie terrestre se encuentra bajo influencia directa o indirecta de regímenes de uso del suelo, con una conversión del 15% de ecosistemas naturales a cultivos en el período 1700-1992 (Ramankutty y Foley 1999; Sanderson *et al.* 2002). Adicionalmente, un 25% de la superficie terrestre es utilizada bajo sistemas de pastoreo (Asner *et al.* 2004). Estos sistemas introducen modificaciones substanciales en los procesos ecosistémicos y afectan los patrones de biodiversidad y los procesos de provisión de bienes y servicios clave para las sociedades humanas. Al mismo tiempo, los sistemas de uso de la tierra son la base de los sistemas de producción de alimentos que sostienen a la población global (Foley *et al.* 2005).

En los Andes, como en otros ecosistemas de montaña, los patrones de cobertura y uso de la tierra son producto de la interacción de procesos ambientales, sociales, económicos y políticos que operan a distintas escalas espaciales y temporales. Por un lado, los paisajes en los Andes representan condiciones heterogéneas relacionadas con la distribución de recursos (e.g. suelo fértil, agua) asociados a gradientes ambientales pronunciados, que varían drásticamente en cortas distancias (Luteyn 1999; Bader *et al.* 2007). Esto se traduce en una distribución heterogénea de la incidencia de factores de riesgo, respuestas institucionales y tecnológicas, acceso a la tierra y otros recursos clave en contextos apropiados de productividad, entre otros (Stadel 2008). Esta distribución ha generado mosaicos complejos de cobertura y uso de la tierra (CUT) donde coexisten sistemas productivos de distinta índole y ecosistemas con distintos niveles de perturbación.

A un nivel general, en los Andes del norte se distinguen dos conjuntos principales de sistemas productivos.

- 1) Los valles interandinos que albergan sistemas intensivos donde se concentra la producción de cultivos orientados a mercados nacionales e internacionales (ej. hortalizas, café). Los valles interandinos también albergan áreas urbanas extensas, que generan vínculos con las zonas rurales a través de intercambios de productos, demanda de mano de obra y demanda de bienes y servicios generados por ecosistemas altoandinos (ej. regulación hídrica).

- 2) Las laderas y zonas altas donde se encuentran generalmente sistemas menos tecnificados, con una mezcla de rubros hortícolas, ganadería extensiva y una importante presencia de poblaciones indígenas, especialmente en el sur de Colombia y Ecuador, así como de campesinos mestizos que practican estrategias agrícolas semi-tradicionales en zonas como la Cordillera Oriental de Colombia y la Cordillera de Mérida (Dixon *et al.* 2001; Llambí y Cuesta en esta publicación).

Los sistemas de pequeños productores agropecuarios en los Andes del norte mantienen diversas estrategias que les han permitido responder a los regímenes de variación en el contexto social y ambiental. A nivel familiar, destacan mecanismos basados en relaciones sociales que buscan superar cuellos de botella en el acceso a recursos clave (e.g. mano de obra), distribuir riesgos y promover beneficios de distintas alternativas de producción o empleo (Guillet 1981). A nivel de comunidades de productores, especialmente en el contexto de comunidades indígenas, existen estrategias de respuesta institucional para enfrentar necesidades de coordinación en la gobernanza de recursos naturales. Algunos ejemplos representativos son los sistemas locales de gobernanza de agua para riego y los sistemas de redistribución periódica de derechos de acceso a la tierra que incluyen la zonificación espacial de zonas de descanso de producción que se utilizan como áreas comunales de pastoreo (Pestalozzi 2000; Zimmerer 2002).

Desde una perspectiva de ocupación del espacio, el concepto de control vertical de zonas de producción ha proveído un marco útil para el análisis de dinámicas de uso de la tierra en los Andes (Murra 1972; Brush 1976). Tanto a una escala amplia, como a escalas más locales (micro verticalidad), estos modelos plantean una racionalidad adaptada a la distribución de recursos y riesgos que privilegia el acceso a un conjunto diverso de condiciones agroecológicas distribuidas en gradientes ambientales y de elevación. Evidentemente, los patrones observados en casos específicos responden a diferencias en las condiciones de acceso a la tierra de las comunidades, procesos históricos de redistribución de este acceso (e.g. reformas agrarias) y la interacción con otros actores y marcos institucionales (e.g. estado, mercado) (Zimmerer 1999).

Algunos de estos sistemas productivos y sus mecanismos asociados de larga data están cambiando de forma acelerada en el contexto de procesos más amplios de transición de los medios de vida rurales¹ en los

¹ Los medios de vida rurales se definen como el conjunto de actividades, recursos y capacidades que los productores rurales articulan para alcanzar objetivos relacionados con el sustento familiar (Ellis 2000).

Andes. En general, las transiciones principales están relacionadas con la intensificación de los vínculos urbano-rurales (e.g. mediante procesos migratorios estacionales o permanentes de uno o más miembros de la familia), la diversificación de actividades productivas tanto dentro del sector agrícola como en otros sectores de la economía, cambios en mercados laborales (e.g. empleo en agricultura no tradicional) y procesos de intensificación de la producción para mercados nacionales e internacionales (Ellis 2000; Rigg 2006; Kay 2008; Smith *et al.* esta publicación). Uno de los retos principales para generar información relevante a procesos de planificación y manejo del territorio consiste en vincular patrones observados de CCUT y la interacción entre estos procesos que motivan las decisiones de los actores sobre el terreno (Llambí y Llambí 2001; Rindfuss *et al.* 2004). En este contexto, la caracterización de dinámicas de CCUT asociadas a los páramos y otros ecosistemas altoandinos requiere integrar enfoques centrados en procesos sociales y ambientales de cambio.

Regímenes de uso de la tierra en los páramos

La pérdida de biodiversidad en los Andes está altamente correlacionada con cambios de cobertura y uso de la tierra de origen antrópico (Wassenaar *et al.* 2007; Jetz *et al.* 2007; Feeley y Silman 2010). Uno de los procesos de cambio más importantes en el contexto regional es la transformación de páramos y bosques montanos hacia usos agrícolas y pecuarios (Young 1998, Lambin *et al.* 2003). Por ejemplo, en los Andes ecuatorianos se estima que los ecosistemas del páramo cubrían un área potencial de 23.990 km², los cuales para el período 2001-2003 habían sufrido una reducción del 33% (Baquero *et al.* 2005). De forma similar, Tovar *et al.* (2012) reportan una disminución del 47% al 35%, debida principalmente a la expansión de zonas agrícolas, en la cobertura de jalca en un área de estudio de 6.300 km² en Cajamarca, Perú para el período 1987-2007. Adicionalmente, Rodríguez *et al.* (2010) reportan una pérdida considerable de áreas de páramo en la cordillera central y oriental de Colombia para el período 1985-2000 con una tasa de pérdida anual del -0,6%.

Los principales cambios de cobertura y uso de la tierra en ecosistemas de páramo se concentran en la forestación con especies exóticas, principalmente pinos, la conversión de áreas de páramos a cultivos y a procesos más complejos de degradación del páramo producto de regímenes de pastoreo extensivo, comúnmente asociados a eventos de quemadas. López (2004) analizó las dinámicas de variación de la frontera agrícola sobre el páramo en Ecuador y caracterizó la importancia de procesos a escala nacional, especialmente aquellos asociados a cambios en patrones de acceso a la tierra producto de las reformas agrarias. A escalas más locales, los factores que impulsan las dinámicas de cambio en la frontera agrícola se relacionan con la disponibilidad de tierra productiva en otras áreas, el involucramiento de los productores en actividades fuera de finca y los contextos específicos de acceso a la tierra (e.g. propiedad comunitaria de la tierra). Para los pequeños agricultores, el manejo de ganado en páramo es parte de un portafolio diversificado que incluye tanto la agricultura y otras estrategias de generación de ingresos (López 2004; Smith *et al.* este volumen).

Los procesos de conversión de ecosistemas de páramo generan impactos debido a las alteraciones en la configuración espacial del paisaje (e.g. fragmentación y reducción del hábitat). Varios estudios sugieren que las alteraciones en la estructura del paisaje genera impactos directos sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Quinn y Harrison 1988; Rylands y Keuroghlian 1988; Becker *et al.* 1991; Saunders *et al.* 1991; Bierregaard *et al.* 1992; Fournier y Loreau 2001; Harrington *et*

al. 2001). En el caso de los ecosistemas altoandinos, estas tendencias de afectación podrían acentuarse en el contexto de cambios socioeconómicos que podrían traducirse en mayor presión de uso sobre los páramos. Así, se espera que para el año 2050 el área destinada a cultivos incrementalmente sobre el 47%, de los cuales 66% provendrá de ampliación de la frontera agrícola en sistemas de montaña y conversión de humedales (Wassenaar *et al.* 2007).

En el caso de la forestación en ecosistemas de páramo, durante los últimos 30 a 40 años los paisajes de los altos Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú han sido forestados con especies exóticas, principalmente *Pinus patula* y *P. radiata*. Estas actividades fueron promovidas por programas estatales y privados con el propósito de incrementar o diversificar el ingreso económico de los campesinos andinos, reducir la erosión de áreas degradadas (Poulenard *et al.* 2001) y más recientemente como una estrategia de secuestro de carbono y mitigación bajo el paraguas del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del protocolo de Kyoto y el Convenio Marco sobre Cambio Climático de Naciones Unidas, (Buytaert *et al.* 2007; Farley *et al.* 2012).

Los efectos de la forestación con pinos han sido documentados a través de varios estudios, los cuales, en su mayoría, se han concentrado en impactos en el ciclo hidrológico y en la acumulación de carbono en el suelo. En la mayoría de los casos, los estudios reportan una disminución en los caudales y del carbono almacenado. En cuanto a los efectos en la hidrología del páramo, varios estudios han analizado las respuestas hidrológicas de los páramos a las actividades de forestación (e.g. Bosch y Hewlett 1982; Bruijnzeel 2004; Brown *et al.* 2005; Farley *et al.* 2005; Buytaert *et al.* 2007; Farley *et al.* 2012). Todos ellos coinciden en que las cuencas forestadas con pinos reducen su caudal total con variaciones temporales importantes. Existe un consenso general en que el consumo total de agua de un bosque o una plantación es mayor que el de la vegetación herbácea y arbustiva del páramo. Esto se debe principalmente a que las estructuras vegetativas de los árboles respecto de las herbáceas generan una mayor pérdida de agua debido a una mayor transpiración (p. ej. mayor índice foliar) e intercepción (p. ej. dosel más denso). Sin embargo, la magnitud de los cambios en los caudales debido a la forestación con pinos varía considerablemente dependiendo de los siguientes factores: el tipo de vegetación predominante originalmente y de la de reemplazo, la edad de la plantación y la historia de uso de las localidades forestadas. Factores tales como la superficie total forestada y la densidad de los pinos plantados tienen también una incidencia adicional (Buytaert *et al.* 2007).

Los estudios arriba mencionados, reportan que los cambios en los caudales también tienen una alta variabilidad temporal, con una tendencia que está claramente asociada a la edad de la plantación. Al momento de la plantación, los cambios reportados en los caudales son casi nulos. Posteriormente, existe evidencia de reducción de caudales conforme la plantación alcanza la madurez. Las reducciones mayores en los caudales se documentan para plantaciones de *Pinus radiata* a una edad de 26-30 años (Farley *et al.* 2005). El impacto en la variabilidad estacional de los caudales es menos claro. La importancia de la vegetación en la capacidad de regulación del ecosistema es generalmente menor que la importancia del suelo, la cual está particularmente asociada a sus propiedades físicas (Buytaert *et al.* 2007). En nuestro conocimiento, no existen datos concluyentes de cómo la forestación con pinos tiene una incidencia sobre las propiedades físicas del suelo (p.ej. alta porosidad y baja densidad aparente) ni como esto a su vez como incide en la variación estacional de los caudales.

En cuanto a los efectos de la forestación en el suelo, pese a la importancia de los servicios ecosistémicos provistos por los páramos, el desarrollo de programas de investigación para evaluar las respuestas a cambios en el uso del suelo son todavía limitados. Preguntas fundamentales sobre el valor de mantener ecosistemas paramunos bajo diferentes regímenes de manejo versus el establecimiento de plantaciones forestales no han sido completamente respondidas, en particular a su capacidad de almacenamiento de carbono (Farley y Kelly 2004; Buytaert *et al.* 2007; Farley *et al.* 2012).

Si bien el secuestro de carbono es considerado uno de los principales beneficios de las estrategias de forestación, se ha demostrado que generalmente estos cambios en el uso del suelo no incrementan la capacidad de almacenamiento de carbono en los pastizales tropicales húmedos. La literatura disponible reporta incrementos y reducciones en los reservorios de carbono posterior a acciones de forestación. Estos resultados contrastantes están determinados por el tipo de especie utilizada para la forestación (Guo y Gifford 2002; Hofstede *et al.* 2002; Berthrong *et al.* 2009; Laganier *et al.* 2010). Los estudios que reportan disminuciones considerables están relacionadas con especies de pinos, en particular durante los primeros 5 a 10 años (Farley y Kelly 2004; Farley *et al.* 2012). Estos resultados pueden ser explicados al considerar que al tener el ecosistema un mayor consumo de agua, y por lo tanto un suelo menos saturado, estas condiciones favorecen la descomposición de materia orgánica, lo que resulta en un decrecimiento en los contenidos de carbono (Hofstede *et al.* 2002). Reducciones de hasta el 60% fueron reportados en los páramos del Cotopaxi, al norte del Ecuador (Farley y Kelly 2004).

Además de la conversión de páramos, el pastoreo extensivo asociado a regímenes anuales de quemas produce cambios más sutiles que afectan la estructura y composición de las comunidades bióticas sin cambiar la cobertura de la tierra pero mucho menos diverso y más homogéneo (Hofstede 1995). En general, la gran mayoría de los páramos andinos se encuentran sujetos a diferentes regímenes de pastoreo, en los que la dinámica de la vegetación es controlada por los regímenes de fuego (Laegaard 1992; Hofstede 1995) generando un mosaico heterogéneo temporal y espacial de diferentes estadios de regeneración a lo largo del gradiente altitudinal. Sin embargo, en el caso de Venezuela, funcionan sistemas de ganadería extensiva que no utilizan la quema como estrategia de manejo de los pastos (Molinillo y Monasterio 1997). En lugares donde existe una mayor intensidad en las quemas y el pastoreo, los pajonales o rosetales tienen una menor altitud, han perdido biomasa, el estrato arbustivo está ausente y muchas de las especies rastreras que crecen en las condiciones de microclimas son escasas. Las comunidades de plantas que crecen en estas condiciones están generalmente dominadas por pocas especies aptas para adaptarse a condiciones alteradas (Ramsay y Oxley 2001; Luteyn *et al.* 2002; Premauer y Vargas 2004). No obstante, faltan estudios empíricos y experimentales que evalúen como se afectan la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en diferentes regímenes de pastoreo y quema. Esta información es fundamental para promover procesos de manejo sostenible del ecosistema.

En cuanto a los efectos ecológicos de la agricultura en los páramos, en general los estudios disponibles tanto en sistemas semi-tradicionales con descansos largos como en sistemas de producción más intensivos, indican que el disturbio producido por la actividad agrícola induce modificaciones significativas en propiedades estructurales del suelo como su textura y capacidad de retención de agua, pérdidas de materia orgánica en los horizontes más superficiales y en compartimientos claves como la biomasa microbiana y alteraciones en la estructura y diversidad funcional de la biota del suelo. Por otro lado, la resiliencia y capacidad de recuperación de la vegetación y los suelos luego del disturbio, depende críticamente de las condiciones ambientales (ej. al comparar páramos húmedos vs. secos) y en las características del régimen de disturbio en cuanto a su duración histórica, extensión e intensidad (Ferweda 1987; Poulenard *et al.* 2001; Jaimes y Sarmiento 2002; Sarmiento y Llambí 2011; Sarmiento y Smith 2011).

Contribuciones a esta sección

El conjunto de estudios presentados en esta sección ilustran diferentes dimensiones asociadas a los procesos de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT) en ecosistemas de páramo. En conjunto, los estudios presentan un paisaje en el cual se articula tanto la continuidad de procesos de conversión y uso del páramo, como el cambio en cuanto al apareamiento de nuevos arreglos institucionales para la producción, articulación con actores extra-locales, vínculos con mercados y marcos normativos nacionales y regionales. Otro tema transversal que se explora en los estudios es la necesidad de integrar enfoques provenientes de varias disciplinas de las ciencias naturales y sociales. Esta integración busca generar terreno fértil para identificar estrategias de manejo del territorio que respondan a los contextos específicos de las relaciones entre el páramo y sus habitantes, pero que al mismo tiempo permitan generar lecciones relevantes para otros sitios en los Andes.

Robineau *et al.* (esta publicación) utilizan como punto de entrada la persistente tensión entre conservación y uso productivo de áreas de páramo. Los autores se preguntan qué cambios en cuanto a prácticas productivas y organización local pueden promover modos de vida locales sustentables y el mantenimiento de procesos ecosistémicos, en una comunidad en el macizo de páramo de Rabanal en Colombia. Integrando métodos cualitativos y cuantitativos, los autores reconstruyen los cambios recientes en los regímenes de uso de la tierra en el páramo y generan una tipología de usuarios de sus recursos. El vínculo entre el cultivo del papa y la ganadería de doble propósito es un componente esencial de estrategias para diversificar la base de ingresos y disminuir riesgos, y presentan retos ambientales y económicos específicos. Esta información es utilizada para generar una tipología de parcelas alrededor de la cual se estructuran estrategias de manejo que buscan balancear productividad y protección de los ecosistemas de páramo.

Para Smith *et al.* (esta publicación), el reto fundamental para generar opciones efectivas de planificación territorial en áreas de páramo es la integración de metodologías que permitan caracterizar de forma adecuada dinámicas sociales y ambientales y que generen conocimiento sobre las motivaciones y contexto de toma de decisión de los actores locales. Smith *et al.* (esta publicación) utilizaron métodos de investigación participativa, con componentes de mapeo de fincas, para generar una lectura multidimensional de la calidad de vida en los poblados de Tuñame y Mixteque en los Andes de Venezuela. En ambos lugares predomina la agricultura intensiva de cultivos orientados al mercado, lo que ha generado dinámicas locales y familiares de organización para

asegurar acceso a agua de riego y otros insumos productivos. Los datos sobre calidad de vida reflejan mayor incidencia de pobreza en Tuñame, mientras que en Mixteque existe una dinámica productiva y de organización social más activa. Smith *et al.* (esta publicación) enfatizan la articulación con procesos más regionales de organización social como parte de la explicación en las diferencias observadas en los dos sitios.

Tovar *et al.* (esta publicación) mapearon dinámicas de CCUT en un área de 6.300 km² dominada por ecosistemas de jalca en Cajamarca Perú para el período 1987 – 2007. Esta información se utilizó para caracterizar cambios en indicadores de estructura y configuración espacial del paisaje, revelando un aumento importante de las áreas agrícolas especialmente en las zonas altas del área de estudio. Los autores resaltan la importancia de cambios estructurales y productivos, tales como la dinamización de la producción de leche, como elementos motivadores de los patrones observados. Otras causas directas de la conversión de jalca están asociadas con la minería y el establecimiento de plantaciones con especies forestales exóticas.

De forma similar, Peralvo y Cuesta (esta publicación) realizan una lectura comparativa de patrones de CCUT entre paisajes ubicados en los Andes del norte de Ecuador en los períodos 1991-1999-2007 y un área de jalca en Cajamarca, Perú en los períodos 1987-2001-2007. Los indicadores de paisaje generados buscan caracterizar cambios en la presión ejercida por dinámicas de uso de la tierra sobre los ecosistemas de páramo y jalca en ambos sitios. Comparativamente, los paisajes en Ecuador presentan menor conversión de ecosistemas de páramo comparado con lo observado en Perú. Peralvo y Cuesta (esta publicación) enfatizan la naturaleza multi-escalar de los procesos que generan patrones de CCUT y la necesidad de incorporar vínculos con procesos extra-locales (e.g. cambios en mercados laborales regionales, migración) en el análisis de dinámicas de uso de la tierra en ecosistemas altoandinos.

Los aportes realizados por los cuatro estudios permiten identificar áreas prioritarias de trabajo en la caracterización de sistemas integrados ambientales y sociales asociados a los páramos en los Andes. El hilo conductor de estas prioridades es la necesidad de fortalecer el vínculo entre actividades de investigación aplicada y los procesos de toma de decisión para el manejo de los paisajes andinos a distintas escalas. Algunas de las prioridades identificadas son:

- ☞ Generar insumos para procesos de planificación territorial que promuevan una participación local efectiva y recojan los elementos de gobernanza ambiental existentes a escala local.

- ☞ Caracterizar los vínculos entre uso de la tierra, bienestar local y conservación de ecosistemas funcionales de páramo bajo distintos contextos sociales e institucionales.
- ☞ Identificar áreas críticas de páramo y otros ecosistemas altoandinos para provisión de bienes y servicios ecosistémicos.
- ☞ Caracterizar empíricamente vínculos entre cambio climático y patrones de conversión de páramos y jalcas.
- ☞ Profundizar análisis empíricos que permitan caracterizar los impactos de la fragmentación y degradación de ecosistemas altoandinos sobre la persistencia de la biodiversidad y procesos ecosistémicos clave para el bienestar de las sociedades en los Andes.

Referencias

- Asner G, Elmore AJ, Olander LP, Martin RE, Harris AT.** 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29(1):261-299.
- Bader MY, Rietkerk M, Bregt AK.** 2007. Vegetation structure and temperature regimes of tropical Alpine treelines. *Artic, Antartic, and Alpine Research* 39:353-364.
- Baquero F, Sierra R, Ordoñez L, Tipan M, Espinoza L, Rivadeneira M, Soria P.** 2005. *La vegetación de los Andes del Ecuador: Memoria explicativa de los mapas de vegetación potencial y remanente a escala 1:250000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras.* Quito: EcoCiencia, CESLA, Corporación Ecopar, MAG - SIGAGRO, CDC - Jatun Sacha, IGM.
- Becker P, Moure J, Peralta F.** 1991. More about euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 23:586-591.
- Berthrong S, Jobbágy EG, Jackson RB.** 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications* 19(8):2228-2241.
- Bierregaard R, Lovejoy T, Kapos V, dos Santos A, Hutchings R.** 1992. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. *Bioscience* 42:859-866.
- Bosch JM, Hewlett JD.** 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55(1GÇô4):3-23.
- Brown A, Zhang L, McMahon TA, Western AW, Vertessy RA.** 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310(1-4):28-61.
- Bruijnzeel LA.** 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(1):185-228.
- Brush S.** 1976. Man's use of an Andean ecosystem. *Human Ecology* 4(2):147-166.

- Buytaert W, Iñiguez V, De Bievre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251(1-2):22-30.
- Dixon J, Gulliver A, Gibbon D.** 2001. *Farming Systems and Poverty: Improving Farmer's Livelihoods in a Changing World*. Rome and Washington, DC.: FAO and World Bank pp 1-357
- Ellis F.** 2000. *Rural livelihoods and diversity in developing countries*. First ed. Oxford: Oxford University Press, pp 1-273
- Farley K, Bremer LL, Harden CP, Hartsig J.** 2012. Changes in carbon storage under alternative land uses in biodiverse Andean grasslands: implications for payment for ecosystem services. *Conservation Letters* 6(1):21-17.
- Farley K, Jobbagy EG, Jackson RB.** 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11(10):1565-1576.
- Farley K, Kelly EF.** 2004. Effects of afforestation of a paramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195(3):281-290.
- Feeley KJ, Silman MR.** 2010. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology* 16(12):3215-3222.
- Foley J, de Fries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK.** 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309(5734):570-574.
- Ferweda W.** 1987. *The influence of potato cultivation on the natural bunchgrass páramo in the Colombian Cordillera Oriental*. Internal report no. 220. Amsterdam: Hugo de Vries Laboratory, Universidad de Amsterdam.
- Fournier E, Loreau M.** 2001. Respective roles of hedges and forest patch remnants in the maintenance of groundbeetle (*Coleoptera: Carabidae*) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16:17-32.

- Guillet D.** 1981. Agrarian Ecology and Peasant Production in the Central Andes. *Mountain Research and Development* 1(1):19-28.
- Guo LB, Gifford RM.** 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8(4):345-360.
- Harrington G, Freeman A, Crome F.** 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology* 17:225-240.
- Hofstede R.** 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian paramo grasslands. *Plant and Soil* 173(1):111-132.
- Hofstede R, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the ecuadorian high Andes. *Mountain Research and Development* 22(2):159-167.
- Jaimes V, Sarmiento L.** 2002. Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la Cordillera Oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15(1):61-74.
- Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP.** 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *Public Library of Science- Biology* 5:e157.
- Kay C.** 2008. Reflections on Latin American rural studies in the neoliberal globalization period: A new rurality? *Development and Change* 39(6):915-943.
- Laegaard S.** 1992. Influence of fire in the grass paramo vegetation of Ecuador. En: Baslev H, Luteyn J, editors. *Páramo: An Andean ecosystem under human influence*. London: Academic Press; pp 1-170.
- Laganriere J, Angers D, Pare D.** 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16(1):439-453.
- Lambin EF, Geist HJ, Lepers E.** 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28:205-241.
- Llambí L, Llambí LD.** 2001. A transdisciplinary framework for the analysis of tropical agroecosystem transformations. In: Lawrence G,

- Higgins V, Lockie S, editors. *Environment, society and natural resource management*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing, pp 53-69.
- López M.** 2004. *Agricultural and settlement frontiers in the tropical Andes: the paramo belt of Northern Ecuador, 1960-1990* [dissertation]. Selbstverlag, Germany: Institut für Geographie an der Universität Regensburg.
- Luteyn J, A.Cleef, Rangel C.** 2002. *Plant diversity in paramo: towards a checklist of paramo plants and a generic flora*. London: London Academic Press, pp 71-84.
- Luteyn J.** 1999. Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 84:1-278.
- Molinillo M, Monasterio M.** 1997. Pastoralism in páramo environments: practices, forage and impact on the vegetation in the cordillera of Mérida, Venezuela. *Mountain Research and Development* 17:197-211.
- Murra J.** 1972. El "control vertical" de un máximo de pisos ecológicos en la economía de las sociedades Andinas. En: Ortiz de Zúñiga I, editor. *Visita de la provincia de León de Huánuco en 1562, I*. Huánuco, Peru: Universidad Nacional Hermilio Valdizán, pp 429-76.
- Pestalozzi H.** 2000. Sectoral fallow systems and the management of soil fertility: The rationality of indigenous knowledge in the High Andes of Bolivia. *Mountain Research and Development* 20(1):64-71.
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau JL, Collinet J.** 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Paramo: effect of tillage and burning. *Catena* 45(3):185-207.
- Premauer J, Vargas O.** 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un paramo húmedo (Parque Natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17(1-2):52-66.
- Quinn J, Harrison S.** 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence of biogeographic patterns. *Oecologia* 75:132-140.
- Ramankutty N, Foley JA.** 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13(4):997-1027.

- Ramsay PM, Oxley ERB.** 2001. An assessment of aboveground net primary productivity in Andean grasslands of Central Ecuador. *Mountain Research and Development* 21:161-167.
- Rigg J.** 2006. Land, farming, livelihoods, and poverty: Rethinking the links in the Rural South. *World Development* 34(1):180-202.
- Rindfuss RR, Walsh SJ, Turner BL, Fox J, Mishra V.** 2004. Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39):13976-13981.
- Rodríguez-Eraza N, Pabón-Caicedo JD, Bernal-Suarez NR, Martínez-Collantes J.** 2010. *Cambio climático y su relación con el uso del suelo en los Andes colombianos*. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia y Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación.
- Rylands A, Keuroghlian A.** 1988. Primate populations in continuous forest and forest fragment in central Amazonia. *Acta Amazonica* 18:291-307.
- Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G.** 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52(10):891-904.
- Saunders D, Hobbs R, Margules C.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Sarmiento L, Llambí LD.** 2011. Regeneración del páramo luego de un disturbio agrícola: una síntesis de 20 años de investigaciones en sistemas con descansos largos en la cordillera de Mérida. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 123-148.
- Sarmiento L, Smith JK.** 2011. Degradación de laderas durante el ciclo tri-guero en los Andes Venezolanos y factores que limitan su restauración. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 17-34.
- Stadel C.** 2008. Vulnerability, resilience and adaptation: Rural development in the tropical Andes. *Pirineos* 163:15-36.

- Tovar C, Duivenvoorden J, Sanchez-Vega I, Seijmonsbergen AC.** 2012. Recent Changes in Patch Characteristics and plant communities in the jalca grasslands of the Peruvian Andes. *Biotropica* 44(3):321-330.
- Wassenaar T, Gerber P, Verburg PH, Rosales M, Ibrahim M, Steinfeld H.** 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 17(1):86-104.
- Young KR.** 1998. Deforestation in landscapes with humid forests in the central Andes: patterns and processes. In: Zimmerer KS, Young KR, editors. *Nature's Geography: New lessons for conservation in developing countries*. Madison: The University of Wisconsin Press, pp 75-99.
- Zimmerer KS.** 2002. Common field agriculture as a cultural landscape of Latin America: Development and history in the geographical customs of resource use. *Journal of Cultural Geography* 19(2):37-63.
- Zimmerer KS.** 1999. Overlapping Patchworks of Mountain Agriculture in Peru and Bolivia: Toward a Regional-Global Landscape Model. *Human Ecology* 27(1):135-165.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Peralvo M, Cuesta F, 2014. Conversión de ecosistemas altoandinos: vínculos entre patrones y procesos a múltiples escalas. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Conversión de ecosistemas altoandinos: vínculos entre patrones y procesos a múltiples escalas

Manuel Peralvo y Francisco Cuesta

Consortio para el Desarrollo Sostenible de la
Ecorregión Andina (CONDESAN)

Resumen

Las dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT) generan impactos importantes en la estructura y funcionamiento de ecosistemas de páramo y jalca. El presente estudio compara trayectorias de CCUT caracterizadas utilizando sensores remotos en dos paisajes dominados por ecosistemas de páramo y jalca en el norte del Ecuador y en el Departamento de Cajamarca, en Perú y en áreas específicas dentro de cada uno. Las trayectorias de conversión de ecosistemas altoandinos en Ecuador se mapearon para los años 1991-1999-2007 y para 1987-2001-2007 en Perú y se utilizaron para generar indicadores de conversión y fragmentación. En las áreas de estudio de Ecuador se observa un crecimiento marginal de áreas intervenidas en el período estudiado con patrones de conversión de páramo en áreas puntuales dispersas en el área de estudio. En Cajamarca, se observa un crecimiento de alrededor de 0,8% anual, con una tasa de 1% en el paisaje de Chetilla para el período 1987-2001. La mayor parte de la conversión de páramo y jalca se dio hacia cultivos transitorios, áreas de mosaico agropecuario, pastos plantados y plantaciones forestales. La fragmentación del páramo en Ecuador es menor a la observada para la jalca en Perú. En Cajamarca se observa un proceso más rápido de conversión y consolidación de la matriz de áreas intervenidas. En ambos paisajes se observa la influencia de regímenes de uso de la tierra vinculados a mercados internacionales: flores en el caso de Ecuador, minería en Perú. Estos procesos están embebidos en cambios más amplios de modos de vida rurales en los Andes, que incluyen intensificación de la producción, aumento de la importancia del trabajo fuera de finca, migración, entre otros. La integración efectiva de enfoques continúa planteando retos para generar información para el manejo de ecosistemas alto-andinos a escalas relevantes.

Palabras clave:

Cambio de cobertura y uso de la tierra, cambio de modos de vida rurales, páramo, jalca, fragmentación, Ecuador, Perú.

Abstract

Land use and land cover change (LUCC) dynamics generate important impacts on the structure and function of paramo and jalca ecosystems. The present study compares LUCC trajectories identified by remote sensing techniques in two landscapes dominated by paramo and jalca ecosystems in northern Ecuador and the Cajamarca department in Peru, respectively, and in specific areas within each landscape. The LUCC trajectories were mapped for the years 1991-1999-2007 in Ecuador and 1987-2001-2007 in Peru, and were used to generate indicators for landscape conversion and fragmentation. A marginal increment in disturbed area is observed in the study areas of Ecuador, with a pattern of paramo conversion to small areas that are dispersed over the landscape. In Cajamarca, a growth of 0.8% of disturbed areas is observed, with a rate of 1% observed in the Chetilla area for the 1987-2001 period. Most of the conversion of paramo and jalca was towards annual crops, agricultural and cattle ranching mosaics, pastures and forest plantations. Fragmentation of paramos is lower than observed for jalcas in Peru. In Cajamarca a fast process of jalca conversion and the consolidation of the intervention matrix are observed. In both landscapes, the influence of land use regimes articulated to global markets is observed: flowers in Ecuador and mining in Peru. These processes are embedded in wider changes in rural livelihoods in the Andes, in particular intensification and diversification of economic activities, increment in the importance of off-farm labor and migration. Effective integration of approaches remains a challenge for the generation of information for sustainable management of high Andean ecosystems at relevant scales.

Keywords:

Land use and land cover change, change in rural livelihoods, paramo, jalca, fragmentation, Ecuador, Peru

Introducción

Las dinámicas de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT) juegan un papel preponderante en procesos de modificación de la biosfera (Turner *et al.* 1995; Foley *et al.* 2005). Dichos cambios generan múltiples impactos en los sistemas socioeconómicos y ambientales con consecuencias importantes para su sustentabilidad, seguridad alimentaria, biodiversidad y la vulnerabilidad de ecosistemas y personas a procesos de cambio ambiental global (Liverman *et al.* 2004). Los cambios de cobertura y uso de la tierra corresponden tanto al reemplazo total de un tipo de cobertura por otra (e.g. deforestación), como a cambios en el manejo del territorio (e.g. intensificación agrícola) que pueden generar modificaciones en la estructura y composición de ecosistemas naturales (Lesschen *et al.* 2005).

Las dinámicas de CCUT generan impactos sobre la estructura y composición de las comunidades bióticas en páramos y jalcas y sobre procesos ecosistémicos a través de mecanismos directos e indirectos. La conversión de ecosistemas naturales a usos de la tierra agrícolas o pecuarios reemplaza casi totalmente la flora y fauna nativas y genera cambios en condiciones físicas en suelos, microclimas, ciclos de nutrientes, entre otros procesos de impacto (Chhabra y Geist 2006). Adicionalmente, los ecosistemas altoandinos son susceptibles a las alteraciones en la estructura y composición del paisaje como resultado de la fragmentación creciente asociada a la conversión de ecosistemas. Remanentes pequeños de páramo o jalca expuestos a una frontera agrícola activa pueden presentar cambios en condiciones biofísicas e impactos sobre las comunidades bióticas (Tovar *et al.* 2012).

En adición a dinámicas de conversión de ecosistemas altoandinos, regímenes de uso asociados al pastoreo normalmente implican el uso del fuego como herramienta de manejo. La combinación de pastoreo y fuego en distintas intensidades y frecuencias es un proceso que, sin implicar la pérdida de cobertura de páramo o jalca, influye en los patrones de biodiversidad y en la capacidad de estos ecosistemas de proveer bienes y servicios (Suárez y Medina 2001; Hofstede *et al.* 2002; Buytaert *et al.* 2006; Keating 2007; Horn y Kapelle 2009). A estos regímenes de uso de la tierra en páramos y jalcas se suman usos con fines forestales, con efectos sobre procesos hidrológicos mediados por puntos de partida en cuanto al estado de conservación de los ecosistemas, estructura y composición de las comunidades nativas, manejo forestal, entre otros (Farley 2007).

El estudio de dinámicas de CCUT se basa en un marco conceptual que integra el análisis de información colectada por sensores remotos con datos socioeconómicos relacionados con los agentes que generan los cambios observados (Rindfuss *et al.* 2004; Turner *et al.* 2007). El objetivo es establecer vínculos funcionales entre patrones observados de CCUT y las causas próximas y subyacentes de los mismos. Las causas próximas se refieren a las acciones que generan cambios de cobertura de la tierra tales como la conversión de páramos a usos agrícolas. Las causas subyacentes se refieren a procesos sociales, ambientales, económicos e institucionales que motivan o condicionan el proceso de toma de decisiones de los agentes de cambio (Liverman *et al.* 1998; Geist y Lambin 2002). En este contexto, un insumo fundamental para entender procesos clave detrás de dinámicas de CCUT es la generación de información espacialmente explícita sobre cambios temporales en el uso y cobertura del suelo en el área de interés.

La caracterización de dinámicas de CCUT asociadas a ecosistemas altoandinos ha recibido comparativamente menor atención que procesos de conversión de ecosistemas de bosques en tierras bajas. Existen procesos activos de investigación que buscan caracterizar la interacción entre conversión y degradación de ecosistemas altoandinos y su integridad ecológica. Sin embargo, muchos menos esfuerzos se han dedicado a enfoques de integración, donde se realicen lecturas desde puntos de entrada distintos sobre patrones de CCUT observados, los procesos que motivan estos cambios y los impactos sobre los ecosistemas (López 2004). En este contexto, el presente estudio busca proveer un ejemplo de enfoque integrado para el análisis de dinámicas de conversión de ecosistemas altoandinos. De forma específica, el estudio busca generar una lectura comparativa de patrones de conversión y fragmentación de ecosistemas de páramos y jalcas en dos sitios de los Andes y de los procesos subyacentes que generan los patrones observados. Se espera evidenciar retos en la generación de análisis a diferentes escalas, para paisajes con procesos distintos de cambio social y ambiental.

Área de estudio

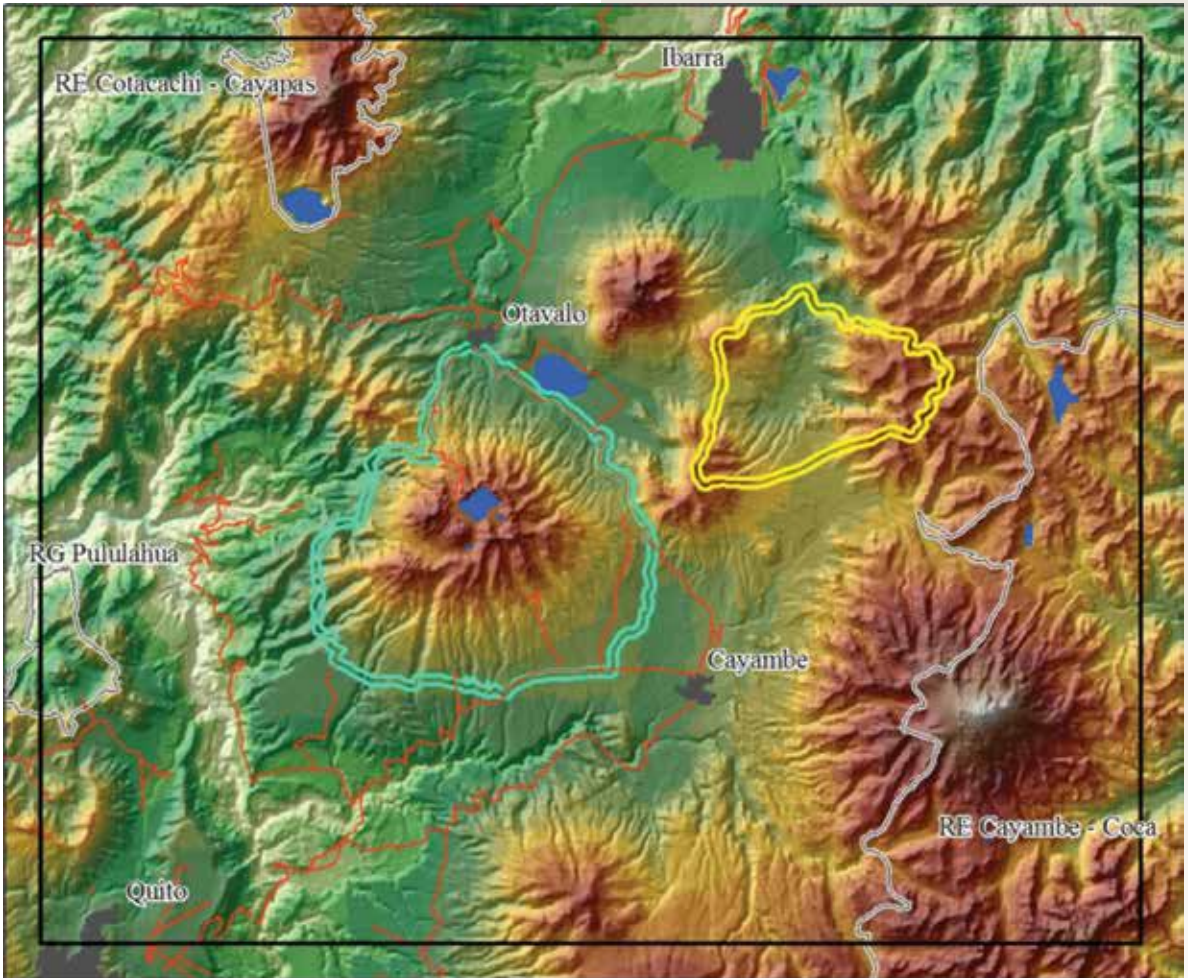
La metodología fue implementada en dos áreas principales ubicadas en Ecuador y Perú. La primera corresponde al paisaje circundante a los sitios piloto del PPA Mojanda y Zuleta, en los Andes del norte del Ecuador (Figura 1). En esta zona, los análisis se corrieron para tres paisajes distintos. El paisaje total, denominado Valles Interandinos del Norte del Ecuador (Vint-EC), engloba los valles interandinos entre el extremo norte de la ciudad de Quito y la ciudad de Ibarra. Con un rango de elevación entre 1.300 y 5.700 m, en el glaciar del nevado Cayambe, y un área de poco más de 3.700 km², el paisaje Vint-EC presenta una alta diversidad de ecosistemas, acentuada por la influencia de la topografía en los patrones de precipitación. En el extremo superior de elevación, el paisaje está dominado por vegetación subnival, ecosistemas de páramo, y humedales altoandinos. Bajo la línea de bosque se encuentran bosques montanos y altimontanos húmedos, arbustales montanos estacionales y xerofíticos y arbustales montanos húmedos (Josse *et al.* 2009).

Dentro de Vint-EC, los dos paisajes analizados correspondieron a los sitios de intervención del PPA en Mojanda y Zuleta (Figura 1). El sitio Mojanda tiene una superficie de 27.800 ha y se encuentra en el límite entre las provincias de Pichincha e Imbabura, en un complejo volcánico en forma oval ocupado en su parte alta por una caldera principal donde se encuentra la Laguna Grande de Mojanda. En contraste, el área de estudio correspondiente al sitio Zuleta abarca una superficie más pequeña (alrededor de 10.200 ha) y representa el territorio de la Comuna de Zuleta, parte de la Hacienda Zuleta y localidades vecinas. El sitio Mojanda alberga un conjunto heterogéneo de actores que incluyen comunidades indígenas y campesinas de pequeños productores agropecuarios y grandes terratenientes. Mojanda es un sitio estratégico desde la perspectiva de provisión de servicios hídricos pues se estima que alrededor de 36.000 personas dependen del

suministro de agua desde este sitio¹. Tanto en Mojanda como Zuleta las coberturas de la tierra dominantes corresponden a usos del suelo agropecuarios, especialmente cultivos de ciclo corto, seguidos por bosques, vegetación arbustiva y páramos.

¹ Fuente, sitio web PPA: <http://www.condesan.org/ppa/node/2478> (Accedido Enero 2012).

Figura 1. Paisajes analizados en Ecuador. Las líneas dobles representan una zona de 500 m definida para minimizar el efecto de borde en las métricas de paisaje utilizadas.



Leyenda

- Área urbana
- Vía principal
- Cuerpos de agua
- Área protegida
- Paisaje Vint-EC
- Paisaje Zuleta
- Paisaje Mojanda

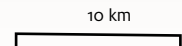
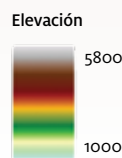
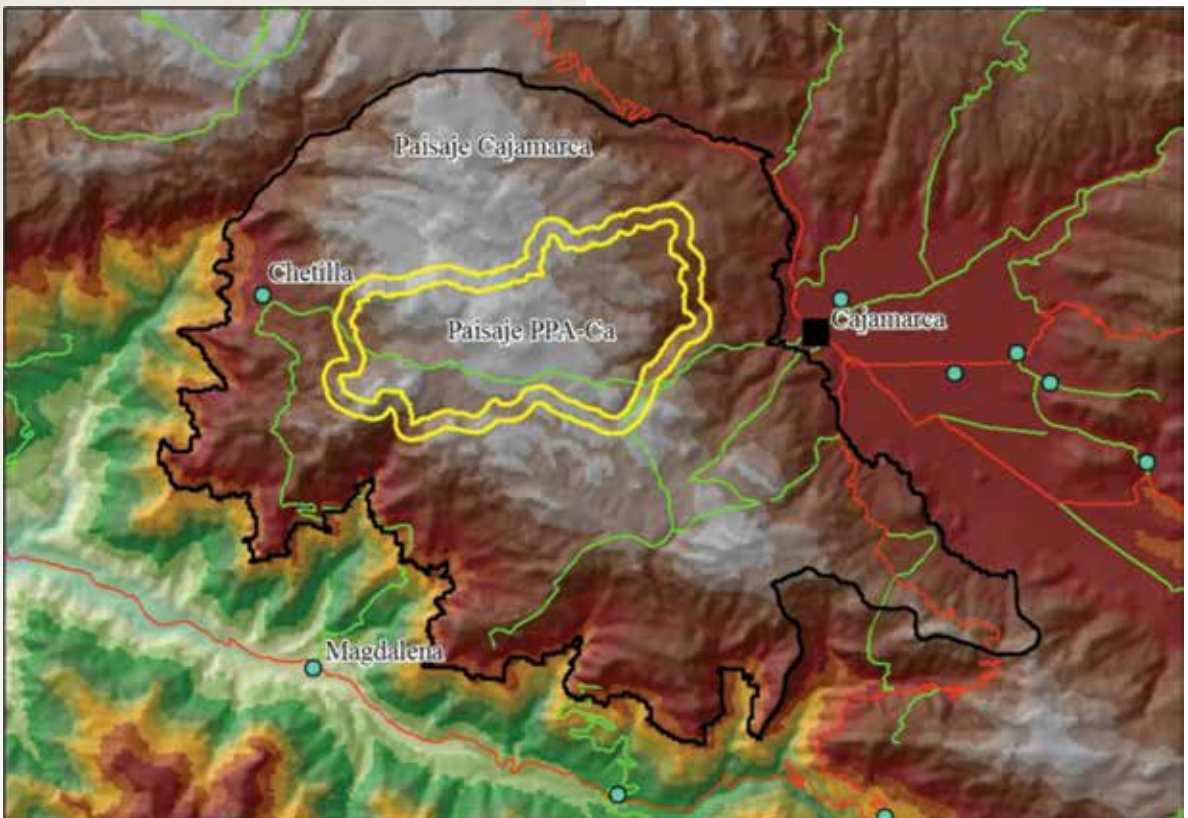


Figura 2. Paisajes analizados en Perú. Las líneas dobles representan una zona de 500 m definida para minimizar el efecto de borde en las métricas de paisaje utilizadas.

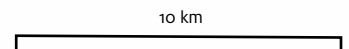
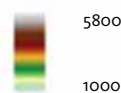
En Perú se definieron dos paisajes para el análisis. El paisaje de contexto corresponde a un área de alrededor de 31.000 ha en las elevaciones de los Andes al occidente de la ciudad de Cajamarca (Figura 2). Cubre un rango de elevación que va entre 2.200 y 4.000 msnm, con áreas que pertenecen a los distritos Magdalena, Chetilla y Cajamarca en el departamento de Cajamarca. En este paisaje predominan la puna altimontana húmeda (jalca), bosques y arbustales montanos xéricos, bosques



Leyenda

- Ciudad
- Paisaje Cajamarca
- Paisaje Chetilla
- Centro poblado
- Vía principal
- Vía secundaria

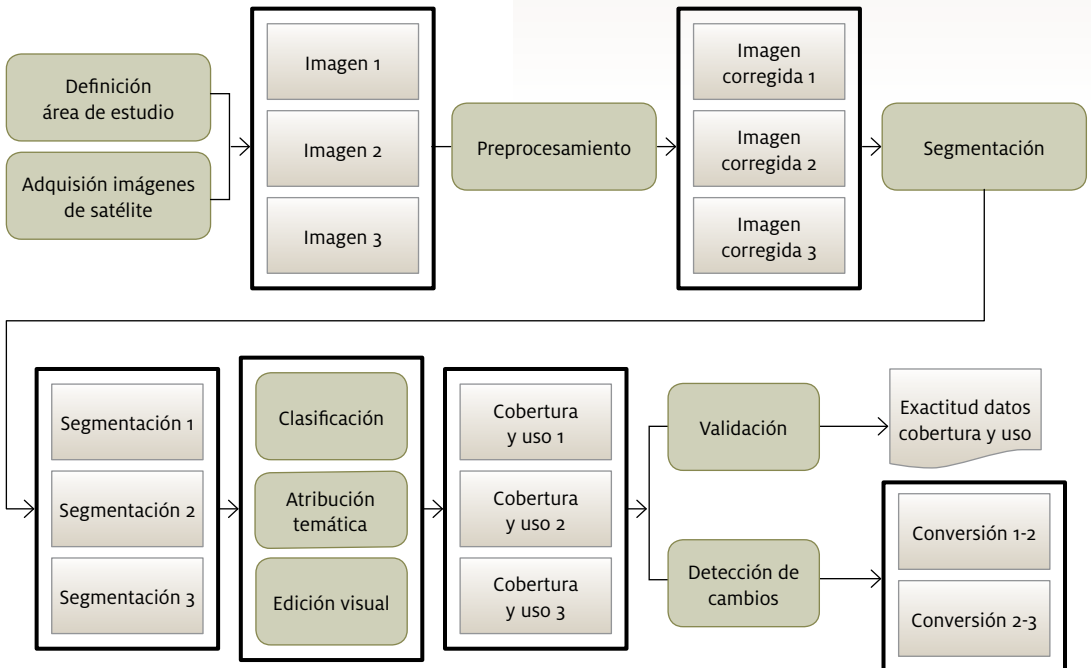
Elevación



montanos pluviestacionales y a menor elevación, cardonales y matorrales montanos desérticos y bosques montano bajos xéricos (Josse *et al.* 2009).

Dentro de este paisaje, los sitios de intervención del PPA fueron integrados en un solo polígono (Paisaje Chetilla, Figura 2). Este paisaje integra los caseríos de Sexemayo Lote II, Cushunga, Chamis Alto y Carhuaquero, la Comunidad Campesina Chirig Punta (Alto Chetilla, Mahuaypampa, Huayllapampa) y los caseríos Carhuaquero, Chamis, Capulipampa, Shinshilpampa y Jamcate². En esta zona predominan las zonas intervenidas asociadas a usos agropecuarios de pequeños productores y distintos ecosistemas de jalca.

Figura 3. **Procedimientos de mapeo de dinámicas de CCUT implementados.**



2 Fuente, sitio web PPA: <http://www.condesan.org/ppa/node/2545> (Accedido Diciembre 2011).

Métodos

La metodología aplicada tiene dos componentes principales. En primer lugar, se mapearon patrones de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT) en los paisajes definidos para dos períodos de tiempo comprendidos entre los años de referencia 1990, 2000 y 2007 utilizando imágenes de sensores remotos ópticos. Posteriormente, esta información fue utilizada para generar un conjunto de métricas de paisaje que permitan evaluar los procesos de conversión de ecosistemas de páramo y jalca. Cada procedimiento se describe en mayor detalle a continuación.

Mapeo de patrones de cambio de cobertura y uso de la tierra (CCUT)

El flujo de trabajo para el mapeo de dinámicas de CCUT utilizado se ilustra en la Figura 3. Las imágenes satelitales utilizadas fueron obtenidas del sitio web del Global Land Cover Facility (<http://glcf.umd.edu/data/landsat/>) y correspondieron a imágenes libres de nubes lo más cercanas temporalmente a los años de referencia 1990, 2000 y 2007. En Perú se utilizaron imágenes Landsat (P9R65) del 23 de junio de 1987 (TM), 24 de agosto de 2001 (ETM+) y 1 de agosto de 2007 (TM). En Ecuador se utilizaron imágenes Landsat (P10R60) de 15 de octubre de 1991 (TM) y 14 de noviembre de 1999 (ETM+). Para el año de referencia de 2007 se combinaron tres imágenes ETM+ para cubrir los vacíos generados por el fallo del corrector de barrido de líneas (SLC-off por sus siglas en inglés) correspondientes al 5 de febrero de 2007, 31 de julio de 2007 y 6 de septiembre de 2009.

El pre-procesamiento consistió en la georeferenciación de las imágenes utilizando un sistema de coordenadas apropiado. Para el paisaje de Cajamarca, las imágenes fueron re-muestreadas a 28,5 m en un sistema de coordenadas UTM Z17S WGS84. En el paisaje Vint-EC, se utilizó un sistema de coordenadas UTM Z17S PSAD1956 a una resolución de 30 m. El registro geométrico entre imágenes se realizó utilizando

como referencia la imagen del año 1999 para Vint-EC y la imagen del año 1987 para Cajamarca. En todos los casos el error de registro entre imágenes fue menor a un pixel (Coppin *et al.* 2004). Debido a que el mapeo de patrones de CCUT se realizó utilizando un procedimiento de detección de cambios post – clasificación (Singh 1989; Jensen 1996), no fue necesario corregir radiométricamente las imágenes satelitales (Song *et al.* 2001).

Para la clasificación de cobertura y uso de la tierra (CUT) se utilizó un método basado en segmentación de imágenes seguido de un método que combina procedimientos de clasificación automática y visual. Los métodos de segmentación definen regiones espectralmente homogéneas en una imagen de satélite (IDEAM *et al.* 2007; GOF-GOLD 2009; Peralvo y Delgado 2010). Las imágenes fueron segmentadas utilizando el software ENVI Zoom V4.6. Los segmentos de cada imagen fueron clasificados utilizando un algoritmo supervisado. Los resultados de la clasificación fueron editados visualmente, utilizando como referencia las trayectorias de cambio entre las tres fechas evaluadas. La leyenda de cobertura y uso de la tierra utilizada en los paisajes de Ecuador incluyó clases de páramo, cultivos transitorios, mosaico agropecuario, pastos y plantación forestal. En Cajamarca, las clases caracterizadas fueron jalca, zonas agrícolas³, plantaciones forestales, y áreas quemadas⁴. Los mapas de cobertura y uso de la tierra de cada año fueron comparados en pares (1987 – 2001 y 2001 – 2007 en Perú y 1991 – 1999 y 1999 – 2007 en Ecuador) para generar mapas de conversión de páramo y jalca.

- 3 Se diferenciaron zonas agrícolas 1, con predominancia de cultivos de ciclo corto, de zonas agrícolas 2, con predominancia de pastos.
- 4 Tanto en los paisajes de Ecuador como Perú se discriminaron clases adicionales. En este estudio se priorizan las clases de ecosistemas de jalca y páramo y las clases de uso antrópico que predominan en los procesos de conversión.

La exactitud de los mapas generados se evaluó utilizando un conjunto de puntos distribuidos sobre el área de estudio. En el paisaje Cajamarca se utilizaron 210 puntos distribuidos de forma equidistante a 1,2 km, mientras que en el paisaje Vint-EC se generaron 350 puntos distribuidos al azar. Cada punto fue atribuido visualmente a una clase de la leyenda de CUT utilizando como referencia las imágenes originales. Estos atributos fueron comparados con las clases de los mapas finales de CUT para generar matrices de confusión. En la Tabla 1 se presentan valores de fiabilidad global de los mapas cuantificada como el porcentaje de puntos de validación correctamente atribuidos respecto al número total de puntos de validación (Foody 2002).

Tabla 1. **Fiabilidad global de los mapas de cobertura y uso de la tierra generados para los paisajes Cajamarca y Vint-EC.**

Paisaje	Año	Fiabilidad global (%)
Cajamarca	1987	73,2
	2001	77,0
	2007	74,2
Vint-EC	1991	87,4
	1999	87,6
	2007	91,3

Adicionalmente, se utilizaron los datos de error de las matrices de confusión para estimar la exactitud del productor (probabilidad de que cierto tipo de CUT sea clasificado como tal) y la exactitud del consumidor (probabilidad de que un pixel del mapa haya sido correctamente asignado a su clase real) para las clases de CUT mapeadas. En el paisaje Vint-EC el páramo herbáceo tiene alta exactitud del productor y usuario para los tres años mapeados (0,9 – 1). En Cajamarca, la exactitud del productor y del usuario para la clase jalca se encuentran entre 0,7 y 0,8 para las tres fechas

mapeadas. De forma similar, las principales clases de áreas intervenidas en ambos paisajes (e.g. cultivos transitorios, pastos plantados) presentan valores razonables de exactitud en conjunto. Sin embargo, se recomienda cautela en la interpretación de los resultados de CCUT, especialmente para clases que han experimentado áreas pequeñas de conversión de CUT.

Métricas de paisaje

La información de trayectorias de CCUT generada fue utilizada para evaluar como las dinámicas de cambio de la cobertura del suelo han influenciado en la estructura y composición de los ecosistemas de páramo y jalca en los paisajes estudiados. El supuesto básico es que la integridad de los ecosistemas de páramo y jalca en estos paisajes está relacionada con el grado de transformación al que han sido sometidos en el período estudiado y a los patrones resultantes de estructura y composición del paisaje. Para caracterizar procesos de presión a nivel de paisaje se utilizó el indicador INTER, definido como (Rudas *et al.* 2007):

$$INTER = \left(\frac{Aint^{t_1} - Aint^{t_0}}{A_{tot} * años_{t_0-t_1}} \right) (100) \quad Eq 1.$$

Donde *Aint* representa el área correspondiente a clases de CUT de origen antrópico en un año determinado (t_0 y t_1), *A_{tot}* representa el área total del paisaje analizado y *años_{t₀-t₁}* es el número de años en el período estudiado. El indicador representa el cambio porcentual anual de la prevalencia de las áreas intervenidas en el paisaje.

El segundo indicador de presión utilizado es similar a *INTER* pero se enfoca más específicamente en la conversión de ecosistemas naturales. Este indicador se construye utilizando la información de trayectorias de CCUT de ecosistemas naturales hacia coberturas antrópicas:

Resultados

Conversión de ecosistemas de páramo y jalca

El indicador general de presión (INTER, Eq. 1) reporta un incremento anual del área intervenida en el paisaje Vint-EC del 0,15% y 0,19% en los períodos 1991-1999 y 1999-2007, respectivamente (Tabla 2). Comparativamente, el paisaje Mojanda presenta una mayor tasa anual de aumento del área intervenida que el observado en el paisaje total en ambos períodos. El paisaje Zuleta presenta un caso acentuado de trayectorias no lineales, con un área intervenida prácticamente estable en el período 1991-1999 y un incremento importante de la tasa (0,34%) en el período 1999-2007, la mayor tasa observada en los tres paisajes analizados (Tabla 2).

Comparativamente, los niveles de presión tanto en el paisaje Cajamarca como en el paisaje Chetilla son mayores que los observados en Ecuador. Por ejemplo, en el paisaje Cajamarca el crecimiento de las áreas intervenidas representó el 0,76 % y 0,75 % anual del área total del paisaje en los períodos 1987-2001 y 2001 – 2007, respectivamente. Este indicador de presión en el paisaje del sitio PPA (Chetilla) es incluso mayor para ambos períodos, especialmente en el período 1987-2001, donde alcanza casi el 1 % anual (Tabla 2). La tasa de crecimiento de áreas intervenidas del paisaje Cajamarca es similar en ambos períodos, mientras que en el sitio Chetilla disminuye en 2001-2007 respecto a 1987-2001.

$$CONVER = \left(\frac{Anat_i \rightarrow Aint_j}{Anat_{i0}} \right) (100) \quad \text{Eq 1.}$$

Donde $Anat_i \rightarrow Aint_j$ representa el área convertida del ecosistema natural i (e.g. páramo) al tipo de cobertura antrópica j (e.g. cultivos de ciclo corto) entre los dos años estudiados y $Anat_{i0}$ representa el área del ecosistema natural i en el año inicial.

Adicionalmente, se generaron dos indicadores que buscan caracterizar cambios en la fragmentación bajo el supuesto de que mayor fragmentación genera dinámicas de afectación negativa la integridad de los ecosistemas naturales. El primero corresponde al índice del parche más grande (LPI por sus siglas en inglés) y se define como el porcentaje del paisaje ocupado por el parche más extenso de cualquier clase o de una clase específica de CUT. El segundo indicador de presión por fragmentación correspondió a la longitud (en km) del borde entre ecosistemas naturales y clases de CUT de origen antrópico. Estos indicadores de fragmentación fueron cuantificados utilizando FRAGSTATS (McGarigal y Marks 1994).

Tabla 2. Indicador de presión INTER (Eq. 1) que reporta el incremento porcentual anual de las clases antrópicas de cobertura y uso de la tierra respecto al área total del paisaje.

Período	Paisajes				
	Vint-EC	Mojanda	Zuleta	Cajamarca	Chetilla
1991-1999	0,15	0,18	0,01	-	-
1999-2007	0,19	0,21	0,34	-	-
1987-2001	-	-	-	0,76	0,99
2001-2007	-	-	-	0,75	0,78

De acuerdo a la información de cobertura y uso de la tierra generada, en el paisaje total de Ecuador (Vint-EC), el páramo ha experimentado dinámicas moderadas de conversión a usos de la tierra antrópicos. En el período 1991-1999 la conversión documentada de páramo fue de alrededor de 500 ha y en el período 1999-2007 de 1260 ha, en ambos casos menores al 3% (Tabla 3a). En Mojanda la conversión de páramos en ambos períodos fue de cerca del 2%, mientras que en Zuleta no se registró conversión en el período 1991-1999, y en el período 1999-2007 la conversión fue de 170 ha (5%) (Tabla 3a).

En contraste, en el paisaje Cajamarca la pérdida de jalca fue de 2.237 ha y 1.137 ha en los períodos 1987-2001 y 2001-2007, respectivamente, que representan el 23% y el 15,2% de conversión (Tabla 3b). En el paisaje de Chetilla la conversión de jalca en el período

1987-2001 fue superior a la observada en el paisaje de referencia (33,4%), mientras que en el período 2001-2007 fue similar (16%; Tabla 3b). En este paisaje, la conversión de jalca ha implicado una reducción del 44% respecto al área original en el período 1987-2007.

Los patrones espaciales de conversión de páramo y jalca presentan también algunas diferencias importantes. En el caso del páramo en Ecuador (Figura 4) las áreas convertidas son pequeñas y se encuentran dispersas en el paisaje Vint-EC. Existe una excepción de un parche relativamente grande de páramo convertido en el período 1991-1999 en un área cercana a la ciudad de Ibarra (Figura 4). En la mayoría de casos, las áreas convertidas de páramo se concentran en el límite inferior de este ecosistema, reflejando actividad puntual en el avance de la frontera agrícola (Figura 4).

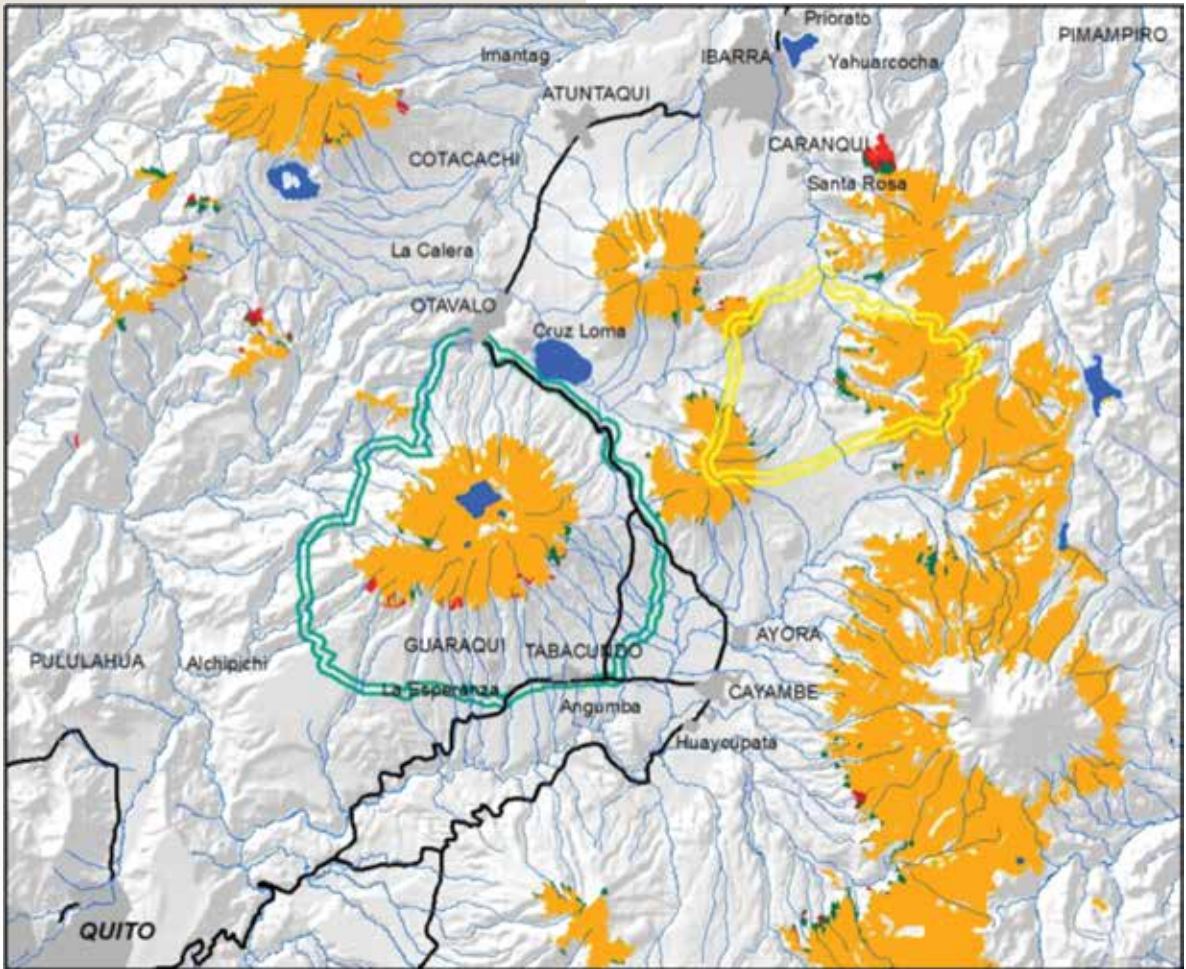
Tabla 3a. Cambios en el área del páramo herbáceo en Valle Interandino del Ecuador

Paisaje	Área (ha)		
	1991	1999	2007
Vint-Ec	57.727	57.223	55.965
Zuleta	3.366	3.366	3.196
Mojanda	7.367	7.233	7.093

Tabla 3b. Cambios en el área del jalca en Cajamarca

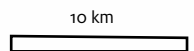
Paisaje	Área (ha)		
	1987	2001	2007
Cajamarca	9.700	7.463	6.326
Chetilla	1.721	1.145	963

Figura 4. **Patrones de conversión de páramo para los períodos 1991-1999 y 1999-2007 en los paisajes estudiados en Ecuador.**



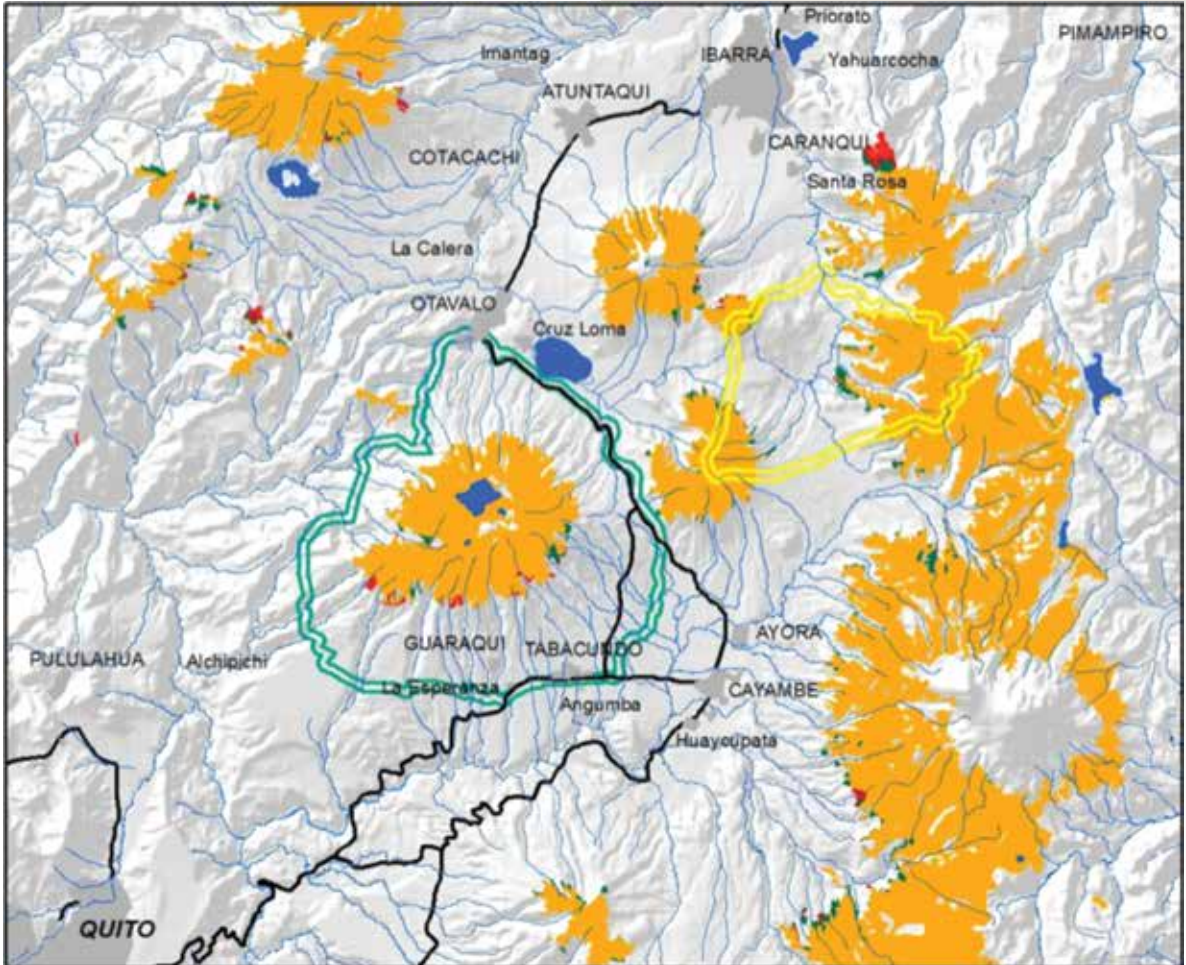
Leyenda

- | | |
|---|--|
|  Centros poblados |  Conversión 1999 - 2007 |
|  Caminos principales |  Conversión 1991 - 1999 |
|  Ríos |  Páramo remanente |
|  Paisaje Zuleta |  Cuerpos de agua |
|  Paisaje Mojanda | |



En Cajamarca, los patrones de conversión de jalca son más extensivos, especialmente para el período 1987-2001 donde se observa fragmentación de las áreas de jalca y la consolidación de la matriz de áreas intervenidas (Figura 5). A diferencia de lo observado en los paisajes de Ecuador, donde la

Figura 5. **Patrones de conversión de jalca para los períodos 1987-2001 y 2001-2007 en los paisajes estudiados en Perú.**

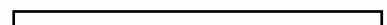


Leyenda

- Ciudad
- Vía principal
- Vía secundaria
- Ríos
- Cuerpos de agua
- Paisaje Cajamarca
- Paisaje Chetilla
- Conversión 2001 - 2007
- Conversión 1987 - 2001
- Jalca remanente



10 km



mayoría de la conversión se observa en el límite altitudinal inferior, los procesos de conversión en Cajamarca se observan en toda el área mapeada, con parches extensos al interior del paisaje Chetilla (Figura 5).

El indicador de presión CONVER (Eq. 2) documenta los porcentajes de páramo y jalca convertido a distintos usos antrópicos en los paisajes y períodos analizados (Tabla 4). Los patrones observados refuerzan la visión de Cajamarca como un paisaje más dinámico que el de los valles interandinos caracterizados en Ecuador. La conversión de los ecosistemas de jalca es mucho mayor que la de los páramos en los dos períodos de análisis tanto en el paisaje de referencia completo como en los sitios piloto del PPA.

En el caso del páramo, la mayoría de la conversión se da hacia cultivos transitorios, mosaicos agropecuarios pastos y

plantaciones forestales (Tabla 4a). Los valores de este indicador en los paisajes de Ecuador reflejan la naturaleza fragmentada de los procesos de conversión de páramos y se asocian con un paisaje relativamente estático. Cuando se analizan paisajes más locales, resaltan algunos procesos de conversión puntuales. Por ejemplo, en Zuleta se observa que la conversión antrópica se concentra en el período 1999-2007 hacia la clase de plantación forestal y en menor medida hacia pastos (3,69% y 1,23%, respectivamente, Tabla 4a). Los patrones de conversión para la jalca son similares en ambos paisajes respecto al tipo de clases de uso de la tierra a las que este ecosistema ha sido transformado. La principal conversión se da de la jalca a zonas agrícolas 1 y plantaciones forestales con una mayor concentración en el período 1987-2001 y con una mayor proporción en el paisaje Chetilla (Tabla 4b).

Tabla 4a. Indicador de presión CONVER (Eq. 2) que registra el porcentaje de un ecosistema natural convertido a usos del suelo antrópicos para páramo herbáceo en Valle Interandino del Ecuador

Paisaje	Conversión a (en %)							
	Cultivos transitorios		Mosaico agropecuario		Pastos		Plantación forestal	
	91-99	99-07	91-99	99-07	91-99	99-07	91-99	99-07
Vint-EC	0,53	0,26	0,1	0,92	0,23	0,85	0,03	0,7
Mojanda	0,58	0,51	0,42	0,56	0,32	0,44	0,04	0,52
Zuleta	0,02	0,37	-	0,39	0,08	1,23	-	3,69

Tabla 4b. Indicador de presión CONVER (Eq. 2) que registra el porcentaje de un ecosistema natural convertido a usos del suelo antrópicos para páramo herbáceo en jalca en Cajamarca.

Paisaje	Conversión a (en %)							
	Zonas agrícolas 1		Plantaciones forestales		Zonas agrícolas 2		Quemas	
	87-01	01-07	87-01	01-07	87-01	01-07	87-01	01-07
Cajamarca	16,11	16,53	5,82	4,77	0,05	0,11	0,91	0,28
Chetilla	19,41	16,57	11,92	8,53	0,05	0,11	2,51	0,82

Fragmentación

El índice LPI evidencia que los paisajes analizados presentan una estructura cada vez más compleja y fragmentada. El parche más grande del paisaje Vint-EC decrece de 23,4% a 14,3% y a 10,2% en 1991, 1999 y 2007, respectivamente. Un escenario similar se observa en Zuleta. En comparación, el paisaje en Mojanda presenta relativa estabilidad en cuanto a la extensión del parche más dominante (Tabla 5a). En contraste, el páramo presenta una estabilidad relativa en cuanto al parche dominante en los tres paisajes analizados, lo que corresponde a procesos de conversión más focalizados, sin la escisión de parches grandes (Tabla 5a).

En Perú el parche más grande del paisaje aumenta tanto en el paisaje Cajamarca como en el paisaje Chetilla (Tabla 5b). En contraste, para la jalca se observa un proceso continuo de disminución en el parche más grande en los dos paisajes. El parche de Jalca más grande en Cajamarca decrece de 22,5% a 8,8% y a 5,2% en 1987, 2001 y 2007, respectivamente. En el paisaje Chetilla el patrón es similar aunque el parche más grande representa un mayor porcentaje que en el paisaje Cajamarca en los tres años analizados (Tabla 5b).

Una dimensión importante de la presión sobre ecosistemas naturales resultante de procesos de fragmentación corresponde a patrones de interacción espacial con usos

Tabla 5a. Cambio en el indicador de presión LPI a nivel de paisaje y para clases seleccionadas en Valles interandinos del Ecuador

Nivel / Clase	Paisaje	1991	1999	2007
Nivel de paisaje	Vint-EC	23,4	14,3	10,2
	Mojanda	26,5	26,0	25,5
	Zuleta	47,6	43,94	25,0
Páramo herbáceo	Vint-EC	9,0	8,9	8,7
	Mojanda	26,5	26,0	25,5
	Zuleta	25,9	25,9	24,7

Tabla 5b. Cambio en el indicador de presión LPI a nivel de paisaje y para clases seleccionadas en Cajamarca

Nivel / Clase	Paisaje	1987	2001	2007
Nivel de paisaje	Cajamarca	38,8	56,9	61,9
	Chetilla	36,6	41,2	61,8
Jalca	Cajamarca	22,5	8,8	5,2
	Chetilla	28,3	15,3	13,8

antrópicos en la gradiente de elevación. Particularmente, la longitud del límite de contacto entre los ecosistemas de páramos y jalca con los usos de la tierra antrópicos constituye un buen indicador para evaluar este aspecto de la integridad del paisaje. La Tabla 6 registra cambios en la longitud de la interface entre los ecosistemas de páramo y jalca y las áreas intervenidas en los paisajes analizados. En Vint-EC, el páramo presenta en todos los casos un aumento en la longitud de borde entre páramo y áreas intervenidas. En Mojanda, el aumento en el período 1991-1999 es mayor que el observado en el paisaje Vint-EC (14,4% y 8,7%, respectivamente). En Zuleta, el aumento de borde es menor que en el paisaje total para los dos períodos (Tabla 6a).

La longitud del borde entre la jalca y las coberturas antrópicas aumentó únicamente en el paisaje general (Cajamarca) en el período 1987-2001. En el período 2001-2007 el borde decreció. En Chetilla, la longitud de este borde disminuyó en ambos períodos (Tabla 6b). Estas disminuciones están asociadas a un incremento fuerte de las áreas agrícolas y las áreas de plantaciones forestales acompañado de una pérdida de hábitat fuerte y una mayor consolidación de las coberturas de uso humano lo que origina una reducción en la longitud de contacto entre ambos (Tabla 6b).

Tabla 6a. Longitud (km) y cambio (%) en el borde entre ecosistemas altoandinos y áreas intervenidas para (a) páramo en el paisaje valles interandinos de Ecuador

Sitios	Longitud (km)			Cambio (%)	
	1991	1999	2007	91-99	99-07
Vint-EC	330	358	412	8,7	14,9
Mojanda	41	47	52	14,4	11,5
Zuleta	29	30	33	4,2	8,0

Tabla 6a. Longitud (km) y cambio (%) en el borde entre ecosistemas altoandinos y áreas intervenidas para (a) páramo en el paisaje jalca en Cajamarca

Sitios	Longitud (km)			Cambio (%)	
	1987	2001	2007	87-01	01-07
Cajamarca	654	671	645	2,6	-4
Chetilla	104	102	99	-1,4	-3,3

Discusión

Efectos de dinámicas de CCUT sobre la integridad de la biodiversidad altoandina

Las dinámicas de CCUT documentadas para los dos paisajes en los Andes dan cuenta de cómo estos procesos han determinado la configuración y estructura actual del paisaje. Estas modificaciones del paisaje se expresan a diferentes escalas (de parche a matriz) en los indicadores de presión y estado medidos en los períodos estudiados. La pérdida de hábitat, la fragmentación, cambios en la heterogeneidad del paisaje y modificaciones en las características internas de los parches que lo configuran constituyen los factores principales que inciden en la integridad ecológica de los ecosistemas (Fahrig 2003; Debuse *et al.* 2007).

En los dos paisajes existe una reducción del área de los ecosistemas de páramo y jalca. En particular la reducción sustancial en Cajamarca del 35% del área de jalca en 20 años sugiere implicaciones importantes en la biodiversidad de este ecosistema y los procesos ecológicos como la regulación hídrica. Este patrón se observa también en los paisajes de los sitios del PPA. En Chetilla la reducción del área de la jalca es del 56% para el mismo período, cambiando incluso la configuración de la matriz dominante del paisaje hacia usos antrópicos. En este contexto, se identifican dos mecanismos potenciales de afectación a la integridad ecosistémica de páramos y jalcas. En primer lugar, los patrones de CCUT caracterizados pueden estar asociados a la eliminación o aislamiento de hábitats críticos como los bosques de *Polylepis*, los bofedales o las comunidades arbustivas propias de la vegetación del páramo y la jalca. Los resultados de la alta fragmentación y el incremento de las áreas agrícolas tienen una relación directa con la eliminación de muchos de estos hábitats por efecto de la homogeneización del paisaje. Si bien este estudio no llega hasta ese nivel de detalle y no se lo ha documentado, es muy probable que muchos de estos hábitats hayan sido afectados.

Adicionalmente, se esperarían reducciones poblacionales o extinciones locales de varias de las especies considerando la relación especie-área (Cook *et al.* 2002), que permite predecir que al disminuir el área disponible se produzca una reducción en la riqueza de especies contenida en el hábitat remanente. Este efecto se espera en particular para las especies con poca capacidad de dispersión como muchos anfibios (e.g. *Atelopus*, *Gastrotheca*), reptiles (e.g. *Stenocercus*) y otras especies de plantas vasculares que no tienen sistemas de dispersión por viento o requieren de polinizadores específicos como los colibríes (*Vaccinium*, *Hesperomeles*, *Buddleja*, *Puya*). Adicionalmente, los ecosistemas altoandinos son reconocidos por un alto grado de recambio de especies en distancias reducidas por efectos de gradientes ambientales como la humedad o la exposición al viento (Cleef 1981; Ramsay 1992; Sklenar 2000). En este contexto, las reducciones del tamaño funcional del páramo y la jalca podrían tener una incidencia sobre los patrones de recambio de las especies afectando la diversidad beta. La hipótesis es que las dinámicas de uso del suelo disminuyen la variación espacial del paisaje (homogeneización) y esto en su lugar es expresado como una simplificación de las estructuras tróficas de las comunidades.

Por otro lado, los cambios en el contraste y adyacencia en los parches remanentes, especialmente en Cajamarca tiene implicaciones importantes en los posibles efectos de borde sobre las propiedades de los parches remanentes. El tipo de matriz dominante del paisaje es importante porque determina la disponibilidad de recursos, los movimientos de los polinizadores y dispersores de semillas y los herbívoros (Gardner *et al.* 1993). Si el contraste del borde es bajo, la similitud del tipo de cobertura y la fisonomía entre los parches y la matriz incrementa facilitando el flujo de energía y el intercambio de especies (Tovar *et al.* 2012). Por el contrario, los parches con altos valores de borde y contraste con la matriz dominante pueden ser

propensos a alteraciones por efectos de aislamiento así como sobrepastoreo, quemas y dominancia de especies de plantas vasculares exóticas asociadas a los sistemas agrícolas de los Andes.

De forma similar, aunque este estudio no incluyó el mapeo de los procesos de degradación por efectos del pastoreo extensivo y las quemas asociadas, este tipo de uso del suelo es ampliamente utilizado en Cajamarca (Tovar *et al.* 2012) y Mojanda (Robles *et al.* 2008). En ambos casos es muy probable que los remanentes de los ecosistemas altoandinos estén afectados en distintos niveles por procesos como la reducción de la biomasa disponible, efectos de degradación de las propiedades físicas del suelo por disecación y posibles procesos de erosión, pérdida de biodiversidad, lo cual afectaría aún más la integridad de los ecosistemas estudiados, especialmente en Cajamarca (de Noni *et al.* 1989; Hofstede *et al.* 1995; Morris 1997; Vanacker *et al.* 2003). En sitios de páramo en el Ecuador con patrones históricos de degradación similares a los estudiados aquí (Poulenard *et al.* 2001; Podwojewski *et al.* 2002), la dinámica de la vegetación está controlada por los regímenes de fuego asociados al pastoreo generando un mosaico heterogéneo temporal y espacial de diferentes estadios de regeneración a lo largo del gradiente altitudinal (Laegaard 1992; Hofstede *et al.* 1995). En lugares donde existe una mayor intensidad en las quemas y el pastoreo, los pajonales tienen una menor altitud, han perdido biomasa, el estrato arbustivo está ausente y muchas de las especies rastreras que crecen en las condiciones de microclimas de los herbazales no inundables son escasas.

Procesos motivadores de CCUT

Desde una perspectiva de manejo del paisaje, es necesario vincular los mecanismos de afectación de la estructura y composición de las comunidades bióticas descritos arriba con los procesos socioeconómicos que los generan. El enfoque comparativo

utilizado en este estudio permite identificar, aunque de forma preliminar, algunos procesos clave operando a distintas escalas en los paisajes andinos estudiados. Las diferencias más importantes en los patrones de CCUT caracterizados se relacionan, con la severidad en los procesos de conversión de páramos y jalcas. En Ecuador, se observa un paisaje más estable con eventos puntuales de conversión de páramos, sobre todo en áreas asociadas a la frontera agrícola (Figura 4). En Cajamarca, la conversión de jalca documentada es más extensiva, especialmente en el período 1987-2001 (Figura 5). En Ecuador, los cambios principales documentados ocurrieron dentro de la matriz de uso, entre clases de usos agrícolas y pecuarios (e.g. entre áreas de cultivos de ciclo corto y pastos).

Las dinámicas de CCUT caracterizadas en las áreas de estudio de Ecuador y Perú se encuentran embebidas en trayectorias históricas de cambio social y ambiental que tienen algunos puntos en común. Ambas áreas presentan usos agropecuarios de larga data, con presencia tanto de pequeños productores que operan bajo un contexto fragmentado de acceso a la tierra (i.e. minifundios) como de unidades de producción extensas. En ambos paisajes la producción de leche y derivados ha sido importante. En Cajamarca la actividad ganadera también es importante, con una producción de leche estimada del 16% del total en el Perú (Zegarra-Mendez y Calvelo-Aros 2006). En ambos casos, la presencia de empresas de productos lácteos grandes en la zona (e.g. Nestlé, Gloria), a menudo acompañadas de programas gubernamentales y privados de apoyo productivo (e.g. FONCREAGRO en Cajamarca) actúan como catalizadores en procesos extensivos de conversión hacia usos pecuarios de la tierra.

Otro elemento que estructura los paisajes de CUT observados es el acceso a la tierra. Como sucede con otros procesos, los patrones actuales de acceso a la tierra reflejan dinámicas de históricas de distinta duración, que se expresan a distintas escalas.

Modelos macro que explicaban el acceso de productores locales a zonas de producción ubicadas en condiciones bioclimáticas distintas (verticalidad) se traslapan con procesos de redistribución del acceso a la tierra en épocas coloniales y republicanas, incluyendo procesos regionales de reforma agraria (Kay 2008). Por ejemplo, en el paisaje Vint-EC todavía se observan legados estructurales de tenencia de la tierra que ubican grandes unidades en las tierras más productivas del valle y sistemas de pequeños productores en las pendientes de la cordillera (López 2004). Este modelo macro tiene excepciones a escalas más finas. Por ejemplo, algunas comunidades en la zona de Mojanda y Otavalo en Ecuador lograron vincular procesos de diversificación en la fabricación y comercio de textiles con estrategias de acceso a tierras de buena calidad. Esto permitió el apareamiento de sistemas intensivos de pequeños productores enfocados en cultivos comerciales para el mercado nacional textiles (Korovkin 1997; Bebbington 2000).

A escalas regionales, el apareamiento de actividades económicas vinculadas directamente a mercados globales ha tenido importantes impactos en los patrones CUT observados. En el paisaje Vint-EC, el auge de la producción de flores para la exportación inició en la década de 1990 como fruto de la interacción entre reformas internas que favorecían la exportación (e.g. construcción de infraestructura de transporte, acceso subsidiado a riego), factores externos y el acceso a mano de obra barata proveniente de los sistemas de pequeños productores en tierras relativamente marginales en el sector de Cayambe (Sawers 2005; Korovkin y Sanmiguel-Valderrama 2007). Tanto en el paisaje de referencia como en el paisaje Mojanda, el crecimiento en la cobertura de invernaderos documentada en el paisaje Vint-EC se visualiza como

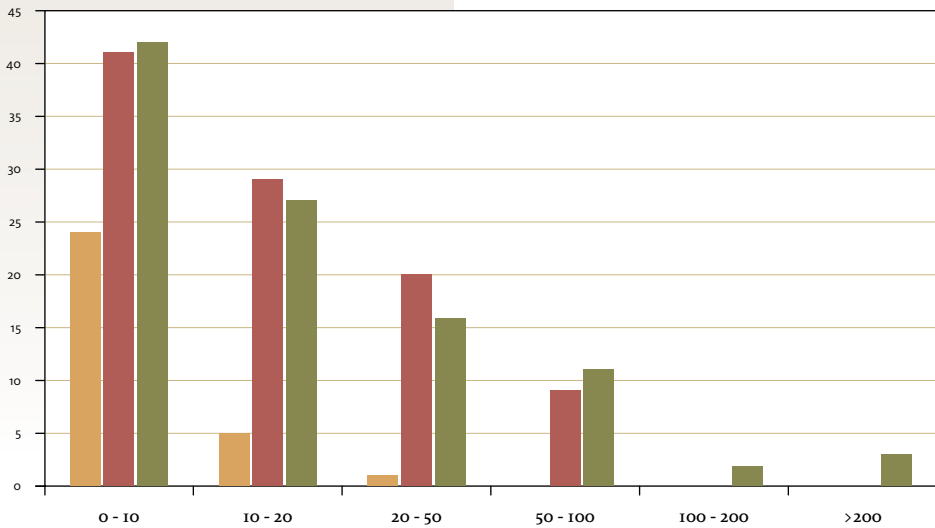
un aumento en el tiempo en el número de parches en todas las clases de área y, especialmente, hacia clases de área más extensa (Figura 6). Esto sugiere un crecimiento tanto en el número de operaciones dedicadas a la exportación de flores como en su extensión.

En Cajamarca, se observan patrones extensivos de conversión de jalca y la consolidación asociada de la matriz de intervención en los períodos estudiados (Tablas 4 y 5). Este período de tiempo corresponde al arranque de operaciones de extracción de oro de la minera Yanachocha en 1992 y sugiere el apareamiento de nuevas condiciones en el uso del paisaje de la región. Por un lado, la generación de empleo en la minera tiene consecuencias directas en los sistemas locales agropecuarios mediante la generación de costos de oportunidad más altos asociados al tiempo de los productores locales. Adicionalmente, el proceso de reclamo de tierras para la actividad minera ha generado cambios en las dinámicas de valor de la tierra, especialmente en áreas estratégicas para la operación de la minera (Bury 2005). Por ejemplo, 41% de la cuenca del Jequetepeque que cubre parte del área de estudio se encuentra concesionada. La mayoría de las concesiones se encuentran en áreas de jalca sobre los 3.000 m de elevación (Bebbington y Bury 2009). Mejoras en infraestructura vial, acceso a educación, asistencia técnica asociados a la operación de la minera también han tenido impacto en los patrones de CUT en Cajamarca, aunque su distribución es desigual y relacionada con las áreas priorizadas por la empresa (Bury 2004). Patrones de intensificación y expansión de actividades agropecuarias en sitios de jalca están relacionados con la expansión y mejoramiento de la red vial en el contexto de las actividades de relacionamiento de la minera.

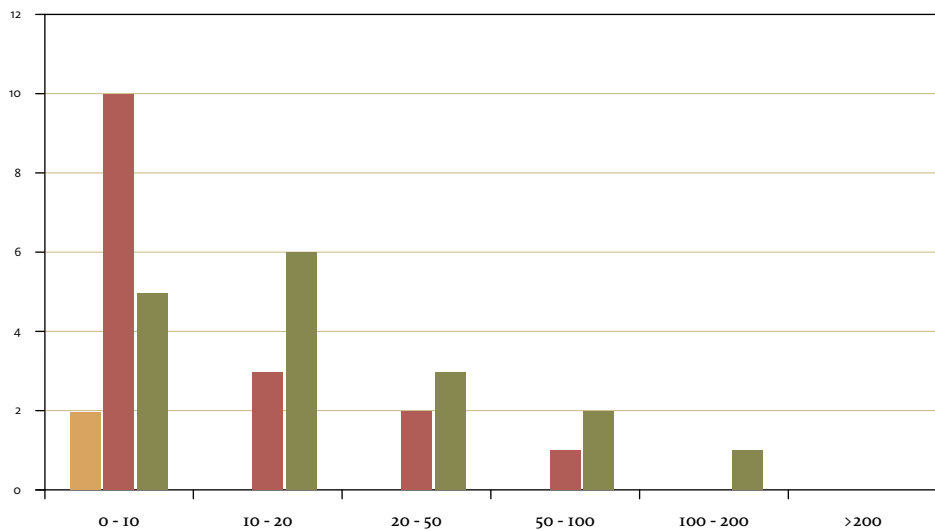
Figura 6. **Distribución de número de parches de invernaderos por clases de área (en ha) para el paisaje a) Vint-EC y b) Mojanda.**

■ Frecuencia_g1
■ Frecuencia_g9
■ Frecuencia_o7

Invernaderos Vint-EC



Invernaderos Mojanda



La relación entre patrones de conversión de ecosistemas altoandinos mapeados y los procesos que los subyacen requieren trabajo empírico que permita identificar los mecanismos específicos que alteran el uso del paisaje por parte de los actores locales y su importancia relativa a distintas escalas. La estabilidad relativa de las áreas de páramo en el paisaje Vint-EC, con eventos puntuales de conversión aparece en marcado contraste con las dinámicas rápidas y extensas de conversión de jalca en Cajamarca. En los paisajes de Ecuador, estas diferencias podrían explicarse debido a una relativa estabilización de la frontera agrícola en el páramo en el período estudiado, después de importantes cambios asociados al los procesos de reforma agraria de 1964 y 1973. Adicionalmente, las transformaciones en los sistemas de pequeños productores agropecuarios del norte de los Andes ecuatorianos asociadas a procesos de involucramiento en actividades fuera de finca, cambio en patrones productivos, migración interna y externa, podrían reflejarse en dinámicas de abandono de tierras marginales y menor presión sobre el páramo (López 2004).

En Cajamarca en contraste, existe evidencia de un relativo estancamiento en la expansión de usos agropecuarios en el período 1975 – 1996 (Bussink y Hijmans 2000). Los patrones más recientes de conversión de jalca caracterizados en este estudio, parecen estar relacionados tanto con la dinamización del mercado de productos lácteos, como con efectos en el precio de la tierra, acceso a capital e impactos sobre la demanda de productos relacionados con la actividad minera (Tovar *et al.* 2012). Los patrones de CCUT observados en ambas áreas ilustran la sensibilidad de los ecosistemas altoandinos a procesos socioeconómicos que actúan a diversas escalas temporales y espaciales. De igual forma, una lectura comparativa entre sitios ejemplifica como procesos aparentemente similares (e.g. cambios en mercados laborales regionales) interactúan forma para generar trayectorias diferenciadas de CCUT.

Reflexiones finales: escala, dinámicas locales de uso de la tierra e integridad de ecosistemas altoandinos

Entender los procesos generadores de conversión y degradación de ecosistemas de páramo y jalca es fundamental para identificar estrategias efectivas para su conservación. Como se deriva de la discusión precedente, un aspecto importante a considerarse es la dependencia de escala asociada a los efectos de distintos procesos motivadores de CCUT sobre los patrones de conversión de ecosistemas. En general, áreas más pequeñas presentan mayor sensibilidad incluso a pequeños cambios en área absoluta de cobertura y uso de la tierra. Las métricas de paisaje y los indicadores derivados comparten esta sensibilidad a la escala de análisis. Por ejemplo, comparativamente el paisaje Zuleta presenta el incremento más alto de presión por conversión de páramos entre los tres paisajes estudiados en Ecuador en el período 1999-2007, a pesar de que el área convertida fue de 170 ha, la mayoría debido al establecimiento de plantaciones de pino.

La dependencia de escala es relevante para la caracterización de la integridad de los ecosistemas de páramo y jalca en cuanto ésta se relaciona con la provisión de bienes y servicios a distintos grupos humanos. La sensibilidad en la provisión de bienes y servicios de un ecosistema a procesos de conversión y degradación, más allá del área absoluta de estos eventos, está relacionada con los mecanismos de acceso de distintos beneficiarios. Es así que incluso eventos pequeños de conversión de áreas críticas de páramo o jalca podrían tener consecuencias graves si los grupos de beneficiarios no tienen acceso a otras áreas de provisión de bienes y servicios ecosistémicos.

A escalas locales, las unidades de manejo asociadas a los ecosistemas altoandinos presentan relaciones complejas en cuanto a tenencia de la tierra, sistemas de producción e impactos sobre la integridad ecosistémica (López 2004). Como se discutió más arriba, los patrones regionales de cambios en mercados laborales, intensificación de producción para mercados locales, vínculos con áreas urbanas, generan efectos locales mediados por las trayectorias históricas de acceso a la tierra y recursos naturales, organización social y resolución de conflictos de los actores locales. Esto implica que el uso de patrones espaciales de CCUT y por extensión de variables de estructura y composición del paisaje como indicadores de procesos de cambio de prácticas de manejo del territorio tiene que ir acompañado por una caracterización adecuada de los procesos locales que estructuran estas prácticas.

A estas consideraciones sobre lo local en el análisis de dinámicas de CCUT, se deben añadir los efectos de relaciones con actores extra-locales que operan a niveles más gruesos de gobernanza (e.g. gobiernos seccionales) o cuyos intereses en un área particular de ecosistemas están asociados al acceso a bienes y servicios (e.g. poblaciones urbanas, usuarios de riego). Estas interacciones pueden generar espacios para identificar y promover acciones coordinadas de manejo del territorio, especialmente en cuanto se refiere al uso de la tierra en áreas de páramo o jalca. Sin embargo, existe también un potencial de conflicto cuyas raíces se encuentran en procesos históricos de acceso a la tierra (minifundio/latifundio), sistemas de producción (empresario agrícola/pequeño agricultor) (López 2004). Es necesario continuar explorando el papel de las dinámicas de CCUT como generadores de externalidades positivas y negativas en la provisión de bienes y servicios ecosistémicos y como un ámbito de interacción entre los generadores y beneficiarios de estos procesos.

A futuro es necesario conceptualizar procesos de monitoreo que permitan caracterizar vínculos explícitos entre procesos motivadores de CCUT, patrones de cobertura y uso de la tierra resultantes y efectos sobre procesos ecosistémicos altoandinos y sus beneficiarios. Como se ha ilustrado en este estudio, el monitoreo no debería privilegiar una escala espacial (o temporal) fija. Para el diseño de un sistema de monitoreo es fundamental considerar los patrones y procesos más relevantes y definir las escalas a las cuales estos se expresan más claramente. Garantizar la integridad de ecosistemas altoandinos como páramos y jalcas requiere visiones articuladas temáticamente, que integren de forma efectiva lecturas desde lo social y ambiental.

Referencias

- Bebbington A.** 2000. Reencountering development: Livelihood transitions and place transformations in the Andes. *Annals of the Association of American Geographers* 90(3):495-520.
- Bebbington A, Bury JT.** 2009. Institutional challenges for mining and sustainability in Peru. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(41):17296-17301.
- Bury J.** 2005. Mining mountains: neoliberalism, land tenure, livelihoods, and the new Peruvian mining industry in Cajamarca. *Environment and Planning A* 37:221-239.
- Bury J.** 2004. Livelihoods in transition: transnational gold mining operations and local change in Cajamarca, Peru. *Geographical Journal* 170(1):78-91.
- Bussink C, Hijmans R.** 2000. *Land - Use change in the Cajamarca catchment, Peru, 1975 - 1996*. Lima: Centro Internacional de la Papa; Report nr CIP Program Report 1999-2000, pp 421-428.
- Buytaert W, Célleri R, de Bievre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79(1-2):53-72.
- Chhabra A, Geist H.** 2006. Multiple impacts of Land-Use/Cover Change. In: Lambin E, Geist H, editors. *Land-Use and land cover change: Local processes and global impacts*. Berlin: Springer-Verlag, pp 71-116.
- Cleef AM.** 1981. The vegetation of the paramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Dissertationes Botanicae* 61.
- Cook W, Lane KT, Foster BL, Holt RD.** 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5(5):619-623.
- Coppin P, Jonckheere I, Nackaerts K, Muys B, Lambin E.** 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing* 25(9):1565-1596.
- de Noni G, Viennot M, Trujillo G.** 1989. Mesures de l'érosion dans les Andes de l'Equateur. *CashierOrstom Pédologie* 24(183):196.
- Debuse V, King J, House A.** 2007. Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. *Landscape Ecology* 22(5):731-745.
- Fahrig L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Farley KA.** 2007. Grasslands to tree plantations: Forest transition in the andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers* 97(4):755-771.
- Foley J, deFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK.** 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309(5734):570-574.
- Foody G.** 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80(1):185-201.
- Gardner R, O'Neill R, Turner M.** 1993. Ecological implications of landscape fragmentation. In: Pickett S, McDowell M, editors. *Humans as components of ecosystems: subtle human effects and ecology of population areas*. New York: Springer-Verlag, pp 208-26.
- Geist HJ, Lambin EF.** 2002. Proximate causes and underlying driving forces

of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2):143-150.

GOFC-GOLD. 2009. *Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting*. Alberta: GOFC-GOLD Project Office, Natural Resources Canada.

Hofstede R, Chilito E, Sandoval E. 1995. Vegetative structure, microclimate, and leaf growth of a páramo tussock grass species, in undisturbed, burned and grazed conditions. *Vegetation* 119:53-65.

Hofstede R, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J. 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development* 22(2):159-167.

Horn S, Kapelle M. 2009. Fire in the paramo ecosystems of Central and South America. In: Cochrane M, editor. *Tropical Fire Ecology: Climate change, land use and ecosystem dynamics*. Berlin: Springer, pp 505-40.

IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, I Sinchi, IIAP. 2007. *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Bogotá, DC.: Instituto de Hidrología, Meteorología y estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi.

Jensen J. 1996. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Upper Saddle River: Prentice-Hall Inc. 1.

Josse C, Cuesta-Camacho F, Navarro G, Barrena V, Cabrera E, Chacón-Moreno

E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A. 2009. *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro: Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru y Venezuela*. Lima: Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional Ecobona - Intercooperation, CONDESAN - Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC, UNALM, RUMBOL SRL.

Kay C. 2008. Reflections on Latin American rural studies in the neoliberal globalization period: A new rurality? *Development and Change* 39(6):915-943.

Keating P. 2007. Fire ecology and conservation in the high tropical Andes: Observations from northern Ecuador. *Journal of Latin American Geography* 6(1):43-62.

Korovkin T. 1997. Taming capitalism: The evolution of the indigenous peasant economy in Northern Ecuador. *Latin American Research Review* 32(3):89-110.

Korovkin T, Sanmiguel-Valderrama O. 2007. Labour standards, global markets and non-state initiatives: Colombia's and Ecuador's flower industries in comparative perspective. *Third World Quarterly* 28(1):117-135.

Laegaard S. 1992. Influence of fire in the grass paramo vegetation of Ecuador. In: Balslev H, Luteyn J, editors. *Paramo: An Andean ecosystem under Human Influence*. London: Academic Press, pp 1-170.

Lesschen JP, Verburg PH, Staal SJ. 2005. *Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems*. Nairobi and Wageningen: International Livestock Research Institute and LUCC Focus 3 Office, Wageningen University; Report nr 7. Available from: <http://www.geo.ucl.ac.be/LUCC/publications/reportseries/reportseries.html>.

- Liverman D, Moran E, Rindfuss RR, Stern PC.** 1998. *People and pixels : linking remote sensing and social science*. First ed. Washington, DC.: National Academy Press.
- Liverman D, Yarnal B, Turner BL.** 2004. The human dimensions of global change. In: Gaile GL, Willmott CJ, editors. *Geography in America at the dawn of the Twenty-First Century*. Oxford: Oxford University Press, pp 267-82.
- López M.** 2004. *Agricultural and Settlement Frontiers in the Tropical Andes: the paramo belt of Northern Ecuador, 1960-1990* [dissertation]. Institut für Geographie an der Universität Regensburg. Selbstverlag. Germany.
- McGarigal K, Marks B.** 1994. *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Corvallis: Forestry Science Department, Oregon State University.
- Morris A.** 1997. Afforestation projects in highland Ecuador: Patterns of success and failure. *Mountain Research and Development* 17(1):31-42.
- Peralvo M, Delgado J.** 2010. *Metodología para la generación de la línea base de deforestación histórica en el Ecuador continental*. Quito: Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) y Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN).
- Podwojewski P, Poulenard J, Zambrana T, Hofstede R.** 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the paramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18(1):45-55.
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau JL, Collinet J.** 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian paramo: effect of tillage and burning. *Catena* 45(3):185-207.
- Ramsay PM.** 1992. *The paramo vegetation of Ecuador: The Community Ecology, Dynamics and Productivity of tropical Grasslands in the Andes* [dissertation]. Bangor: University of Wales, Bangor
- Rindfuss RR, Walsh SJ, Turner BL, Fox J, Mishra V.** 2004. Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39):13976-13981.
- Robles M, Martínez C, Paredes M, Barragán C, Salgado S, Terneus E, Albán D.** 2008. *Plan de manejo y desarrollo de la Comuna Zuleta*. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino.
- Rudas G, Marcelo D, Armenteras D, Rodríguez N, Morales M, Delgado L, Sarmiento A.** 2007. *Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia*. Bogotá DC.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Available from: www.humboldt.org.co/download/andes/.
- Sawers L.** 2005. Nontraditional or new traditional exports: Ecuador's flower boom. *Latin American Research Review* 40(3):40-67.
- Singh A.** 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10(6):989-1003.
- Sklenar P.** 2000. *Vegetation ecology and phytogeography of Ecuadorian superparamos* [dissertation]. Prague: Charles University.
- Song C, Woodcock CE, Seto KC, Lenney MP, Macomber SA.** 2001. Classification and change detection using Landsat

TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment* 75(2):230-244.

Suárez E, Medina G. 2001. Vegetation structure and soil properties in Ecuadorian paramo grasslands with different histories of burning and grazing. *Artic, Antartic, and Alpine Research* 33(2):158-164.

Tovar C, Duivenvoorden J, Sánchez-Vega I, Seijmonsbergen AC. 2012. Recent changes in patch characteristics and plant communities in the jalca grasslands of the Peruvian Andes. *Biotropica* 44(3):321-330.

Turner BL, Lambín EF, Reenberg A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(52):20666-20671.

Turner BL, Skole DL, Sanderson S, Fischer G, Fresco L, Leemans R. 1995. *Land-Use and Land-Cover Change Science/Research Plan*. Stockholm: IGBP/HDP.

Vanacker V, Govers G, Barros S, Poesen J, Deckers J. 2003. The effect of short-term socio-economic and demographic change on landuse dynamics and its corresponding geomorphic response with relation to water erosion in a tropical mountainous catchment, Ecuador. *Landscape Ecology* 18(1):1-15.

Zegarra-Mendez E, Calvelo-Aros D. 2006. *Cajamarca: Lineamientos para una política regional de agricultura*. Cajamarca, Perú: Asociación Los Andes de Cajamarca y CDE; 1-55 p. Available from: <http://www.losandes.org.pe/downloads/2006/libros/04.pdf>.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Tovar C, Seijmonsbergen A, Duivenvoorden J, 2014. Cambio en el uso del suelo/ cobertura y los patrones de configuración espacial de la jalca peruana entre 1987 y 2007. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Cambio en el uso del suelo/cobertura y los patrones de configuración espacial de la jalca peruana entre 1987 y 2007

Carolina Tovar¹, Arie C.
Seijmonsbergen² y Joost F.
Duivenvoorden²

¹ Centro de Datos para la Conservación, Universidad Agraria La Molina, Lima, Perú
Dirección actual: Long-Term Ecology Laboratory,
Department of Zoology, University of Oxford,
Oxford, United Kingdom

² Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics,
Universiteit van Amsterdam, Science park 904, 1098
HX Amsterdam, The Netherlands

Resumen

La Jalca, considerada como un área de transición entre los páramos y la puna, es también un ecosistema de pastizales altoandinos naturalmente fragmentado con una creciente actividad humana que no ha sido cuantificada aun en detalle. Este estudio tiene por objetivo analizar el cambio del uso del suelo y los cambios en la configuración espacial de los parches (fragmentación) de la jalca del sur de Cajamarca. Usando imágenes satelitales de 1987 y 2007 (LANDSAT 5TM) se reconstruyeron mapas de cobertura y se identificaron los parches de jalca para cada año. Nuestros resultados muestran que la jalca se redujo en un 25% (75.000 ha) durante el periodo analizado. La actividad agrícola es la principal responsable de esta pérdida en extensión de Jalca, especialmente en las zonas más altas donde los cultivos han ocurrido a mayores alturas en el 2007 que en 1987. Sin embargo, en términos relativos el incremento de plantaciones (1000%) y minería (500%) es más dramático que el de la agricultura (26%). Adicionalmente se observa un proceso de fragmentación creciente donde los parches de jalca se están volviendo más pequeños y perdiendo los límites naturales de jalca-bosques o jalca-arbustales para estar rodeados de actividades humanas.

Abstract

The Jalca, a transitional area between the paramos and the puna, is also a naturally fragmented grassland ecosystem with an increasing human activity not detailed quantified yet. This study analyzes: 1) the land use and land cover changes and 2) changes in the spatial configuration (fragmentation) of the Jalca of South Cajamarca. Land cover maps were constructed by classifying satellite images (LANDSAT 5M) taken on 1987 and 2007 to analyze land cover and land use change and Jalca patches were identified from those maps for the fragmentation analysis. Our results show a reduction of Jalca areas by 25% (75.000 ha) between 1987 and 2007. Agriculture is the main driver of this reduction in extent especially in the upper zones of the Andes showing an upward expansion of crops. However, in relative terms, the increase in plantations (1000%) and mining areas (500%) is more dramatic than that of agriculture (26%). Additionally the Jalca has suffered a fragmentation process where Jalca patches have become smaller and have lost the natural borders jalca-forest and jalca-shrublands to be surrounded by human activities.

Introducción

El páramo es un ecosistema andino tropical de pastizales y/o rosetales y arbustales, localizado en las partes altas de las montañas mayormente por encima de los 3.000 msnm. Este ecosistema se extiende desde los 11°N hasta los 8°S, principalmente en Colombia, Ecuador, Venezuela y el norte del Perú. Áreas más pequeñas y esparcidas se encuentran también en Costa Rica y Panamá (Sklenář *et al.* 2005). En estas zonas, los cambios diarios de temperatura son más importantes que los cambios estacionales a lo largo del año (Hedberg 1992). Entre los ecosistemas de montaña, los páramos tienen una posición biogeográfica única debido a su alto endemismo y biodiversidad (Luteyn 1992). La flora de los páramos no tiene un alto endemismo en cuanto a géneros (14 de 540, Sklenář *et al.* 2005), sin embargo, presenta un alto número de endémicas a nivel de especies (Luteyn 1992) Un alto número de comunidades de plantas y su diversidad se observa en la variedad de estructuras de formas de vida (Cleef 1981; Ramsay y Oxley 1997). Además de su importancia biológica, este ecosistema es conocido por su importante rol en el ciclo del agua como agente regulador, proveyendo de agua a zonas de menor altitud tanto en la vertiente del Pacífico como en la vertiente del Atlántico (Buytaert *et al.* 2006).

Al sur de la distribución del páramo, a la altura de los 6°S se encuentra la depresión de Huancabamba, donde la cordillera de los Andes alcanza su punto más bajo (800 msnm), la cual crea una zona donde se encuentra un alto traslape entre la flora y fauna de los Andes del Norte y los Andes Centrales, además de la presencia de endemismos restringidos (Weigend 2002). Al territorio comprendido desde los 6°30'S hasta los 8°30'S entre los 3.100 y los 4.200 msnm, se le conoce como jalca. En esta zona las condiciones climáticas son más secas que los Andes del norte pero más húmedas que al sur de los 8°30'S donde comienza el ecosistema de puna (Sánchez-Vega *et al.* 2005). La combinación de niveles de humedad intermedios y

la baja altitud con respecto a la puna hacen que esta zona, sea considerada como un área de transición entre los páramos y la puna (Sánchez-Vega 1996; Luteyn 1999). La jalca se ubica al oeste del río Marañón y está conformada por dos amplias mesetas, una entre el ex nevado Huaylillas y la señal del cerro Rucas (Región La Libertad) y la otra al norte de la ciudad de Cajamarca hasta la provincia de Hualgayoc. Ambas mesetas están unidas por dos cadenas montañosas (una occidental y otra oriental) (Sánchez-Vega *et al.* 2005). Desde el punto de vista florístico esta zona no presenta especies del género *Espeletia*, típicas de los Andes del norte, ni especies como *Distichia muscoides* o *Pycnophyllum molle*, típicas de los Andes Centrales (Sánchez-Vega 1996), sin embargo si comparte otros géneros que se encuentran en ambas regiones como *Puya*, *Calamagrostis* y *Festuca*. Especies endémicas de la jalca son, por ejemplo, *Laccopetalum giganteum*, *Ascidogyne sanchezvegae*, *Calceolaria caespitosa*, *Chuquiraga oblongifolia* y *Belloa plitafolia* (Sánchez-Vega 1996).

A pesar de su importancia, tanto el páramo como la jalca han sido afectados por la influencia humana, llevando muchas veces a este ecosistema hacia un estado de degradación (Sánchez-Vega 1996; Sarmiento *et al.* 2003). El pastoreo intensivo y la quema de pajonales pueden causar la desaparición de especies típicas de esta zona (Premauer y Vargas 2004). Además conlleva también a alterar el papel que tiene en la regulación hídrica, reduciendo su capacidad de retención de agua (Podwojewski *et al.* 2002; Buytaert *et al.* 2006). La intensificación de la agricultura y la expansión de tierras agrícolas es otra causa de la degradación del páramo (Sánchez-Vega 1996; Sarmiento *et al.* 2003). La recuperación de la vegetación luego de prácticas agrícolas requiere de al menos 12 años para alcanzar el 90% de especies nativas (Jaimes y Sarmiento 2002). El cambio de uso de suelo/cobertura no solo involucra a la ganadería y la agricultura, sino también a otras actividades como minería y reforestación con especies exóticas.

Métodos

Área de estudio

El presente trabajo se desarrolló en la región andina de Cajamarca en el norte del Perú (aproximadamente entre los 6°30'S y 7°30'S) comprendiendo un área de 630.692 ha. En esta área, localmente conocida como jalca, se seleccionaron las áreas por encima de los 3.000 msnm, del sur del departamento de Cajamarca por ser considerada la altura mínima donde se desarrolla la vegetación típica de jalca y donde se observan claros gradientes climáticos. De norte a sur el rango diario de temperatura promedio se incrementa de 13,5°C a 15,6°C. La precipitación total anual tiene un rango entre 650 mm en el oeste hasta 1.370 mm en el este. Este gradiente es creado por la presencia de la cordillera de los Andes y las diferencias entre la cuenca Amazónica y la cuenca del Pacífico, esta última influenciada por la corriente fría de Humboldt. La mayor parte de la precipitación en la región amazónica se origina debido a los vientos del Atlántico. Cuando estos vientos alcanzan la parte alta de la vertiente oriental de los Andes, estos pierden su humedad. Consecuentemente, poca precipitación llega a descender hacia la vertiente occidental resultando en condiciones más secas (Valencia 1992). La temperatura media anual tiene un rango entre 5,7°C en las zonas más altas y 16,3°C en las zonas más bajas. Esta información climática fue extraída de las capas del Worldclim (Hijmans *et al.* 2005).

La ocupación humana en la zona de estudio tiene una larga historia, donde la agricultura viene reemplazando las zonas de jalca. Como consecuencia de las reformas agrarias de 1963 y 1970, los ex hacendados vendieron sus áreas menos productivas, especialmente las zonas de jalca, que empezaron a ser utilizadas para pastoreo intensivo de ganado vacuno por los nuevos propietarios (Sánchez 2003). Adicionalmente, la presencia de dos importantes fábricas de productos lácteos en Cajamarca (la primera establecida en 1948 y la segunda en el año 1998) (Bury 2005) ha

Los cambios en el uso de suelo y cobertura han modificado la superficie de la tierra de manera intensa (Lambín *et al.* 2001) y la jalca no es la excepción. Estos disturbios pueden llevar a cambios importantes en la configuración espacial del paisaje (Turner 2005). Por ejemplo, la expansión de la agricultura conlleva a la fragmentación de hábitats (Andrén 1994; Ewers y Didham 2006), proceso considerado como una de las mayores amenazas para la biodiversidad (Tilman *et al.* 1994; Huxel y Hastings 1999; Fahrig 2003). Especialmente en los ecosistemas de pastizales en montañas, considerados naturalmente fragmentados por limitarse a las partes altas de las cadenas montañosas (Riebesell 1982; Watson 2002), los cambios en configuración podrían resultar más dramáticos. En este contexto resulta importante analizar y cuantificar no solo las tendencias de cambio de uso de suelo de este ecosistema tan importante que implican pérdida de hábitat, sino también su fragmentación ya que estos dos componentes tienen un impacto diferenciado en la biodiversidad (Fahrig 2003). El presente estudio tiene por objetivos 1) dilucidar la dinámica del cambio de uso del suelo de la jalca del sur de Cajamarca y 2) analizar los cambios en la configuración espacial de los parches de jalca (fragmentación). Este análisis se basa en el uso de imágenes satelitales de 1987 y 2007, las cuales permitieron la reconstrucción de las dinámicas de cambio tanto en el uso del suelo/cobertura como en la configuración espacial de la jalca para este periodo.

producido la intensificación del sobrepastoreo en las zonas de jalca (Sánchez 2003). Por otro lado, el incremento en la temperatura debido al cambio climático de los últimos 20 años, habría permitido el desarrollo de cultivos en zonas inclusive hasta los 3.600 msnm (Sánchez-Vega *et al.* 2005; Sánchez 2006), por encima del límite altitudinal habitual. La presencia de actividades mineras se ha intensificado a partir de la década del 90 (Sánchez 2003) conllevando a cambios en la economía de la región y en el patrón de tenencia de tierras (Bury 2005). Principalmente la extracción de oro en las áreas por encima de los 3.600 msnm usando la técnica de tajo abierto ha producido un cambio en la cobertura del suelo a gran escala. A esto se suma los posibles riesgos de contaminación por el uso de cianuros en el proceso de extracción y el requerimiento de gran cantidad de agua, que ha conllevado a un conflicto con los campesinos por el uso de este recurso tan importante (Sánchez 2003). Finalmente, las plantaciones de pino se han hecho cada vez más comunes en la jalca, siendo la extracción de madera para comercialización el principal propósito de este proceso de aforestación.

Clasificación del uso de suelo y cobertura

Se analizaron dos imágenes satelitales tipo LANDSAT 5TM (path09 row65) del 23/06/1987 y del 24/08/2007 (época seca). Las imágenes se obtuvieron gratuitamente del sitio web del GLCF (<http://www.landcover.org/index.shtml>). Ambas imágenes, ortorectificadas con proyección UTM 17N, datum WGS84, se reproyectaron a UTM 17S manteniendo el mismo datum. Para la clasificación se usó el programa Definiens Developer (<http://www.definiens.com/>) que permite primero el agrupamiento de píxeles similares en unidades llamadas "objetos", proceso que es conocido como

segmentación. El agrupamiento considera tres criterios: valores de reflectancia (color), la forma del objeto final y el grado de compactación. Es posible asignar pesos a cada uno de los tres componentes cuya suma da 1. De esta manera el proceso de segmentación considera tanto los valores de reflectancia como información de contexto en la escena (Benz *et al.* 2004). Para el presente trabajo se consideró un peso de 0,5 para color, 0,3 para forma y 0,2 para compactación. Los últimos dos valores fueron asignados con valores relativamente bajos para evitar la formación de objetos muy compactos en una zona donde prevalece las formas irregulares de las áreas montañosas. Después de la segmentación se procedió a realizar la clasificación en base a los objetos generados usando los valores de las 7 bandas de LANDSAT, obteniendo las siguientes clases de uso de suelo/cobertura: 1) nubes y sombras, 2) lagos, 3) áreas de jalca (dominadas por pastizales), 4) arbustales, 5) bosques montanos, 6) plantaciones (pinos y eucaliptos), 7) áreas agrícolas (cultivos de productos agrícolas y pastos cultivados), 8) minería, 9) suelo desnudo. Finalmente mediante inspección visual se realizó una corrección manual de la clasificación con énfasis en las clases jalca y áreas agrícolas. Las nubes y sombras comunes para ambas imágenes se agruparon en una máscara (3,9% del área) y no fueron tomadas en cuenta para los análisis de cambio de uso de suelo para permitir una adecuada comparación. La evaluación de la clasificación se realizó comparando los resultados con información referencial mediante una matriz de confusión y el estadístico KHAT. Se colocaron 198 puntos al azar en la imagen satelital del 1987 para la evaluación de la clasificación. Para la evaluación de la clasificación del año 2007 se utilizaron 40 puntos adicionales colectados durante abril y mayo del 2009 con GPS. Se obtuvo una exactitud total de 78% para ambas clasificaciones.

Tabla 1a. Evaluación de la clasificación de uso del suelo/cobertura de las imágenes de 1987

Data referencial	Nubes y sombras	Jalca	Arbustales	Bosques montanos	Áreas agrícolas	Áreas mineras	Plantaciones	Total	Exactitud del usuario (%)	Exactitud del productor (%)	Exactitud total (%)	KHAT
Nubes y sombras	2	0	0	0	0	0	0	2	100	100	78	0,65
Jalca	0	68	1	0	10	0	0	79	76	86		
Arbustales	0	9	8	0	8	0	0	25	67	32		
Bosques montanos	0	0	2	1	0	0	0	3	100	33		
Áreas agrícolas	0	12	1	0	72	0	0	85	80	85		
Áreas mineras	0	0	0	0	0	2	0	2	100	100		
Plantaciones	0	0	0	0	0	0	2	2	100	100		
Total	2	89	12	1	90	2	2	198				

Tabla 1b. Evaluación de la clasificación de uso del suelo/cobertura de las imágenes de 2007

Data referencial	Nubes y sombras	Jalca	Arbustales	Bosques montanos	Áreas agrícolas	Áreas mineras	Plantaciones	Total	Exactitud del usuario (%)	Exactitud del productor (%)	Exactitud total (%)	KHAT
Nubes y sombras	1	0	0	0	0	0	0	1	50	100	78	0,62
Jalca	0	58	1	0	15	2	1	77	77	75		
Arbustales	0	2	2	0	9	0	0	13	40	15		
Bosques montanos	0	0	1	1	0	0	0	2	100	50		
Áreas agrícolas	1	15	1	0	111	0	0	128	80	87		
Áreas mineras	0	0	0	0	0	3	0	3	60	100		
Plantaciones	0	0	0	0	4	0	10	14	91	71		
Total	2	75	5	1	139	5	11	238				

Cálculo de métricas de parche y clase

Usando los mapas de uso de suelo/cober-
tura se identificaron los parches de jalca
y de agricultura usando el programa
FRAGSTATS (McGarigal y Marks 1995). La
definición de los parches se basó en la
regla de los 8 píxeles, la cual considera que
dos píxeles pertenecen al mismo parche
si son adyacentes ortogonal o diagonal-
mente (McGarigal y Marks 1995). Se calcu-
laron métricas de área, forma, aislamiento
y contraste para cada parche de jalca (Tabla
2). Para las áreas núcleo (CORE) se con-
sideró una distancia de 100 m desde el
borde (McGarigal y Marks 1995; Laurance
et al. 1998). Mientras que para el índice de
proximidad (PROX) se utilizó un radio de
búsqueda de 300 m (Gustafson y Parker
1992). La métrica de contraste ECON fue
usada para evaluar el rol de la matriz que
requiere de asignar ciertos valores de pon-
deración para cada clase de uso de suelo/
cobertura. La asignación de estos valores se
basó en la similitud fisonómica de la jalca
con su matriz circundante donde valores
bajos indican mayor similitud. Se asignó
un peso de 1 (máximo valor de contraste)
a lagos, suelo desnudo y minería, valores
intermedios a áreas agrícolas (0,7) y plant-
aciones (0,6), y valores bajos de contraste
para tipos naturales de vegetación (0,1 para
arbustales y 0,3 para bosques montanos.
Adicionalmente se calcularon métricas a
nivel de cada clase para las clases jalca y
agricultura (Tabla 2).

Análisis de cambio de uso del suelo/cobertura y cambios en la configuración espacial de parches de jalca

Se calculó la extensión total de cada clase
de uso del suelo/cobertura para cada año y
adicionalmente se calcularon los cambios
de área específicos de una clase a otra para
el periodo 1987-2007 usando una matriz de
transición. Para analizar la fragmentación
y cambios en la configuración espacial se
compararon las métricas de clase de 1987 y
del 2007 usando Mann-Whitney U test. Se
consideraron todos los parches identifica-
dos en los mapas de 1987 y 2007.

Tabla 2. **Métricas de parche y de clase (FRAGSTATS: McGarigal and Marks 1995).**

*** indica transformación logarítmica**

Métricas de parche	
AREA*	Tamaño de parche (ha)
GYRATE*	Distancia promedio entre cada celda en el parche y el centroide del parche (m)
FRAC	Medida de complejidad de la forma del parche. FRAC equivale a 2 veces el logaritmo del perímetro del parche (m) dividido por el logaritmo del área del parche (m ²); FRAC tendrá valores cercanos a 1 cuando la forma del parche sea muy simple como por ejemplo un cuadrado, y se acercará a 2 para formas altamente complicadas.
CONTIG	Medida de conectividad entre los píxeles de un mismo parche. Una ventana móvil de 3x3 celdas analiza la imagen, donde la clase analizada toma el valor de 1 y las otras clases. Esta ventana es multiplicada por una plantilla también de 3x3 cuyo centro tiene valor de 1, los píxeles ortogonales 2 y los diagonales 1. La suma resultante de todas las celdas es dividida por la suma de la plantilla (13) menos 1 y dividido por el número total de píxeles del parche menos 1. CONTIG valdrá 0 para un parche con un solo píxel y se incrementará hacia 1 a medida que la contigüidad del parche se incremente.
CORE*	Remanente del área luego de remover el área localizada a cierta distancia del borde. Se usó una distancia de 100m. (ha)
NCORE*	Número de áreas disjuntas luego de remover el área a cierta distancia al borde
ENN	Distancia euclidiana al vecino más cercano (borde a borde) (m)
PROX*	Índice de proximidad que mide la proporción entre la suma del área de los parches (parche focal + parches vecinos en un radio especificado) y la suma de la distancia borde a borde del parche focal a sus vecinos. Se utilizó un radio de 300 m. PROX valdrá 0 si un parche no tiene vecinos de su misma clase dentro del radio especificado. PROX se incrementará cuando el "vecindario" contenga parches más vecinos y cuando estos se encuentren más cercanos al parche focal.
ECON	Índice de contraste de borde. ECON equivale a la suma de la longitud de los segmentos del perímetro (m) multiplicados por su respectivo valor de contraste, dividido por el total de la longitud del perímetro (m). ECON será igual a 100 cuando el total del perímetro del parche tenga máximo contraste (%).
Métricas de clase	
NP	Número total de parches
CPLAND	Área núcleo por clase dividida por el área total del paisaje (%)
LPI	Índice del parche más grande: Área del parche más grande dividido entre el total del área del paisaje (%)

Resultados

Cambio de uso de suelo y cobertura: Pérdida de áreas de jalca

Entre el año 1987 y el 2007 existió una pérdida total de más de 75.000 ha de áreas de jalca (Tabla 3). Sin embargo en la dinámica de uso de suelo no solo se observa pérdida

sino también regeneración de estas áreas. Por ejemplo, aún cuando más de 86.000 ha fueron convertidas de jalca a áreas agrícolas, cerca de 25.000 ha de áreas agrícolas pasaron a un estado de regeneración hacia vegetación de jalca (Tabla 4). La mayor pérdida de jalca se produjo por la expansión

Tabla 3. Uso del suelo/cobertura para 1987 y 2007 y tasas de cambio

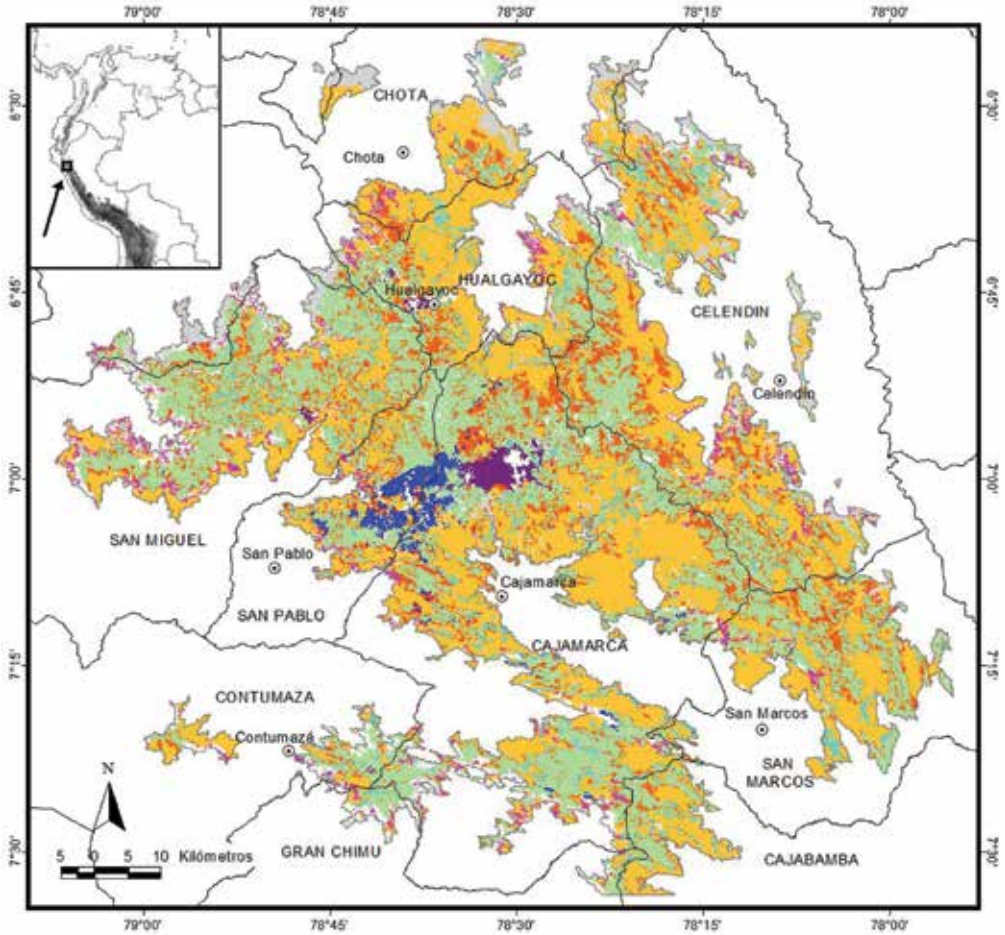
Clases	1987		2007		% cambio entre años
	Area (ha)	% del área	Area (ha)	% del área	
Lagos	552	0,1	634	0,1	14,9
Jalca	296.065	46,9	220.611	35,0	-25,5
Arbustales	32.517	5,2	19.238	3,1	-40,8
Bosques montanos	1.927	0,3	494	0,1	-74,4
Plantaciones	1.48	0,2	12.233	1,9	1.067,0
Áreas agrícolas	272.619	43,2	343.631	54,5	26,1
Áreas mineras	1.236	0,2	7.416	1,2	499,9
Suelos desnudos	239	0,0	1.947	0,3	713,8
Nubes y sombras	24.489	3,9	24.489	3,9	
Total	630.692	100,0	630.692	100,0	

Tabla 4. Cambios de uso de suelo y cobertura entre clases para el periodo 1987-2007 (ha)

Clase	2007							
	Jalca	Arbustales	Bosques montanos	Plantaciones	Áreas agrícolas	Áreas mineras	Suelo desnudo	
1987	Jalca	190.469	3.170	27	8.913	86.595	5.238	1.426
	Arbustales	4.740	12.233	301	622	14.483	121	10
	Bosques montanos	115	1.406	147		259		
	Plantaciones	117	4		637	257	34	
	Áreas agrícolas	24.852	2.421	19	2.058	241.813	968	445
	Áreas mineras	80	1		1	119	1.017	15
	Suelo desnudo	94	4		2	66	25	48

Figura 1. **Cambio de uso del suelo/cobertura para el periodo 1987-2007**

de áreas agrícolas, plantaciones y minería (Tabla 4 y Figura 1). Pequeños cambios entre diferentes clases de cobertura natural también se registraron, principalmente el cambio de arbustales a áreas de jalca y viceversa.



Legenda

- Principales ciudades
- Área de estudio (zonas > 3000 msnm)
- Límite provincial
- Nubes y sombras
- Áreas de jalca para el 2007
- Regeneración: Cambio de agricultura a jalca
- Pérdida de jalca: Nuevas zonas agrícolas
- Pérdida de jalca: Nuevas zonas mineras
- Pérdida de jalca: Nuevas zonas de plantaciones
- Pérdida de arbustales y bosques nublados: Nuevas zonas agrícolas
- Agricultura en 1987 y 2007

A nivel de distribución altitudinal de la actividad agrícola, el 13,4% del área de estudio entre los 3.000-3.200 msnm tenía ocupación agrícola para 1987, cifra que se incrementa hasta 15,4% para el 2007 (Tabla 5). Estas zonas representan el rango altitudinal con mayor agricultura. Sin embargo, cuando se analizó únicamente las áreas agrícolas nuevas creadas para el año 2007 se observó que es el rango entre 3.600 y 3.800 msnm el que ha tenido mayor área de cambio de jalca a agricultura (3,9% del área de estudio). Vale la pena mencionar que entre los 3.600 y 3.800 msnm se encontraba la mayor cantidad de áreas de jalca para 1987 cubriendo 11,5% del área de estudio, en comparación del reducido 4,8% en el rango de 3.000-3.200 msnm. Por otro lado el rango con mayor áreas de regeneración está entre 3.400 y 3.800 msnm (2% del área de estudio, Tabla 5).

Entre los distritos que han perdido mayor proporción de áreas de jalca debido a actividades agrícolas están Chetilla (provincia de Cajamarca), Huasmín (provincia de Celendín) y José Sabogal (provincia de San Marcos) (Tabla 6). Sin embargo, en pérdida total, es decir, incluyendo no solo los cambios por agricultura sino también por minería y plantaciones forestales, son Tumbadén (provincia de San Pablo), Cajamarca

(provincia de Cajamarca) y Chetilla (provincia de Cajamarca) los distritos más afectados. Las mayores pérdidas de áreas de jalca a favor de áreas agrícolas se registran principalmente a lo largo de la vertiente oriental, en las cabeceras de los ríos tributarios al Marañón, especialmente en las provincias de Celendín, San Marcos y el norte de la provincia de Cajamarca (Figura 1). Por el contrario la pérdida de jalca debido a minería y plantaciones se encuentra concentrada en zonas más específicas. La mayor área de concentración de plantaciones de pino se encuentra en el área de la granja Porcón (entre los distritos de Tumbadén y Cajamarca), perteneciente a la Cooperativa Agraria de Trabajadores Atahualpa Jerusalén (Figura 1). Asimismo, cercana a esta granja, hacia el este, es notoria la extensión de las áreas de explotación de oro de la Minera Yanacocha, seguida por áreas de minería más pequeñas en el distrito de Hualgayoc (provincia de Hualgayoc) y Llapa (provincia de San Miguel) (Figura 1). Las zonas de mayor pérdida de bosques montanos y arbustales se encuentran en la vertiente occidental, principalmente en la provincia de San Miguel. Sin embargo, la provincia de Santa Cruz también presenta bosques montanos occidentales pero la presencia de nubes en esta zona no permitió un análisis adecuado.

Tabla 5. **Porcentaje del área de estudio con ocupación de jalca total, agricultura total, nuevas áreas agrícolas para el 2007 y regeneración de jalca por rango de elevación**

Rango altitudinal (msnm)	Agricultura		Jalca		Nueva agricultura para el 2007		Regeneración de jalca
	1987	2007	1987	2007	Jalca en 1987	Arbustos en 1987	
3.000-3.200	13,4	15,4	4,8	3,8	1,6	1,2	0,7
3.200-3.400	11,8	14,0	7,0	5,1	2,4	0,8	0,8
3.400-3.600	10,1	12,0	10,6	7,7	3,0	0,2	1,0
3.600-3.800	6,3	9,2	11,5	8,1	3,9	0,0	1,0
3.800-4.000	1,5	3,7	11,0	8,4	2,7	0,0	0,4
4.000-4.300	0,1	0,1	2,0	1,8	0,1	0,0	0,1
% total del área de estudio	43,2	54,4	46,9	35,0	13,7	2,3	3,9

Tabla 6. **Porcentaje de jalca por distrito y porcentaje de pérdida de jalca**

Provincia	Distrito	% jalca potencial (% distrito con áreas > 3,000 msnm)	% jalca al 2007 (% área respecto al área potencial)	% Pérdida por actividades humanas entre 1987 y 2007				Completo*
				Agricultura	Minería	Plantaciones forestales	Total	
CAJABAMBA	CACHACHI	21,8	40,5	10,4	0,0	0,0	10,4	no
CAJAMARCA	ASUNCION	39,0	52,1	7,8	0,0	0,0	7,8	
CAJAMARCA	CAJAMARCA	82,8	31,0	12,8	9,3	9,7	31,7	
CAJAMARCA	CHETILLA	72,9	27,1	24,9	0,0	5,6	30,5	
CAJAMARCA	COSPAN	39,9	50,6	8,3	0,0	0,7	9,0	
CAJAMARCA	ENCAÑADA	97,1	38,3	16,1	1,1	0,3	17,5	
CAJAMARCA	JESUS	59,6	37,3	8,0	0,0	1,0	9,0	
CAJAMARCA	LLACANORA	21,9	26,3	7,6	0,0	0,4	8,0	
CAJAMARCA	LOS BAÑOS DEL INCA	77,0	20,2	12,4	3,8	0,1	16,2	
CAJAMARCA	MAGDALENA	30,0	25,9	17,6	0,0	2,0	19,5	
CAJAMARCA	NAMORA	64,8	41,2	14,4	0,0	1,6	16,0	
CAJAMARCA	SAN JUAN	48,9	27,2	11,2	0,0	3,5	14,8	
CELENDIN	CELENDIN	9,8	25,5	6,3	0,0	0,0	6,3	
CELENDIN	CHUMUCH	20,8	27,7	3,1	0,0	0,1	3,2	
CELENDIN	CORTEGANA	23,0	12,8	7,6	0,0	0,0	7,6	
CELENDIN	HUASMIN	71,1	34,5	22,3	0,0	0,0	22,3	no
CELENDIN	JORGE CHAVEZ	1,1	44,6	15,7	0,0	0,0	15,7	
CELENDIN	JOSE GALVEZ	37,0	17,2	19,0	0,0	0,8	19,8	
CELENDIN	LA LIBERTAD DE PALLAN	58,1	30,1	8,8	0,0	0,0	8,8	no
CELENDIN	MIGUEL IGLESIAS	59,9	31,8	13,8	0,0	0,0	13,8	
CELENDIN	OXAMARCA	48,2	31,7	16,2	0,0	0,0	16,2	
CELENDIN	SOROCHUCO	81,9	29,1	18,3	0,0	0,0	18,3	
CELENDIN	SUCRE	83,5	31,7	19,6	0,0	0,2	19,8	
CELENDIN	UTCO	5,9	5,1	3,2	0,0	0,0	3,2	

Tabla 6. **Porcentaje de jalca por distrito y porcentaje de pérdida de jalca**

Provincia	Distrito	% jalca potencial (% distrito con áreas > 3,000 msnm)	% jalca al 2007 (% área respecto al área potencial)	% Pérdida por actividades humanas entre 1987 y 2007				Completo*
				Agricultura	Minería	Plantaciones forestales	Total	
CHOTA	CHADIN	18,1	6,6	5,3	0,0	0,0	5,3	
CHOTA	CHALAMARCA	38,8	20,8	10,5	0,0	0,0	10,5	
CHOTA	CHIGUIRIP	11,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
CHOTA	CHOROPAMPA	3,7	7,4	1,1	0,0	0,0	1,1	
CHOTA	CHOTA	40,7	13,7	11,9	0,0	0,0	11,9	no
CHOTA	CONCHAN	32,3	8,5	7,7	0,0	0,0	7,7	no
CHOTA	LAJAS	20,7	4,3	14,1	0,0	0,0	14,1	
CHOTA	PACCHA	49,9	15,4	5,1	0,0	0,0	5,1	
CHOTA	TACABAMBA	11,1	19,0	1,3	0,0	0,0	1,3	
CONTUMAZA	CONTUMAZA	26,8	51,8	10,8	0,7	0,2	11,7	
CONTUMAZA	CUPINIQUE	3,4	16,8	20,2	0,0	0,0	20,2	
CONTUMAZA	GUZMANGO	38,7	13,7	6,5	0,0	0,0	6,5	
CONTUMAZA	SAN BENITO	0,0	0,0	25,8	0,0	0,0	25,8	
CONTUMAZA	SANTA CRUZ DE TOLEDO	8,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	
CONTUMAZA	TANTARICA	9,1	31,5	6,2	0,0	0,0	6,2	
CUTERVO	CUTERVO	2,3	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	
GRAN CHIMU	CASCAS	10,3	49,2	5,2	0,0	0,0	5,2	
GRAN CHIMU	SAYAPULLO	10,4	56,0	7,5	0,0	0,0	7,5	no
HUALGAYOC	BAMBAMARCA	55,5	26,9	9,6	0,0	0,0	9,6	
HUALGAYOC	CHUGUR	71,1	33,2	16,0	1,9	0,0	17,9	
HUALGAYOC	HUALGAYOC	90,4	23,8	15,6	1,9	0,0	17,5	
SAN MARCOS	CHANCAI	6,7	4,1	0,8	0,0	0,0	0,8	
SAN MARCOS	GREGORIO PITA	77,5	42,7	14,8	0,0	0,1	14,9	
SAN MARCOS	ICHOCAN	12,1	25,6	12,0	0,0	0,0	12,0	no

Tabla 6. **Porcentaje de jalca por distrito y porcentaje de pérdida de jalca**

Provincia	Distrito	% jalca potencial (% distrito con áreas > 3,000 msnm)	% jalca al 2007 (% área respecto al área potencial)	% Pérdida por actividades humanas entre 1987 y 2007			Completo*
				Agricultura	Minería	Plantaciones forestales	
SAN MARCOS	JOSE MANUEL QUIROZ	44,4	35,2	6,6	0,0	0,0	6,6
SAN MARCOS	JOSE SABOGAL	42,3	35,1	20,2	0,0	0,0	20,2
SAN MARCOS	PEDRO GALVEZ	26,6	32,7	13,0	0,0	0,0	13,0
SAN MIGUEL	BOLIVAR	0,7	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0
SAN MIGUEL	CALQUIS	74,2	51,0	12,4	0,0	0,0	12,4
SAN MIGUEL	CATILLUC	89,2	55,1	13,5	0,1	0,0	13,6
SAN MIGUEL	EL PRADO	39,1	50,1	13,6	0,0	0,1	13,7
SAN MIGUEL	LLAPA	91,7	45,0	16,1	1,5	0,1	17,6
SAN MIGUEL	NIEPOS	27,4	28,6	6,1	0,0	0,0	6,1
SAN MIGUEL	SAN GREGORIO	0,8	0,9	0,3	0,0	0,0	0,3
SAN MIGUEL	SAN MIGUEL	19,6	38,5	10,0	0,0	0,4	10,3
SAN MIGUEL	SAN SILVESTRE DE COCHAN	82,1	37,9	16,6	0,0	0,0	16,6
SAN MIGUEL	TONGOD	61,0	51,8	15,8	0,0	0,0	15,8
SAN MIGUEL	UNION AGUA BLANCA	10,4	28,7	14,0	0,0	0,0	14,0
SAN PABLO	SAN BERNARDINO	5,9	10,6	14,7	0,0	0,0	14,7
SAN PABLO	SAN PABLO	36,3	41,8	16,6	0,0	4,0	20,6
SAN PABLO	TUMBADEN	91,4	37,0	15,7	0,0	17,8	33,5
SANTA CRUZ	CATACHE	9,4	38,0	12,7	0,0	0,0	12,7
SANTA CRUZ	NINABAMBA	28,5	32,0	13,3	0,0	0,0	13,3
SANTA CRUZ	PULAN	27,4	31,5	9,1	0,0	0,0	9,1
SANTA CRUZ	YAUYUCAN	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

* referido a si el área de estudio cubre la totalidad de la jalca existente en cada distrito

Cambio en la configuración de la jalca: Fragmentación

La mayoría de las métricas de parche de jalca disminuyeron significativamente en este periodo (Tabla 7). Los parches de jalca disminuyeron su tamaño promedio y área núcleo (AREA y CORE) y se encontraron más cerca entre sí (ENN) aunque el índice de proximidad (PROX), que toma en cuenta no solo la distancia entre parches sino también el tamaño de los parches vecinos, también disminuyó. Asimismo la contigüidad al interior del parche disminuyó (CONTIG). Sólo ECON mostró un incremento entre 1987 y 2007, lo que implica que mayor proporción del perímetro de parche de jalca está expuesto a una clase de uso de suelo/cobertura más

contratante para el año 2007. La complejidad de forma (FRAC) y el número de áreas núcleo (NCORE) no mostraron un cambio significativo.

A nivel de clase, entre 1987 y el 2007 el número de parches de jalca (NP) se incrementó de 744 a 1.196. La proporción total de áreas núcleo de jalca (CPLAND) disminuyó de 32,4% en 1987 a 19,3% en el 2007 que es otro indicativo de que la mayoría de parches de jalca se fragmentaron dando origen a parches más pequeños. En 1987 el parche más grande de jalca (LPI) ocupaba casi un cuarto del área de estudio (22,8%), para el 2007 esta métrica de clase se redujo a 4,3%. Contrariamente, el parche de agricultura más grande representó 6,5% para 1987 y 28% para el año 2007.

Tabla 7. Promedios y desviaciones estándar de las métricas de parche de jalca. Las diferencias entre 1987 y 2007 fueron evaluadas usando Mann-Whitney U test.

Métricas	1987		2007		Mann-Whitney
	media	desv. est.	media	desv. est.	
AREA	400	5.550	180	1.340	*
GYRATE	400	1.070	340	660	*
FRAC	1,1	0,06	1,1	0,06	Ns
CONTIG	0,72	0,27	0,68	0,29	***
CORE	280	4.250	100	850	*
NCORE	2	14	2	10	Ns
ENN	260	380	200	300	***
PROX	15.300	60.700	3.000	10.600	*
ECON	46	23	49	22	**

ns = $P > 0,05$; * = $0,01 \leq P < 0,05$; ** = $0,001 \leq P < 0,01$; *** = $P < 0,001$.

Discusión

Dinámica del cambio de uso del suelo/cobertura

La jalca ha sufrido un gran impacto producto de los cambios de uso de suelo/cobertura en los últimos 20 años. La disminución de su extensión fue causada mayormente por la expansión agrícola. De acuerdo a los resultados, más de 86.000 ha de jalca se han perdido debido a esta actividad que considera también tierras agrícolas en descanso y pastos cultivados. Las nuevas áreas agrícolas se establecieron mayormente en las partes altas, al igual que en algunas áreas del norte de los Andes ecuatorianos durante el período 1960-1990 (López Sandoval 2004). En dicho trabajo, dos de las tres áreas de estudio expandieron la frontera de sus áreas agrícolas hasta el rango de 3.600-3.800 msnm, y una de ellas hasta 3.800-4.000. En áreas del centro y sur de Ecuador, esta expansión agrícola hasta 3.900 msnm fue registrada también por Hess (1990). Por el contrario, un estudio que evaluó el cambio de uso del suelo entre 1978 y 1996 solo para la cuenca de Cajamarca no encontró este efecto (Bussink y Hijmans 2000). Sin embargo la cuenca de Cajamarca representa un pequeño porcentaje del total del área de estudio, por lo tanto no es representativo de nuestra área de estudio.

En Cajamarca, una de las razones para la expansión de la agricultura es el incremento de la demanda de productos lácteos que conlleva al cultivo de pastos para ganadería, especialmente lechera. Desde la instalación de la primera Planta Condensadora de Nestlé en 1948 la producción de leche ha ido en aumento con algunos ciclos de caída (Escurra 2001). La primera se produce a consecuencia de la Reforma Agraria y la segunda por la presencia terrorista. Recién a partir de la década del 90 se repone la producción y en 1998 se instala la fábrica de derivados lácteos CARNILAC, perteneciente a GLORIA S.A. (Escurra 2001). Entre 1996 y el 2003, la producción de leche del departamento de Cajamarca pasó de 88.052 a 208.580 toneladas métricas (INEI 2004).

Los agricultores de la zona, queriendo integrarse a este mercado han convertido sus áreas de cultivo de subsistencia y sus áreas de jalca en áreas de cultivo de pastos introducidos (observación personal en campo y Escurra 2001). Los resultados evidencian además un uso del sistema de tierras en descanso. Cerca de 25.000 ha fueron convertidas de áreas agrícolas a áreas de jalca sin embargo sería necesario contar con mayor cantidad de años de análisis para poder estimar el tiempo de descanso usado por los campesinos en estas zonas. Algunas áreas agrícolas nuevas para el 2007 estuvieron ligeramente esparcidas. Dada la resolución de trabajo, las áreas de jalca entre estas áreas agrícolas también pudieron ser agrupadas como agrícolas conllevando a una ligera sobrestimación. Sin embargo, esto no afecta el principal resultado que indica que una gran extensión de jalca se ha perdido.

Las actividades agrícolas tuvieron el mayor incremento en términos absolutos, pero en términos relativos, las plantaciones y las actividades mineras tuvieron el porcentaje de incremento más alto. Mas de 8.900 ha de jalca fueron convertidas en áreas de plantaciones forestales. El pino es la especie más popular para estas plantaciones debido a su resistencia al frío y a grandes altitudes (Martínez Meier *et al.* 2005). Los efectos de estas plantaciones en las propiedades del suelo y los regímenes hidrológicos no han sido estudiados aún para la zona de Cajamarca. Sin embargo, un estudio en el páramo de Ecuador mostró una reducción de cerca del 50% en el agua que llega a las quebradas proveniente de zona aforestadas en comparación con zonas cubiertas con vegetación natural (Buytaert *et al.* 2007). Los efectos en la biodiversidad también han sido observados en Colombia, donde las especies especialistas de subpáramo tienden a desaparecer en áreas con mayor cobertura de pinos (van Wesenbeeck *et al.* 2003). Las condiciones ambientales del páramo de Ecuador y Colombia son diferentes a las de la jalca peruana por lo que habría que investigar el efecto de los pinos sobre los pajonales de jalca y la vegetación

propia de esta zona. La expansión de las plantaciones de pinos se da principalmente por razones económicas como una forma de obtener mayor ingreso por venta de madera. Dicha expansión se ha observado no solo en Cajamarca como muestran los resultados sino también en los páramos de Venezuela, Colombia y Ecuador (Hofstede 2003). Este tema permanece como controversial pues a pesar de existir evidencia sobre los posibles efectos negativos de las plantaciones de pino, existe también un grupo que sostiene que es necesaria mayor investigación al respecto. Por otro lado, económicamente es importante para los campesinos de la región. En base a la tendencia observada y, a menos que se planteen otras alternativas económicas, es altamente probable que las áreas de pino se sigan expandiendo en las áreas de jalca y páramos.

En cuanto a la expansión de la minería, los resultados muestran un incremento de estas áreas en 500% para el periodo 1987-2007. Más de 5.200 ha de jalca y 960 ha de zonas agrícolas fueron convertidas a zonas de actividad minera. Sin embargo, esta información solo considera las zonas en las cuales se realiza extracción, más no la totalidad de terreno que pertenecen a las empresas mineras y que también eventualmente sufrirían la pérdida de la cobertura actual por el desarrollo de extracción de minerales. De acuerdo a MYSA (2002, citado por Bury 2005) Minera Yanacocha adquirió más de 11.000 ha entre 1992 y el 2000 de manos de campesinos y comunidades campesinas. Esta misma empresa produjo 41.350 kg de contenido fino de oro en 1998 y para el 2003 tuvo la cifra de 88.583 (INEI 2004). Este incremento en la producción es resultado de la expansión del área minera principalmente en el norte de la provincia de Cajamarca. Entre los efectos registrados por la presencia de Yanacocha se encuentran que en términos económicos (desarrollo de infraestructura como construcción de carreteras) y humanos (como acceso a educación y capacitación técnica) el impacto ha sido positivo (Bury

2005). Sin embargo, desde el punto de vista natural (menor acceso a fuentes de agua y tierra para ganadería y agricultura y menor calidad de agua y suelo) y social (conflictos entre las comunidades y empobrecimiento de las organizaciones locales y liderazgo) el impacto ha sido negativo (Bury 2005).

Cambios en la configuración espacial de la jalca

El incremento de las áreas agrícolas y otras actividades humanas no solamente han causado la pérdida de la jalca sino también cambios en la configuración espacial del paisaje. Un claro proceso de fragmentación fue observado. Los resultados muestran que los parches más grandes se han reducido o que parte de ellos se han convertido en parches independientes (incremento del número de parches, reducción del área promedio de parche). Además para el 2007 los parches estuvieron rodeados por una matriz más contrastante (mayor diferencia fisonómica) que en 1987. En lugar de la continuidad natural bosque-jalca o arbustales-jalca, los parches estuvieron más rodeados por actividades humanas.

La disminución de la distancia entre parches (ENN) entre 1987 y el 2007 se debe probablemente a los nuevos parches que se formaron a partir de la fragmentación de parches más grandes. Dado que estos nuevos parches permanecen cerca el uno del otro por la reciente fragmentación, esto contribuye a la disminución del promedio de ENN. ENN mide la distancia al vecino más cercano pero no analiza la "calidad" de los vecinos como sí los hace PROX. El índice de proximidad considera además de la distancia el tamaño de parche de los vecinos, así, un mayor valor de PROX representa parches más grandes más cercanos al parche. Los resultados muestran un menor valor de proximidad para el año 2007 en comparación con el año 1987. Dado que la distancia a otros parches (ENN) disminuyó, el menor valor de PROX indicaría una reducción en el área de los vecinos en los

últimos 20 años. Para el presente estudio se utilizó un radio de búsqueda de vecinos de 300 m. Sin embargo, mayores estudios, como un análisis de sensibilidad es necesario en este tema.

Debe ser mencionado que la presencia de nubes y sombras en el área de estudio podría haber causado una sobreestimación del número de parches. Pequeños fragmentos de jalca fueron observados entre las nubes en la imagen satelital que fueron identificados como parches independientes. Sin embargo es posible que estos parches bajo las nubes pertenecieran al mismo parche. A pesar de esto, la comparación entre años no es afectada debido a que para ambos años se utilizó una máscara que descartó las nubes y sombras.

Implicaciones para el manejo

Nuestros resultados muestran un proceso de fragmentación creciente y pérdida de áreas de jalca, observándose un claro ascenso de las tierras agrícolas en las últimas décadas, proceso también reportado para los páramos ecuatorianos (Hess 1990; López Sandoval 2004). Las principales causas del avance de la agricultura son posiblemente de naturaleza socioeconómica como incremento de la población, cambios en la tenencia de la tierra y migración (López Sandoval 2004). Sin embargo, entre 1950 y 1998 las temperaturas se han incrementado a lo largo de todos los Andes tropicales (Vuille *et al.* 2003). Por lo tanto es posible que el ascenso de la agricultura haya sido favorecido por condiciones climáticas más adecuadas en las partes altas para el desarrollo de cultivos. El cambio climático traerá como consecuencia un aumento aún mayor de las temperaturas en un futuro y se espera que esto conlleve a una mayor fragmentación de los Andes en general (Young 2009). En este contexto los procesos de monitoreo y análisis de tendencias como el presente estudio tienen la capacidad de brindar información útil para el manejo del uso del suelo como

identificar zonas vulnerables o de mayor cambio. Adicionalmente, la dinámica de cultivo y descanso de la tierra que deriva en la regeneración de la jalca implica una amenaza más. La interacción de la sucesión con la fragmentación podría influenciar la dinámica de extinción de especies (Collins *et al.* 2009), afectando de manera negativa la diversidad y composición de especies a largo plazo. En ese sentido un monitoreo que implique mayor resolución temporal (mayor número de años analizados) debería ser promovido.

Conclusiones

Las jalcas andinas son ecosistemas naturalmente fragmentados donde poco se conoce del cambio de uso de suelo/coertura y el efecto de este en su configuración espacial. Este estudio pretende generar nuevas luces en estos temas. Las principales conclusiones son:

1. Ha ocurrido un proceso de degradación a nivel de paisaje entre los años 1987 y 2007. Existió una pérdida significativa de áreas de jalca. La agricultura ha reemplazado la jalca especialmente en las zonas más altas de los Andes.
2. Se ha producido un proceso de fragmentación creciente, los parches de jalca se están volviendo más pequeños y perdiendo los límites naturales de jalca-bosques o jalca-arbustales para estar rodeados de actividades humanas
3. Los procesos de monitoreo como el presente estudio deben ser promovidos como herramientas de manejo donde las áreas que se encuentran bajo mayor amenaza pueden ser identificadas. Especialmente en ecosistemas de montañas la combinación de análisis de pérdida de cobertura y fragmentación pueden brindar mayor información por encontrarse más expuestos a un mayor efecto del cambio del uso del suelo en la configuración espacial.

Reconocimientos

Agradecemos el apoyo de Alicia Quispe (Proyecto Zonificación Ecológica Económica de la región Cajamarca - Gobierno Regional de Cajamarca), Enrique Crisólogo y David Rosario por su ayuda con la información SIG. Gracias al apoyo financiero del Proyecto Páramo Andino implementado por CONDESAN, y a la Universidad de Ámsterdam.

Referencias

- Andrén H.** 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71:355-366.
- Benz U, Hofmann P, Willhauck G, Lingenfelder I, Heynen M.** 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 58:239-258.
- Bury J.** 2005. Mining mountains: neoliberalism, land tenure, livelihoods, and the new Peruvian mining industry in Cajamarca. *Environment and Planning A* 37:221-239.
- Bussink CB, Hijmans RJ.** 2000. Land-Use Change in the Cajamarca catchment, Peru, 1975–1996. *CIP Program Report 1999 – 2000*, pp 421-428.
- Buytaert W, Céleri R, de Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.
- Buytaert W, Iniguez V, de Bièvre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management* 25:22-30.
- Cleef A.** 1981. The vegetation of the paramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Dissertationes Botanicae* 61.
- Collins CD, Holt RD, Foster BL.** 2009. Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 90:2577-2588.
- Escurra EM.** 2001. Situación de la ganadería lechera en Cajamarca. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 12:21-26.
- Ewers RM, Didham RK.** 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117-142.
- Fahrig L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.
- Gustafson EJ, Parker GR.** 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.
- Hedberg O.** 1992. Afroalpine vegetation compared to paramo: Convergent adaptations and divergent differentiation. En: Balslev H, Luteyn JL, editors. *Paramo: An Andean ecosystem under human influence*. Great Britain: Academic Press Limited, pp 15-29.
- Hess C.** 1990. "Moving up-Moving down": Agro-Pastoral land-use patterns in the Ecuadorian paramos. *Mountain Research and Development* 10:333-342.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hofstede R.** 2003. Los páramos en el mundo: su diversidad y sus habitantes. En: Hofstede R, Segarra P, Mena P, editores. *Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos*. Quito: Global Peatlands Initiative / NC-IUCN / EcoCiencia, pp 15-38.
- Huxel GR, Hastings A.** 1999. Habitat loss, fragmentation, and restoration. *Restoration Ecology* 7:309-315.
- INEI.** 2004. *Perú. Compendio estadístico 2004*. Lima.

- Jaimes V, Sarmiento L.** 2002. Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la Cordillera Oriental de Colombia. *Ecotropicos* 15:61-74.
- Lambín E, Turner BL, Geist H, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Morano E, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards J, Skanes H, Steffen W, Stone G, Svedin U, Veldkamp T, Vogel C, Xu J.** 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin-de Merona JM, Laurance SG.** 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- López Sandoval MF.** 2004. *Agricultural and settlement frontiers in the tropical Andes: The paramo belt of northern Ecuador, 1960-1990.* Regensburg, Germany: Institut für Geographie and der Universität Regensburg..
- Luteyn JL.** 1992. Paramos: Why study them? En: Balslev H, Luteyn JL, editors. *Paramo: An andean ecosystem under human influence.* Great Britain: Academic Press Limited, pp 1-14.
- Luteyn JL.** 1999. *Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature.* The Bronx, USA: New York Botanical Garden Press.
- Martínez Meier A, Mondino V, Gallo L.** 2005. Evaluación de daños por heladas tardías en ensayos de procedencias de pino oregón introducidos en el norte de la Región Andino Patagónica Argentina. *Bosque* 26:113-120.
- McGarigal K, Marks BJ.** 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon, USA: Pacific Northwest Research Station, Portland,.
- Podwojewski P, Poulenard J, Zambrana T, Hofstede R.** 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the paramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18:45-55.
- Premauer J, Vargas O.** 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (Parque Natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17:52-66.
- Ramsay PM, Oxley ERB.** 1997. The growth form composition of plant communities in the ecuadorian paramos. *Plant Ecology* 131:173-192.
- Riebesell JF.** 1982. Arctic-Alpine Plants on Mountaintops: Agreement with Island Biogeography Theory. *The American Naturalist* 119:657-674.
- Sánchez PE.** 2003. Perú. En: Hofstede R, Segarra P, Mena P, editores. *Los páramos del mundo. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos.* Quito, Ecuador: Global Peatlands Initiative / NC-IUCN/ EcoCiencia, pp 159-204.
- Sánchez PE.** 2006. *Cajamarca: Lineamientos para una política regional de medio ambiente.* Cajamarca, Perú.
- Sánchez-Vega I.** 1996. Aspectos florísticos de la jalca y alternativas de manejo sustentable. *Arnaldoa* 4:25-49.
- Sánchez-Vega I, Cabanillas M, Miranda A, Poma W, Díaz J, Terrones F, Bazán H.** 2005. *La jalca, el ecosistema frío del noroeste peruano - Fundamentos biológicos y Ecológicos.* Lima, Perú: Yanacocha - Geográfica EIRL.

- Sarmiento L, Llambí LD, Escalona A, Marquez N.** 2003. Vegetation patterns, regeneration rates and divergence in an old-field succession of the high tropical Andes. *Plant Ecology* 166: 63-74.
- Sklenář P, Luteyn JL.**, Ulloa C, Jorgensen PM, Dillon MO. 2005. *Flora genérica de los páramos. Guía ilustrada de las plantas vasculares*. New York: The New York Botanical Garden.
- Tilman D, May RM, Lehmann C, Nowak MA.** 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65-66.
- Turner MG.** 2005. Landscape Ecology: What is the state of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36:319-344.
- Valencia N.** 1992. Los bosques nublados secos de la vertiente occidental de los Andes del Perú. En: Young K, Valencia N, eds. *Memorias del Museo de Historia Natural. Biogeografía, Ecología y Conservación del Bosque Montano en el Perú*. pp 155-170.
- Vuille M, Bradley R, Werner M, Keimig FM.** 2003. 20th century climate change in the Tropical Andes: Observations and model results. *Climatic Change* 59:75-99.
- Watson DM.** 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography* 29:823-834.
- Weigend M.** 2002. Observations on the biogeography of the Amotape-Huancabamba zone in northern Peru. *The Botanical Review* 68:38-54.
- van Wesenbeeck BK, van Mourik T, Duivenvoorden JF, Cleef A.** 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subparamo vegetation: a case study from Colombia. *Biological Conservation* 14:207-218.
- Young KR.** 2009. Andean land use and biodiversity: Humanized landscapes in a time of change. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96:492-507.

Robineau O, Chatelet M, Soulard CT, Michel-Dounias I, Posner J, 2014. Análisis de las prácticas productivas en el área circundante del páramo de Rabanal: aportes para la conservación de los recursos naturales y modalidades de aplicación de estas prácticas. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Análisis de las prácticas productivas en el área circundante del páramo de Rabanal: aportes para la conservación de los recursos naturales y modalidades de aplicación de estas prácticas

Ophélie Robineau¹, Martin Chatelet²,
Christophe-Toussaint³ Soulard, Isabelle
Michel-Dounias^{3 y 4} y Joshua Posner⁵

¹ INRA/CIRAD UMR 951 Innovation, Campus de la Gaillarde, 2 Place Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, Francia robineau@supagro.inra.fr

² ONG Première Urgence, Bangui, República Centroafricana. martin.chatelet@gmail.com

³ INRA UMR 951 Innovation, Campus de la Gaillarde, 2 Place Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, Francia

⁴ Institut des Régions Chaudes (Supagro University Institute), 1101 Avenue Agropolis, BP 5098, 34093 Montpellier Cedex 05, France

⁵ Department of Agronomy, University of Wisconsin, 1575 Linden Drive, Madison, USA

Resumen

La ley ambiental colombiana votada en 1993, cuyo objetivo es de reforzar la protección de los recursos naturales, particularmente la biodiversidad y el agua, se opone totalmente a la producción agrícola en los ecosistemas de páramo. Sin embargo, muchos investigadores y profesionales del desarrollo piensan que un manejo integrado del páramo es posible y que las actividades agrícolas pueden ser parte de la solución en este problema de integración agricultura-medio ambiente. Este asunto se ha vuelto particularmente importante en el páramo Rabanal en Colombia (cordillera oriental), donde la expansión de la zona protegida va a incluir grandes áreas actualmente utilizadas para la agricultura y asentamientos. Aunque campesinos han estado viviendo en dicho páramo durante décadas, las autoridades ambientales quieren prohibir actividades agrícolas en toda la zona protegida. Un estudio de la historia local y de fotografías aéreas indica que en la zona los sistemas agrícolas locales han cambiado mucho desde los años 1950 y que el páramo ha evolucionado desde una zona de agricultura de subsistencia hacia una zona que ahora incluye una producción intensiva de papa implementada por empresarios externos. La presencia de esos empresarios se debe a la necesidad que tienen los campesinos de mantener la productividad de sus pastos a costo bajo. Se realizaron entrevistas con los diferentes actores y se realizaron mapas de las zonas agrícolas que se convertirán en zona protegida. También se generaron propuesta de acción que resultarían en prácticas agrícolas más sostenibles, mejorando la conservación de la biodiversidad y de los recursos de agua.

Palabras claves:

sistemas de producción; geo-agronomía, zona amortiguadora, conservación de los recursos de agua; conservación de la biodiversidad; Colombia

Abstract

The Colombian environmental policy voted in 1993, which aimed to strengthen the protection of natural resources, particularly biodiversity and water, is totally unfavorable to farming in the strategic paramo ecosystem. However, many rural development practitioners and researchers believe that integrated management of the paramo is possible and that farming activities can be part of the solution along this agriculture–conservation frontier. This issue has become particularly acute on the Rabanal paramo (western cordillera) in Colombia, where the projected expansion of a core protection zone will soon include major areas currently used for agriculture and settlements. Although small-scale farmers have been living there for decades, the environmental authorities are intent on prohibiting farming activities in the entire protection area. A study of local history and aerial photos indicates that this zone has been a dynamic part of local farming systems since at least the 1950s and that the paramo has evolved from a subsistence farming area to a zone that now includes intensive potato production conducted by external entrepreneurs. The presence of these entrepreneurs is mainly due to small-scale farmers' need for a cost-effective solution to maintain the productivity of their pastures. By interviewing participants in the debate, as well as by mapping agricultural land that will soon be included in the protected area, objectives for action were developed that would result in more sustainable farming practices, thus enhancing the conservation of paramo biodiversity and water resources.

Keywords:

production systems, geo-agronomy, buffer zone, water resources conservation, biodiversity conservation, Colombia

Introducción

Las zonas protegidas, como parques nacionales y reservas, cubren en la actualidad más de 12% de la superficie del mundo (Chape *et al.* 2003). Sin embargo, debido al fracaso de las políticas estrictas de protección, es crucial entender y generar vínculos estrechos entre las políticas ambientales y las de desarrollo tal como fue afirmado por la Conferencia de las Naciones Unidas en Río de Janeiro en 1992 (IUCN/UNEP/WWF 1991).

La contradicción entre protección versus desarrollo sigue siendo un elemento polémico en la creación de zonas protegidas (Héritier 2007). Esto no es sorprendente, ya que sigue siendo una tarea difícil conseguir un ordenamiento territorial integrado, la protección de la fauna y un manejo de los recursos naturales que sean aceptables para las comunidades y para las autoridades ambientales, (Slocombe 1993; Galvin y Haller 2008). En este contexto, los páramos andinos, un ecosistema de praderas de montaña con una fauna y una flora única y muy diversa (Churio 2006) ubicado entre el límite superior de los bosques (aproximadamente 3.000 msnm) y el límite inferior de la nieve permanente (aproximadamente 5.000 msnm), están en una encrucijada.

Mientras que la protección del páramo juega un papel importante en la conservación de la biodiversidad, la regulación del agua y la captación del agua, la demanda de la producción de papa y de leche por parte de los centros urbanos está creciendo (van der Hammen 2002; Buytaert *et al.* 2006; MADR 2007). Durante décadas, en la mayoría de los páramos colombianos, la producción de papa y la crianza de ganado de doble propósito han sido el medio de subsistencia de los campesinos del páramo (MAVDT 2004). Recientemente, el páramo se ha vuelto una zona codiciada por grandes productores de papa comercial del altiplano. El nuevo sistema consiste en arrendar tierras anualmente para la producción intensiva de papa, seguido por varios años de pastoreo, lo cual resulta en más tierras de páramo utilizadas para la agricultura.

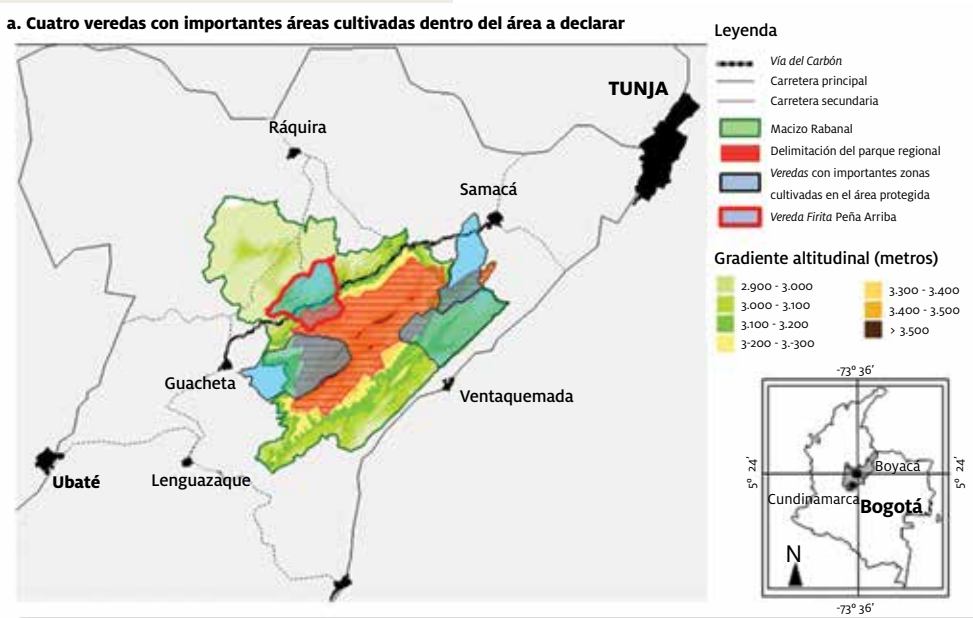
Este modelo de producción de papa está en oposición directa con la legislación ambiental nacional, ya que involucra el uso masivo de agroquímicos y medios agresivos de labranza vinculados con la producción intensiva (IAvH 2008). También va a contra del deseo de proteger la biodiversidad y los recursos de agua de los páramos. En efecto, los retos ambientales se han vuelto una cuestión central en Colombia. Mientras la legislación ambiental nacional es desfavorable a cualquier tipo de agricultura en el páramo (Ley 99 de 1993) y se centra en la creación de zonas protegidas exentas de actividades productivas, los agricultores han desarrollado diferentes formas de adaptación para sostener sus actividades frente a los cambios externos.

En el marco del Proyecto Páramo Andino se realizó una investigación de campo en la cordillera oriental de Colombia para evaluar la capacidad de adaptación de los agricultores en el contexto de la conservación del páramo e identificar opciones que permitan a los agricultores de seguir viviendo en el páramo mientras no se contrapongan con los objetivos ambientales. Los investigadores consideraron a la agricultura como parte de la solución en este problema de integración agricultura-medio ambiente. En este sentido, entender el funcionamiento de las fincas y los mecanismos de adaptación ya desarrollados por los agricultores es crucial para desarrollar propuestas que integren plenamente a los agricultores al manejo del páramo. La investigación se basó en la hipótesis de que para mejorar el diálogo entre los agricultores y las autoridades ambientales es necesario de darles a los objetivos y estrategias de los agricultores la consideración que se merecen.

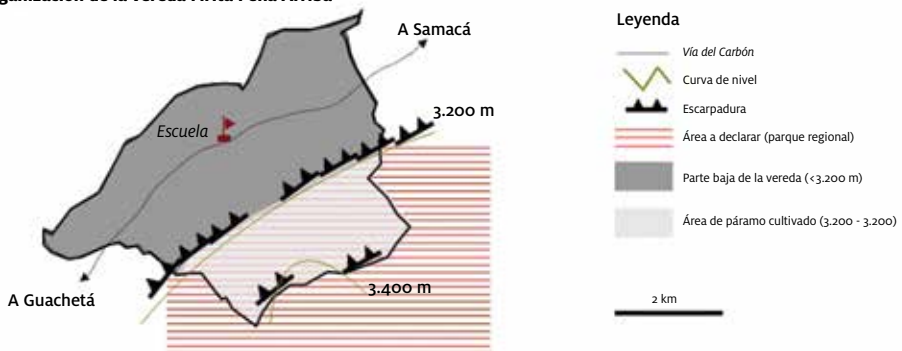
Caso de estudio en el páramo Rabanal, Colombia

Figura 1. **Ubicación y organización de la zona de estudio**

El páramo Rabanal está ubicado 100 km al norte de Bogotá (5°24'00 N latitud, 73°36'00 O longitud). Fue elegido para estar incluido en el Proyecto Páramo Andino en parte porque la zona central protegida fue extendida de 2.681 ha a 8.600 ha en 2008 (IAvH 2008), lo que tiene efectos importantes en el manejo de las tierras del páramo y en los ingresos locales de las poblaciones que rodean el área. Más de 1.500 ha de tierras cultivadas estarán incluidas en la zona protegida.



b. Organización de la vereda Firita Peña Arriba



Un análisis profundo de las estrategias y objetivos de los campesinos

Los servicios ambientales que proporciona el páramo Rabanal están afectados por la extracción de carbón y su coquización (en el macizo Rabanal están registradas 133 minas y 772 hornos) (IAVH 2008) y por la agricultura. Por encima de 3.200 msnm el clima riguroso restringe las actividades agrícolas, por lo tanto la crianza de ganado y la producción de tubérculos proveen la mayor parte del ingreso. Estas dos actividades están consideradas como nocivas por las autoridades ambientales debido a las perturbaciones que hacen al suelo y por la contaminación del agua. Por esta razón consideran que más de 1.500 ha de zonas cultivadas deben ser incluidas en el parque regional del páramo Rabanal. Cuatro aldeas están afectadas por la declaratoria (Figura 1a).

El estudio se centró en la parte occidental del macizo, en la aldea Firita Peña Arriba de Ráquira (Figura 1b). La aldea tiene 1.331 ha, de las cuales 560 ha están ahora designadas como parte de la zona delimitada por el Plan de Manejo del macizo Rabanal (IAVH 2008). La zona está dividida en dos partes, separadas por una escarpadura (Figura 1b): 1) una parte baja con relieve ondulado (debajo de 3.200 msnm), donde vive el 90% de los 434 habitantes de la aldea y donde se encuentra la mayor parte de la infraestructura (tiendas, escuela, poli-deportivo). Además existen 27 minas de extracción de carbón; 2) El páramo cultivado (560 ha por encima 3.200 msnm), donde vive el 10% de la población de la aldea. Se trata de la zona de estudio que forma un bloque de parcelas proyectado hacia el páramo central y delimitado por dos escarpas.

Una metodología que combina la agronomía (Aubry *et al.* 1998), la geo-agronomía (Benoit *et al.* 2006, Soulard *et al.* 2002) y las ciencias de gestión (Gafsi *et al.* 2007) fue aplicada para identificar las posibilidades de introducir cambios técnicos y organizacionales que podrían fomentar la integración de la conservación de la biodiversidad del páramo y de los recursos de agua con medios de vidas sostenibles. El corazón de esta investigación se centró en un análisis espacio-temporal de las actividades agrícolas que permitió entender las lógicas de uso del suelo incluyendo las causas subyacentes en las dinámicas de uso de la tierra. La modelización espacial fue utilizada para analizar y sintetizar la transformación del territorio en Rabanal.

La investigación se desarrolló en tres etapas. La primera consistió en entrevistas con habitantes ancianos del páramo para identificar los motores de cambio de uso del suelo en el páramo, desde la escala de la parcela cultivada hasta la escala de la finca y luego a escala del páramo cultivado. Los investigadores se centraron en la historia agraria de la zona de estudio. En paralelo, datos geográficos fueron colectados a través la análisis de fotografías aéreas del Instituto Geografico Agustin Codazzi a escala 1:24000 para los años 1955, 1985, 2007. Estos datos sirvieron para identificar los cambios que ocurrieron en el paisaje del páramo a nivel de superficie de vegetación natural, tamaño de las parcelas cultivadas y en la ubicación de tales parcelas.

Durante la segunda etapa se realizaron entrevistas semiestructuradas (ver en anexo la estructura de estas entrevistas) a los agricultores para entender la diversidad y las dinámicas de las fincas. Se consultó sobre los elementos de los sistemas de producción, particularmente el proceso de toma de decisión para la producción de papa, el manejo de los pastos y del ganado y datos económicos. Se construyó una tipología de usuarios del páramo basada en las lógicas actuales y las prospectivas de uso del suelo. Se hicieron 55 entrevistas con dos tercios del total (35) de usuarios agrícolas del páramo en este área. La muestra fue pequeña debido a la duración de las entrevistas (2 a 4 horas) y al número de entrevistas por familia (hasta 3). Eso fue necesario para crear una atmósfera de confianza para asegurar la calidad y coherencia de los datos.

La tercera etapa fue la identificación de la flexibilidad de los agricultores para implementar prácticas agrícolas más sostenibles. Con la ayuda de un sistema de posicionamiento global (GPS) se identificaron y cartografiaron las parcelas cultivadas. Se elaboró una tipología de parcelas basada en la localización espacial de las prácticas agrícolas y en las lógicas de uso del suelo. Los agricultores manejan sus parcelas de manera diferente de acuerdo con su ubicación y sus características (tamaño, pendiente, tipo de tenencia). Los diferentes tipos de parcelas fueron localizados en un mapa del páramo cultivado para tener un mapa general de ocupación del suelo y así identificar diferentes tipos de utilización del suelo por zonas. Se diseñaron propuestas de acción, de acuerdo con las zonas identificadas, la tipología de parcelas y las estrategias de los agricultores.

Fue necesario un periodo de seis meses (mayo a octubre 2009) en campo para obtener la información.

Todos los resultados presentados en la parte siguiente provienen del análisis de las entrevistas realizadas durante la investigación.

Anexo. Estructura de las entrevistas semiestructuradas

Presentación y composición de la familia

- Composición del hogar
- Ubicación y actividad de los otros miembros de la familia
- Historia de la familia

Tenencia de tierra y características del territorio de la finca

Recorrido de la finca con un GPS

- Descripción del territorio de la finca (ubicación de las parcelas, tamaño, características, arriendo de parcelas a largo plazo → ¿A quién? ¿Por qué?)
- Tenencia de la tierras

Producción ganadera y manejo de los pastos

Características del hato

- Tipos de animales, razas, número, evolución de las razas
- Tipos de producciones
- Trabajo diario con los animales: ¿Quién hace qué?

Manejo de los pastos

- Historia del uso del páramo/pajonal/ creación de pastos en la finca
- Descripción del manejo del rebaño de ganado de doble propósito en diferentes lotes
- Manejo de los pastos: cercas eléctricas/ ubicación de los lotes en los pastos
- Determinación de la calidad de los pastos en las dos partes de la finca
- Manejo de la productividad de los pastos: decisión para arrendar/manejo de las parcelas que no se pueden arrendar
- Compra/venta de pasto, ¿A quién? ¿Cuándo?
- Alimentación con otros forrajes: compra/ producción en la finca

Ida y vuelta entre el páramo y la parte baja de la vereda

- Calendario de las idas y vueltas de los animales entre el páramo y la parte baja de la vereda
- Decisión para subir y bajar

Manejo del agua

- Manejo diario del agua para los animales: ¿Dónde? Frecuencia
- Acceso o no a la quebrada y a los pozos de agua
- Problemas de escasez de agua y como se maneja eso
- ¿Cuántos veces al día dan agua a los animales? ¿Dónde?

Reproducción

- Explicación del manejo técnico de la reproducción

Producción vegetal

Cultivos

- Tipos de cultivos en el páramo/ en la parte baja de la vereda
- Decisión para la ubicación de los cultivos/ criterios mejores parcelas para la papa

Aperos agrícolas

- Aperos agrícolas de la familia/ préstamo del arado
- Manejo del arriendo del tractor

Producción de papa

- Tamaño del cultivo de papa cada año: proceso de decisión
- Manejo de la financiación del cultivo de papa (venta de animales, compañía, actividades extra-agrícolas, cultivo en diferentes sesiones etc.)
- Rendimientos por tipo de papa/ año bueno/año malo
- Calendario de actividades para la producción de papa, mano de obra movilizadas, duración de cada actividad
- Descripción detallada del proceso de decisión para cada actividad durante la producción de papa
- Manejo del uso de insumos químicos : tipo, cantidad, frecuencia de aplicación, reglas para cambiar la frecuencia, condiciones necesarias para hacer las fumigaciones
- Compra de los insumos: lugar de compra, persona que da consejos, costos, transportación de los insumos hasta la finca

Otros cultivos

- Otros cultivos producidos: que tipos, frecuencia de producción, cantidad sembrada, rendimientos, tipo de fertilización y de manejo de las plagas

Sistema de arriendo de tierras en el páramo

- Sistema de renta de parcelas a corto plazo a grandes paperos: elementos de historia, ¿A quién arriendan? ¿Cómo conocen a esta personas? ¿Cómo se negocia el arriendo?
- Frecuencia de arriendo a corto plazo para un misma parcela
- Decisión de cual parcela se arrienda cada año
- Posibilidad o no de arrendar todas la parcelas de la finca
- Ventajas/desventajas de arrendar tierras a grandes paperos

Ventas de los productos

- Número de animales vendidos cada año ¿Cuáles? ¿Dónde? y ¿Cuánto?/ decisión de venta de un animal en casa de necesidad urgente de dinero
- Venta de la leche: ¿Dónde? precio, frecuencia, cantidad, variabilidad de la producción
- Venta de los cultivos: precio, frecuencia, variabilidad de los precios de la papa
- Parte de los productos que se consumen en el hogar

Paisaje de la finca

- Razones para proteger arboles en la finca/ plantación o no de arboles/especies
- Percepción de las cintas de bosque alto andino cerca de las quebradas/ usos
- Instalación de cercas y decisión de su ubicación

Otros actores

- Percepción de las autoridades ambientales, la UMATA y la junta de acción comunal

Redes sociales

- Relaciones con los otros agricultores del páramo (amigos, intercambios de información, ayuda, cultivos en compañía, organización para arrendar juntos un tractor etc.)

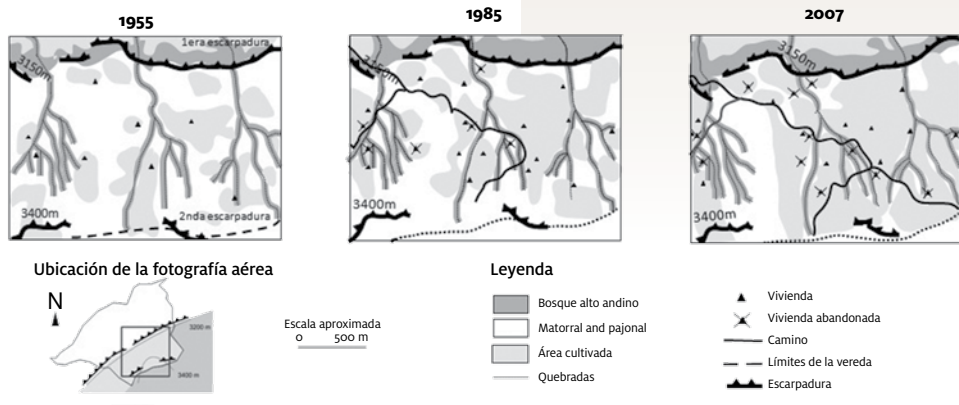
Futuro de la finca

- Proyectos futuros para la finca, percepción de su evolución, proyectos para los niños

Resultados

Un frente pionero intra-finca en el páramo de Firita Peña Arriba

Como se mencionó en el Congreso de Páramos, Paramundi (Loja-Ecuador 2009), para entender la integración de la agricultura y la conservación en el páramo se debe entender en primer lugar los motores de transformación de las actividades y del paisaje.



Tradicionalmente, en los Andes del Ecuador y Perú se observan frentes pioneros altitudinales (López Sandoval 2004). El estudio de las fotografías aéreas de la aldea (1955, 1985 y 2007) indica que la parte occidental del páramo de Rabanal no fue sometida a un frente pionero de dicha naturaleza (Figura 2). Desde 1955, las fincas fueron contenidas dentro los límites físicos y administrativos de la aldea. La expansión del área cultivada ocurrió dentro del territorio de las fincas, abriendo y cultivando progresivamente los lotes de vegetación natural de páramo.

Puntos claves de la historia agraria en el páramo: desde campesinos hasta grandes paperos

Durante la década de los 50, el paisaje del páramo de Firita Peña Arriba parecía como un mosaico de parcelas agrícolas dentro la vegetación natural del páramo. Los territorios de las fincas estaban organizados en dos sitios: la parte baja y el páramo. Esto permitía aprovechar de la verticalidad andina para diversificar la producción agrícola. El área cultivada dentro de cada finca no excedía de una hectárea. Los campesinos cultivaban principalmente tubérculos en parcelas que trabajaban con una yunta de bueyes, con la ayuda de sus hijos quienes luego heredarían la finca de sus padres.

Este esquema tradicional fue roto en los años 60. Con la partida de los jóvenes para trabajar en las minas de carbón recién

abiertas en la parte baja de la aldea o para ir a vivir en las ciudades. De este movimiento han surgido nuevos tipos de usuarios agrícolas del páramo: los mineros y los urbanos que heredan tierras en el páramo. Ahora, estos grupos de usuarios poseen 40% de las tierras del páramo cultivado en Firita Peña Arriba y representa casi la mitad de los usuarios. Algunos arriendan sus tierras a largo plazo a los campesinos que necesitan más tierras de pasto y otros crían algunas reses de ganado como ingreso complementario y como un elemento de seguridad.

Para hacer frente a la falta de mano de obra en la finca, los agricultores se centran progresivamente en la producción de leche y en la compra de ganado Normando de doble propósito. Como la demanda por productos lácteos se amplió con la expansión de la población urbana, el gobierno hizo esfuerzos para difundir estas nuevas razas en Colombia. El ganado era criado en los pastos que crecían después la apertura de una parcela para la producción de tubérculos. Esta actividad requería menos mano de obra que la producción de papa y se volvió progresivamente la actividad principal de los hogares campesinos sustituyendo la producción de tubérculos como fuente principal de ingresos.

Al mismo tiempo, la revolución verde alcanzó el páramo (MAVDT 2004). Los abonos químicos permitieron a los campesinos de mantener e incluso aumentar la producción de papa, a pesar de la reducción del área cultivada.

Sin embargo, las vacas lecheras requieren alimentación de mayor calidad y el mantenimiento del potencial forrajero de los pastos se volvió problemático. Hasta ese entonces, los campesinos se habían beneficiado de los abonos del cultivo de papa para estimular el crecimiento del pasto, pero el área cultivada con papa disminuyó por el aumento del precio de los abonos químicos. Además, la producción se volvió riesgosa por la presión de las plagas y enfermedades de la papa. Además,

la cantidad de pasto necesario para alimentar el hato aumentó. Hoy en día, cada familia cría hasta 5 vacas y su progenitura. Finalmente, la solución vino en los años 80 con la llegada de polilla guatemalteca (*Tecia solanivora*) a Colombia. Grandes paperos del Altiplano Cundiboyacense llegaron al páramo buscando nuevas tierras exentas de plaga para producir papa a gran escala (los campesinos les llaman *arrendatarios*). Los campesinos empezaron a arrendar sus tierras a estos nuevos usuarios para resolver su problema de déficit forrajero. Se beneficiaron de los tractores de los grandes paperos para abrir todo el resto de vegetación natural para crear pastos. Actualmente, de manera regular sus pastos se benefician del efecto precedente del cultivo intensivo de papa (labranza y abonos químicos) y casi todas las parcelas forman parte de la rotación papa-pasto: un año de papa (2 ciclos) seguidos por tres años de pasto. Se estimó que entre 80 y 120 ha del páramo cultivado están arrendados cada año a los grandes paperos.

En 1993, la ley 99 fue ratificada (Decreto Nacional 1.713 de 2002), la misma que confirmó la voluntad nacional de seguir los principios del desarrollo sostenible y reforzó las leyes que gobiernan el manejo de los recursos naturales, particularmente de los ecosistemas de páramos. La biodiversidad del país, considerada como patrimonio nacional, fue también considerada como una prioridad para el bien común. En todo el país, planes de manejo fueron diseñados para todos los ecosistemas estratégicos para mejorar su protección. En los páramos, estos planes incluyeron el diseño de zonas protegidas exentas de actividades productivas para proteger la biodiversidad y los recursos de agua.

Las autoridades ambientales regionales (corporaciones autónomas) prestaron especial atención al páramo Rabanal ya que juega un papel importante en el abastecimiento de agua para la región, así como en la conservación de la biodiversidad. Las autoridades ambientales amenazaron a los

campesinos del páramo con el cobro de multas por las parcelas que habían abierto en sus fincas. Esa estrategia fracasó y algunos campesinos, asustados por perder sus tierras todavía cubiertas por vegetación natural, reaccionaron abriéndolas para reafirmar sus derechos de propiedad.

Los campesinos: actores centrales del manejo del páramo

Para mejorar la conservación del páramo es necesario perfeccionar el análisis de la heterogeneidad de los usuarios agrícolas del páramo. La distinción entre grandes y pequeños agricultores es demasiado simplista. Basado en las entrevistas y la cartografía de las fincas se identificaron tres grandes tipos de usuarios agrícolas: 1) Campesinos del páramo, 2) Mineros y propietarios ausentes y 3) Grandes paperos del Altiplano (productores de papa comercial).

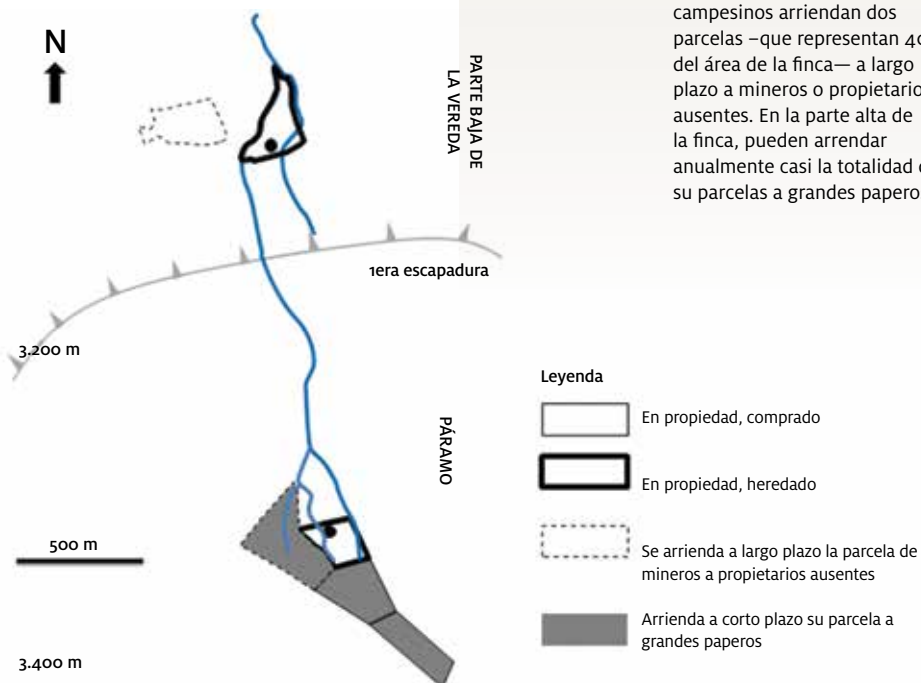


Figura 3. El sistema de tenencia de tierras en un finca paramera

Ejemplo del territorio de una finca campesina en Firita Peña Arriba

El territorio de la finca tiene un mosaico de tipos de tenencia de tierras: cuatro parcelas están en propiedad de los campesinos (dos fueron compradas a miembros de su familia, propietarios ausentes, y dos fueron heredadas). Los campesinos arriendan dos parcelas —que representan 40% del área de la finca— a largo plazo a mineros o propietarios ausentes. En la parte alta de la finca, pueden arrendar anualmente casi la totalidad de su parcelas a grandes paperos.

Análisis de las fincas campesinas

Los tres tipos de usuarios agrícolas del páramo de Firitá Peña Arriba tienen diferentes objetivos a corto y largo plazo, lo cual genera un impacto diferente sobre los recursos naturales. Como se dijo antes, los usuarios están vinculados por un sistema de tenencia de tierras (Figura 3) y por una complementariedad técnica entre sus sistemas de producción.

Observaciones más profundas revelan que los campesinos manejan 60% del área de páramo cultivado (este cifra toma en cuenta las tierras que tienen en propiedad y las tierras que arriendan a largo plazo a los mineros y propietarios ausentes). Aproximadamente 75% de las ha arrendadas anualmente a los grandes paperos son parte de fincas campesinas. Por estas razones, los campesinos son actores estratégicos del manejo del páramo. También, los campesinos sostienen la economía local pues venden los productos agrícolas a los habitantes de la aldea y proveen empleos vinculados a las actividades agrícolas (una lechería y dos carnicerías). Además, la agricultura campesina contribuye a diversificar un paisaje que se ha vuelto progresivamente un área minera.

Cultivo de papa y crianza de ganado de doble propósito: dos actividades complementarias

Los campesinos del páramo viven exclusivamente de actividades agrícolas y tienen fincas de aproximadamente 20 ha (+/- 5ha). Basado en el presupuesto de 10 familias, hemos estimado que su ingreso es de 150 USD/mes/persona, muy inferior al salario mínimo colombiano (230 USD/mes/persona, Decreto 4.965 del 27 de diciembre de 2007). Estos ingresos bajos estimulan a los jóvenes a irse del páramo.

El cultivo de papa y la crianza de ganado de doble propósito son las actividades principales de los campesinos aportando el 25 y 60% del su ingreso respectivamente. 9% de su ingreso viene de los cultivos de subsistencia (maíz, tubérculos andinos y habas) y 6% del arriendo de tierras.

Estas actividades son complementarias y esenciales para equilibrar los presupuestos de las familias. La venta de la leche proporciona un ingreso semanal para pagar por las necesidades básicas cotidianas, mientras la venta del ganado en desarrollo permite de pagar las necesidades de mayor importancia (cargas de trigo, médico, escuela, entre otras). La producción de papa proporciona el ingreso más importante que permite invertir en el siguiente ciclo de producción.

Ambas actividades están estrechamente vinculadas desde un aspecto agronómico. Todas las parcelas están sometidas a una rotación papa-pasto: un año de cultivo de papa está seguido por tres años de pasto. La base de esta rotación es: 1) aprovechar el abono del cultivo de papa para estimular el crecimiento del pasto y 2) mantener un plazo suficiente entre dos cultivos de papa para reducir la presión de las plagas. Sin embargo, debido a la pequeña superficie que los campesinos pueden sembrar papa cada año (<2 ha), la mayor parte de la papa está cultivada por los grandes paperos en parcelas arrendadas.

La particularidad de las parcelas y la organización espacial de las fincas generan un ordenamiento de las actividades agrícolas y de las prácticas. En la parte baja de la aldea, el suelo es más arenoso y por ende retiene menos la humedad que los suelos oscuros del páramo (cuyo horizonte A contiene niveles altos de materia orgánica). Las condiciones más secas favorecen el desarrollo de la polilla guatemalteca (*Tecia solanivora*) y las parcelas están en pendiente, lo que hace difícil el trabajo del suelo con un tractor. Por eso, poca papa está sembrada en la parte baja de la aldea. En cambio en el páramo, solamente algunas parcelas están en pendiente. Así, grandes extensiones pueden ser cultivadas sin obstáculos, por lo cual es en el páramo donde los campesinos pueden arrendar sus parcelas a los grandes paperos.

Una producción de papa intensiva

Se cultiva papa principalmente en el páramo. El tamaño de las parcelas de papa sembradas por los campesinos depende de la cantidad de abonos químicos que la familia puede comprar. Estos constituyen el costo mayor de producción (aproximadamente 55% de los costos totales) y es proporcional de manera lineal con la cantidad de papa sembrada y el tamaño de la parcela. Actualmente, para 100 kg de tubérculos sembrados – lo que corresponde más o menos a 1.000 metros cuadrados – se ponen 200 kg de abonos químicos (NPK 15-15-15), 200 kg de cal y 500 kg de gallinaza. Los agricultores consideran que estos abonos son esenciales para asegurar un rendimiento mínimo (20 t/ha en las parcelas que cultivan ellos y 25 t/ha en las parcelas cultivadas por los grandes paperos).

En paralelo, los pesticidas representan solamente 10% del presupuesto, pero los campesinos tienen un plan de fumigaciones sistemáticas. Ya que la producción de papa es costosa y riesgosa, no quieren arriesgarse a perder su producción por falta de abonos o por la incidencia de plagas. Sorprendentemente, los campesinos, en sus pequeños lotes de papa, siguen casi el mismo calendario de cultivo y aplican las mismas proporciones de agroquímicos que los grandes paperos en sus largas parcelas de papa comercial. También labran con el tractor. Sin embargo, la real diferencia se encuentra en la escala de producción. La papa campesina ocupa anualmente menos de 5% de la futura zona protegida, mientras que casi 25% de la zona está cultivada anualmente por los grandes paperos.

El ingreso de la papa ha disminuido drásticamente por los altos costos de producción, que alcanzan 80% del ingreso bruto. Una caída del precio de la papa de 30 USD a 15 USD por tonelada hace que no se recuperen los costos iniciales. Con una inversión inicial de 2.000 USD para cultivar 1 ha, si las papas se venden a 30 USD por 100 kg, el producto bruto alcanza 2.500 USD. Pero una caída del precio a 15 USD por 100 kg disminuye el producto bruto a 1.250 USD. En esta situación los agricultores no recuperan su inversión inicial (para la estimación se tomó en cuenta los datos colectados sobre los costos de producción. Solamente se cambiaron los precios de venta, basados en la fluctuación de los precios del mercado).

Para hacer frente a la dificultad de financiar los altos costos de producción y disminuir el riesgo de venta a precio bajo, los campesinos han desarrollado una estrategia basada en una siembra de máximo 1 ha en dos periodos: una en enero-febrero y otra en junio-julio. Durante cada periodo, se realizan dos sesiones de siembra, con un espacio de uno o dos meses entre cada una. Esta decisión de sembrar en diferentes sesiones responde a dos objetivos, en respuesta a la fluctuación del precio de la papa:

- ☞ Los campesinos quieren maximizar su ingreso con los precios altos para la papa cuyo periodo es difícil de prever;
- ☞ Los campesinos quieren evitar la venta de la totalidad de la producción a un precio bajo; lo que significaría que no recuperan sus gastos iniciales.

La otra particularidad de su estrategia para la producción de papa está basada en su manera de financiar cada periodo de siembra. Esta estrategia consiste en financiar papas con papas. Cada venta de cosecha permite financiar el próximo periodo de siembra. Eso significa que el manejo de la producción depende mucho de las fluctuaciones del precio de la papa. Es decir, si la papa se vende a un precio bajo, eso producirá ajustes en el sistema de producción. La superficie sembrada será reducida. Para compensar la falta de dinero para financiar la próxima siembra se venden vacas o el agricultor debe encontrar a un trabajo temporal fuera de la finca.

La producción ganadera vinculada al cultivo de papa en gran escala

La crianza de ganado es actualmente la actividad principal en el páramo para las familias que no pueden invertir en el cultivo de papa. Los campesinos crían generalmente de 10 a 12 reses, de las cuales 5 son vacas. Hasta dos tercios de las 20 ha de las fincas están destinados al pasto cada año. El problema principal que enfrentan los campesinos es la dificultad de mantener la productividad forrajera y la variabilidad en la disponibilidad de forraje según las condiciones climáticas. Además, recientemente se ha vuelto problemático abreviar los animales debido al aumento de periodos de sequía.

Los agricultores adaptaron su producción ganadera para hacer frente a estos problemas. Una variedad de mecanismos de adaptación están involucrados como por ejemplo:

1. Para mantener el rendimiento del pasto de un año al otro, los agricultores aprovechan del efecto del cultivo de papa (trabajo del suelo y relictos de abonos). El pasto requiere ser renovado cada 3 o 4 años, sino la calidad del pasto se deteriora y afecta la producción lechera. Sin embargo, los campesinos mismos no pueden renovar la fertilidad de los pastos cuando es necesario porque ellos raramente pueden cultivar más de 1 ha de papa por año por los costos altos de producción. De la misma manera, no tienen los medios financieros para pagar una fertilización directa de los pastos. Por eso, para compensar, cada año, 5 a 7 ha se arriendan a grandes paperos para cultivos de papa a gran escala. Este resultado sugiere que la ventaja más importante del arriendo de tierras no es el arriendo mismo, sino el impacto positivo del cultivo de papa comercial sobre la cantidad y la calidad del forraje. En efecto, el arriendo de tierras permite sostener la producción ganadera, la cual se ha vuelto la actividad económica principal de las fincas. La producción ganadera campesina está estrechamente vinculada a la producción de papa de gran escala y es precisamente esta última producción que las autoridades ambientales quieren eliminar como una de las prioridades en la gestión ambiental de la zona.

Punto de partida para diseñar estrategias localizadas de manejo integrado: una tipología del manejo de las parcelas

2. Tener superficies representativas de pastizales en la finca asegura la disponibilidad de forraje. Esto ha generado una sobredimensión del área total necesaria para alimentar el ganado haciendo frente a la variación de producción forrajera inter e intra anual. Este mecanismo ha inducido a los campesinos a comprar o arrendar a largo plazo tierras a propietarios ausentes.
3. La organización espacial del territorio de las fincas en dos partes constituye un elemento de flexibilidad para el manejo de los pastos. El ganado se mueve de un sitio al otro en función de la estación y de la disponibilidad en agua.
4. A la escala de la parcela, la variación en cantidad y calidad de pasto está relacionado al beneficio de las vacas lecheras, cuya alimentación cotidiana es una prioridad para mantener la producción de leche. El resto del hato está puesto en pastos de menor calidad.
5. Las relaciones sociales son utilizadas cuando una escasez de forraje importante ocurre. Esto obliga a los campesinos a comprar pasto, lo que corresponde a pagar para una sesión de pasto en una parcela. Si el déficit forrajero es tal que los campesinos tienen dificultades para encontrar alguien que acepte vender pasto, o si durante un periodo de escasez no tienen los medios financieros para comprar pasto, se venden una o dos reses. Luego, el hato recobra su tamaño normal gracias al crecimiento natural o se compra una res cuando es posible.

Todas las parcelas del páramo están involucradas en una rotación papa-pasto, pero la duración de esta rotación, así como la superficie sembrada de papa (un lote o una parcela entera) varía. Las lógicas subyacentes de uso del suelo están vinculadas a las características de las parcelas (tamaño, accesibilidad), a la organización espacial del territorio de las fincas (distancia de la casa) y al sistema de tenencia de tierras (privado o arrendado).

Una tipología de parcelas fue construida para abarcar las lógicas de los agricultores y abordar el impacto ambiental de la agricultura. Cada familia puede tener los tres tipos de parcelas en su finca. A cada uno de los tipos corresponde un reto específico, vinculado a un asunto ambiental. Cartografiar esta tipología permite visualizar coincidencias espaciales de retos ambientales cruciales (protección de humedales o de lotes con plantas endémicas) con prácticas agrícolas desfavorables hacia la conservación de los recursos naturales (aplicación de agroquímicos en la papa cerca de humedales, labranza de lotes de vegetación espontánea). Así, mapear es una buena base para iniciar la discusión entre los diferentes actores, formular problemas específicos y empezar negociaciones. Eso es un aporte importante en el proceso de diseño de nuevas prácticas, que resultan de un compromiso entre los problemas actuales encontrados por los usuarios agrícolas y las expectativas de las autoridades ambientales.

Los tres tipos de parcelas y su manejo son (Figura 4 y extrapolación a las escalas del páramo en la Figura 5):

- 1) **Grandes parcelas (3 a 8 ha)**, relativamente llanas, utilizadas durante 3 años como pastizales y luego arrendadas a grandes paperos durante un año (este tipo de parcelas representa más de 85% de los 560 ha que serán pronto

incluidos en la zona protegida). Los retos son reducir la producción de papa a gran escala (ya hemos mostrado que 25% del área en la parte protegida están cultivados anualmente por los grandes paperos) y encontrar medios alternativos de renovación del pasto. La carga animal baja, que no excede 1 unidad animal por hectárea, sugiere que existen posibilidades de intensificación de la producción ganadera.

2) **Parcelas alrededor de la casa**, donde la renovación de pasto se hace gracias a la rotación de la papa campesina, en lotes de 0,2 a 1 ha (este tipo de parcelas representa 10% del área en la parte protegida). Como la producción de papa es importante para la economía de las familias, en estas zonas relativamente

pequeñas se podría promover prácticas sostenibles de manejo de la producción papera. Reducir a la vez los costos de producción y el impacto del cultivo de papa sobre los recursos naturales (por la reducción del uso de agroquímico y la promoción de modos de labranza menos agresivos) respondería a la vez a los objetivos de las autoridades ambientales y de los campesinos.




3) **Parcelas inaccesibles a los tractores**. No se renuevan los pastos (no existe labranza ni fertilización). Estas áreas se dejan como pasto de manera permanente. Estas parcelas son solamente 1% del área en la parte protegida. Allí se podría encontrar un compromiso entre dejar la vegetación espontánea crecer de nuevo y controlar el pasto para que

Superficie de la finca: 20 ha
 En el páramo: 14 ha
 Parte baja de la vereda: 6 ha

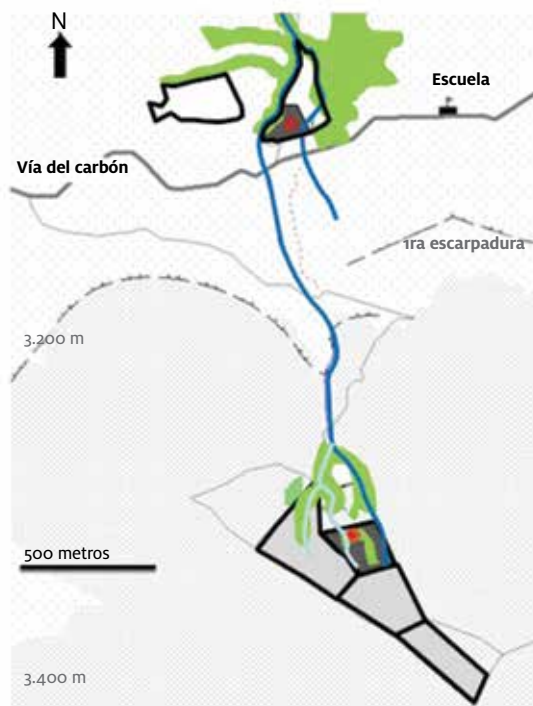
Leyenda

-  Parque regional
-  Territorio de la finca
-  Vegetación natural
-  Quebradas
-  Sede de la finca
-  Escarpadura

Tipología de parcelas

-  1) Grandes parcelas que pueden ser arrendadas a arrendatarios
 → Rotación: pap intensiva a larga esca-la-pasto
-  2) Parcelas cerca de la sede: cultivos de los campesinos
 → Rotación: cultivos de los campesinos/pasto
-  3) Parcelas con acceso difícil para los tractores
 → Pasto permanente

Ubicación de la finca en la vereda



Parte baja de la vereda

Parcelas en pendiente y pedregosas
 —Pocos cultivos posibles—

Páramo

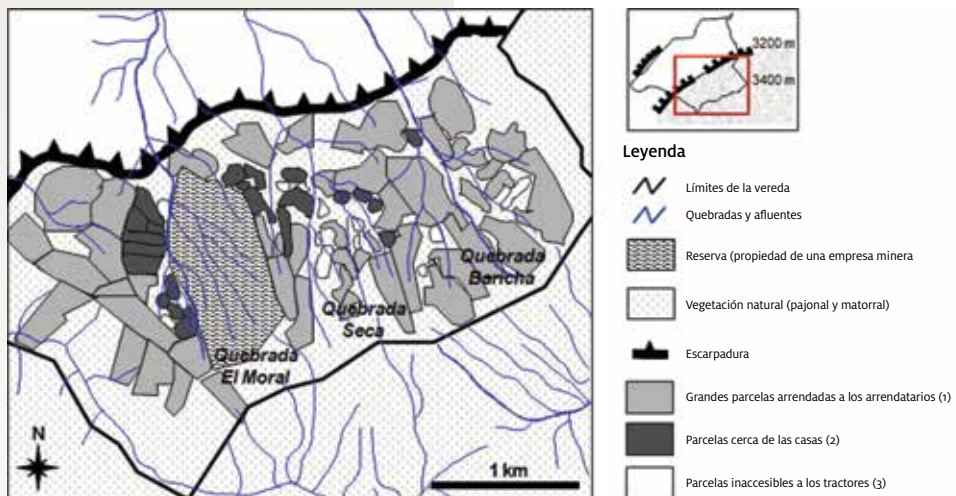
Grandes parcelas
 —Arriendo posible a arrendatarios—

Figura 4 (izquierda). **Esquema de organización territorial de una finca campesina del páramo**

Figura 5 (abajo). **Extrapolación de la tipología de parcelas a la escala del páramo cultivado en Firita Peña Arriba**

los lotes de vegetación paramera dentro de las fincas sean conservados. Se podría reflexionar sobre la capacidad que tienen estas parcelas de ser intervenidas con procesos de restauración ecológica que mejoren los servicios ambientales del páramo y beneficien a los usuarios.

Los tres tipos de parcelas fueron cartografiados a la escala del páramo de la zona de estudio (Figura 5), lo que nos permite considerar el papel negativo potencial de las prácticas agrícolas sobre los recursos naturales, según la repartición de estos tres tipos de parcelas a la escala del paisaje. Con la prioridad de mejorar el manejo integrado de los recursos naturales, uno puede identificar acciones en acuerdo con las características de los sitios individuales.



Perspectivas y discusión

Uno puede imaginar 3 escenarios durante la próxima década:

1. La legislación ambiental se aplica de hecho lo que resultaría en la desaparición de la agricultura campesina en la zona. La reubicación de las actividades en la parte baja de la aldea no es posible por el tamaño de las parcelas y el terreno escabroso;
2. La legislación ambiental no se aplica de hecho: continuarían las dinámicas actuales, lo que resultaría en el incremento del porcentaje de los propietarios ausentes y de los grandes paperos en el páramo. Eso resultaría en una homogeneización del paisaje del páramo en un territorio adaptado para los grandes paperos; o
3. Se respalda a los campesinos con el objetivo de mejorar sus ingresos y su integración en el ecosistema del páramo.

Para que ocurra el tercer escenario y para crear un consenso alrededor de la protección del páramo, son esenciales negociaciones entre los actores, el respaldo a organizaciones locales y comunitarias e investigación.

El enfoque geográfico de las prácticas agrícolas y de la organización espacial de las actividades agrícolas ofrece perspectivas interesantes para acciones de desarrollo, en el marco del Proyecto Páramo Andino. Por una parte la escala de la finca, evidencia las lógicas de uso del suelo en una perspectiva temporal y espacial y evaluar el impacto de las actividades agrícolas en el medio ambiente en acuerdo con la ubicación de estas actividades. Tales resultados permiten vincular la escala de la finca con la escala en la cual los recursos naturales son manejados (Soulard 2005).

La metodología utilizada en esta investigación provee aporte valiosos para estimular el dialogo entre los diferentes actores del manejo del páramo y para iniciar un proceso de negociación. Los resultados permitirán a las autoridades ambientales identificar mejor los problemas que conducen los campesinos a implementar prácticas insostenibles. De esa manera podrán considerar las raíces del problema que deben enfrentar, en lugar de adoptar una posición estricta donde cualquier actividad está prohibida en el páramo.

Luego, plataformas multi-actores podrían ser implementadas en la planificación territorial, a las escalas de las aldeas y del páramo. Hasta ahora, los agricultores han sido excluidos de la planificación ambiental. Discusiones abiertas y promoción de visitas de fincas con agricultores y autoridades ambientales para intercambiar ideas sobre el asunto de la conservación podrían mejorar la comprensión mutua de los objetivos, expectativas y problemas de cada uno. El diseño inclusivo de soluciones que sean adaptadas a las estrategias de los agricultores y que les ayuden a vivir mejor de sus actividades agrícolas podrían inducir un cambio en su comportamiento.

Los resultados de esta investigación fueron discutidos con los agricultores de las aldeas vecinas, quienes los recibieron positivamente. Para alcanzar el manejo integrado del páramo, estudios similares podrían ser conducidos en otras aldeas incluidas en la extensión de la zona protegida. En efecto, las palancas de acción identificadas para esta aldea podrían no estar adaptadas a otras partes del macizo con características diferentes (ubicación cerca de una carretera principal, clima más húmedo en la parte oriental, entre otras). Por esta razón, los estudios podrían estar basados en la metodología aquí utilizada (construcción de la historia agraria y de una tipología de usuarios agrícolas del páramo, subrayando los problemas y oportunidades del funcionamiento de las fincas), lo que permitirá a las autoridades ambientales y las

organizaciones asociadas diseñar propuestas adaptadas a cada situación.

Luego, con la información disponible sobre los ecosistemas o los sistemas productivos, los actores (especialmente los campesinos, los grandes paperos, las autoridades ambientales y los centros de investigación) podrían discutir sobre un plan de micro-manejo para las diferentes zonas. Unos elementos de los compromisos podrían los siguientes:

- ☞ Desarrollar técnicas mejoradas de manejo del pasto. Aunque sigue siendo difícil de mejorar del pasto de una manera satisfactoria desde el punto de vista económico y ecológico (Hofstede 1995), métodos alternativos de restauración del pasto sin labranza frecuente y mucha fertilización necesitan ser investigados, así como esquemas de rotación del pasto que protejan paisajes particularmente frágiles y que mantengan la biodiversidad del páramo.
- ☞ Utilizar menos agroquímicos. Hay diferencias entre las prácticas actuales y las prácticas recomendadas para el cultivo de papa (hemos estimado que los agricultores utilizan tres veces más nitrógeno que lo que está recomendado por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural de Cundinamarca). En paralelo de esfuerzos para fomentar mejores prácticas de manejo en las parcelas campesinas, un monitoreo participativo de la calidad del agua de las diferentes quebradas podría ayudar a entender mejor el impacto del uso del suelo sobre el flujo y la calidad del agua y a estimar el impacto de las prácticas agrícolas sobre la calidad del agua de superficie. Se podría comparar las 3 quebradas de la Figura 5 (Quebrada Baricha, Seca y El Moral). Eso proveería una base para determinar el nivel de contaminación de las quebradas, así como el origen de la contaminación, para determinar las prácticas agrícolas involucradas e identificar márgenes de progreso

que se podrían alcanzar para disminuir el impacto de las actividades agrícolas sobre la cualidad del agua.

- ☞ Proteger áreas claves del paisaje (para la conservación de la biodiversidad y del agua) y establecer cintas amortiguadoras entre los pastos, las parcelas de papas y los arroyos. Eso protegería los ríos de los excrementos animales y de los residuos de agroquímicos y permitiría de conservar corredores ecológicos entre las fincas, así participando al mantenimiento de la biodiversidad del páramo (Yerena *et al.* 2003). Se necesitaría información sobre la hidrología de las tres quebradas trazadas en la Figura 5, así como la distribución espacial de las comunidades de plantas claves del ecosistema del páramo.

Este caso de estudio ilustra una situación encontrada en otras partes de los Andes, donde el cultivo de papa intensivo existe en el páramo, impactando la biodiversidad del páramo y la cualidad del agua. En otros sitios pilotos del Proyectos Páramo Andino, en Colombia y Venezuela, el vínculo entre papa y producción ganadera fue observado, apareciendo los mismos problemas ambientales.

Los representantes venezolanos del Proyecto destacaron la importancia de construir un consenso entre los diferentes participantes incluidos en el establecimiento de zonas protegidas (Yerena *et al.* 2003) para involucrarles en el proceso participativo desde la presentación del proyecto hasta la evaluación técnica del plan de acción diseñado. Además, una integración de diferentes escalas espaciales y de diferentes disciplinas para poner de relieve los vínculos entre las estrategias de los agricultores, políticas ambientales y agrícolas y el medio ambiente biofísico y socio-económico, hace posible mejoramientos del manejo integrado de los recursos naturales (Castella 2005).

Nota

Parte del presente artículo fue publicado en inglés en la revista *Mountain Research and Development* (Vol.30, n°3, Agosto 2010). Reconocimientos: Esta investigación no hubiera sido posible sin la beca del Proyecto Páramo Andino. Los autores quisieran agradecer a los agricultores del páramo de la vereda Firita Peña Arriba por compartir su tiempo y opiniones; y a todo el equipo del Instituto von Humboldt por el apoyo en Colombia. Todas las figuras fueron realizadas por Martin Châtelet y Ophélie Robineau

Referencias

- Aubry C, Papy F, Capillon A.** 1998. Modeling decision-making process for annual crop management. *Agricultural systems*, 56(1):45-65
- Benoit M, Deffontaines JP, Lardon S.** 2006. *Acteurs et territoires locaux. Vers une géo-agronomie de l'aménagement*. Editions INRA, Savoir faire.
- Buytaert W, Célleri R, de Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72
- Castella JC.** 2005. Une méthode d'analyse multi-échelle des transitions agraires. Application aux zones de montagnes dans le Nord Viêt-Nam. *Espace géographique, Dynamique Rurale* 2005(4):351-366.
- Chape S, Blyth S, Fish L, Spalding M, editors.** 2003. *United Nations List of Protected Areas*. Gland, Suiza: UICN.
- Churio JOR.** 2006. The biodiversity of the Colombian páramo and its relation to anthropogenic impact. In: Spehn E, Liberman M, Körner C, editors. *Land Use Change and Mountain Biodiversity*. Boca Raton, FL: CRC Press, pp 103-117.
- Gafsi M, Dugué P, Jamin JY, Brossier J.** 2007. *Les exploitations agricoles familiales en Afrique de l'Ouest et du Centre*. Francia: Editions Quae.
- Galvin M, Haller T, editors.** 2008. *People, Protected Areas and Global Change. Participatory Conservation in Latin America, Africa, Asia and Europe. Perspectives of the Swiss National Centre of Competence in Research (NCCR) North-South, University of Bern*. Vol 3. Bern, Suiza: Geographica Bernensia. www.north-south.unibe.ch/content.php/publication/id/2226; consultado el 16 de junio 2010.
- Héritier S.** 2007. Les parcs nationaux entre conservation durable et développement local. *Géocarrefour* 82(4):171-175.
- Hofstede RGM.** 1995. Effects of livestock farming and recommendations for management and conservation of paramo grasslands (Colombia). *Land Degradation and Rehabilitation* 6:133-147.
- IAvH [Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt].** 2008. *EEAP Rabanal, Estudio sobre el Estado Actual del macizo del Páramo Rabanal*. Mayo de 2008. Bogotá, Colombia: IAvH.
- IUCN/PNUD/WWF.** 1991. *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. Gland, Suiza: IUCN/PNUD/WWF.
- López Sandoval MF.** 2004. *Agricultural and Settlement Frontiers in the Tropical Andes: The paramo belt of northern Ecuador, 1960-1990*. [doctorado]. Regensburg, Germany: Institut für Geographie an der Universität Regensburg, Selbstverlag.
- MAVDT – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.** 2004. *Guía ambiental para el cultivo de la papa*. Bogotá, Colombia.. <http://www.minambiente.gov.co/documentos/papa.pdf>; consultado el 10 de mayo 2010.
- MADR - Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural.** 2007. *Agenda prospectiva de investigación y desarrollo tecnológico de la cadena láctea colombiana. Proyecto transición de la agricultura*. Bogotá, Colombia.. <http://www.minagricultura.gov.co/archivos/lacteos.pdf>; consultado el 10 de mayo 2010.
- Slocombe S.** 1993. Environmental planning, ecosystem science, and ecosystem approaches for integrating environment and development. *Environmental Management* 17(3):289-303.

- Soulard CT, Morlon P, Chevignard N.** 2002. Le schéma d'organisation territoriale de l'exploitation agricole. Un outil dans l'outil des relations agriculture-environnement. Communication aux Journées Olivier de Serres Entretiens du Pradel : Agronomes et territoires - 12 y 13 de septembre 2002. 15 p.
- Soulard CT.** 2005. Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques. *Natures Sciences Sociétés* 13:154-164.
- van der Hammen T.** 2002. Diagnóstico, cambio global y conservación. En: *Memorias Congreso Mundial de Páramos*. Vol I. Paipa, Colombia: Ministerio de Medio Ambiente, pp 60-71.
- Yerena E, Padrón J, Vera R, Martínez Z, Bigio D.** 2003. Building consensus on biological corridors in the Venezuelan Andes. *Mountain Research and Development* 23(3):215-218.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Smith J, Cartaya V, Llambí LD, Toro J, 2014. Análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida en dos páramos de Venezuela: importancia para el diseño de estrategias de conservación. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida en dos páramos de Venezuela: importancia para el diseño de estrategias de conservación

Julia K. Smith, Vanessa Cartaya,
Luis D. Llambí y Jhaydyn Toro

Proyecto Páramo Andino. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas – ICAE – Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes, Mérida 5101, Venezuela.

Resumen

Para diseñar y poner en práctica estrategias de conservación y manejo sustentable es fundamental conocer la realidad que se quiere contribuir a cambiar. En este trabajo presentamos un análisis participativo del uso de la tierra y la calidad de vida de la población en dos sitios piloto del Proyecto Páramo Andino en Venezuela (Tuñame-Estado Trujillo; Mixteque-Estado Mérida). Combinando técnicas de mapeo participativo y encuestas se obtuvo información de un total de 244 hogares en ambas comunidades. Aun cuando en términos de los indicadores convencionales de pobreza, ambas comunidades son relativamente similares, nuestros resultados muestran diferencias importantes en términos de la calidad de vida y las estrategias de manejo del territorio. En Mixteque, existe una mayor diversificación de los rubros cultivados, de las fuentes de ingresos no agrícolas y un mayor uso de prácticas de manejo alternativas. Así mismo, el acceso a la educación formal es significativamente más alto y existe mayor participación de la comunidad en las organizaciones sociales de base que en Tuñame. Contar con información cuantitativa y espacialmente explícita sobre la diversidad de realidades presentes en los páramos ha sido un insumo clave para el diseño de planes de manejo participativo adaptados a los contextos locales. Además, la discusión de los resultados con ambas comunidades generó un espacio para la reflexión en torno a los complejos vínculos que existen entre las estrategias de uso de la tierra, el estado de conservación de los ecosistemas y la calidad de vida.

Palabras clave:

agua, ecosistemas, estrategias de vida, mapeo participativo
indicadores socio-económicos, manejo agropecuario.

Abstract

For the design and implementation of sustainable management and conservation strategies, it is critical to understand the reality we want to contribute changing. In this paper we present the results of a participatory analysis of land use and quality of life in the two pilot sites of the Andean Paramo Project in Venezuela (Tuñame, Trujillo Province; Mixteque, Mérida Province). Combining participatory mapping techniques and surveys we obtained information from 244 households in both communities. Although conventional poverty indicators suggest both communities are relatively similar, our results show important differences in terms of quality of life indicators and land management strategies. In Mixteque, there was higher diversification in the cultivated crops in off-farm income sources and in the use of alternative management practices. Moreover, the access to formal education and the level of participation in social organizations is higher than in Tuñame. Generating quantitative and spatially explicit information about the diversity of conditions present in the paramos has been a key input for the design of participatory management plans adapted to local realities. Moreover, the discussion of the results with both communities provided an ideal scenario for rethinking the complex links between land use strategies, ecosystem integrity and quality of life.

Keywords:

water, ecosystems, life strategies, socioeconomic indicators, agricultural and grazing management, participatory mapping

Introducción

El diseño de estrategias de conservación y manejo sustentable de recursos requiere conocer la realidad que se quiere contribuir a cambiar. En particular, es fundamental analizar las complejas interrelaciones entre los ecosistemas naturales y su estado de conservación, las estrategias de uso de la tierra y de manejo agropecuario y la calidad de vida de la población (Barrett *et al.* 2005; Ash *et al.* 2010). En este sentido, cada vez se enfatiza más la relevancia de estudios transdisciplinarios y participativos que permitan integrar en el diseño de estrategias de conservación las dimensiones etnológicas, económicas, sociales e institucionales así como sus cambios en el espacio y el tiempo (Llambí y Llambí 2001; Méndez y Gliessman 2002).

No obstante, este tipo de enfoques integrados enfrenta dificultades tanto teóricas como metodológicas, entre las que vale la pena resaltar:

- a) el identificar indicadores de uso del suelo y calidad de vida que sean relevantes en el contexto del manejo de recursos naturales
- b) la necesidad de emplear metodologías de medición de la calidad de vida no basadas únicamente en los ingresos y adaptadas a la realidad rural (Llambí y Arias 1996; Chambers 2007a)
- c) el reto de integrar el conocimiento y motivaciones de la población local en la investigación (Infield 2001; Chambers 2007b)
- d) la representación de la complejidad de las nuevas realidades rurales en cuanto a la diversidad de actores y estrategias de vida, vinculadas al aumento en importancia de las actividades no agrícolas en estos territorios (Reardon *et al.* 2001; Llambí y Pérez 2007), y
- e) los límites de costo/tiempo usualmente impuestos a la investigación en el ciclo de formulación y aplicación de políticas.

La falta de investigación empírica en este campo ha llevado a que en muchos casos la toma de decisiones esté basada en un enfoque puramente normativo (el “deber ser”) o en mitos y preconcepciones inexactas sobre estas realidades (Aron *et al.* 2011). Una de las principales constataciones derivadas de la investigación reciente sobre las relaciones entre conservación y bienestar es precisamente la variabilidad de estrategias de sobrevivencia de las comunidades rurales para adaptarse a un contexto de vulnerabilidades igualmente cambiante. De modo que su dependencia de la agricultura es variable en el tiempo y en el espacio y por ende, la aplicación de una misma política de conservación puede lograr resultados opuestos a los esperados si no está firmemente anclada en un conocimiento detallado de la complejidad de las realidades rurales (Ellis y Allison 2004).

El presente estudio fue desarrollado en el marco del Proyecto Páramo Andino (PNUMA-FMAM), un proyecto regional cuyo objetivo central es contribuir a la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos así como el mejoramiento de la calidad de vida de los pobladores en los páramos de los Andes del Norte y Centrales. Para esto, el proyecto ha venido implementando planes de manejo participativos (PMP) en una red de sitios piloto desde Venezuela hasta el norte de Perú.

Con el fin de contar con una línea base para el diseño y la implementación de los PMP se utilizó un enfoque metodológico multidisciplinario que permite integrar el estudio de la cobertura de los ecosistemas naturales y sistemas productivos a escala del paisaje, el análisis de las estrategias y prácticas de manejo agropecuario a nivel de parcelas y la calidad de vida de la población. Este acercamiento parte de vincular dos estrategias: a) investigación participativa, específicamente el mapeo participativo (Smith *et al.* 2009) y b) el uso de un enfoque de caracterización de la calidad de vida como resultado del acceso a un conjunto de activos o capitales (productivos,

financieros, sociales, humanos, etc.) por parte de los hogares (Ellis 1999; Bustamante *et al.* 2008). El estudio se desarrolló en Tuñame y Mixteque, que constituyen los sitios piloto de trabajo (SP) del Proyecto Páramo Andino en Venezuela (ver Llambí *et al.* 2005).

En Venezuela los páramos cubren un área de 2.661 km², distribuidos como un conjunto de islas montañas en la cordillera de Mérida por encima de los 3.000 msnm. De esta superficie, cerca del 79% se encuentra dentro de áreas protegidas (Monasterio y Molinillo 2003). Estos ambientes son cada vez más reconocidos como ecosistemas cuya conservación es altamente prioritaria en virtud de la notable biodiversidad y endemismo de su biota y su importancia como fuentes y reguladores del agua, aspecto clave para las poblaciones rurales y para la producción de rubros como las papas y hortalizas que encuentran en los altos valles andinos un nicho climático único (Monasterio y Molinillo 2003). Sin embargo, aun cuando existe una extensa literatura sobre la ecología de los páramos venezolanos, la investigación sobre los patrones y estrategias de uso de la tierra y sobre aspectos sociales y económicos es comparativamente más escasa.

Las evidencias disponibles sobre la dinámica histórica de poblamiento humano sugieren que los páramos altos fueron utilizados por los pobladores prehispánicos de forma marginal (Wagner 1978), llevando a que las transformaciones antrópicas significativas se inicien con la llegada de los conquistadores. Estas transformaciones, que marcan el inicio de la degradación y alteración de los páramos, estuvieron vinculadas a la instalación de sistemas de producción de trigo y a la cría extensiva de vacunos y equinos en ambientes que no estaban adaptados al pastoreo por grandes mamíferos (Monasterio 1980; Sarmiento y Smith 2011). Siguiendo la decadencia del ciclo triguero, se inicia otro período dominado por la producción de papa que cobra importancia a partir de mediados del siglo

XX y continúa hasta hoy. Durante el mismo se da un cambio gradual y espacialmente heterogéneo desde estrategias de producción semi-tradicionales con descansos largos hacia sistemas de producción estrechamente vinculados a los mercados y muy intensivos en capital e insumos: uso de riego, semillas de alto rendimiento, altas dosis de fertilizantes minerales y orgánicos, pesticidas y herbicidas (Sarmiento *et al.* 2002; Romero 2003; Velázquez 2004).

En el caso de los sistemas semi-tradicionales paperos, varios estudios han analizado las estrategias de manejo agropecuario y los procesos ecológicos de recuperación de la vegetación y la fertilidad del suelo durante el descanso (ver revisión en Sarmiento y Llambí 2011). Para los sistemas de producción intensivos los estudios disponibles se han centrado en dos de los núcleos de mayor producción (Municipios Rangel y Pueblo Llano del Estado Mérida) aunque hay algunos disponibles en Tuñame (Tulet 1979; Monasterio 1980). Estos estudios han analizado la diversidad de estrategias de manejo y de generación de ingresos en relación con el acceso a diferentes tipos de capital, así como la diversidad de actores involucrados en el proceso (Romero 2003; Carciente y Oviedo 2007). Así mismo, se ha enfatizado el impacto transformador de las políticas económicas y comerciales nacionales sobre las estrategias de inserción en los mercados, la reconversión tecnológica hacia formas más intensivas de producción y los complejos efectos de estos cambios sobre la competitividad de los productores y las condiciones de vida de la población (Llambí y Arias 1997; Linares y Gutiérrez 2002).

El presente trabajo parte del uso de un enfoque de construcción participativa del conocimiento (Smith *et al.* 2009), que permite analizar explícitamente las relaciones entre la conservación del páramo, las estrategias de uso de la tierra y la calidad de vida de sus pobladores. Pretendemos así presentar una metodología sencilla y costo-efectiva para la generación e integración de este

tipo de información y discutir su importancia para el diseño de estrategias comunitarias de conservación de la biodiversidad adaptadas a los contextos y realidades locales.



Figura 1. Vistas panorámicas de Tuñame (arriba, Municipio Urdaneta, Estado Trujillo) y Mixteque (abajo, Municipio Rangel, Estado Mérida), las comunidades rurales que constituyen los sitios piloto del Proyecto Páramo Andino en Venezuela. En ambos casos se observan las zonas de intervención agrícola en la parte baja y los páramos de las zonas más altas.



Metodología

Área de estudio

El estudio se desarrolló en Tuñame y Mixteque, dos localidades en los páramos venezolanos de la cordillera de Mérida, sitios piloto del Proyecto Páramo Andino en Venezuela (Figura 1).

El páramo de Tuñame

El páramo de Tuñame se encuentra en la Sierra de Trujillo, en el Municipio Urdaneta en el sur del Estado Trujillo. El sitio piloto es un asentamiento rural que incluye los sectores de Arenales Alto y Bajo, El Pajarito y Agua Larga-La Llanada. El área de trabajo tiene una superficie de 2.526 ha con alturas entre los 2.900 y los 3.820 msnm. Los páramos de la zona constituyen las nacientes de tres quebradas que alimentan algunos de los valles agrícolas más productivos de los Andes venezolanos. Los páramos altos se encuentran dentro del Monumento Natural “Teta de Niquitao - Guirigay” y el parque nacional “Sierra de La Culata”. La precipitación promedio anual es de aproximadamente 760 mm, con una época seca marcada entre diciembre y marzo y la temperatura media anual en la franja agrícola (2.900 a 3.500 msnm) está entre los 12 ° y 8 °C (estimación por interpolación a partir de datos de estaciones climáticas cercanas). La mayoría de los suelos corresponden a inceptisoles y son ácidos, poco profundos, de textura franca a franco arenosa, con altos contenidos de aluminio y baja disponibilidad de nutrientes (Bezada 1990). En el páramo se observa alta diversidad de formaciones vegetales incluyendo relictos de bosques de alisos, rosetales, rosetales-arbustales, pajonales y extensiones importantes de humedales altoandinos (Llambí *et al esta publicación*).

El páramo de Mixteque

El páramo de Mixteque se encuentra en la Sierra Nevada de Mérida, en el Municipio Rangel del Estado Mérida. En los páramos nacen dos quebradas tributarias del río Chama y a lo largo de los fondos de valle se

encuentra un sistema interconectado de 8 lagunas y 10 humedales. El gradiente altitudinal va desde los 2.800 m a los 4.050 m de altitud y la microfrecuencia tiene 1.500 ha de superficie. Toda el área está protegida bajo la figura del Parque Nacional Sierra Nevada desde 1952. Las precipitaciones varían de forma muy rápida con la altitud, desde 700 mm en la zona agrícola a 1.300 mm aproximadamente en las partes más altas. La época seca se concentra entre diciembre y marzo y las temperaturas medias anuales varían entre 9°C en la zona baja y 2°C en la parte alta (Rodríguez 2010). La vegetación dominante consiste en arbustales-rosetales. También destaca la presencia de pequeños parches de bosques altoandinos de *Polylepis sericea*.

El mapeo participativo

La metodología de mapeo participativo utilizada fue puesta a punto en el proyecto piloto "Mapeo de fincas y recolección de información agrícola a través de investigación participativa" (ver Smith *et al.* 2009). La base del método son imágenes remotas (fotos aéreas o imágenes satelitales) ortorectificadas. Estas imágenes son impresas en gran formato y los participantes dibujan directamente sobre ellas los elementos espaciales de interés. La información asociada a los elementos mapeados es levantada a través de encuestas (uso y manejo de la tierra y aspectos socio-económicos).

En el caso de Tuñame la imagen utilizada fue una Quickbird a color (2 de enero de 2003) con una resolución de 60 cm. En el caso de Mixteque se utilizó una foto aérea en blanco y negro (1:40000) del año 1999. La ortorectificación se realizó utilizando el programa ILWIS 3.2 donde, para las fotos aéreas, se establece la orientación interna y externa (con puntos de GPS medidos en campo) y con la incorporación de un modelo digital de terreno se corrigen las distorsiones por relieve. Las imágenes satelitales se corrigen únicamente con el modelo digital de terreno y los

puntos de GPS. Para la georreferenciación de la Quickbird se utilizaron 129 puntos de campo (sigma: 6,5 pixel de 0,6m) y para la foto aérea 203 puntos (sigma: 4,7 pixel de 1,2 m).

Para la recolección de la información se efectuaron tres talleres en cada área de estudio: dos de recolección de datos y un evento de presentación y discusión de los resultados. En el primer taller, con la ayuda de facilitadores de la comunidad previamente entrenados, los participantes localizaron en las imágenes sus fincas y dibujaron sobre ellas los linderos y la ubicación de las viviendas dentro de cada finca. En Tuñame se mapearon un total de 303 fincas con la ayuda de 170 informantes y en Mixteque 189 fincas con la ayuda de 74 informantes. Paralelamente a la actividad de mapeo, se entrevistó para los aspectos de manejo y socio-económicos a 116 familias en Tuñame (43% de las viviendas) y 70 familias en Mixteque (el 74,5% del total). Aun cuando los grupos familiares entrevistados no fueron seleccionados mediante un procedimiento aleatorio, las proporciones de población encuestadas son suficientemente grandes como para considerar que la información obtenida es representativa.

La información de los linderos de fincas se digitalizó con el apoyo de un sistema de información geográfico (ILWIS) y se imprimieron mapas individuales de cada finca. Así, en el segundo taller, los linderos pudieron ser verificados y corregidos por el mismo propietario. Luego, dentro de cada finca se identificaron las unidades de manejo (parcelas, potreros, etc.) y se realizó una segunda encuesta sobre el manejo de cada unidad.

Análisis de cobertura y uso de la tierra

El estudio de la cobertura y uso de la tierra se realizó a varias escalas. Se recolectó información a escala de parcelas y a escala de fincas. Luego, esta información se

integró para obtener una visión de todo el sitio piloto. A escala de parcela, se estudió principalmente aspectos relacionados con la cobertura (tipo de vegetación) y las prácticas de manejo agrícola (ej. rubros, fertilizantes, riego, uso de agrotóxicos). A escala de finca, se estableció la ubicación y extensión de cada una así como aspectos relacionados con el acceso a crédito agrícola, el uso de prácticas alternativas o conservacionistas y la vialidad e infraestructura.

Evaluación del bienestar o calidad de vida

En esta investigación el bienestar se define como una situación en la cual los grupos familiares están en condiciones de movilizar un conjunto de recursos/activos, tanto productivos como no productivos, para lograr la satisfacción de un conjunto de necesidades valoradas por ellos como esenciales (McGregor 2006).

Conceptualmente, el modo de vida representa la forma en que los diferentes elementos del entorno y activos acumulados (natural, social, económico, cultural y financiero) se combinan para alcanzar el bienestar de las comunidades (Scoones 1998). Este enfoque es más adecuado para evaluar las condiciones de vida en comunidades del medio rural, cuyos hogares se caracterizan por la coincidencia entre la unidad productiva y la unidad familiar y por percibir ingresos que fluctúan estacionalmente complementados por el autoconsumo. Su uso facilita la vinculación entre lo ambiental y lo social a través de la consideración de la base de recursos naturales como un activo a disposición de los hogares.

La calidad de vida se evaluó a través de cinco dimensiones:

a) Activos productivos a través de un índice que combina el área de la parcela (ordenada en cinco categorías), la situación de propiedad de la tierra y el porcentaje del área bajo riego.

- b) Activos del hogar a través de una medida que combina en un indicador compuesto la calidad y servicios de la vivienda, el nivel de equipamiento del hogar y la propiedad de vehículos.
- c) Capital humano que estima por separado el capital educativo acumulado en el hogar, las características de la oferta de fuerza laboral, el grado de seguridad alimentaria y la situación de salud.
- d) Vulnerabilidad de los ingresos medida a través del monto, estabilidad y grado de diversificación de las fuentes de ingresos, y
- e) Activos relacionales, que comprenden la participación en organizaciones sociales y la contribución a la comunidad en dinero o en trabajo.

Con el fin de obtener evidencias cuantitativas y comparables entre sitios piloto y entre sectores en el caso de Tuñame, para aquellos indicadores susceptibles de cuantificación se construyeron índices (índices de activos productivos, activos del hogar, vulnerabilidad de los ingresos) que sintetizan el valor de un conjunto de variables mediante la combinación de los indicadores cuyas categorías de respuesta se ordenaron en escalas de 1 a 5. En el caso del capital humano y de los indicadores de participación no se utilizaron medidas sintéticas. Cabe resaltar que aun cuando para fines comparativos se analizó la información proveniente de los índices, la mayor parte del análisis y descripción de ambas comunidades se realizó a partir de los indicadores simples, lo que aporta mayor riqueza a las conclusiones acerca de la compleja dinámica del bienestar (McGregor 2006; IFAD 2005). Adicionalmente se estimó el nivel de pobreza de los hogares mediante la metodología propuesta por CEPAL (Feres 1997), que consiste en comparar los ingresos totales (provenientes de diversas fuentes y no solo los ingresos por trabajo) con el costo estimado de la Canasta Alimentaria Normativa (CAN) mensual

(o línea de pobreza), ajustada por autoconsumo para la región andina en el año y mes de la encuesta en cada sitio piloto (ver Instituto Nacional de Estadísticas, Venezuela). Los hogares cuyos ingresos resultaron inferiores a la línea de pobreza así estimada, se consideraron en situación de pobreza extrema. Los hogares con ingresos superiores al costo de la CAN pero inferiores al doble de este valor (límite que se considera en la literatura como el mínimo necesario para cubrir las necesidades básicas no alimentarias, (ver Feres 1997) se consideraron en situación de pobreza moderada. Los detalles se presentan en Smith *et al* (2010).

Resultados

El sistema de uso de la tierra en ambos sitios se basa en la producción intensiva de rubros típicos de los valles altoandinos (ej. papa, ajo, hortalizas), estrechamente vinculados a los mercados y frecuentemente dependientes del uso de riego. Las labores agrícolas en la mayoría de los casos involucran el uso de bueyes para el arado, lo que vincula la agricultura a la actividad ganadera. El ganado, principalmente vacuno y en menor proporción equino, pastorea tanto en el área agrícola como en las zonas de páramos. A diferencia a los páramos en otras zonas de los Andes, en estos sistemas de pastoreo extensivo la quema no es utilizada como estrategia de manejo. En general, la población consiste de pequeños productores propietarios de sus fincas, que tienden a ser más bien reducidas. En Mixteque 75% de los productores tienen menos de 1 ha mientras que en Tuñame el 50% de los productores tienen 1 ha o menos.

Uso de la tierra y cobertura

En el sitio piloto de Tuñame más de 59% del área está bajo uso agrícola o pastoreo (1.510 ha) y 40% está cubierto de vegetación natural sin intervención (1.016 ha). El restante 1% corresponde a áreas en sucesión u otros usos como carreteras. En general la frontera agrícola alcanza alturas mayores en el sur donde sobrepasa los 3.500 msnm. En el norte del sitio piloto, la zona agrícola llega a alturas alrededor de 3.200 msnm aunque sobrepasa esta cota en algunos sectores (Figura 2).

En Mixteque, en las zonas que corresponden al piso agrícola, 87,2% del área está bajo uso agrícola o pastoreo (338 ha) y solamente 5,6% está cubierto de vegetación natural (22 ha, Figura 2). El área restante corresponde a áreas en sucesión sin pastoreo y otros usos. En cambio, si se incluye el área de páramo por encima de la zona agrícola y que está bajo derechos de uso que comparten varias familias, el área de vegetación natural aumenta significativamente.

En esta zona más alta, el páramo se usa para el pastoreo extensivo de ganado (64% del área total de la microcuenca).

La vegetación natural, que incluye las zonas de pastoreo, abarca varias categorías. La vegetación en sucesión se refiere al área que fue cultivada en algún momento y ahora está en un descanso largo o ha sido abandonada para la actividad agrícola. La categoría de arbustal alto se refiere a bosques de aliso (*Alnus acuminata*) y otras especies de árboles y arbustos que se han conservado sobre todo en las cañadas y escarpes. Los páramos incluyen diferentes formaciones vegetales que van de rosetales abiertos a arbustales densos. También se encuentran pajonales y combinaciones de los tres elementos (rosetal-arbustal, pajonal-rosetal).

Figura 2. **Mapa de cobertura de la vegetación y de las áreas bajo cultivo y pastoreo en Tuñame (izquierda) y Mixteque (derecha). En la zona agrícola se señalan los límites entre parcelas.**

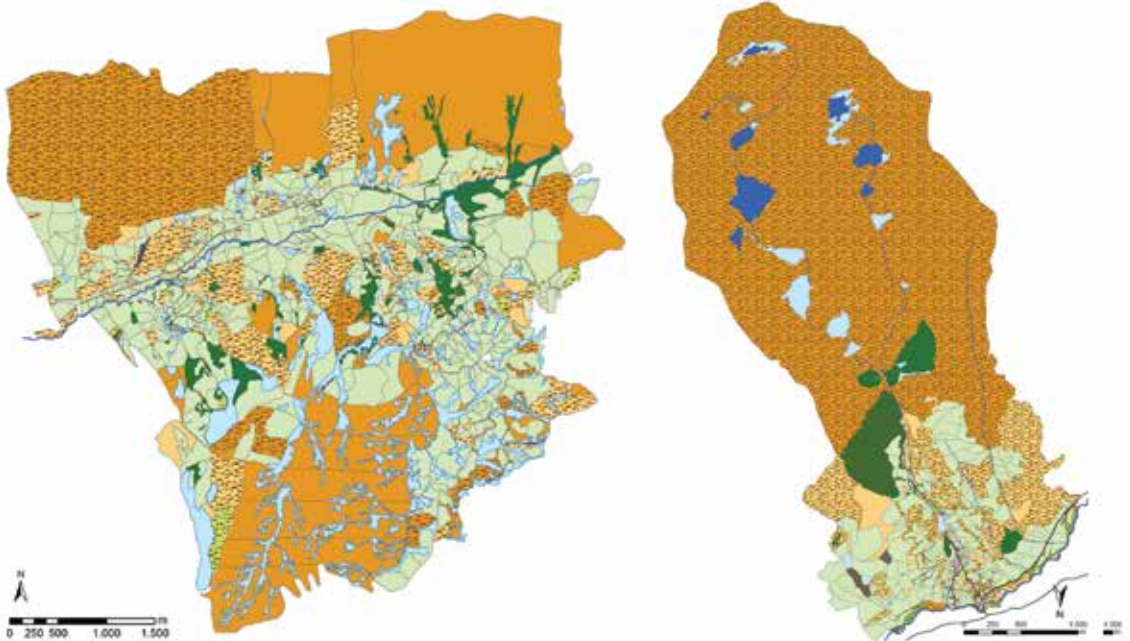
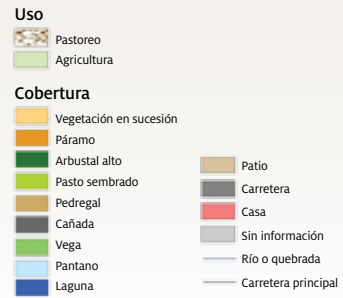
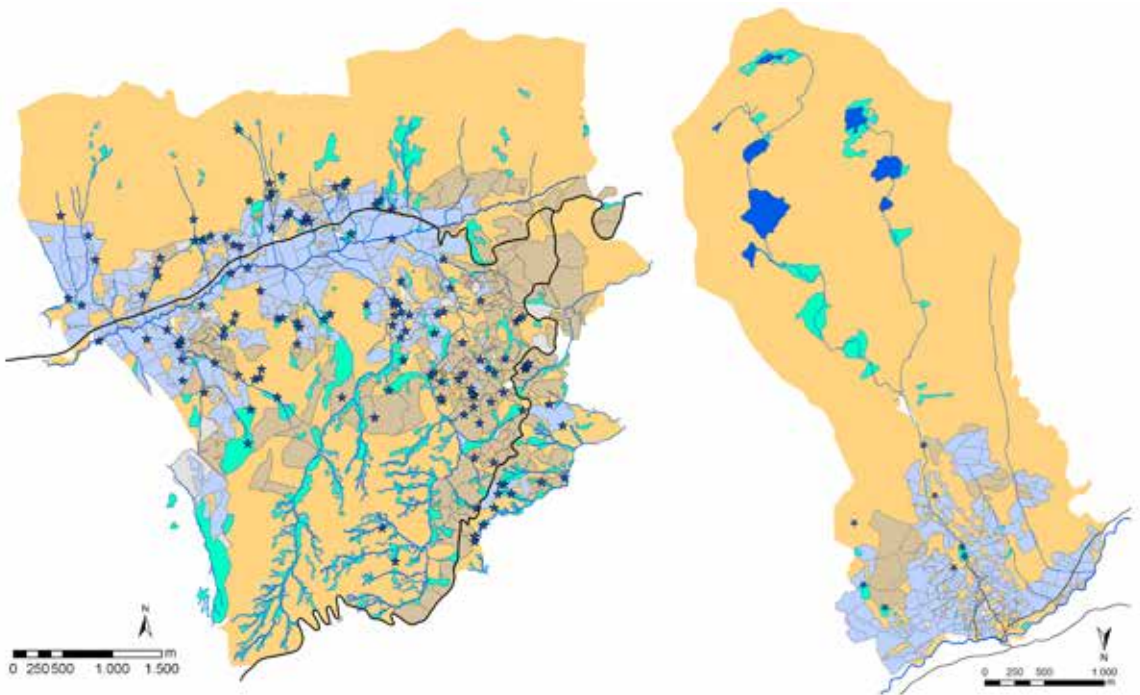


Figura 3. Mapa de pantanos, nacientes y lagunas en Tuñame (izquierda) y Mixteque (derecha). Se señalan las parcelas que tienen acceso a riego.

Leyenda

- ★ Naciente
- Laguna
- Pantano
- Área de páramo o vegetación en sucesión
- Parcela con riego
- Parcela sin riego
- Sin información
- Río o quebrada
- Carretera

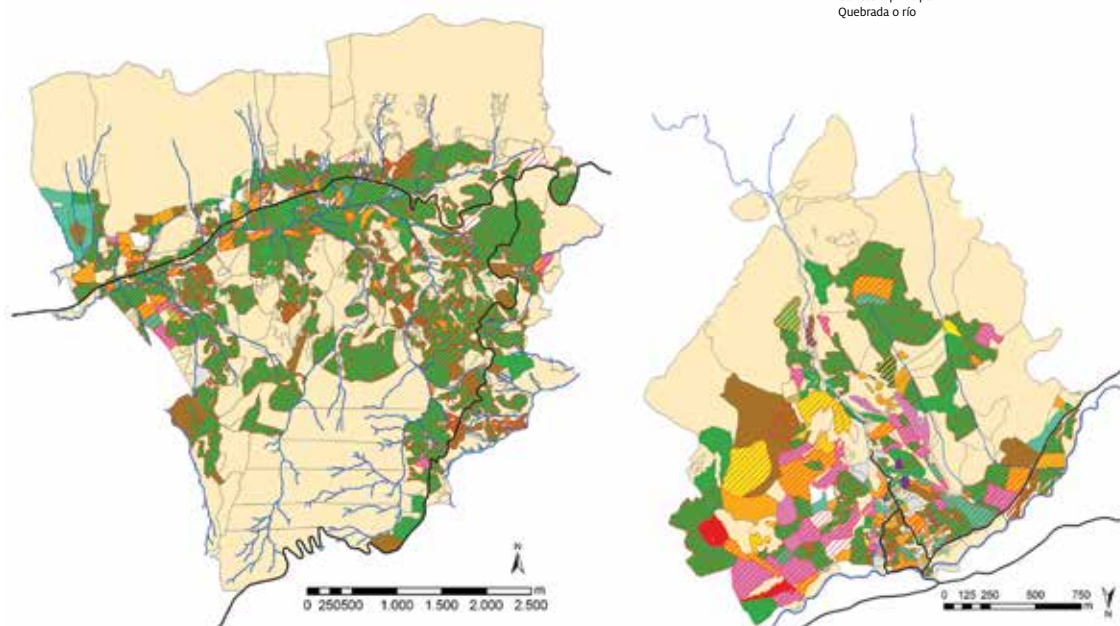


Pantanos, nacientes y riego

En Tuñame los participantes reportaron y ubicaron en la imagen 136 nacientes, mientras que en Mixteque solo reportaron 8 (Figura 3). En Tuñame también hay una gran cantidad de humedales relativamente pequeños, que suman un área total de 212,4 ha (8,3% del área mapeada). En Mixteque, se observan varios pantanos grandes en la zona del páramo, mientras que casi no hay ninguno en la zona agrícola (en total suman 44 ha). Esto se debe a diferencias en la topografía y geomorfología entre ambos sitios (Figura 1). En los dos sitios existe bastante conciencia sobre la importancia de la conservación de los páramos y se reconoce la producción de agua como un servicio clave que provee el ecosistema (así lo manifestaron cerca de 80% de los entrevistados en ambas comunidades).

En Mixteque hay dos comités de riego que agrupan a casi todos los productores y cuatro de cada cinco parcelas tienen acceso al servicio. La creación de los comités de riego en los Andes de Venezuela se remonta en los años 1970 y fueron financiados dentro del programa del subsidio conservacionista (Velázquez 2004). El costo para los productores es una mensualidad y la organización generalmente obtiene créditos para el mantenimiento de la infraestructura. En el caso de Tuñame, los comités de riego solamente incluyen las fincas de las zonas más bajas (fuera del área estudiada). Dentro del área de estudio, solo la mitad de las parcelas tiene acceso a riego (Figura 3). Las parcelas con riego se concentran en el fondo del valle y los sistemas de riego son muy pequeños y privados. Los grandes propietarios han construido tanques e instalado un sistema de tuberías, mientras los pequeños aprovechan las quebradas y numerosas nacientes para colocar pequeñas mangueras y obtener un riego mínimo.

Figura 4. Mapa de los rubros cultivados en cada parcela agrícola en Tuñame (izquierda) y Mixteque (derecha) para el 1er semestre del 2009. Se señala las parcelas en que utilizan pesticidas altamente tóxicos (banda roja) y la ubicación de los cursos de agua.



Manejo y rubros

El rubro más sembrado en ambos sitios es la papa, pero en Mixteque se observa una mayor diversificación incluyendo extensiones importantes de otros rubros como la zanahoria, el ajo y las hortalizas (brócoli y coliflor, Figura 4).

En ambos sitios se utilizan grandes cantidades tanto de fertilizante mineral como orgánico adquiridos por cada productor de distribuidores comerciales. En general, el fertilizante químico es un insumo casi indispensable que es usado en cerca de 90% del área cultivada. El fertilizante orgánico más común es el gallinazo (estiércol de pollo sin tratamiento proveniente de los complejos agroindustriales de los Llanos), seguido por la mezcla de gallinazo y par-gana (concha de arroz). En Mixteque el uso del humus de lombriz ha ido creciendo (en parte promovido por la presencia de una lombricultura comunitaria), mientras que en Tuñame es todavía incipiente la aplicación de estrategias agrícolas alternativas.

En la agricultura de páramo el manejo de plagas es un aspecto clave. La forma más común de combatir las plagas es con pesticidas químicos, aunque en los últimos años, hay productores que utilizan técnicas de menor impacto ambiental como el control biológico. Mientras en Mixteque 18% de los productores combinan métodos de control biológico y químico, en Tuñame solo un 1% ha experimentado con este tipo de manejo alternativo. Sin embargo, en la Figura 4 se observa que el uso de pesticidas altamente tóxicos (conocidos como “banda roja”) es generalizado. Es preocupante que muchas de las quebradas, nacientes y pantanos están bordeados por parcelas que emplean esta práctica contaminante.

Llama la atención que en Mixteque se utilizan con mayor frecuencia prácticas agrícolas alternativas, mientras en Tuñame, son menos frecuentes y en algunos casos no se las conoce (ej. lombricultura o compostaje).

La calidad de vida

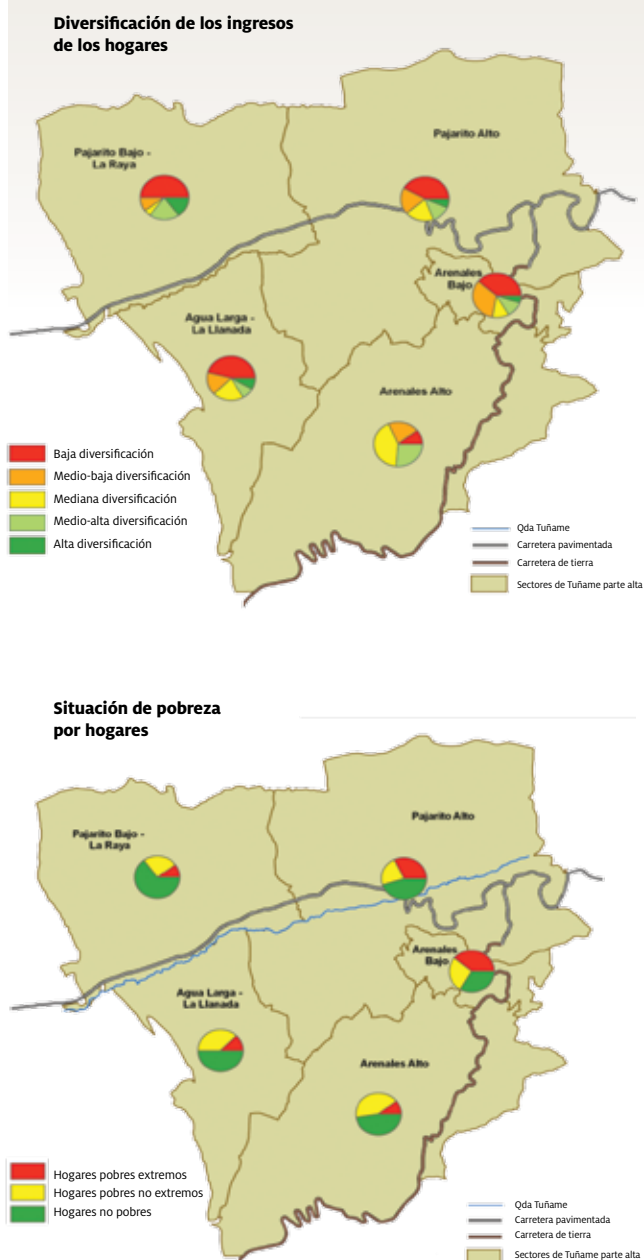
Existe un contraste muy notorio entre ambas comunidades y entre los diversos sectores dentro del SP Tuñame (especialmente entre Arenales Alto y Pajarito). En Tuñame el modo de vida predominante corresponde a una comunidad rural tradicional, enclavada en uno de los municipios más pobres del país y alejada de los centros urbanos dinámicos (más de 2 horas en automóvil de la capital del municipio). Aunque ha habido mejoras recientes en el acceso a la educación, los servicios sociales han sido por largo tiempo insuficientes, como en la mayoría de las comunidades rurales de América Latina (Schejtman y Berdegué 2003; Echeverría 2000). En consecuencia, los actuales productores no tuvieron oportunidad de acceder a la educación formal, por lo que en más de cuatro de cada diez hogares el nivel máximo de educación alcanzado en el hogar es la primaria incompleta y en el 78% ningún miembro ha superado la educación básica. Un mercado laboral poco diversificado implica que cuatro de cada cinco empleos provienen de la agricultura. El 87% de los hogares tiene como mayor fuente de recursos monetarios esta actividad y más de la mitad de los hogares depende exclusivamente de la producción agrícola para su sobrevivencia. A esto se agrega que al menos la mitad de las unidades productivas dispone de parcelas de reducido tamaño y sin acceso al riego (especialmente los ubicados en las partes altas, ver Figura 3) lo que profundiza la vulnerabilidad de los ingresos (derivados de una sola cosecha al año y con el riesgo asociado al monocultivo) y obliga a este tipo de agricultor a emplearse como jornalero como estrategia para complementar sus ingresos.

Aún así, el bajo nivel de los ingresos y su vulnerabilidad, bajos niveles de educación formal y deficiencias en la vivienda, configuran condiciones de vida muy precarias para una proporción importante de los hogares (Figura 5). La tasa de mortalidad infantil, un indicador sintético de las condiciones de vida, es muy elevada (38 por 1.000 nacidos vivos, comparada con una tasa nacional cercana a 15 por 1.000). Entre los factores que afectan las condiciones de salud en Tuñame están la ausencia de sistemas de agua potable y saneamiento, lo que ocasiona enfermedades intestinales debido al consumo de agua no potabilizada y/o contaminada al arrojarse a las quebradas los desechos domésticos y las enfermedades producidas por el uso y disposición inadecuados de agroquímicos. A esto se añade la escasa disponibilidad y calidad de la atención médica en la comunidad, pues no existe personal médico residente en la parroquia.

En contraste, Mixteque se encuentra muy cercana de un dinámico centro de comercio y servicios agrícolas, Mucuchíes (a 5 minutos en automóvil), lo que permite a sus habitantes el acceso a oportunidades de educación, incluso de nivel universitario y técnico, a servicios hospitalarios y a un mercado laboral diversificado. Así, el máximo nivel educativo en los hogares es el universitario en 32% de ellos y el 94% de los jóvenes entre 14 y 17 años asiste a un centro educativo, comparado con solo un tercio de los jóvenes de Tuñame.

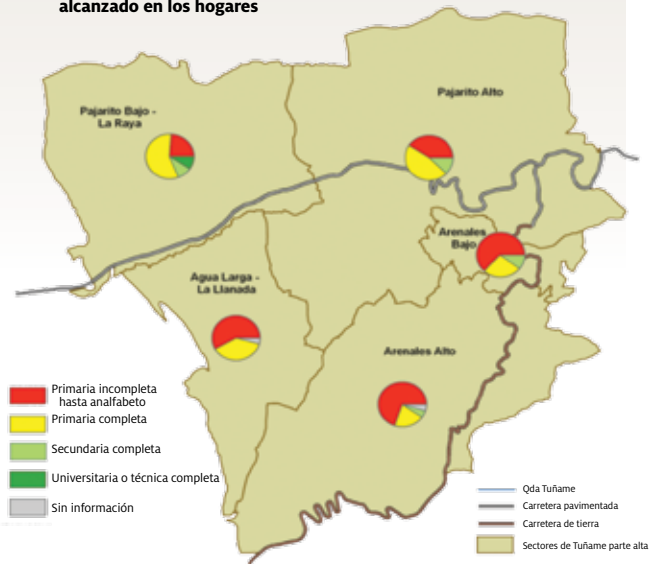
La diversificación de las fuentes de ingreso es notoria tratándose de una comunidad rural: únicamente 31% de los hogares depende exclusivamente de los ingresos provenientes de actividades agrícolas y para dos tercios de ellos el ingreso más importante es no agrícola. El 26% tiene más de dos fuentes de ingresos, posiblemente debido tanto a la cercanía de Mucuchíes como al reducido tamaño de

Figura 5. Indicadores de calidad de vida diferenciados por sector en el sitio piloto Tuñame.

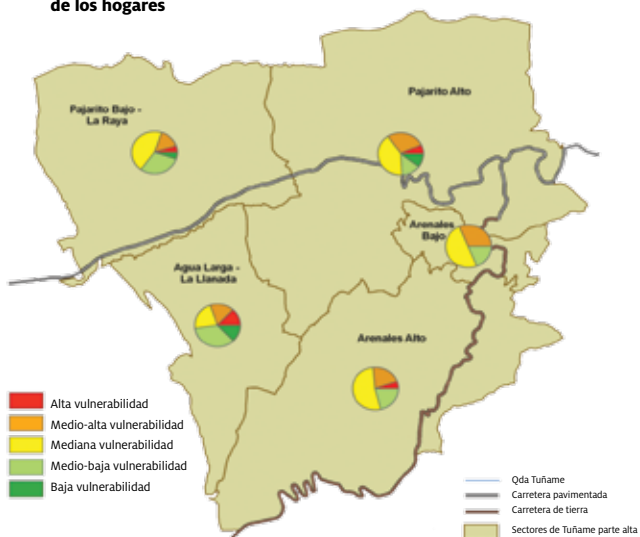


Mapa generado a través de mapeo participativo por la comunidad de Tuñame y el Proyecto Páramo Andino en el año 2009. Digitalización y edición: J.K. Smith y J. Toro. Información socioeconómica: V. Cartaya

Máximo nivel educativo alcanzado en los hogares



Vulnerabilidad alimentaria de los hogares



las parcelas, que hace inviable sobrevivir a partir de su cultivo. Entre las actividades adicionales de los jefes del hogar, además del trabajo como jornalero en otras unidades de producción, destacan el comercio, la construcción y el transporte (Figura 6). La comunidad está dotada de servicios de agua potable y saneamiento. Contrastando con Tuñame, el 75% de las viviendas son adecuadas y cuentan con un equipamiento que permite niveles de confort apreciables.

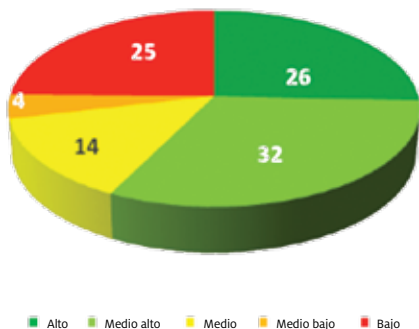
La situación de salud muestra una tasa de mortalidad infantil con un valor muy bajo (9,5 por 1.000 nacidos vivos), lo que revela condiciones de vida favorables así como el acceso a una educación que incide en la prevención de las enfermedades más comunes en la infancia. No obstante, se identifican problemas significativos asociados al uso inadecuado de agroquímicos (síntomas de intoxicación en diversos grados) así como la presencia de enfermedades crónicas tales como diabetes e hipertensión.

Aunque la pobreza extrema está más extendida en Tuñame, la proporción total de familias en situación de pobreza (extrema más moderada, es muy similar en ambas comunidades (47% en Mixteque versus 52% en Tuñame, Figuras 5 y 6). De haberse realizado una medición basada exclusivamente en los ingresos, las marcadas diferencias en calidad de vida entre ambas comunidades habrían permanecido ocultas. Parte de la explicación a estas diferencias se deben al acceso a la educación y a un mercado laboral diversificado que permite a los pobladores de Mixteque enfrentar las dificultades provenientes de parcelas de dimensiones muy reducidas. Cuando estas restricciones ocurren en el caso de Tuñame la única estrategia disponible para complementar el ingreso es el empleo como jornalero.

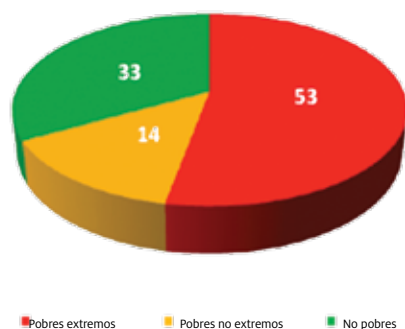
Finalmente, es altamente contrastante el nivel de organización social presente en ambas comunidades. En Tuñame existen pocas organizaciones y sólo la Iglesia Católica, la Caja Rural y los Consejos Comunales tienen alguna relevancia. Un 31% de los miembros de los hogares estudiados no participa en ninguna organización y 37% participa en más de una. Es muy reducida la participación en organizaciones de apoyo a la producción, con excepción de la Caja Rural, en la cual participa el 16% de los hogares encuestados. Mixteque es por contraste, una comunidad altamente organizada, donde solo 2% de la población dijo no participar en ninguna organización y un 95% participa en más de una organización, incluyendo organizaciones productivas y ambientales.

Figura 6. Indicadores de calidad de vida para el sitio piloto Mixteque. No se presenta un análisis por sectores debido al tamaño reducido del área de estudio y la relativa homogeneidad espacial de los indicadores considerados.

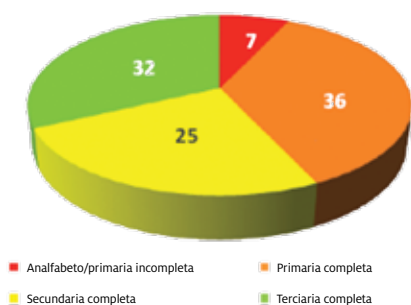
Diversificación de los ingresos de los hogares



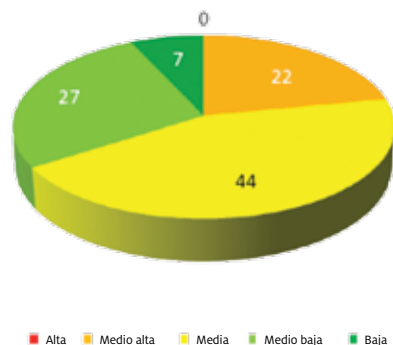
Situación de pobreza por hogares



Máximo nivel educativo alcanzado en los hogares



Vulnerabilidad alimentaria de los hogares



Discusión

Las acciones instrumentadas por un proyecto de conservación son parte de una “hoja de ruta” guiada por una *teoría del cambio* que traza el camino desde donde estamos hasta donde queremos llegar. En este contexto, la función de la investigación es generar información relevante que oriente el proceso, incorporando a los actores clave tanto en su generación como en la discusión de sus implicaciones (Banks 2009). En esta sección discutimos los principales hallazgos de la investigación a la luz de estas afirmaciones.

La estrategia metodológica utilizada, basada en la construcción participativa del conocimiento y en la integración conceptual y espacial de aspectos ambientales, sociales y de manejo, permitió producir datos muy relevantes para la instrumentación de los PMP, en un tiempo mucho menor al que hubiera requerido la realización de encuestas tradicionales (ej. encuestas de preguntas cerradas casa por casa). La participación de la comunidad en la toma de datos y en la discusión de los resultados, generó un espacio para la reflexión sobre el manejo y conservación del territorio y sobre cómo esto redundaba en la calidad de vida de los hogares, en el que la población se motivó y se sintió reflejada.

La disponibilidad de información sobre cobertura de sistemas naturales, áreas cultivadas y bajo pastoreo, ha sido un insumo clave para la zonificación participativa del territorio y el diseño de estrategias de conservación-restauración, permitiendo la definición de zonas explícitamente dedicadas a la conservación de los páramos abiertos, los arbustales y los humedales. Asimismo, contar con información explícita sobre la posición de la frontera agrícola permitió en ambas comunidades la definición de una zona de amortiguación que servirá como un control al avance de la agricultura sobre los páramos. La información sobre la distribución espacial de aspectos como nacientes, tomas de agua y sistemas de riego, rubros cultivados y uso de agrotóxicos, muy difícil de obtener sin

utilizar técnicas de mapeo participativo, explicitó la relación entre la conservación de las fuentes de agua y su uso con fines de consumo y agropecuario. Esto orientó la discusión y diseño de estrategias para la protección, restauración y manejo de bordes de quebradas, nacientes y humedales incluyendo el establecimiento de cercas de exclusión de pastoreo. Por ejemplo, la evidencia de que el uso de agrotóxicos “banda roja” es generalizado en parcelas que colindan con las quebradas, ha estimulado en ambos sitios la preocupación por definir en la zonificación participativa una zona de protección de los bordes de quebrada y otra para la protección de la toma de agua de consumo (en Mixteque) en donde se regulan las actividades agrícolas y el uso de agrotóxicos.

Del mismo modo, los resultados de esta investigación comparativa demuestran la diversidad y complejidad de la realidad rural del páramo venezolano, tanto en términos de las estrategias productivas y de uso de la tierra como de la calidad de vida de la población y las estrategias de sobrevivencia implementadas. En particular, resulta sorprendente identificar condiciones tan precarias de calidad de vida en una localidad como Tuñame donde se practica una agricultura tan intensiva y vinculada al mercado. En este sentido, Llambí y Arias (1997) y Romero (2003) han enfatizado también la contradicción entre el aumento en los niveles de ingresos producidos por la intensificación de la producción en los valles altos andinos y la generación de una serie de externalidades ambientales negativas de estos sistemas productivos (ej. contaminación de suelos y agua, aumentos en mortalidad y morbilidad infantil, etc.). Por otro lado, en el caso de Mixteque, sorprende el identificar condiciones de vida que normalmente no asociamos a poblaciones rurales (Llambí y Pérez 2007), incluyendo la marcada diversidad de las fuentes de ingreso de las familias, las condiciones favorables en cuanto a equipamiento y calidad de las viviendas o el acceso generalizado a la educación formal. También llama

mucho la atención el contraste entre ambas comunidades en cuanto a la diversificación productiva (variedad de rubros cultivados, uso de prácticas alternativas agroecológicas) y los niveles de organización social y participación.

Lo que explica en gran parte estas diferencias es la historia productiva y social de los sitios. El municipio Rangel (donde se encuentra Mixteque), es un caso excepcional a nivel nacional por la larga tradición de organización social, que se remonta a los años setenta. Esta organización ha estado especialmente asociada a la producción agrícola (comités de riego y cooperativas de comercialización) y más recientemente a la conservación mediante prácticas alternativas y la diversificación (Richer 2005; Romero y Romero 2007; Duarte 2008). La importancia del capital social para lograr cambios en las comunidades fue resaltada por los habitantes de Mixteque en la sesión de discusión de los resultados del diagnóstico, cuando expresaron que es imposible superarse sin estar organizados. Esto representa una ventaja importante para la implementación de proyectos de conservación y manejo sustentable, ya que contribuye a un proceso de convocatoria y trabajo eficiente y nos permite trabajar con colectivos que han desarrollado previamente capacidades para formular propuestas que combinan objetivos económicos, sociales y ambientales. En este sentido, algunas de las acciones implementadas en el contexto de los PMP en Mixteque, han estado orientadas a asesorar y acompañar a cooperativas productivas ya existentes en temas organizacionales y de estrategias de negocios y creación de valor (p ej. Lombricultura Mubay).

En Tuñame, no contar con organizaciones comunitarias sólidas ha significado un reto mayor y ha colocado el fortalecimiento de las organizaciones de base en el centro de la estrategia de intervención del PPA. Para esto, se han utilizado estrategias de capacitación variadas y adaptadas al contexto y nivel de educación formal de los participantes: cursos y talleres participativos, jornadas ambientales, acompañamiento permanente, intercambio horizontal de experiencias con organizaciones ya consolidadas en el municipio Rangel, etc.

Es usual proponer como un elemento central en los proyectos de conservación la promoción de estrategias de diversificación con base en actividades de bajo impacto ambiental. En efecto, tal como postula la literatura (Reardon *et al.* 2001; Ellis y Allison 2004), los datos obtenidos confirman que la diversificación, tanto en el número de rubros cultivados, el uso de prácticas agronómicas no convencionales y en lo referido a actividades productivas no agrícolas, está más asociada con mejores condiciones de vida en Mixteque que en el caso de Tuñame. Esto plantea un desafío para la promoción de estrategias diversificadas de generación de ingresos, especialmente en aquellos sectores de Tuñame donde coinciden condiciones más limitantes en términos del nivel educativo de los miembros del hogar, acceso a oportunidades de empleo no agrícola y de activos productivos en las fincas (ej. acceso a riego). En este sentido, vale la pena resaltar que la espacialización de la información de manejo y socio-económica, resultó clave para poder analizar la diversidad de condiciones imperantes en los diferentes sectores de Tuñame.

Sin embargo, en Mixteque, el tamaño reducido de las fincas y la creciente dependencia en actividades económicas no agrícolas, parecen estar vinculadas a una mayor vulnerabilidad alimentaria, que se refleja en una producción más limitada de alimentos con fines de autoconsumo que en Tuñame. Así, en el PMP de Mixteque se está promoviendo la implementación de huertas familiares agroecológicas como una alternativa.

En base a las consideraciones expuestas, podemos concluir que la estrategia de investigación presentada aquí, aporta elementos clave para la discusión y diseño participativo de estrategias de conservación, manejo sustentable y desarrollo rural, adaptadas a la creciente diversidad y complejidad de los espacios rurales en los Andes. Quizás el impacto más importante de haber generado y discutido la información en espacios colectivos de diálogo entre investigadores, técnicos y la comunidad ha sido el de contribuir a repensar conjuntamente las estrechas relaciones existentes entre la gente y sus páramos.

Agradecimientos

Muchas personas e instituciones participaron en esta investigación, incluyendo productores y líderes comunitarios, organizaciones de base e instituciones educativas vinculadas a ambos sitios piloto, así como el equipo técnico del Proyecto Páramo Andino (PNUMA-GEF-CONDESAN) y los estudiantes y profesores del ICAE. Sin su apoyo incondicional a esta iniciativa el trabajo hubiera sido imposible de realizar y la experiencia no hubiera resultado tan enriquecedora para todos. A cada uno de ellos nuestro más sincero agradecimiento.

Referencias

- Aron, E, Rodríguez, I, Arza, V, Herrera, F, and Sánchez, M.** 2011. Innovation, sustainability, development and social inclusion: Lessons from Latin America, Working Paper from the STEPS Centre. Sussex: Institute for Development Studies (IDS), SPRU (Science & Technology Policy Research) and ESRC (Economic & Social Research Council).
- Ash N, Blanco H, Brown C, Garcia K, Henrichs T, Lucas N, Raudsepp C, Simpson RD, Scholes R, Tomich T, Vira B, Zurek M.** 2010. *Ecosystems and Human Well-Being: a manual for assessment practitioners*. Washington, EEUU: Island Press.
- Banks G.** 2009. *Evidence-based policy-making: What is it? How do we get it?* ANU Public Lecture Series, presented by ANZSOG. Canberra, Australia: Productivity Commission 4.
- Barrett CB, Lee DR, McPeak JG.** 2005. Institutional arrangements for rural poverty reduction and resource conservation. *World Development* 33(2):193-197.
- Bezada M.** 1990. *Geología Glacial del Cuaternario de la Región de Santo-Domingo-Pueblo Llano-Las Mesitas (Estados Mérida y Trujillo)*. Tesis de Doctorado. Caracas, Venezuela: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Centro de Estudios Avanzados.
- Bustamante M, Cuesta F, Llambí LD, Salgado S, Peralvo M, de Bièvre B, López G, Lozano F, Ganzenmüller A, Maldonado G, Sánchez I.** 2008. *Construcción de un enfoque conceptual sobre las interacciones socioeconómicas y ambientales*. Sistema de Monitoreo Regional a Escala de Sitio Piloto. Quito, Ecuador: Proyecto Páramo Andino, PNUMA-FMAM-CONDESAN.
- Carciente E, Oviedo V.** 2007. Estrategias económicas de los hogares rurales-Caso: Municipio Rangel, Estado Mérida. Tesis de Grado. Caracas: Escuela de Economía, Universidad Católica Andrés Bello.
- Chambers R.** 2007a. *Poverty research: Methodologies, mindsets and multidimensionality*. Brighton, Inglaterra: IDS Working Paper 293.
- Chambers R.** 2007b. *Who Counts? The quiet revolution of participation and numbers*. Brighton, Inglaterra: IDS Working Paper 296.
- Duarte M.** 2008. *Seeds of autonomy: endogenous initiative of high quality potato seed production in the high valleys of the Venezuelan Andes*. Tesis de Maestría. Wageningen, Holanda: Universidad de Wageningen.
- Echeverría R.** 2000. Opciones para reducir la pobreza rural en América Latina. *Revista de la CEPAL* 70:147-160.
- Ellis F.** 1999. *La diversidad de las estrategias de vida rurales en los países en desarrollo: evidencias e implicaciones para las políticas*. Perspectivas sobre Recursos Naturales, No. 40. Londres, Inglaterra: Overseas Development Institute.
- Ellis F, Allison E.** 2004. *Livelihood diversification and natural resource access*. Roma, Italia: Livelihood Support Programme Working Paper 9, FAO.
- Feres JC.** 1997. Notas sobre la medición de la pobreza según el método del ingreso. *Revista de la CEPAL* 61:119-133.
- IFAD.** 2005. *Practical Guidance for Impact Surveys*. Rome: Results and impact management system (RIMS).
- Infield M.** 2001. Cultural values: a forgotten strategy for building community support for protected areas in Africa. *Conservation Biology* 15(3):800-802.

- Linares Y, Gutierrez A.** 2002. La competitividad de la producción de papa (*Solanum tuberosum*) en el Municipio Pueblo Llano, Estado Mérida, Venezuela. *Agroalimentaria* 7(15):37-47.
- Llambí L, Arias E.** 1997. Impactos de las políticas de ajuste estructural en los productores paperos y hortícolas de los Andes Venezolanos: el caso de Pueblo Llano, Estado Mérida. *Agroalimentaria* 4:I-37.
- Llambí L, Llambí LD.** 2001. A transdisciplinary framework for the analysis of tropical agroecosystem transformations. En: Higgins V, Lawrence G, Lockie S, editors. *Environment, society and natural resource management: theoretical perspectives from Australasia and the Americas*. Cheltenham, Inglaterra: Edward Elgar Publishing, pp 53-70.
- Llambí L, Pérez E.** 2007. Nuevas ruralidades y viejos campesinismos: Agenda para una Nueva Sociología Rural Latinoamericana. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 59:37-62.
- Llambí LD, Smith JK, Pereira N, Pereira C, Valero F, Monasterio M, Dávila M.** 2005. Participatory planning for biodiversity conservation in the High Tropical Andes: are farmers interested? *Mountain Research and Development* 25(3):200-205.
- McGregor A.** 2006. Researching well-being. From concepts to methodology. WeD Working Paper 20, ESR Research Group on Well Being in Developing Countries.
- Méndez E, Gliessman SR.** 2002. Un enfoque interdisciplinario para la investigación en agroecología y desarrollo rural en el trópico latinoamericano. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología* 64:5-16.
- Monasterio M.** 1980. Poblamiento humano y uso de la tierra en los altos Andes de Venezuela. En: Monasterio M, editora. *Estudios ecológicos en los páramos andinos*. Mérida, Venezuela: Editorial de la Universidad de Los Andes, pp 170-198.
- Monasterio M, Molinillo M.** 2003. Venezuela: el paisaje y su diversidad. En: Hofstede R, Segarra R, Mena P, editores. *Los Páramos del mundo. Atlas mundial de los páramos*. Quito, Ecuador: Global Peatland Initiative/NC-IUCN/ EcoCiencia, pp 205-236.
- Reardon T, Berdegué J, Escobar G.** 2001. Rural non-farm employment and incomes in Latin America: overview and implications, *World Development* 29(3):395-409.
- Richer M.** 2005. Innovación social y desarrollo local en un municipio andino. *Cayapa* 5(9):50-64.
- Romero L.** 2003. Hacia una nueva racionalidad socio-ambiental en los Andes paperos de Mérida: ¿De qué depende? *Fermentum* 36:55-72.
- Romero L, Romero R.** 2007. Agroecología en los Andes Venezolanos: está germinando una nueva propuesta en agricultura. *Investigación* 5:53-57.
- Sarmiento L, Llambí LD.** 2011. Regeneración del páramo luego de un disturbio agrícola: una síntesis de 20 años de investigaciones en sistemas con descansos largos en la cordillera de Mérida. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 123-148.
- Sarmiento L, Smith JK.** 2011. Degradación de laderas durante el ciclo triguero en los Andes Venezolanos y factores que limitan su restauración. En: Herrera F, Herrera I, editores. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*. Caracas: Ediciones IVIC, pp 17-34.

- Sarmiento L, Smith JK, Monasterio M.** 2002. Balancing conservation of biodiversity and economical profit in the high Venezuelan Andes: Is fallow agriculture an alternative?. En: Korner C, Spehn E, editores. *Mountain Biodiversity - A global assessment*. Londres, Inglaterra: Parthenon Publisher, pp 285-295.
- Schejtman A, Berdegué J.** 2003. Desarrollo territorial rural. Santiago de Chile: RIMISP.
- Scoones I.** 1998. *Sustainable rural livelihoods: A framework for analysis*. Brighton: IDS Working Paper No 72.
- Smith JK, Sarmiento L, Acevedo D, Rodríguez M, Romero R.** 2009. Un método participativo para mapeo de fincas y recolección de información agrícola aplicable a diferentes escalas espaciales. *Interciencia* 34(7):479-486.
- Smith JK, Cartaya V, Llambí LD, Toro JA, Merz G.** 2010. Uso de la tierra y calidad de vida en el páramo de Tuñame: un diagnóstico participativo. Mérida: Proyecto Páramo Andino – Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas, Universidad de los Andes.
- Tulet JC.** 1979. *Elementos teóricos y tentativa de aplicación del análisis integrado en la Subcuenca de la Quebrada Tuñame*. Mérida, Venezuela: Universidad de los Andes, Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales. Convenio ULA-CONICIT.
- Velázquez N.** 2004. *Modernización agrícola en Venezuela: los valles altos andinos 1930 – 1999*. Caracas, Venezuela: Fundación Polar.
- Wagner E.** 1978. Los Andes Venezolanos. Arqueología y ecología cultural. *Ibero-Amerikanisches Archiv NF Jg. 4*. HI.



Árboles y páramos



Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Sevink J, Hofstede R, 2014. Los árboles como elemento importante del páramo. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Introducción

Los árboles como elemento importante del páramo

Jan Sevink¹ y Robert Hofstede²

¹ IBED, University of Amsterdam, Sciencepark 904,
1098 XH Amsterdam, The Netherlands

² Corporación Ecopar, Casilla Postal 17-11-6706,
Quito, Ecuador

El páramo se define como un ecosistema abierto, dominado por herbáceas y por encima del límite superior de bosques. Generalmente se asume que el ambiente del páramo es demasiado frío para el desarrollo de una vegetación arbórea. Por esto, suena paradójico que se encuentren árboles en el páramo. Sin embargo, la diversidad florística de los páramos incluye varias especies de árboles cuya presencia se debe a diferentes condiciones: adaptaciones específicas de ciertas especies, ambientes protegidos dentro del páramo, la estructura del límite altitudinal del bosque y la plantación de árboles. Estos árboles tienen una función importante para los procesos ecológicos del páramo y también para la sociedad que depende de él.

El gradiente entre bosque y páramo: el límite superior del bosque

¿Por qué ciertos árboles pueden crecer en el páramo?

Definitivamente, la gran mayoría de árboles no pueden crecer a altitudes mayores que el bosque andino continuo debido a ciertas condiciones climáticas (Bader *et al.* 2007a; Bader y Ruijten 2008; Rada *et al.* 2009). Sin embargo, existen especies que toleran las condiciones extremas de frío y radiación a altitudes mayores dentro del páramo, ya que han desarrollado ciertas adaptaciones morfológicas. Según Luteyn (1999) la lista incluye casi cincuenta especies del género *Gynoxys* (Asteraceae), cinco de *Buddleja* (Buddlejaceae) y diez de *Polylepis* (Rosaceae) que frecuentemente ocurren en páramo, inclusive hasta altitudes mayores a los 4.400 msnm. Otros árboles que son típicos de los bosques altoandinos pero también habitan los páramos son de los géneros *Hedyosmum* (Chloranthaceae), *Escallonia* (Grossulariaceae), *Hesperomeles* (Rosaceae) y *Oreopanax* (Araliaceae). Todas estas especies forman parte de la biodiversidad natural del páramo y contribuyen a su belleza e importancia para la ecología y la sociedad.

Las especies de la mayoría de los árboles que crecen a gran altura, como *Polylepis*, *Gynoxys* y *Escallonia*, tienen hojas pequeñas con una cutícula gruesa, pubescencia y/o colores claros. También tienen una copa relativamente pequeña y compacta y su tronco es torcido y cubierto por una corteza gruesa. Todas estas son adaptaciones morfológicas típicas de especies leñosas de grandes altitudes (Laegaerd 1992) que permiten que estas especies se puedan encontrar aisladas o en pequeños rodales hasta en el superpáramo. El tipo de especies que pueden llegar a determinada altitud, depende de las condiciones exactas del lugar. Es probable que en sitios con condiciones más extremas de temperatura, sequía o heladas, solamente las especies mejor adaptadas puedan lograrlo, mientras que en otros lugares con condiciones más moderadas los rodales tendrán una composición diferente (Rundel *et al.* 1994; Young y León 2007).

El estudio de Llambi *et al.* (este capítulo) sobre los Andes venezolanos ilustra claramente la naturaleza compleja de la línea superior de bosque en términos de patrones de distribución de plantas leñosas en el ecotono bosque-páramo. Ellos presentan nuevos datos relevantes para entender los efectos potenciales de cambio climático sobre la composición de la vegetación en este ecotono.

La ubicación del límite superior de bosque (LSB)

La ubicación del LSB no es clara y más bien hay un cinturón altitudinal de varios centenares de metros donde el bosque da lugar a una vegetación arbustiva y luego a una vegetación herbácea. En este cinturón (frecuentemente llamado subpáramo; Cuatrecasas 1934) existe un mosaico de bosques, arbustales y páramo herbáceo. Inclusive por encima de este gradiente de bosque a páramo, se hallan fragmentos de bosque en lugares protegidos, detrás de rocas, en cañones de quebradas, etc. Aquí las condiciones microclimáticas son menos extremas que en los lugares expuestos a viento y temperaturas bajas y por esto en estos lugares pueden crecer árboles a grandes altitudes. En lugares relativamente prístinos, la transición entre el bosque andino al páramo tiende a ser gradual, desde el bosque cerrado dando lugar a un mosaico de fragmentos de bosque y arbustales con el aumento de altitud. En áreas con impacto antropogénico, la transición tiende a ser más abrupta. La altitud en la que ocurre el LSB varía considerablemente a escala local y regional. Esta variabilidad y diferencias en el carácter de la transición (abrupta o gradual) dieron origen a un debate sobre el rol potencial del ser humano en la posición actual del límite superior de bosque y su posición “natural” y a conceptos como “paramización” (véase más adelante).

La supresión del LSB bajo influencia humana: paramización

Un fenómeno relacionado al límite superior de bosque es la “paramización”, que consiste en el reemplazo de áreas de bosque andino con vegetación de páramo. Desde la época de la conquista española, la gente empezó a quemar grandes extensiones de páramo con el fin de ofrecer rebrotes frescos al ganado. Una consecuencia directa de las quemaduras extensivas fue que el páramo se extendió más allá de lo natural ya que por el efecto de las quemaduras, sumado al de la tala, desaparecieron las extensiones superiores de bosque andino. El espacio que queda abierto después de una quema ya no tiene las condiciones microclimáticas del bosque, sino las del páramo (alta insolación, mucho viento, congelación frecuente, etc.). Por esta razón es colonizado por especies del páramo que cubren el suelo con una capa gruesa de paja, limitando así la regeneración del bosque natural. La regeneración está aún más limitada porque la gente tiene la costumbre de quemar el páramo y esto afecta más a las plantas leñosas que a la paja (Læggaard 1992; di Pasquale *et al.* 2008). Además, si el área es usada para la ganadería extensiva, se afecta también la regeneración de especies leñosas (Verweij 1995).

Como consecuencia del uso de la quema y ganadería existe una zona de páramo determinada por quemas, en la cual se encuentran fragmentos de bosque que algún día formaron parte de un bosque cerrado. En esta zona, los fragmentos se encuentran nuevamente en lugares protegidos no tanto por el microclima sino más bien porque están bajo peñas y en cañones inclinados donde pudieron sobrevivir a las quemas (Hofstede *et al.* 1998; Young y Keating 2001; Contreras 2010). Wille *et al.* (2002) demostraron que hay una marcada diferencia en la composición de especies entre los fragmentos de bosque que naturalmente se encuentran en sitios protegidos por encima del límite altitudinal natural de bosque y los fragmentos de bosque en sitios protegidos contra quemas y que algún día pertenecieron a un bosque más grande. El primer tipo de bosques consiste de especies típicas de estos fragmentos, como *Gynoxys* y *Polylepis*, mientras que el segundo tiene especies que ocurren también en el bosque alto andino cerrado. Conocer dónde en estas áreas existía el límite original del bosque y cuán intenso fue el efecto de la paramización es una pregunta que últimamente ha recibido mucha atención de los investigadores. Entre otros estudios detallados están: Bader (2007); Tonneijck (2009); Moscol (2010) y más generales Sarmiento y Frolich (2002) y Suárez *et al.* (2011).

La regeneración del bosque sobre las áreas de páramo creadas por el impacto de la quema y la ganadería es inhibida no solamente por el continuo de éstas, sino también por la desaparición a largo plazo de un banco de semillas de especies leñosas y una disminución de la entrada de semillas de los bosques naturales alrededor de la zona (entre otros: Young y Leon 2007; Bader y Ruijten 2008). Tonneijck 2009 y Moscol 2010 demostraron que a largo plazo —centenares de años— sí es posible que se establezca un bosque andino sobre la vegetación de páramo. Sin embargo, el fenómeno de disponibilidad de semillas causará una probable diferencia entre la ecología de los fragmentos de bosques “residuales” (relacionados a paramización) y los fragmentos de bosque regenerado descritos por estas investigaciones. Los últimos probablemente son dominados por especies pioneras y tendrán suelos típicos de páramo. Además, en estos fragmentos después de varios centenares de años, se pueden esperar estados sucesionales (p.e. disminución de especies pioneras con el aumento de edad). A pesar de la relevancia para el conocimiento del impacto del cambio climático sobre el límite superior de bosque y su movimiento hacia arriba, y además para analizar la pertinencia de forestación con especies nativas (véase abajo), los estudios que distinguen entre estos dos tipos de bosque no parecen existir todavía.

Diferencias a nivel de ecosistema entre bosque y páramo

Existen pocos estudios comparativos sobre la diferencia entre las características ecosistémicas principales (microclima, stocks y ciclos de nutrientes y propiedades relacionadas al suelo) entre los bosques prístinos y los páramos. El microclima ha sido relativamente bien estudiado (Bader 2007). La información existente sobre otros factores y propiedades es general y viene de estudios regionales o de transectos altitudinales (p.e. el estudio del transecto en la Sierra Nevada de Santa Marta por Sevink (1985) en la serie ECOANDES). Las diferencias típicas entre bosques y páramos están relacionadas a la estructura aérea y al ciclo de elementos entre bosques y pajonales (Archibold 1995), resultando en diferencias en la producción, la composición y la descomposición de hojarasca (Moser *et al.* 2011). La tendencia general es que bajo bosques hay una capa ectorgánica mayor, menos bioturbación, más materia orgánica recalcitrante, mayor acidez y menor fluctuación en humedad de suelo y temperatura (Swift *et al.* 1979).

Estos fenómenos generales fueron confirmados por estudios comparativos detallados entre páramo y bosque andino en el norte de Ecuador (Bader *et al.* 2007a; 2007b; Bader y Ruijten 2008; Tonnejck 2009). Las diferencias en la composición de especies de la vegetación arbórea vs. herbácea fueron reflejadas por la composición de la materia orgánica en el suelo; un indicador que por ende puede ser utilizado para reconstruir la vegetación histórica (Nierop *et al.* 2007; Jansen *et al.* 2008; 2010). Aunque los suelos bajo bosque y páramo son bastante diferentes, la cantidad total de materia orgánica y sus características generales no difieren mucho, como fue observado también por Zimmermann *et al.* (2010) en los Andes de Perú. Las diferencias en la descomposición de hojarasca entre bosque y páramo fueron estudiadas experimentalmente por Couteaux *et al.* (2002) en un transecto altitudinal en Venezuela.

El límite superior de bosque (LSB) y el cambio climático

El cambio climático actual está asociado con un movimiento hacia arriba del LSB potencial, el cual probablemente guarda el carácter de potencial por la continua elevación del límite agrícola (Cuesta-Camacho *et al.* 2008; Young *et al.* 2011). Es reconocido que los impactos del cambio climático recientes sobre las regiones altas de los Andes son significantes (Cuesta-Camacho *et al.* 2008; Vuille *et al.* 2008). Sin embargo, no existe consenso sobre (a) si el LSB actual es un resultado de las condiciones climáticas en el pasado reciente (principios de siglo XIX) o si el LSB ya se adaptó al cambio climático reciente y por ende diverge del LSB “natural” (Parmesan y Yohe 2003), y (b) la magnitud esperada y la velocidad del incremento en altitud del LSB en los próximos años. De hecho, muchos autores no prestaban atención al referido incremento potencial reciente del LSB y atribuían la variación altitudinal en los últimos siglos y milenio a un impacto humano (Etter y Villa 2000; Contreras 2010). Respecto a los próximos años, los supuestos cambios están basados en modelos climáticos usando gradientes térmicos actuales (0,6°C/100 m de altitud). Sin embargo, estudios recientes mencionan una probable disminución de este gradiente (Urrutia y Vuille 2009).

Algunos autores consideran que el LSB es relativamente estable y sugieren que sería necesario un cambio climático considerable para causar un incremento altitudinal en el LSB y que ciertos umbrales limitan una reacción rápida del LSB al cambio climático (Bader *et al.* 2007b). Esto es atribuido a condiciones microclimáticas específicas en el páramo (alta radiación, gran variabilidad diurna en temperatura) que limitan el establecimiento y sobrevivencia de plántulas de especies leñosas. Otro factor que puede tener influencia es la mayor concentración de CO₂ atmosférico que afecta la competencia entre plantas con ciclos C₃ y C₄, o sea entre especies leñosas (bosque) y gramíneas (páramo) (Boom *et al.* 2001). Una implicación de todo esto es que las extrapolaciones lineales del cambio climático a cambios en la posición del LSB no son necesariamente correctas.

Los estudios en áreas prístinas pueden proveer información sobre la altitud “natural” del LSB para entender si en realidad el LSB es resistente a cambios de clima y no está influenciado por el cambio climático reciente. Los resultados de estos estudios serán relevantes para los estudios paleoecológicos sobre las condiciones climáticas pasadas utilizando el LSB reconstruido como indicador. También pueden ser utilizados como base ecológica para la restauración ecológica y la planeación

de plantaciones. El artículo de Sevink *et al.* que presenta los resultados del proyecto RUFLE proporciona mayor detalle sobre estos temas (ver capítulo sobre cambio climático)

Una aproximación alternativa para predecir cambios en el LSB y cambios potenciales en la composición de la vegetación asociada es el estudio de los cambios históricos tanto en altitud y composición de cinturones altitudinales de vegetación. De los estudios paleoecológicos ya es conocido que los ciclos glaciales-interglaciales del Cuaternario han resultado en cambios mayores repetitivos en la posición del LSB. Originalmente, esto fue atribuido a los cambios de temperatura solamente, pero recientemente fue evidenciado a través de estudios palinológicos de alta resolución, que la variabilidad climática es más compleja. Las variaciones en temperatura son acompañadas por cambios definidos en precipitación y resultan en cambios más complejos en la vegetación (Hooghiemstra y van der Hammen 2004 y para el Norte del Perú, Weng *et al.* 2006). Además, la variabilidad climática y los consecuentes cambios en LSB ocurrieron en lapsos temporales mucho más cortos que lo observado anteriormente (Moscol 2010; Bogotá *et al.* 2011; Groot *et al.* 2011). Con estos estudios recientes da la impresión que el LSB es bastante inestable y que la composición de los cinturones altitudinales de vegetación en el tiempo ha sido muy variable, incluido el Holoceno tardío. Esto implica que el LSB “natural” puede ajustarse relativamente rápido a cambios en las condiciones climáticas y que está elevándose desde el inicio del cambio climático actual.

Plantaciones forestales en el páramo - beneficios y desafíos

Plantaciones de especies exóticas

En los Andes, las plantaciones forestales con especies exóticas fueron implementadas de forma masiva desde hace cuarenta años, principalmente ubicadas en tierras deforestadas y degradadas en las vertientes de las cordilleras, pero también en los ecosistemas que naturalmente tienen pocos árboles como son los páramos. Aparte del objetivo mayor, la producción de madera, las razones para establecer plantaciones forestales son varias. Muchas basadas sobre el supuesto de que las plantaciones forestales se asemejan ecológicamente a los bosques naturales ya que éstos forman el ecosistema ideal para la conservación de la biodiversidad y los suelos y tienen las condiciones ideales para la regulación hídrica (Rudel *et al.* 2005). En la última década, a estas razones se ha sumado la capacidad de aumentar la biomasa aérea a través de la forestación y por ende la captación de CO₂ atmosférico. Paralelo al establecimiento masivo de plantaciones de pino (principalmente) en lugares como Mucubají (Venezuela), Neusa y Rabanal (Colombia), Cotopaxi y Chimborazo (Ecuador) y Cajamarca (Perú), surgió la preocupación, basada en estudios en otras partes del mundo (Bosch y Hewlett 1982; Fahey y Jackson 1997; van Dijk y Keenan 2007), sobre el real impacto ecológico de las plantaciones, el cual podría ser el contrario que el intencionado.

Una cantidad importante de estudios en los páramos andinos indicó que definitivamente hay más evidencias de impactos negativos que de impactos positivos de las plantaciones forestales. Aparte de que las plantaciones aparentemente utilizan más agua que la vegetación nativa, también los suelos bajo plantaciones pueden retener menos agua (Farley *et al.* 2004; Buytaert *et al.* 2006). Esta es la razón por la cual en las cuencas donde buena parte del páramo es poblada con plantaciones, hay menor rendimiento hídrico y mayor variación de caudal que en áreas sin plantaciones forestales (Farley *et al.* 2005; Buytaert *et al.* 2006; Célleri & Feyen 2009; Crespo *et al.* 2010). Los suelos más secos causan mayor descomposición, la cual no es compensada por la entrada de nueva materia orgánica. Además, en el caso de plantación de pino, esta nueva materia orgánica es de una composición uniforme y con mayor cantidad de ácidos orgánicos provenientes de la hojarasca de los pinos, lo que causa una incorporación más lenta en el suelo y un cierto grado de acidificación. El resultado es que los suelos bajo plantaciones de pino tienen un menor contenido de materia orgánica que los suelos bajo páramo sin

intervención o con ganadería extensiva (Cortés *et al.* 1990; Hofstede *et al.* 2002; Farley y Kelly 2004; Farley *et al.* 2004). En plantaciones de 20-25 años de edad en el Cotopaxi, se observó una disminución de 30% de carbono en el primer horizonte de suelo, lo que, según Farley *et al.* (2004) implica una pérdida de 50 toneladas de carbono/hectárea bajo suelo, similar a la cantidad de carbono que una plantación podría acumular en la biomasa aérea (Hofstede *et al.* 2002). Por tal razón la utilidad de las plantaciones forestales en el secuestro de carbono en un ecosistema como el páramo es, para decir lo menos, incierto (Guo y Gifford 2002; Jackson *et al.* 2005).

La gran producción y acumulación de hojarasca, la falta de luz, la competencia por agua y diferentes condiciones edáficas son las razones por las cuales en el sotobosque de prácticamente todas las plantaciones de pino hay poca vegetación nativa (Cortés *et al.* 1990; Hofstede *et al.* 2002; van Wesenbeek *et al.* 2003). Hay pocos ejemplos de plantaciones de pino en donde la cantidad de especies de plantas aumentó en comparación con el páramo natural. En estos casos, la razón del aumento de especies fue que en las plantaciones se creaba un microclima parecido al del bosque y así se posibilitaba la regeneración de varias especies del bosque nativo (Ohep y Herrera 1985; Hofstede *et al.* 2002). Esto, sin embargo, depende mucho del estado y manejo de la plantación. Además, normalmente esta regeneración inicial se daña con el manejo silvicultural y la cosecha de la plantación.

Plantaciones de especies nativas

En respuesta a la creciente preocupación sobre los efectos negativos de la plantación con especies exóticas, hubo un vuelco fuerte al uso de especies nativas andinas en las actividades de reforestación y agroforestería en los Andes (Kenny-Jordan *et al.* 1999). Para la zona de páramo, fueron empleadas especialmente especies de *Polylepis* y *Buddleja* y fueron plantadas generalmente con fines de conservación hídrica y para usos locales: leña, construcción, artesanías, productos no maderables, protección contra viento y demarcación de parcelas, entre otros. Otra motivación era que la plantación de estos árboles cumple en algunos casos una función de una barrera contra la conversión de páramo a otras coberturas “peores”, especialmente la agrícola. Se asume que la presencia de árboles genera mayor respeto por la conservación de este territorio que la cobertura nativa.

El efecto de estas plantaciones es desconocido hasta ahora por la poca historia y la extensión relativamente pequeña que han logrado. Además, la productividad de especies nativas no ha sido muy documentada. Los

únicos estudios son de Fehse *et al.* (2002) en bosques en regeneración. Por un lado, se espera un impacto ambiental menos negativo o hasta positivo porque se trata de elementos naturales del ecosistema andino. Del otro lado también la forestación con especies nativas es una actividad humana, en su mayoría de monocultivo con todos sus supuestos impactos negativos. En Ecuador, un fenómeno interesante es que en la forestación se han empleado especies exóticas de géneros nativos. Por ejemplo *Polylepis racemosa*, que es nativa del Perú. Existe el riesgo que la introducción de *Polylepis racemosa* pueda resultar en hibridación con especies nativas con posibles consecuencias para la diversidad genética de los bosques naturales. Segovia-Salcedo y Quijía-Lamiña en este mismo capítulo han reportado los primeros datos sobre las características genéticas de las varias especies de *Polylepis* y su distribución en Ecuador, que es una base fundamental por un manejo forestal responsable.

Forestación para la conservación de suelos

Los suelos de páramo son frágiles y susceptibles a erosión bajo agricultura intensiva. La forestación es mencionada frecuentemente como una actividad efectiva en la conservación de suelos degradados de páramo y hay evidencias de que el efecto de las plantaciones puede ser positivo para su recuperación. El uso de especies de *Pinus* se justificó porque son capaces de crecer en suelos degradados severamente. Debido a la protección creada por estos árboles, al establecimiento de una capa de hojarasca, al enraizamiento y a la bioturbación, el suelo muestra mejor agregación y las condiciones mejoran gradualmente con el tiempo; particularmente la capacidad de retención e infiltración de agua. A mediano plazo se presenta menor escorrentía superficial y mayor profundidad de suelo. Los suelos podrían mejorar tanto que pueden llegar a establecerse especies nativas de bosque andino o páramo en el sotobosque de la plantación (van Wesenbeeck *et al.* 2003; Vanacker *et al.* 2007). Finalmente el funcionamiento hidrológico de un suelo anteriormente degradado aparentaría a un suelo de páramo prístino.

Se ha puesto bastante atención al impacto hidrológico de plantaciones de pino en el contexto de conservación de suelos (Bosch y Hewlett 1982; Cortés *et al.* 1990; Ataroff y Rada 2000; Farley *et al.* 2004; Farley y Kelly 2004; Farley *et al.* 2005; Buytaert *et al.* 2007 & 2008; Célleri y Feyen 2009; Crespo *et al.* 2010). Estudios comparativos sobre la efectividad para combatir la erosión entre pinos y especies nativas no han sido muy documentados. Pero, hay indicadores que muestran que las especies nativas pueden llegar a ser más exitosas en la regeneración de suelos degradados (Roncal y Guerrero 2007).

El beneficio social de los árboles en el páramo

Los árboles del páramo no solamente forman un elemento natural, importante para sus servicios ecológicos, sino también son una fuente de beneficios para sus habitantes. Especialmente en las zonas andinas donde todo el bosque andino desapareció, los árboles y pequeños bosquetes del páramo son la única fuente de madera para la población rural. El principal uso de los pequeños árboles del páramo es para leña pero hay un sinnúmero de otros usos, variando desde postes para cercas, madera para construcción, material para herramientas y artesanías, forraje, hasta lugar de alberge para ganado y otros animales. En este contexto, también hay que considerar la discusión sobre plantaciones forestales: la reforestación tiene aspectos y beneficios más allá de lo ambiental y lo hidrológico ya que tiene importancia social y económica (Farley 2010). Sin embargo, hay un enorme vacío en el conocimiento académico sobre el rol de los árboles y las plantaciones en la economía local de las comunidades de páramo. Si bien se han elaborado muchas publicaciones valiosas con información cualitativa (especialmente de proyectos regionales como PROBONA, FAO-Desarrollo Forestal Campesino, ECOBONA), existen pocos estudios cuantitativos (siendo una excepción Wunder 1986). El estudio de Raboin y Posner (en este mismo capítulo) tiene el objetivo de cuantificar los costos y beneficios de uso de la tierra, incluyendo la forestación, en los Andes peruanos. Es uno de los pocos estudios comparativos detallados sobre los tipos relevantes de uso de la tierra y enfatiza la compleja situación de opciones de sustento de las comunidades campesinas en las jalcas. Para la población paramera, los árboles tienen también un valor simbólico, cultural y turístico: el árbol es usado como una herramienta para aumentar la conciencia ambiental de las comunidades (Kenny-Jordan *et al.* 1999), además el bosque forma un elemento clave en la cosmovisión de las comunidades y su continuidad con la Pacha Mama (Ramón 2002). También, los pequeños bosques de páramo, con su ambiente misterioso, forman un destino obligado en las visitas turísticas por ejemplo, a los parques Huascarán, Sierra Nevada, Iguaque o El Ángel.

Conclusiones y presentación de las contribuciones a esta sección

Es claro que los árboles tienen un rol importante en la ecología del páramo y en la sociedad que depende de ellos. Sin embargo, es llamativo que el conocimiento académico sobre la relación de árboles y el páramo se ha limitado a pocos temas: composición y distribución de fragmentos de bosque en páramo, la naturaleza y origen del límite superior de bosque y el impacto de las plantaciones forestales con especies exóticas sobre los suelos, la hidrología y la vegetación nativa. Los estudios comparativos sobre las condiciones ambientales y los procesos ecológicos entre ecosistemas de páramo y los fragmentos de bosque en su inmediata cercanía son escasos y localizados. Un ejemplo típico es el proyecto RUFLE que es presentado por Sevink et al en el capítulo de cambio climático del presente libro. Este proyecto presenta información detallada y específica sobre ecosistemas en el norte del Ecuador con sus condiciones locales típicas. Sin embargo, no está claro si los resultados son aplicables para otras zonas, menos húmedas y con otros tipos de suelo.

En cuanto al conocimiento sobre las plantaciones forestales, se ha puesto poca atención al posible impacto (sea negativo o positivo) de plantaciones con especies nativas y en la actualidad muchas planificaciones forestales con estas especies se basan sobre especulación o experiencias incipientes de poca extensión. Por esto es bienvenido el estudio de Segovia-Salcedo y Quijía-Lamiña en este capítulo, sobre el riesgo de introducir *Polylepis racemosa* en el páramo ecuatoriano. Finalmente, es evidente el rol de los árboles y sus productos para la sociedad andina, pero pocos estudios académicos han detallado la significancia socio económica y cultural. De aquí la importancia de la contribución de Raboin y Posner sobre las plantaciones en el contexto de la planificación del uso de la tierra a nivel comunitario. Después de la presente introducción, que actualiza el estado del conocimiento y los desafíos académicos sobre el tema de árboles y páramo, estamos seguros que los artículos en esta sección del libro contribuirán significativamente al avance de este conocimiento.

Agradecimientos

Los autores agradecen a María Victoria Arbeláez por la revisión de los textos y sus comentarios valiosos a diferentes versiones del manuscrito.

Referencias

- Archibold OW.** 1995. *Ecology of world vegetation*. Londres, Reino Unido: Chapman and Hall.
- Ataroff M, Rada F.** 2000 Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. *Ambio* 29(7):440-444.
- Bader MY.** 2007. Tropical alpine treelines: how ecological processes control vegetation patterns and dynamics. Disertación de PhD Wageningen, Los Países Bajos: Wageningen University.
- Bader MY, Rietkerk M, Bregt AK.** 2007a. Vegetation structure and temperature regimes of tropical alpine treelines. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39:353-364.
- Bader MY, van Geloof I, Rietkerk M.** 2007b. High solar radiation hinders tree establishment above the alpine treeline in northern Ecuador. *Plant Ecology* 191:33-45.
- Bader MY, Ruijten JJA.** 2008 A topography-based model of forest cover at the alpine tree line in the tropical Andes. *Journal of Biogeography* 35:711-723.
- Bogotá RG, Groot MHM, Hooghiemstra H, Lourens LJ, van der Linden M, Berrio JC.** 2011. Rapid climate change from north Andean Lake Fúquene pollen records driven by obliquity: implications for a basin-wide biostratigraphic zonation. *Quaternary Science Reviews* 30(23-24):3321-3337.
- Boom A, Mora G, Cleef AM, Hooghiemstra H.** 2001. High altitude C4 grasslands in the northern Andes: relicts from glacial conditions? *Review of Palaeobotany and Palynology* 115(3-4):147-160.

- Bosch JM, Hewlett JD.** 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55:3–23.
- Buytaert W, Célleri R, De Bièvre B, Hofstede R, Cisneros F, Wyseure G, Deckers S.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth Science Reviews* 79:53–72.
- Buytaert W, Iñiguez V, De Bièvre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251:22–30.
- Buytaert W, De Bièvre B, Celleri R, Cisneros F, Wyseure G, Deckers S.** 2008. Comment on “Human impacts on headwater fluvial systems in the northern and central Andes” (Carol P. Harden, *Geomorphology* 79:249–263). *Geomorphology* 96:239–242.
- Célleri R, Feyen J.** 2009. The Hydrology of Tropical Andean Ecosystems: Importance, Knowledge Status, and Perspectives. *Mountain Research and Development* 29(4):350–355.
- Contreras DA.** 2010. Landscape and Environment: Insights from the Prehispanic Central Andes. *Journal of Archaeological Research* 18:241–288.
- Cortés A, Chamorro C, Vega A.** 1990. Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al Embalse del Neusa (Páramo de Guerrero). *Investigaciones Instituto Geografico Agustin Codazzi* 2(1):101–114.
- Couteaux MM, Sarmiento L, Bottner P, Acevedo D, Theiry JM.** 2002. Decomposition of standard plant material along an altitudinal transect (65–3,968 m) in the tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry* 34:69–78.
- Crespo P, Celleri R, Buytaert W, Feyen J, Iñiguez V, Borja P, de Bievre B.** 2010. Land use change impacts on the hydrology of wet Andean paramo ecosystems. *IAHS Publications* 336:71–76.
- Cuatrecasas, J.** 1934: Observaciones geobotánicas en Colombia. *Trabajos Museo Nacional Ciencias Naturales, Serie Botanica.* 27:1–144.
- Cuesta-Camacho F, Peralvo M, Ganzenmuller A.** 2008. Posibles efectos del calentamiento global sobre el nicho climático de algunas especies en los Andes Tropicales. En: Mena P, Maldonado G, editors. *Páramo*

y Cambio Climático. Serie Páramo 23, Quito: Grupo de Trabajo en Páramos del Ecuador/EcoCiencia.

di Pasquale G, Marziano M, Impagliazzo S, Lubritto S, de Natale A, Bader MY. 2008. The Holocene treeline in the northern Andes (Ecuador): First evidence from soil charcoal. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259:17-34.

Etter A, Villa A. 2000. Andean Forests and Farming Systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development* 20(3):236-245.

Fahey B, Jackson R. 1997. Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology* 84:69-82.

Farley, KA, Kelly EF, Hofstede RGM. 2004. Soil organic carbon and water retention following conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7(7):729-739.

Farley KA, Kelly EF. 2004. Effects of afforestation of a paramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195:281-290.

Farley KA, Jobbágy EG, Jackson RB. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.

Farley KA. 2010. Pathways to forest transition: Local case studies from the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography* 9(2):7-26.

Fehse JC, Hofstede RGM, Aguirre N, Paladines C, Kooijman AM, Sevink J. 2002. High altitude tropical secondary forests: a competitive carbon sink? *Forest Ecology and Management* 163 (2002): 9-25.

Groot MHM, Bogota RG, Lourens LJ, Hooghiemstra H, Vriend M, Berrio JC, Tuenter E ,

van der Plicht J, van Geel B, Ziegler M, Weber SL, Betancourt A, Contreras L, Gaviria S, Giraldo C, Gonzalez N, Jansen JHF, Konert M, Ortega D, Rangel O, Sarmiento G, Vandenberghe J, van der Hammen T, van der Linden, Westerhoff W. 2011. Ultra-high resolution pollen record from the northern Andes reveals rapid shifts in montane climates within the last two glacial cycles. *Climate of the Past* 7:299-316.

- Guo LB, Gifford RM.** 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8:345-360.
- Hofstede RGM, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development*, 22(2): 159-167.
- Hofstede RGM, Lips H, Jongsma W, Sevink J.** 1998. *Geografía, ecología y forestación en la sierra alta del Ecuador*. Quito, Ecuador: Ediciones Abya Yala.
- Hooghiemstra H, van der Hammen T.** 2004. Quaternary ice-age dynamics in the Colombian Andes: developing an understanding of our legacy. *Philosophical Transactions of the Royal Society Londres B* 359:173-181.
- Jackson RB, Jobbágy EG, Avissar R, Roy SB, Barrett DJ, Cook CW, Farley KA, le Maitre DC, McCarl BA, Murray BC.** 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science* 23(310):1944-1947.
- Jansen B, Haussmann NS, Tonneijck FH, Verstraten JM, de Voogt P.** 2008. Characteristic straight-chain lipid ratios as a quick method to assess past forest-paramo transitions in the Ecuadorian Andes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 262:129-139.
- Jansen B, Tonneijck FH, Hooghiemstra H, van Loon E, Verstraten JM.** 2010. How an advanced combination of soil science, biogeochemistry, and paleoecology helps Ecuadorian cloud forest management. *Transactions 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World 1 - 6 August 2010*. Brisbane, Australia. Publicado en DVD.
- Kenny-Jordan CB, Herz C, Añazco M, Andrade M.** 1999. *Construyendo cambios: desarrollo forestal comunitario en los Andes*. Roma, Italia: FAO.
- Laegaard S.** 1992. Influence of fire in the grass paramo vegetation of Ecuador. En: Balslev H, Luteyn JL, editors. *Paramo: an Andean ecosystem under human influence*. Londres, Reino Unido: Academic Press, pp. 151-170.
- Luteyn J.** 1999. Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 84:1-278.

- Moscol MC.** 2010. *Holocene upper forest lie dynamics in the Ecuadorian Andes*. PhD Dissertation. Amsterdam, Los Países Bajos: University of Amsterdam.
- Moser G, Leuschner C, Hertel D, Graefe S, Soethe N, Lost S.** 2011: Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. *Global Change Biology* 17:2211–2226.
- Nierop KGJ, Tonneijck FH, Jansen B, Verstraten JM.** 2007. Organic Matter in Volcanic Ash Soils under Forest and Paramo along an Ecuadorian Altitudinal Transect. *Soil Science Society of America Journal* 71(4):1119–1127.
- Ohep CNF, Herrera SL.** 1985. *Impacto de las plantaciones de coníferas obre la vegetación originaria del páramo de Mucubají*. Mérida, Venezuela: Universidad de los Andes, Facultad de Ciencias Forestales.
- Parmesan C, Yohe G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37–42.
- Rada F, García-Nuñez C, Rangel S.** 2009. Low temperature resistance in saplings and ramets of *Polylepis sericea* in the Venezuelan Andes. *Acta Oecologica* 35:610–613.
- Ramón G.** 2002. Visiones, usos e intervenciones en los páramos del Ecuador. En: Ortíz D, Viteri P. *Páramos y Cultura. Serie Páramo* 12. Quito: GTP Abya Yala, pp 43–50.
- Roncal Rabanal MR, Guerrero Barrantes J.** 2007. Respuesta del pino (*Pinus patula* Schl. et Cham) y quinal (*Polylepis racemosa* Ruiz & Pav) a la aplicación de micorrizas y un bioestimulante en suelos para revegetación de zonas mineras (Yanacocha – Cajamarca). Tesis. Cajamarca: Universidad Nacional de Cajamarca. *Fiat Lux (U. Nal. Cajamarca)* 3(2):259–266.
- Rudel TK, Coomes OT, Moran E, Achard F, Angelsen A, Xu JC, Lambin E.** 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 15(1):23–31.
- Rundel PW, Smith AP, Meinzer FC.** 1994. *Tropical alpine environments: plant form and function*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.

- Sarmiento FO, Frolich LM.** 2002. Andean Cloud Forest Tree Lines: Naturalness, Agriculture and the Human Dimension. *Mountain Research and Development* 22(3):278–287.
- Sevink J.** 1985. An altitudinal sequence of soils in the Sierra Nevada de Santa Marta. *En: van Der Hammen T, Ruíz PM editors. La Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). Transecto Buritaca-La Cumbre. Studies on Tropical Andean Ecosystems, Vol. 2.* Berlin-Stuttgart, Germany: J. Cramer. pp. 131-138.
- Suárez CF, Naranjo LG, Espinosa JC, Sabogal J.** 2011. Land Use Changes and their Synergies with Climate Change. *En: Herzog SK, Martínez R, Jørgensen PM, Tiessen H: Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes.* SCOPE/IAI/MacArthur Foundation, pp 141-151.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM.** 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems.* Studies in Ecology 5. Berkeley, USA: University of California Press.
- Tonneijck FH.** 2009. *Volcanic ash soils in Andean ecosystems: unravelling organic matter distribution and stabilisation.* PhD Dissertation. Amsterdam, Los Países Bajos: University of Amsterdam.
- Tonneijck FH, Jansen B, Nierop KGJ, Verstraten JM, Sevink J, De Lange L.** 2010. Towards understanding of carbon stocks and stabilization in volcanic ash soils in natural Andean ecosystems of northern Ecuador. *European Journal of Soil Science* 61:392–405.
- Urrutia R, Vuille M.** 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research* 114, D02108.
- Vanacker V, Molina A, Govers G, Poesen J, Deckers J.** 2007. Spatial variation of suspended sediment concentrations in a tropical Andean river system: The Paute River, southern Ecuador. *Geomorphology* 87(1-2):53-67.
- van Dijk AIJM, Keenan RJ.** 2007. *Planted forests and water in perspective.* Forest Ecology and Management 251:1–9.
- van Wesenbeek BK, Van Mourik T, Duivenvoorden JF, Cleef AM.** 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subpáramo vegetation: a case study from Colombia. *Biological Conservation* 114:207–218.

- Verweij PA.** 1995. *Spatial and temporal modelling of vegetation patterns - burning and grazing in the paramo of Los Nevados National Park, Colombia*. PhD Dissertation. Amsterdam, Los Países Bajos: University of Amsterdam.
- Vuille M, Francou B, Wagnon P, Juen I, Kaser G, Mark BG, Bradley RS.** 2008. Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth-Science Reviews* 89:79–96.
- Weng C, Bush MB, Curtis JH, Kolata AL, Dillehay TD, Binford MW.** 2006. Deglaciation and Holocene climate change in the western Peruvian Andes. *Quaternary Research* 66:87–96.
- Wille M, Hooghiemstra H, Hofstede RGM, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. *Journal of Tropical Ecology* 18:409–440.
- Wunder S.** 1996. *Los caminos de la madera*. Quito, Ecuador: Probona – IUCN.
- Young KR, Keating PL.** 2001. Remnant Forests of Volcán Cotacachi, Northern Ecuador. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 33(2):165-172.
- Young KR, Leon B.** 2007. Tree-line changes along the Andes: implications of spatial patterns and dynamics. *Philosophical Transactions Royal Society B* 362:263–272.
- Young KR.** 2009: Andean land use and biodiversity: Humanized landscapes in a time of change. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96(3):492-507.
- Young BE, Young KR, Josse C.** 2011. Vulnerability of Tropical Andean Ecosystems to Climate Change. En: Herzog SK, Martinez R, Joergensen PM, Tiessen H editors. *Climate change and biodiversity in the Tropical Andes*. IAI/SCOPE, São José dos Campos, pp 170-181.
- Zimmermann M, Meir P, Silman MR, Fedders A, Gibbon A, Malhi Y, Urrego DH, Bush MB, Feeley KJ, Garcia KC, Dargie GC, Farfan WR, Goetz BP, Johnson WT, Kline KM, Modi AT, Rurau NMQ, Staudt BT, Zamora F.** 2010. No Differences in Soil Carbon Stocks across the Tree Line in the Peruvian Andes. *Ecosystems* 13:62–74.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Raboin M, Posner J, 2014. ¿Pino, pasto o área protegida? Costos y beneficios estimados del cambio de uso del suelo en los Andes peruanos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

¿Pino, pasto o área protegida?

Costos y beneficios estimados del cambio de uso del suelo en los Andes peruanos

Matthew Raboin¹ y Joshua Posner²

¹ Universidad de Wisconsin,
Programa de Agroecología

² Universidad de Wisconsin,
Departamento de Agronomía

Resumen

En la sierra peruana, cerca de la ciudad de Cajamarca, las opciones de subsistencia basadas en el pastoreo extensivo y la silvicultura de plantaciones entran a menudo en conflicto con los servicios ecosistémicos prestados por los pastizales nativos de la jalca. Este estudio calcula el retorno financiero por pastoreo de ganado y por silvicultura de plantaciones para los propietarios locales de la tierra y compara estos valores con los estimados para los servicios ambientales en cada uso del suelo. Los resultados de retorno financiero calculado para los dueños de la tierra sugieren que la rentabilidad de cada uso del suelo varía considerablemente debido a la variación local en la productividad del pastizal, cercanía al pueblo y tasas de preferencia temporal. En comparación con los retornos financieros para cada uso del suelo, los valores resultantes para los servicios ambientales fueron relativamente altos en magnitud, especialmente para el servicio ecosistémico de provisión de agua. Esto sugiere que, en la mayoría de casos, el sobre pastoreo y las plantaciones de pino en la jalca resultarán en pérdidas económicas netas a nivel nacional. En el caso particular de las plantaciones de pino, el valor por una mayor captura de carbono fue superado por el valor de las pérdidas esperadas en la provisión de agua para riego, sugiriendo que un mercado potencial basado en el carbono puede resultar en pérdidas económicas netas si no se considera el agua. El artículo concluye que el desarrollo rural en el área de estudio puede lograrse de mejor forma promoviendo la conservación de la jalca, fomentando prácticas de pastoreo de bajo impacto y orientando el empleo de plantaciones de pino solamente en las áreas de jalca ya degradadas.

Palabras clave:

Análisis económico, pastoreo extensivo, plantaciones forestales, cambio de uso del suelo, valoración de servicios ecosistémicos, jalca

Abstract

In the Peruvian sierra near the city of Cajamarca, livelihood options of extensive grazing and plantation forestry often conflict with ecosystem services provided by the native jalca grasslands where these land uses are undertaken. This study estimates financial returns for local landowners for grazing livestock and for plantation forestry and compares these values with estimated values for environmental services under each land use. Results of the estimated financial returns to landowners suggest that the profitability of each land use varies significantly due to local variation in grassland productivity, proximity to the village, and rates of time preference. In comparison to the financial returns to each land use, resulting values for environmental services were relatively high in magnitude, especially for the ecosystem service of water provision, suggesting that in most cases, over-grazing and pine plantations in the jalca will yield net economic losses at the national level. Regarding pine plantations in particular, the value for increased carbon sequestration was outweighed by the value of expected losses in water provision for irrigation, suggesting that a potential market based on carbon, could yield net economic losses if water is not considered. The paper concludes that rural development can be best achieved in the study area by promoting conservation of the jalca, encouraging low-impact grazing practices, and targeting pine plantations only for areas of the jalca that are already degraded.

Key Words

Economic analysis, extensive grazing, forest plantations, land use change, valuation of ecosystem services, jalca

Introducción

El área de estudio

La jalca es un ecosistema de pastizal o pradera alpina reconocida por su importancia en la regulación del caudal de los ríos y por los altos niveles de diversidad de plantas nativas (Sánchez-Vega y Dillon 2006). Este ecosistema se ubica principalmente en el norte del Perú, entre los 4,5 – 8,3° latitud sur y los 77-80° longitud oeste, en altitudes entre los 3.100 m y 4.200 m (Sánchez-Vega y Dillon 2006). La temperatura media es 8,4° C y la precipitación promedio es de aproximadamente 1.052 mm por año (Sánchez-Vega y Dillon 2006). La jalca es similar al páramo y a menudo clasificada conjuntamente con este ecosistema. El páramo en general es más húmedo y está ubicado más al norte. (Luteyn 1999) (Figura 1). También comparte algunas características con los pastizales más secos de la puna ubicados al sur (Sánchez-Vega y Dillon 2006). Teniendo en cuenta los servicios ambientales que estos ecosistemas brindan se ha reconocido cada vez más, la importancia de garantizar algún nivel de conservación como parte de los esfuerzos locales de desarrollo (Hofstede 2008).

Uso del suelo en la jalca

Alrededor de la ciudad de Cajamarca (7°10'0" S, 78°31'0" O), donde se llevó a cabo este estudio, gran parte de la jalca ha sido utilizada históricamente para el pastoreo extensivo de ovejas. El pastoreo en la jalca constituye un componente importante de los medios de subsistencia locales (Bartl *et al.* 2009; García y Gómez 2006). Sin embargo, existe la preocupación que algunas partes de la jalca han sido sobre pastoreadas y que en los últimos años nuevas áreas han sido sometidas, cada vez más, al sobre pastoreo (Sánchez-Vega y Dillon 2006). El sobre pastoreo en ambientes de páramo similares en el Ecuador ha dado lugar a importantes problemas de erosión, disminución en la diversidad de especies vegetales y efectos adversos en la capacidad del ecosistema para regular la conversión

Figura 1. Mapa que muestra la jalca, un ecosistema alpino que actúa de puente entre los ecosistemas de páramo, al norte, y la puna, al sur (de Luteyn 1999; adaptado por Dillon 2003).



de la precipitación en caudales controlados de los ríos (Podwojewski *et al.* 2002).

Más recientemente, la silvicultura de plantaciones también se ha convertido en un uso extendido del suelo en los ecosistemas altoandinos (Farley 2007; Hofstede *et al.* 2002), principalmente mediante el uso de las especies introducidas *Pinus patula* y *Pinus radiata*. Tovar (2013) encontró que entre 1987 y 2007 el mayor porcentaje de cambio en la cobertura del suelo en la jalca se debió a la silvicultura de plantaciones. El Perú ha comenzado a acelerar sus esfuerzos en silvicultura al anunciar un plan para sembrar 1.8 millones de hectáreas de tierra para el 2024, con un enfoque en plantaciones de pino en la sierra andina (Ministerio de Agricultura 2005).

La silvicultura de plantaciones, de acuerdo a sus promotores, promete mayores ganancias económicas para los agricultores pobres. Al mismo tiempo que abastece las necesidades locales de madera para combustible y la construcción (García Pérez *et al.* 2007). La silvicultura de plantaciones también puede ser valiosa por su papel en la captura de carbono (Wright *et al.* 2000). Sin embargo un efecto (*tradeoff*) potencialmente costoso es la reducción de los caudales de agua al convertir los pastizales en plantaciones de árboles (Jackson *et al.* 2005; Farley *et al.* 2005). Por ejemplo, en un estudio en Ecuador, la plantación de *Pinus patula* en el páramo redujo los caudales en un promedio del 50% (Buytaert *et al.* 2007). El estado nutricional del suelo también es afectado negativamente por la plantación, observándose una reducción en el nitrógeno, potasio, calcio y magnesio del suelo e incrementos en los niveles de sodio (Berthrong *et al.* 2009).

Propósito de este estudio

Tanto el pastoreo como la silvicultura de plantaciones ofrecen beneficios potencialmente valiosos para los propietarios locales de tierra. Sin embargo, los servicios ecosistémicos proporcionados por una jalca saludable y las externalidades ambientales negativas que pueden formar parte del sobre pastoreo o de la silvicultura de plantaciones ponen en entredicho la viabilidad económica de cualquiera de los dos sistemas de producción. Este trabajo estima la rentabilidad del pastoreo y silvicultura de plantaciones para los propietarios locales de tierra y compara estas ganancias con los valores estimados de los servicios ecosistémicos asociados a cada uso del suelo.

Para obtener el retorno financiero por hectárea de pastoreo moderado, sobre pastoreo o de la siembra de un bosque de pino en la jalca empleamos la contabilidad de las fincas debido a que esta se realiza típicamente mediante un Análisis de Costo-Beneficio (ACB) (Gittinger 1982). También estimamos

cuáles serían los cambios en el suministro de agua y en la captura de carbono por hectárea bajo cada uno de estos usos del suelo y asignamos precios sombra a estos cambios. También se discute la importancia relativa de otros cambios en los servicios ambientales bajo estas alternativas de uso del suelo.

La meta de este artículo es mejorar el diálogo sobre el cambio del uso del suelo en la jalca, poniendo en un marco económico los costos y beneficios públicos y privados del pastoreo, silvicultura de plantaciones y opciones de conservación. Para las instituciones involucradas en la promoción de actividades de pastoreo, silvicultura de plantaciones y conservación en la jalca, páramo o puna, esta comparación de incentivos privados y externalidades ambientales ofrece un punto de referencia para el diseño de intervenciones ambientalmente exitosas, adaptadas a las necesidades de los propietarios locales de la tierra.

El marco económico básico empleado en este análisis también podría servir como punto de partida para el análisis en otras regiones montañosas del mundo, donde agricultores de bajos ingresos están manejando ambientes que proporcionan importantes servicios ambientales.

Métodos

Marco de análisis de contabilidad de fincas

Un ACB privado calcula todos los costos y beneficios de las opciones de inversión alternativas desde una perspectiva privada. En este análisis se utiliza un marco ACB para cuantificar el Valor Actual Neto (VAN) para los propietarios privados por un cambio en el uso del suelo de una jalca inalterada a pastoreo o a una plantación de pino. Empleando un periodo de 28 años, que es la duración típica de una rotación de una plantación forestal en Cajamarca (de acuerdo a entrevistas a silvicultores locales), la ecuación del modelo utilizada para el análisis es la siguiente:

Ecuación 1:

$$\text{VAN} = \sum_{t=0}^{27} [(B_t - C_t) / (1+r)^t - U]$$

En la ecuación, VAN representa el Valor Actual Neto del cambio de uso del suelo de jalca inalterada a pastoreo o a silvicultura de plantación. B_t se refiere a la suma de todos los beneficios anuales de un uso del suelo, incluyendo elementos como la venta de lana de la cría de ovejas o la venta de madera de la siembra de pino. C_t corresponde a todos los costos del uso del suelo, tales como mano de obra utilizada o los insumos para un año determinado. La tasa de descuento se representa por r y t se refiere al año. U se refiere al costo de oportunidad al dejar la jalca inalterada y se asume que el beneficio neto de la no intervención en la jalca sería de cero para el agricultor. En la obtención del costo de oportunidad no se intentó realizar la valoración de precios sombra para los beneficios adicionales que los agricultores pueden obtener de la jalca como: un valor derivado de su simple existencia (*existence value*), valores potenciales para plantas medicinales, la importancia de dejarlo a las futuras generaciones (*bequest value*), entre otros.

La tasa de descuento ajusta los valores futuros para reflejar su utilidad actual. Como una forma de análisis de sensibilidad, se aplicaron tres tasas de descuento por separado. Una tasa de descuento baja (del 4%) basada en la tasa de interés del Banco Central de Reserva del Perú, se utilizó para representar a los propietarios de tierras con una baja tasa de preferencia temporal, que deseaban poner el dinero en ahorros. Una tasa de descuento alta (30%) basada en las tasas de interés microfinancieras típicas en el área rural del Perú se utilizó para representar principalmente a los pequeños propietarios de tierra que tenían una alta tasa de preferencia temporal y, que por tanto, estaban dispuestos a pedir prestado dinero a elevadas tasas de interés. Finalmente, se empleó una tasa de descuento del 10% como una medida estándar (Belli *et al.* 1998).

Estimación de incentivos para los propietarios de tierra para la producción ganadera

Con el fin de evaluar la producción ganadera se utilizó una combinación de datos primarios y fuentes de literatura. Un conjunto inicial de entrevistas semi estructuradas se llevó a cabo en 9 comunidades de la jalca para determinar los patrones típicos de uso del suelo. Se realizaron 30 entrevistas en profundidad a dueños de ganado que pastan en la jalca para evaluar la producción ganadera. Aunque los sistemas agrícolas locales se centran principalmente en la producción lechera (García y Gómez 2006; Bernet *et al.* 2001), los resultados de las entrevistas sugirieron que solo el 2% del forraje para leche o carne proviene de los pastos naturales de la jalca. Los agricultores siembran *rye grass* (*Lolium perenne*) y trébol (*Trifolium sp.*) y cultivan otros forrajes para mantener sus sistemas de producción lechera y utilizan la jalca natural, que están relativamente lejos, especialmente para el pastoreo de ovejas. Para simplificar el análisis, solo se consideraron las ovejas. Bajo este supuesto, la cantidad relativamente

pequeña de forraje de la jalca que normalmente ingresa al sistema lechero o de carnes en cambio reemplazada en el principal uso del suelo de producción ovina.

Para estimar la producción ovina por hectárea se emplearon dos estimaciones de la productividad de los pastos: (1) un valor estimado alto de producción de materia seca para la jalca (Flores *et al.* 2005) y (2) un valor estimado bajo de producción de materia seca (Becker *et al.* 1989). La energía metabolizable por kilogramo de materia seca se estimó luego en base a los valores obtenidos por Flores *et al.* (2005). Los requerimientos energéticos de las ovejas se basaron en el peso corporal promedio para el rebaño (20 kg) de acuerdo a entrevistas a los agricultores (el peso promedio de venta fue de aproximadamente 40 kg). Los requerimientos energéticos de una oveja de 20 kg y la disponibilidad de forraje, como se describió con anterioridad, se utilizaron para determinar las cargas animales potenciales (National Research Council 2007).

Luego, se consideraron dos escenarios de pastoreo. En el primero, un escenario de pastoreo moderado, se asume que las cargas animales reales son aproximadamente el 80% de la carga animal potencial. Este supuesto concuerda con las cargas animales observadas en los sistemas pastoriles en el páramo (Molinillo y Monasterio 1997) y sugiere que las cargas animales podrían permanecer constantes durante un periodo de tiempo de 28 años. En el segundo, un escenario de sobre pastoreo, se asume que las cargas animales reales empezarán al doble de la carga potencial. Cargas animales elevadas similares han sido observadas en varios sitios a lo largo de los Andes peruanos. Bajo esta fuerte presión de pastoreo, la productividad de los pastos disminuye rápidamente (Bryant *et al.* 1989). Los pastos sobre pastoreados en ambientes de páramo similares produjeron aproximadamente el 50% de la cantidad de materia seca de los pastos que no fueron sobre pastoreados (Podwojewski *et al.* 2002). Se asume, para este análisis, que la carga

animal inicialmente alta para el escenario de sobre pastoreo disminuirá necesariamente a pasos iguales a lo largo de un período de tres años y que las cargas animales, después del descenso de tres años, estarán al 50% de la carga animal potencial de un pastizal que todavía no está degradado.

Los precios de venta de lana y cordero, los costos de insumos y la mano de obra para pastoreo se basaron en los promedios de las entrevistas. Los costos estimados de mano de obra variaron dependiendo de la distancia del pastizal a la finca. Por esto aquí se utiliza un costo estimado alto y un costo estimado bajo para reflejar una jalca cercana y una jalca lejana, respectivamente. Debido a que el escenario de línea base considerado en este análisis es una jalca relativamente inalterada, también se tomó en cuenta un costo inicial para la adquisición de ovejas en el primer año de producción ovina. Como se describió antes, este costo se basa en el precio de las ovejas en el mercado y las cargas animales para cada escenario (Tabla 1).

Estimación de incentivos para los propietarios de tierra para la silvicultura de plantaciones forestales

Con el fin de estimar la producción maderera para los propietarios locales se utilizó la densidad de plantación promedio, la tasa de supervivencia de plántulas y el costo de establecimiento en 12 plantaciones en la jalca alrededor de Cajamarca (Mendo 2008). Los precios de la madera, los costos de la poda para los propietarios y las tasas para raleo y cosecha se obtuvieron de entrevistas a 10 silvicultores locales. Las toneladas por árbol, toneladas por hectárea y los costos operacionales para los propietarios locales se obtuvieron de documentos de producción reales proporcionados por la Asociación Civil para la Investigación y Desarrollo Forestal (ADEFOR 2009a, 2009b, 2009c). Estos documentos incluían

Tabla 1. **Cifras utilizadas para la estimación de las ganancias económicas del pastoreo de ovejas (todos los precios en US\$ a partir del año 2010)**

Estimación de producción ganadera		Precios utilizados	US\$
Producción de materia seca en estación húmeda	1.935	Precio de cordero por kilogramo (para el productor) ^D	2,81
Valor estimado alto ^A (kg ha ⁻¹)			
Producción de materia seca en estación húmeda	968	Precio de lana por kilogramo (para el productor) ^D	1,74
Valor estimado bajo ^B (kg ha ⁻¹)			
Producción de materia seca en estación seca	135	Insumos adquiridos anualmente por cabeza ^D	4,14
Valor estimado alto ^A (kg ha ⁻¹)			
Producción de materia seca en estación seca	68	Costos estimados de mano de obra	US\$
Valor estimado bajo ^B (kg ha ⁻¹)			
MJ EM kgMS ⁻¹ en estación húmeda ^A	7,44	Costo de mano de obra por hora ^E (US\$)	0,48
MJ EM kgMS ⁻¹ en estación seca ^A	5,23	Mano de obra empleada por hectárea de pasto	6
		Valor estimado alto ^D (horas por semana)	
Requerimientos energéticos por cabeza promedio del rebaño ^C	4,56	Mano de obra empleada por hectárea de pasto	4
(MJ EM Día ⁻¹)		Valor estimado bajo ^D (horas por semana)	

A De Flores *et al.* 2005.

B Los valores estimados promedio de Becker et al (1989) fueron aproximadamente el 50 por ciento de los valores estimados de Flores *et al.* (2005).

C National Research Council (2007).

D Basado en entrevistas en la finca.

E Se considera que el costo de mano de obra es el 65% del salario local, como se encontró en García y Gómez (2006).

la producción desde el primer raleo, el segundo raleo y la cosecha final. Los sitios para el estudio fueron escogidos de acuerdo a las recomendaciones de silvicultores locales, por representar tasas típicas de producción. También se incluyó una estimación alta y baja de la productividad, empleando datos de ensayos del proyecto Forestería en Microcuencas Altoandinas del PRONAMACHCS (FEMAP) (Proyecto FEMAP 1998). En este estudio de 24 plantaciones de pino, las tasas de crecimiento

en sitios de alta calidad fueron 23% superiores a la media y las tasas de crecimiento en los sitios de baja calidad fueron 23% por debajo de la media. Las cifras utilizadas para una típica producción de las plantaciones y sus costos se presentan en la Tabla 2. Para las estimaciones de mayor y menor productividad se asume que los rendimientos de la cosecha serán 23% mayores y menores que el típico escenario y que los costos de las operaciones aumentarán o disminuirán proporcionalmente.

Tabla 2. **Cifras utilizadas para la estimación de las ganancias económicas en la producción de plantaciones forestales (todos los precios expresados US\$ a partir del año 2010)**

Promedios de producción de la plantación		Costos de la plantación	
Densidad de siembra (árboles ha ⁻¹)	1.160	Costo de establecimiento (US\$ ha ⁻¹)	606,14
Tasa de supervivencia (porcentaje)	71	Costo de poda (US\$ ha ⁻¹) en los años 6 y 12	58,83
Densidad real (árboles ha ⁻¹)	824	Operaciones etc. en primer raleo (US\$ ha ⁻¹)	225,43
Tasa de raleo (porcentaje en primer raleo)	40	Operaciones etc. en segundo raleo (US\$ ha ⁻¹)	676,33
Tasa de raleo (porcentaje en segundo raleo)	30	Operaciones etc. en cosecha final (US\$ ha ⁻¹)	1.052,08
Cosecha final- porcentaje de densidad de plantación	30	Producción de hongos	
Toneladas por árbol (primer raleo)	0,09	Producción de hongos (kg ⁻¹ ha ⁻¹ año ⁻¹)	1,15
Toneladas por árbol (segundo raleo)	0,36	Precio de hongos (US\$ kg ⁻¹)	2,76
Toneladas por árbol (cosecha final)	0,56	Costos de mano de obra (US\$ kg ⁻¹)	0,91
Total toneladas por hectárea (primer raleo)	29,66	Producción de leña	
Total toneladas por hectárea (segundo raleo)	88,99	Precio de leña (US\$ kg ⁻¹)	0,03
Total toneladas por hectárea (cosecha final)	138,43	Costos de mano de obra para recolección (US\$ kg ⁻¹)	0,02
Precio por tonelada de madera	24,55	Producción de leña (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	1.236

A diferencia de lo sucedido con la producción ganadera, en los escenarios de plantaciones de pino no se considera la distancia desde la finca debido a que la distancia entre la finca y la plantación probablemente no tiene un impacto significativo en los costos y beneficios.

Algunos propietarios de los bosques coleccionan y venden hongos comestibles que crecen en el suelo. La producción de hongos, precios y necesidades de mano de obra para su recolección se obtuvieron de entrevistas a estos propietarios. Se asume que los hongos están disponibles a partir del séptimo año.

Para la leña, se utilizaron los precios de los mercados rurales. Los costos de mano de obra se basan en entrevistas a las familias de agricultores locales, tomando en cuenta que una carga de 40 kg de leña toma tres horas en ser recogida. La producción de leña se basa en el hecho de que el 26% de la biomasa de los árboles en las plantaciones locales se encuentra en las ramas, respecto de un crecimiento total de 10,21 kg de biomasa por año por árbol (Mendo 2008). Aproximadamente, la mitad del material de ramas está disponible para hacer leña usando los métodos locales de poda y se asume que puede ser cosechada a partir del año 6 después de la siembra. Esto se traduce en aproximadamente 1,2 toneladas de leña secada al aire (13% de humedad), disponible para ser recolectada por hectárea por año.

Marco de costo-beneficio para las externalidades ambientales

Los servicios ambientales como el suministro de agua y la captura de carbono también se calculan por hectárea, pero los costos y beneficios se consideran separadamente de la contabilidad de las fincas. Al agua se le otorga un precio sombra por su valor en los sistemas de riego aguas abajo y al carbono se lo considera con un espectro societario más amplio y pronósticos de precios

globales. Aquí no se han tomado en cuenta los costos potenciales de las intervenciones que tienen por objeto garantizar la prestación de servicios ecosistémicos, tales como los costos de transacción para la creación de un mercado para los mismos. Abajo se muestra la ecuación del modelo utilizado para estimar los valores de las externalidades ambientales en este análisis:

Ecuación 2:

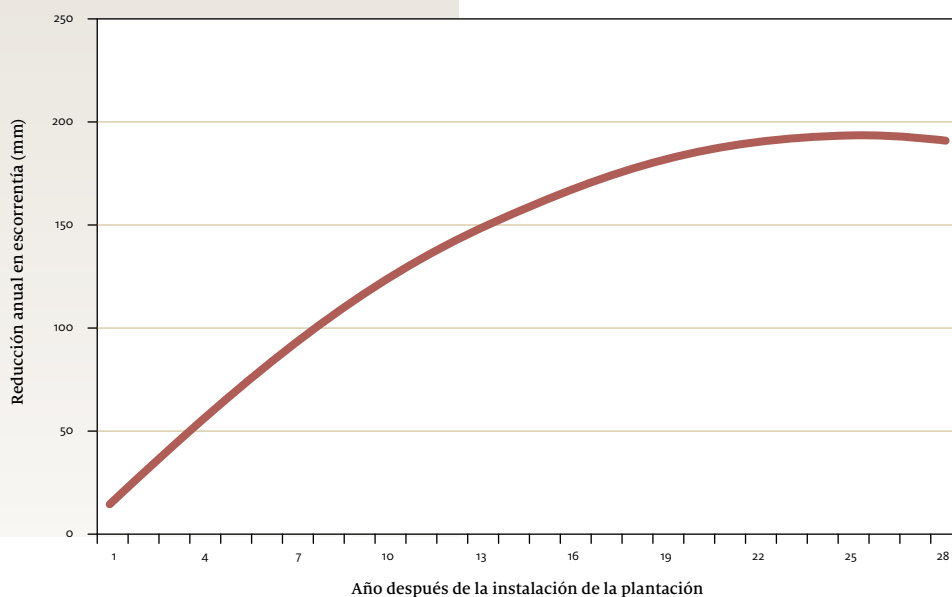
$$VAN = \sum_{t=0}^{27} [(B_E - C_E) / (1+r)^t]$$

B_E y C_E se refieren a un beneficio o costo ambiental, respectivamente. Se emplea un período de tiempo de 28 años para mantener consistencia con el ACB privado. La tasa de descuento utilizada para las externalidades ambientales fue del 10%, que concuerda como medida estándar con el análisis financiero de la contabilidad de las fincas (Belli *et al.* 1998).

Estimación de valores para cambios en el suministro de agua

Con el fin de cuantificar la probable reducción en los flujos base causada por las plantaciones de pino en la jalca, se utilizaron ecuaciones basadas en un meta análisis de 26 bases de datos de cuencas (Farley *et al.* 2005). En base a una precipitación anual media estimada para la jalca de Cajamarca de 1.052 mm (Sánchez-Vega y Dillon 2006), se predijo que la escorrentía se reduciría en un promedio de aproximadamente 55% durante el tiempo de vida de la plantación de acuerdo a la Figura 2 de Farley *et al.* (2005), resultando en un cambio promedio de 150 mm ha⁻¹año⁻¹. De igual forma, utilizando un excedente anual de agua estimado en la jalca de 300 mm (Cameraat *et al.* 2010) y un 50% de reducción en el caudal, como se observó en un estudio del páramo del Ecuador (Buyteart *et al.* 2007), también habría una reducción del caudal de 150 mm

Figura 2. **Estimación de la reducción en la escorrentía en la jalca de Cajamarca (precipitación anual media 1.052 mm) de acuerdo a Farley et al. (2005).**



ha⁻¹año⁻¹. Farley *et al.* (2005) desarrollaron además una ecuación de regresión ($y = 0 - 5,636x + 0,112x^2$, $x = \text{año}$) para predecir cómo el porcentaje de reducción en la escorrentía se distribuiría a lo largo del tiempo de vida de una plantación. Al ajustar esta regresión para cuadrar las reducciones promedio esperadas en el caudal para la jalca en Cajamarca, se obtuvo como resultado la línea de regresión de la Figura 2. Para reflejar la potencial variación e incertidumbre respecto a los cambios en el caudal, se realizó un análisis de sensibilidad empleando cambios anuales en el caudal que fueron 25% más altos y 25% más bajos que los valores predichos.

Esta agua es valorada en este análisis a través de su potencial de uso por los usuarios de agua aguas abajo. Se asume, en base al

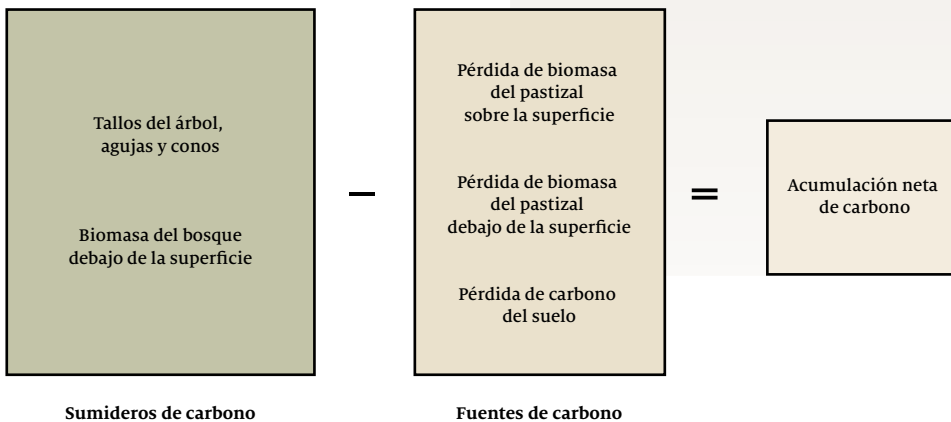
caudal anual promedio y al uso promedio de agua en la cuenca del Jequetepeque, que el 89% de esta agua sería para uso humano en la parte baja de la cuenca (Girón Echeverry 2003). Aproximadamente el 98% de este uso del agua es para fines agrícolas (Girón Echeverry 2003). En el Ecuador, en sistemas agrícolas similares con irrigación, donde los agricultores cultivan maíz, fréjol, papas, cebada, trigo y otros cultivos hortícolas, el agua fue valorada en US\$ 0,26 por metro cúbico (Rodríguez 2003). Para este análisis, este mismo valor del agua, ajustado de acuerdo a la inflación, se aplicó a la reducción en la escorrentía para cada año, dando como resultado un precio sombra para los cambios en la cantidad de agua después de la siembra de un bosque de pino. El valor real del agua es probablemente variable, dependiendo de su escasez

relativa, del valor del cultivo a ser irrigado o del valor del agua por otros usos. Debido a esta incertidumbre, también se efectuó un análisis de sensibilidad usando un precio del agua 25% mayor y 25% menor para representar un rango de posibles valores.

Estimación de valores para la captura de carbono

La Figura 3 muestra los factores básicos considerados para modelar el impacto neto de la siembra de un bosque de pino en el carbono. Cuando no se toman en cuenta las ramas, ya que es probable que sean quemadas como leña, se encontró en un estudio de plantaciones de pino en la jalca de Cajamarca (Mendo 2008) una acumulación promedio de carbono sobre la superficie de 3,54 toneladas por hectárea por año. Tomando una relación raíz/brote promedio de 0,24 para los bosques montanos tropicales (Cairns *et al.* 1997), se estimó el carbono bajo la superficie del bosque en 1,15 toneladas por hectárea por año.

Figura 3. **Modelo de acumulación neta de carbono al sembrar un bosque de pino en la jalca.**



Para el carbono en los pastizales se promedió la biomasa sobre y bajo la superficie de 6 estudios sobre pastizales alpinos tropicales con las mismas figuras de biomasa de 3 estudios de pastizales alpinos subtropicales (Hofstede y Rossenaar 1995). Las estimaciones totales de biomasa sobre y bajo la superficie empleadas fueron 15,2 y 10,6 toneladas por hectárea, respectivamente. Se asume que el 50% de esta biomasa es carbono. Cuando se convierte en un bosque, se asume que toda esta biomasa se descompondría, produciendo una pérdida de 12,9 toneladas de carbono ha⁻¹. Con el sobre pastoreo, se asume que la mitad de esta biomasa se perdería (Podwojewski *et al.* 2002).

Las estimaciones de los cambios en el carbono del suelo se basan en una pérdida promedio de 15% de carbono del suelo después de la conversión de pastos a plantaciones de pino (Berthrong *et al.* 2009) y en la pérdida de 50% de carbono del suelo a causa del sobre pastoreo (Podwojewski *et al.* 2002). Las reservas promedio de carbono del suelo en la sierra peruana son de 11,83 kg m⁻² (Zimmermann *et al.* 2010), indicando que habría una disminución de 17,7 toneladas de carbono del suelo por hectárea con la silvicultura de plantaciones forestales y 59,2 toneladas por hectárea con el sobre pastoreo. Se asumió que los cambios totales en las reservas de carbono estarían distribuidos uniformemente a lo largo de los de 28 años de rotación de la plantación.

Estos supuestos arrojaron como resultado una acumulación anual neta estimada de carbono de 3,46 toneladas por hectárea por año con una plantación de pino y una pérdida neta de 1,9 toneladas por hectárea por año con sobre pastoreo. Debido a que las fuentes de datos para estos supuestos no fueron obtenidas directamente de la jalca, y para ilustrar un rango de posibles valores, se efectuó un análisis de sensibilidad al 25% por encima y por debajo de las estimaciones de acumulación neta. Cabe señalar que en los supuestos para la acumulación de carbono se considera solamente el

cambio de uso de suelo y no se toman en cuenta las emisiones relacionadas con los usos finales, procesamiento, transporte de los productos finales, entre otras.

La captura o emisiones de carbono tienen impactos globales y un precio sombra apropiado para la captura de carbono es sumamente incierto. Aquí se empleó el precio promedio de 21 modelos para pronósticos de precios de carbono a mediano y largo plazo (\$ 28 tC⁻¹), como lo estimó Weyant *et al.* (2006). Para representar un rango de posibles valores para el carbono, se realizó un análisis de sensibilidad a un precio 25% superior y 25% inferior.

Notas adicionales sobre los métodos

Con el propósito de realizar un ajuste por la inflación, todos los valores presentados en este análisis fueron ajustados a partir de su año de colección o publicación a US\$ del año 2010, de acuerdo al índice de precios al consumidor (Bureau of Labor Statistics 2011). No se consideraron escenarios a mayor plazo (más allá de los 28 años de rotación de plantación), pero debe tenerse en cuenta que podrían haber impactos residuales de usos alternativos de la tierra, especialmente en el caso de erosión del suelo, así como cambios en la estructura y estado nutricional del mismo. En este análisis tampoco se han considerado los efectos multiplicadores. Es decir, que no se ha evaluado el potencial de costos y beneficios adicionales relacionados con productos de valor añadido o puestos de trabajo generados a través de la madera, lana, carne u otras industrias.

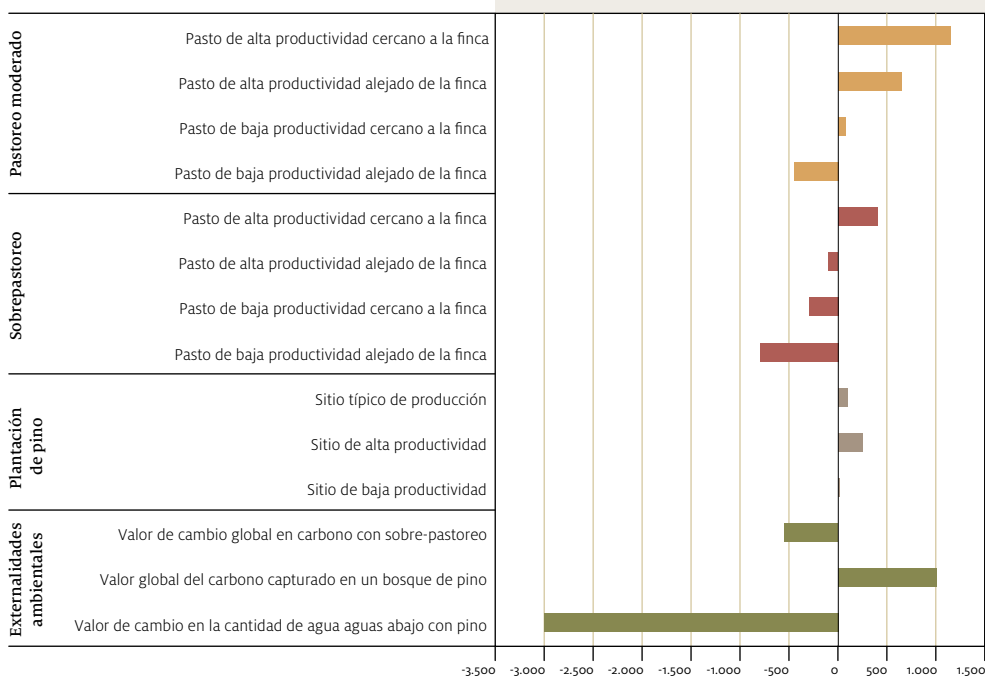
No se intentó realizar una valoración cuantitativa de otros impactos ambientales del cambio de uso del suelo: impactos en la calidad del agua, cambios en la regulación de los caudales, impactos en el suelo no relacionados con el carbono e impactos en la biodiversidad. La magnitud de estos impactos se considera en la sección de resultados y discusión.

Resultados

Resumen de los resultados

Los resultados presentados en la Figura 4 sugieren algunas tendencias generales cuando se consideran todos los escenarios a una tasa de descuento estándar del 10%. En primer lugar, en los sitios potencialmente productivos, el pastoreo moderado parece ser la tentativa más rentable para los propietarios de tierra.

Figura 4. Comparación de los escenarios privados de uso del suelo y las externalidades ambientales (VAN en US\$ para un periodo de 28 años).



Sin embargo, la rentabilidad de pastoreo moderado es mínima en sitios de baja productividad e incluso negativa si el sitio de baja productividad se encuentra alejado de la finca. En segundo lugar, en el caso del sobre pastoreo, el VAN es negativo en todos, excepto en uno de los escenarios. Aún así, la magnitud del valor global de las emisiones de carbono causadas por el sobre pastoreo fue mayor que las ganancias potenciales de los propietarios de tierra. Por último, la rentabilidad de las

plantaciones forestales parece ser modesta para los propietarios locales y en comparación, los valores resultantes de las externalidades ambientales causadas por la silvicultura de plantaciones, son sustanciales. La reducción del caudal ocasionada por una plantación de pino fue el valor más significativo en aproximadamente -US\$ 3.000. Esto fue considerablemente más alto que el valor del carbono capturado por una plantación de pino (aproximadamente US\$ 1.000).

Incentivos financieros para el pastoreo moderado, sobre-pastoreo y silvicultura de plantaciones forestales

Los resultados ampliados presentados en la Tabla 3 muestran la importancia de la tasa de preferencia temporal del propietario de tierra en la determinación de la rentabilidad en cada escenario de uso del suelo. Ya que las ganancias más importantes de la silvicultura de plantaciones llegan años después de la inversión inicial, una plantación de pino es particularmente sensible a la tasa de preferencia temporal

del propietario de tierra. Para los propietarios con una tasa de preferencia temporal baja del 4%, se hace más viable la espera de un largo período de tiempo para un beneficio. La silvicultura de plantaciones se convierte, por lo tanto, en una opción mucho más atractiva, con ganancias razonables, incluso en sitios menos productivos. En el otro extremo, los propietarios de tierra con una tasa de preferencia temporal del 30% es poco probable que inviertan en una plantación de pino. La rentabilidad relativa de pastoreo fue alterada de forma menos sustancial por la tasa de preferencia temporal del propietario.

Tabla 3. Incentivos para los propietarios de tierra para el pastoreo moderado, sobre-pastoreo y silvicultura de plantaciones forestales a 3 tasas de descuento (expresados en VAN para un ciclo de uso del suelo de 28 años en U\$ por hectárea).

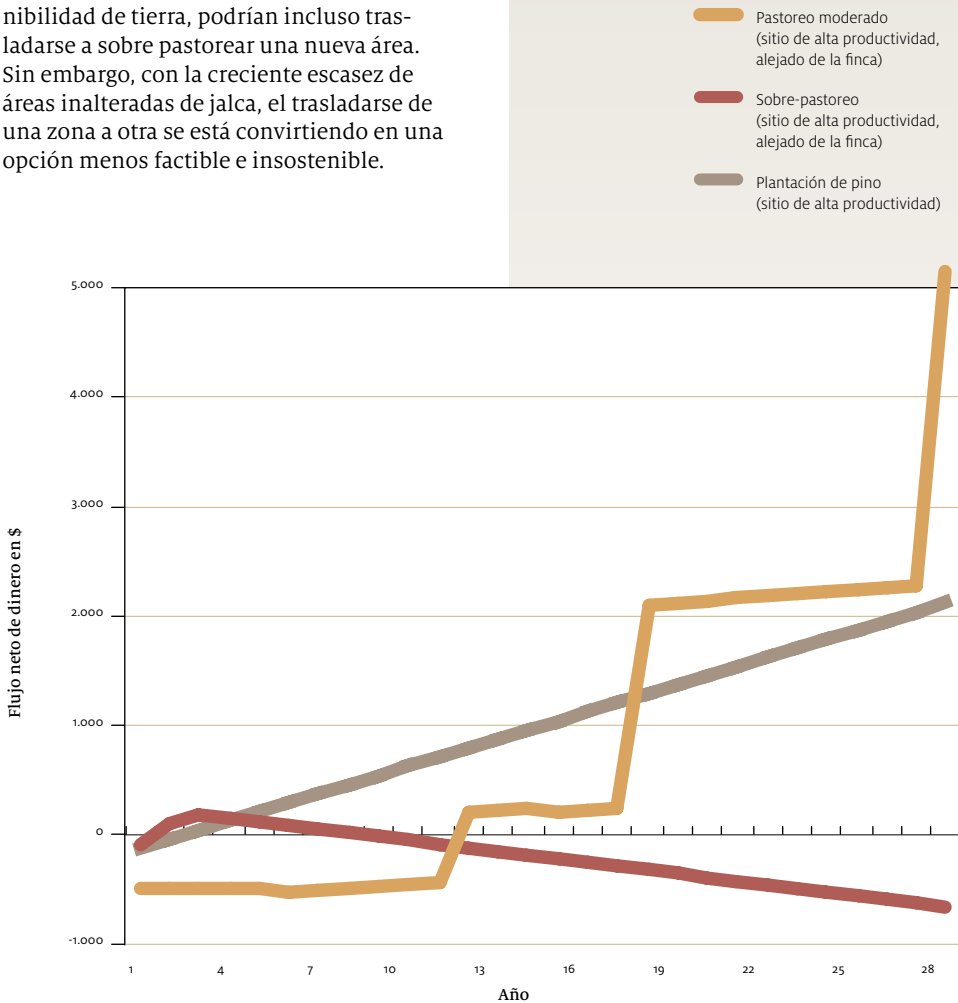
Pastoreo moderado	Tasa de preferencia temporal del propietario		
	4%	10%	30%
Pasto de alta productividad cercano a la finca	2.100	1.150	375
Pasto de alta productividad alejado de la finca	1.225	650	150
Pasto de baja productividad cercano a la finca	175	75	-25
Pasto de baja productividad alejado de la finca	-700	-450	-250

Sobre-pastoreo	Tasa de preferencia temporal del propietario		
	4%	10%	30%
Pasto de alta productividad cercano a la finca	550	400	250
Pasto de alta productividad alejado de la finca	-325	-100	50
Pasto de baja productividad cercano a la finca	-575	-300	-75
Pasto de baja productividad alejado de la finca	-1.450	-800	-300

Plantación de pino	Tasa de preferencia temporal del propietario		
	4%	10%	30%
Sitio típico de producción	1.325	100	-500
Sitio de alta productividad	1.700	250	-475
Sitio de baja productividad	1.050	0	-500

Los bajos valores de VAN para el sobre pastoreo en todos los escenarios no explican por qué éste es común en el área de estudio. Sin embargo, el flujo neto de dinero en el tiempo muestra que las ganancias netas para los tres primeros años son mayores con el sobre pastoreo (ver Figura 5). Esto es cierto en todos los escenarios, lo que sugiere que los agricultores que sobre pastorean tienen probablemente necesidades inmediatas de dinero en un horizonte relativamente a corto plazo. De esta manera, los agricultores podrían abandonar sus actividades de pastoreo después de los tres primeros años, quedando con pequeñas ganancias. Dependiendo de la disponibilidad de tierra, podrían incluso trasladarse a sobre pastorear una nueva área. Sin embargo, con la creciente escasez de áreas inalteradas de jalca, el trasladarse de una zona a otra se está convirtiendo en una opción menos factible e insostenible.

Figura 5. **Flujos netos de dinero en el tiempo.**



Externalidades ambientales asociadas con el pastoreo moderado, sobre-pastoreo y silvicultura de plantaciones forestales en la jalca

El análisis de sensibilidad para el carbono y el agua sugiere que incluso a precios estimados más bajos, los valores de las externalidades ambientales son todavía de una magnitud significativa en relación a los

valores de producción. En el caso de una plantación de pino, los valores de carbono y agua se compensan uno al otro solo si se asume el alto valor del carbono y las altas tasas de captura del pino, además de asumir un valor bajo para el agua y las pequeñas reducciones en el caudal causadas por una plantación. En todos los demás escenarios, el valor de las reducciones en el caudal supera el valor de la captura de carbono con un bosque de pino (ver Tabla 4).

Tabla 4. **Análisis de sensibilidad para el carbono y el agua (expresado en VAN para un ciclo de uso del suelo de 28 años en US\$ por hectárea).**

Valor de cambio en el carbono con sobre-pastoreo	US\$ 21 por tonelada de carbono	US\$ 28 por tonelada de carbono	US\$ 35 por tonelada de carbono
25% menor a las emisiones de carbono estimadas	-300	-400	-500
Emisiones de carbono en análisis estándar	-400	-550	-675
25% mayor a las emisiones de carbono estimadas	-525	-700	-850
Valor del carbono capturado en un bosque de pino	US\$ 21 por tonelada de carbono	US\$ 28 por tonelada de carbono	US\$ 35 por tonelada de carbono
25% menor a la captura de carbono estimada	550	750	925
Captura de carbono en análisis estándar	750	1.000	1.250
25% mayor a la captura de carbono estimada	925	1.250	1.550
Valor de cambio en la cantidad de agua con una plantación de pino	US\$ 0.23 por m³ agua	US\$ 0.31 por m³ agua	US\$ 0.39 por m³ agua
Cambio 25% menor en caudal por año	-1.675	-2.250	-2.825
Cambio en caudal en análisis estándar	-2.225	-3.000	-3.775
Cambio 25% mayor en caudal por año	-2.775	-3.750	-4.725

En la Tabla 5 se amplían las externalidades ambientales esperadas, mostrando los impactos adicionales de la utilización de la jalca con pastoreo moderado, sobre pastoreo o una plantación de pino. En general, las externalidades asociadas con el pastoreo moderado fueron marginales en comparación con otros usos del suelo. En los pastos relativamente productivos, las ganancias netas del pastoreo moderado para los propietarios pueden justificar cualquier externalidad ambiental negativa asociada con este tipo de pastoreo.

Para la silvicultura de plantaciones, además del valor por la captura de carbono superado por el alto valor por la reducción en el caudal, también existen otras externalidades ambientales negativas a tener en cuenta. Los impactos negativos en los nutrientes del suelo y la diversidad vegetal sugieren que las plantaciones de pino producen pérdidas ambientales netas si se siembran en la jalca y que estas pérdidas son mayores que las ganancias potenciales para los propietarios. También debe tenerse en cuenta que las plantaciones de pino, al reemplazar a los ecosistemas de pastizales, no solo tienden a reducir el flujo base del caudal, sino también a disminuir el caudal, lo que significa que existe una menor cantidad de agua disponible para el uso aguas abajo durante períodos críticos de sequía (Farley *et al.* 2005; Keenan and van Dijk 2007). Una importante advertencia, sin embargo, es que las plantaciones de pino, cuando se plantan en pastizales ya degradados, pueden regular de mejor forma el caudal y reducir la sedimentación (Keenan and van Dijk 2007).

Los impactos ambientales del sobre pastoreo son claramente negativos. Aunque no se asignó valores cuantitativos a los cambios en la calidad del agua y a la regulación de caudales, el elevado valor para los cambios en la cantidad de agua ocasionados por una plantación de pino sugiere que estos impactos adicionales también serían elevados. La pérdida adicional de carbono y los impactos negativos en el suelo y en la biodiversidad sugieren que las pequeñas ganancias que los propietarios pueden obtener en los primeros años de sobre pastoreo son superadas con creces por las externalidades ambientales negativas a nivel regional y global.

Tabla 5. **Resumen de las externalidades ambientales asociadas con el pastoreo moderado, el sobre-pastoreo y las plantaciones de pino en la jalca.**

Externalidades ambientales	Pastoreo moderado	Sobre-pastoreo	Plantación de pino
Cambio en la cantidad de agua	Reducción potencial en el flujo base (Buyteart <i>et al.</i> 2006), pero menos severa que con sobre-pastoreo	Potencial reducción en el flujo base (Buyteart <i>et al.</i> 2006)	Valor estimado de reducción de caudal por hectárea de pino = -US\$ 3.000*
Cambio en la calidad del agua	Potencial para efectos negativos (Buyteart <i>et al.</i> 2006), pero menos severos que con sobre-pastoreo	Mayor sedimentación (Podwojewski <i>et al.</i> 2002)	Mínimo (Keenan y van Dijk 2007)
Cambio en la regulación del caudal	Potencial para efectos negativos (Buyteart <i>et al.</i> 2006), pero menos severos que con sobre-pastoreo	Menor infiltración de agua en los suelos, menor caudal en estación seca, mayor escorrentía y mayor riesgo de inundaciones en estación lluviosa (Podwojewski <i>et al.</i> 2002)	Mínimo (Keenan y van Dijk 2007)
Captura de carbono	Probable reducción de carbono en plantas y suelo; en menor grado que con sobre-pastoreo	Valor estimado por hectárea para cambio en carbono en biomasa vegetal y en el suelo = -US\$ 550*	Valor estimado por hectárea de carbono capturado en plantación de pino = US\$ 1.000*
Impactos en el suelo	Potencial para efectos negativos (Buyteart <i>et al.</i> 2006), pero menos severos que con sobre-pastoreo	Mayor erosión y pérdida de carbono del suelo resulta en pérdida de la estructura del suelo y de capacidad de retención de agua (Podwojewski <i>et al.</i> 2002)	Disminución en nitrógeno del suelo, disminución del pH y disminución en cationes de Ca, K y Mg (Berthrong <i>et al.</i> 2009)
Impacto en la biodiversidad	Alteración en la composición de especies del pastizal debido a la variada palatabilidad de las especies y las variadas respuestas de las especies a la presión de pastoreo (Molinillo y Monasterio 1997)	Disminución significativa en número de especies vegetales, reemplazo de gramíneas amacolladas por pastos compuestos por herbáceas rastreras (Podwojewski <i>et al.</i> 2002)	Reducción significativa en especies de pastos debido a aumento de sombra y a acumulación de agujas de pino**

* Los valores para la captura de carbono y cambios en la cantidad de agua se estiman por hectárea por un periodo de 28 años a una tasa del descuento del 10% (expresados como VAN en US\$ ha-1).

** Los estudios sobre los impactos de las plantaciones de pino en la biodiversidad en la sierra andina son limitados. Una excepción (Hofstede *et al.* 2002) produjo resultados variables. Sin embargo, datos no publicados y observaciones generales de los autores de este estudio sugieren que la sombra y la capa de desechos de agujas, producida por las plantaciones de pino, reducen enormemente la diversidad de especies en el sotobosque de la plantación, en relación a una jalca inalterada.

Conclusiones

Este estudio sugiere que no existe una respuesta única para el mejor uso de la tierra en la jalca. La rentabilidad de cada uso del suelo varía para los propietarios de tierra locales en función de las pequeñas diferencias en los requerimientos de mano de obra o probables rangos en las tasas de preferencia temporal o productividad de los pastos. La heterogénea topografía montañosa probablemente aumenta esta variabilidad. Al mismo tiempo, los costos de las externalidades ambientales tienen un alto grado de incertidumbre. Las decisiones de uso del suelo en la jalca deben tener en cuenta, por lo tanto, las necesidades específicas del propietario y los contextos ambientales de la parcela de tierra en cuestión.

Al mismo tiempo, se pueden definir algunos principios generales. En primer lugar, en muchos casos, el pastoreo moderado parece generar la mejor solución intermedia (*tradeoff*) entre los beneficios privados y los impactos ambientales. El pastoreo moderado generalmente provoca las menores externalidades ambientales negativas en la jalca. Donde los pastos son relativamente productivos, el pastoreo moderado también sería la actividad más rentable para los propietarios.

En segundo lugar, el sobre pastoreo parece ser la peor opción. Aunque para los agricultores con necesidades inmediatas de dinero, las ganancias son ligeramente superiores al pastoreo moderado, varios estudios han demostrado que los efectos ambientales del sobre pastoreo son muy negativos. En los lugares donde el sobre pastoreo es cada vez más extendido, los incentivos necesarios para modificar el comportamiento de los agricultores y ganaderos hacia la promoción de un pastoreo más sostenible serían pequeños, comparados con los excesivos costos ambientales del sobre pastoreo. A este respecto, existen importantes oportunidades para la alineación de los beneficios entre los intereses alternativos de las partes interesadas, como son los usuarios de agua aguas abajo, los compradores extranjeros de carbono, el gobierno nacional y organizaciones o donantes con intereses en la conservación o el bienestar general.

En tercer lugar, aunque las plantaciones de pino pueden ser vistas como ventajosas desde algunos puntos de vista, su promoción en áreas de jalca que no están degradadas conduce probablemente a pérdidas sociales netas. Desde la perspectiva del desarrollo de los mercados globales de carbono, las plantaciones de pino en la jalca parecen ofrecer beneficios de captura de carbono, pero desde el punto de vista de los usuarios del agua aguas abajo, las plantaciones de pino representan un alto costo en el agua disponible para riego. Con los precios de carbono (US\$ 28 tC⁻¹) y agua (US\$ 0,31 m³ agua⁻¹) utilizados en este estudio, el valor de los beneficios en el caudal sin la plantación es aproximadamente 3 veces mayor que el valor para la captura de carbono con la plantación, lo que sugiere que para una mayor eficiencia económica no se debe alentar la conversión continua de grandes áreas de la jalca a plantaciones de pino.

Por otro lado, si se destinan las plantaciones de pino a áreas que ya han sido sobre pastoreadas, compactadas o degradadas, los flujos hidrológicos podrían estar mejor regulados debido a una mejor infiltración del agua en el suelo debajo de una plantación. La erosión y la sedimentación también podrían reducirse (Keenan y van Dijk 2007). También se podrían cosechar beneficios del carbono y algunos propietarios de tierra tendrían las mayores ganancias de la silvicultura de plantaciones en estas tierras. Por lo tanto, el orientar la silvicultura de plantaciones en partes de la jalca que ya están degradadas podría generar beneficios netos.

En resumen, al definir algunos principios generales para guiar el cambio de uso del suelo en la jalca, este estudio resalta la utilidad de considerar las actividades productivas y las múltiples externalidades ambientales dentro de un marco económico. Enfoques similares podrían ser utilizados en diversas regiones montañosas donde los pequeños agricultores manejan valiosos ecosistemas. La utilidad de los resultados siempre se verá limitada por la calidad e importancia local de los datos disponibles. Pero aun cuando las fuentes de datos son un tanto limitadas, como fue el caso de la jalca del Perú, todavía se pueden obtener algunas conclusiones relevantes. Un estudio adicional, especialmente relacionado con las externalidades ambientales que son más difíciles de valorar, podría depurar las conclusiones que se puedan sacar y mejorar su aplicabilidad. Tomando como punto de partida esta perspectiva económica, los donantes, gobiernos, ONGs asociadas y otras partes interesadas pueden diseñar de mejor forma las intervenciones que conduzcan a beneficios mutuos para la conservación y los medios de subsistencia.

Referencias

- ADEFOR.** 2009. *El Segundo Raleo del Bosque Yamobamba II – Namora en el Mes de Junio*. Cajamarca, Perú.
- ADEFOR.** 2009. *Registro de Producción Forestal: Granja Porcón*. Cajamarca, Perú.
- ADEFOR.** 2009. *Resumen Total de Actividades Yanacancha Alta: Primer Raleo Julio-Agosto*. Cajamarca, Perú.
- Bartl K, Mayer AC, Gómez CA, Munuz E, Hess HD, Holmann F.** 2009. Economic evaluation of current and alternative dual-purpose cattle systems for smallholder farms in the central Peruvian highlands. *Agricultural Systems* 101:152-161.
- Becker B, Terronones FM, Tapia ME.** 1989. *Los Pastizales y Producción Forrajera en la Sierra de Cajamarca*. Cajamarca, Perú: Proyecto Piloto de Ecosistemas Andinos.
- Belli P, Anderson J, Barnum H, Dixon J, Tan JP.** 1998. *Handbook on the Economic Analysis of Investment Operations*. Operational Core Services Network Learning and Leadership Center. The World Bank.
- Bernet T, Staal S, Walker T.** 2001. Changing Milk Trends in Peru: Small-scale highland farming versus coastal agribusiness. *Mountain Research and Development* 21(3):268-275.
- Berthrong ST, Jobbág EG, Jackson RB.** 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications* 19(8):2228-2241.
- Bryant FC, Florez A, Pfister P.** 1989. Sheep and Alpaca Productivity on High Andean Rangelands in Peru. *Journal of Animal Science* 67:3087-3095.

- Bureau of Labor Statistics.** Consumer Price Index Inflation Calculator. http://www.bls.gov/data/inflation_calculator.htm; accessed on 15, May, 2011.
- Buytaert W, Iniguez V, De Bievre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251:22-30.
- Dillon MO.** 2003. Jalca Formations of Northern Peru. Webpage. http://www.sacha.org/envir/alpine/Jalca_webpage.htm; accessed on 15, May, 2011.
- Farley K A.** 2007. Grasslands to tree plantations: Forest transition in the Andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers* 97(4):755-771.
- Farley KA, Jobbágy EG, Jackson RB.** 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.
- Flores E, Cruz J, Ñaupari J.** 2005. *Utilización de praderas cultivadas en seco y praderas naturales para la producción lechera.* Lima: UNA La Molina-INCAGRO.
- García O, Gómez CA.** 2006. The Economics of Milk Production in Cajamarca, Peru, with Particular Emphasis on Small-Scale Producers. *Pro-Poor Livestock Policy Initiative: International Farm Comparison Network.* <http://www.fao.org/ag/againfo/projects/en/pplpi/docarc/wp34.pdf>; retrieved on 15 September, 2009.
- García Pérez A, Benavides Ferreyros I, Angeles Lazo IR, Rosas Silva M, Lizárraga Leguía, D.** 2007. Bases Para la Promoción de Plantaciones Forestales en el Perú. Lima: Instituto Nacional de Recursos Naturales – INRENA.
- Girón Echeverry E.** 2003. *Andes Basin Profile: Jequetepeque River Basin.* CONDESAN.
- Gittinger JP.** 1982. *Economic Analysis of Agricultural Projects (2nd ed.).* Baltimore: Johns Hopkins University Press for the World Bank.
- Hofstede R, Rossenaar A.** 1995. Biomass of Grazed, Burned, and Undisturbed Paramo Grasslands, Columbia. II. Root Mass and Aboveground: Belowground Ratio. *Arctic and Alpine Research.* 27(1):13-18.
- Hofstede R, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development* 22(2):159-167.
- Hofstede R.** 2008. The Andean Paramo Project: Applying the Ecosystem Approach at the regional landscape level. In: Andrade Pérez A, editor. *Applying the Ecosystem Approach in Latin America.* IUCN: Gland, Switzerland, pp 39-44.
- Jackson RB, Jobbágy EG, Avissar R, Roy SB, Barrett DJ, Cook CW, Farley KA, le Maitre DC, McCarl BA, Murray BC.** 2005. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science* 310:1944-1947.
- Keenan RJ, van Dijk A.** 2007. Overview: Planted Forests and Water in Perspective. *Forest Ecology and Management* 251:1-9.
- Luteyn JL.** 1999. *Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature.* Bronx, NY: The New York Botanical Garden, Institute of Systematic Botany.
- Mendo Velásquez H, Hidelso M.** 2008. *Valoración Económica de los Bienes y Servicios Ambientales del Bosque Granja Porcón, Cajamarca – Perú.* (PhD Dissertation). Trujillo, Perú: Universidad Nacional de Trujillo.

Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Recursos Naturales.

2005. Plan Nacional de Reforestación. *Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Recursos Naturales*. http://www.inrena.gob.pe/iffs/pnr/proyecto_pnr-v151205v1.pdf; accessed on 12 December 2008.

Molinillo M, Monasterio M. 1997.

Pastoralism in paramo environments: practices, forage, and impact on vegetation in the cordillera of Merida, Venezuela. *Mountain Research and Development* 17:3:197-211.

National Research Council. 2007. *Nutrient Requirements of Small Ruminants: Sheep, Goats, Cervids, and New World Camelids*. Washington DC: National Academy Press.

Proyecto FEMAP. 1998. Evaluación de Ensayos de Introducción de Especies Forestales en la Sierra Peruana. *Forestería en Microcuencas Altoandinas del PRONAMACHCS – FEMAP*. Lima, Perú.

Podwojewski P, Poulenard J, Zambrano T Hofstede R. 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the paramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18:45-55.

Rodríguez F. 2003. *Local Resolution for Watershed Management: The Case of*

Water and Land Allocation in Cotacachi, Ecuador. PhD Dissertation, Columbus, Ohio: The Ohio State University.

Sánchez-Vega I, Dillon M. 2006. *Jalcas. Botánica Económica de los Andes Centrales* 77-90.

Tovar C. 2013. Patrones de configuración espacial del uso del suelo y degradación de la jalca del sur de Cajamarca. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Weyant JP, de la Chesnaye FC, Blanford GJ. 2006. Overview of EMF-21: Multigas Mitigation and Climate Policy. *The Energy Journal*. Multi-Greenhouse Gas Mitigation and Climate Policy Special Issue. IAEE.

Wright JA, DiNicol A, Gaiton E. 2000. Latin American Forest Plantations: Opportunities for Carbon Sequestration, Economic Development, and Financial Returns. *Society of American Foresters* 98(9):20-23.

Zimmerman M, Meir P, Silman MR, Fedders A, Gibbon A, Malhi Y, Urrego DH, Bush MB, Feeley KJ, García KC, Dargie GC, Farfan WR, Goetz BP, Johnson WT, Kline KM. 2010. No Difference in Soil Carbon Stocks Across the Treeline in the Peruvian Andes. *Ecosystems* 13:62-74.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Segovia-Salcedo MC, Quijia-Lamiña P, 2014. Citogeografía de cuatro especies de *Polylepis* (Rosaceae) en el Ecuador: Información relevante para el manejo y conservación de los bosques andinos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Citogeografía de cuatro especies de *Polylepis* (Rosaceae) en el Ecuador: Información relevante para el manejo y conservación de los bosques andinos

María Claudia Segovia-Salcedo^{1,2,4}
y Paulina Quijia-Lamiña^{3,4}

¹ Department of Biology. University of Florida, Gainesville, US.

² Florida Museum of Natural History. Gainesville, US

³ Department of Environmental Horticulture. University of Florida, Gainesville, US

⁴ Grupo de Investigación sobre Conservación de Bosques de *Polylepis*. Departamento de Ciencias de la Vida. Escuela Politécnica del Ejército. Sangolquí, Ecuador.

Resumen

Los límites taxonómicos en muchas de las especies del género andino *Polylepis* no son evidentes. La ploidia de cuatro especies (*P. pauta* y *P. sericea*, *P. incana* y *P. racemosa*) que presentan casos de hibridización y similitud morfológica ha sido analizada para clarificar estos límites. Se realizaron conteos cromosómicos y georeferenciaron los puntos de colección de los individuos con diferencias cromosómicas. Se registraron 202 conteos para estas especies a lo largo de su rango de distribución. Se identificaron varios citotipos principalmente hexaploides, octoploides, y decaploides. En las especies pertenecientes al grupo *Sericea* se evidenció una variación ploidal entre octoploides y decaploides. Los resultados sugieren una posible zona de hibridización en el norte del Ecuador. Una revisión profunda de la taxonomía de *P. pauta* y *P. sericea* es necesaria. Mientras que *P. incana* presenta un número constante de cromosomas ($2n=42$) a largo de su rango de distribución. Los datos de *P. racemosa* demuestran la presencia de dos citotipos, lo que evidencia la existencia de múltiples eventos de introducción de esta especie al Ecuador. Los resultados de esta investigación confirmar la compleja historia de este género y la importancia de la poliploidia en su evolución. La amplia distribución de los poliploides puede generarse por el contacto secundario entre poblaciones naturales y trasladadas durante la última década. El porcentaje de plantas poliploides es mucho mayor en el norte del Ecuador.

Palabras clave:

Conteos cromosómicos, poliploidia, *Polylepis*, Rosaceae, Ecuador

Abstract

Ploidy has been analyzed to determine species boundaries, and detect evidence of hybridization in four species of the Andean genus *Polylepis*. Chromosome counts for four species was carried out to ascertain whether geographical patterns are associated with difference in ploidy. We registered 202 chromosome counts of four species of *Polylepis* throughout most of their ranges. Polyploids members are widely distributed in these species. Multiple cytotypes exist in the four species analyzed, mostly as hexaploids, octoploids, and decaploids. Ploidy variation was evident in the *Sericea* group species where octoploids and decaploids have similar range sizes. Our data also suggest that a hybrid swarm could exist in the northern area, and a careful review of the taxonomy of *P. pauta* and *P. sericea* in Ecuador is needed. *P. incana* shows a constant number of chromosome ($2n=42$); while, the presence of two cytotypes in *P. racemosa* populations provides evidence of more than one event of introduction in Ecuador. These results confirm the confusing history of this genus. Widespread polyploids are likely derivatives for secondary contact among translocated and natural populations during the last decade. The fraction of plants that are polyploids (8x, 10x, 12x) is much higher in the northern Ecuador than in the south. These results suggest that polyploidy played an important role in this group.

Keywords:

Ploidy, chromosome counts, Rosaceae, *Polylepis*, Ecuador

Introducción

Los bosques de *Polylepis* son una de las formaciones vegetales características de los ecosistemas altoandinos. Su distribución se extiende a lo largo de la cordillera de los Andes desde Venezuela hasta el sur de Chile y Argentina. Se han descrito 28 especies caracterizadas por su corteza exfoliante, frutos secos en forma de aquenio espinoso y flores apétalas con estambres llamativos (Simpson 1979). Evolutivamente están relacionados con el género arbustivo *Acaena*, formando tres grupos que presentan adaptaciones ecológicas a diferentes ecosistemas de altura (Simpson 1979; Kessler y Schmidt-Lebuhn 2006; Schmidt-Lebuhn et al. 2006). Su clasificación filogenética a nivel de género es clara y se presenta en varios estudios como un grupo monofilético (Kerr 2004; Kessler y Schmidt-Lebuhn 2006; Schmidt-Lebuhn et al. 2006). Sin embargo, a nivel de especie su clasificación es aún incierta debido a procesos de frecuente hibridación y poliploidía (Kerr 2004; Kessler 1995; Kessler y Herzog, 1998; Kessler y Schmidt-Lebuhn 2006; Schmidt-Lebuhn et al. 2006; Romoleroux 1996; Segovia-Salcedo et al. 2002; Quijía-Lamiña et al. 2010). En el Ecuador existen 8 especies, de las cuales dos son endémicas y una introducida. En los últimos años, los árboles de papel (género *Polylepis*) han recibido especial atención por parte de programas de (re)forestación a nivel nacional al ser considerados como una alternativa para contrarrestar la pérdida de hábitat y conversión del uso de la tierra en los ecosistemas altoandinos (Hofstede et al. 2002).

La determinación de la ploidía es información importante para definir el límite entre las especies, así como para determinar las relaciones interespecíficas en plantas (Spooner et al. 2010; Majure et al. 2012). El rol de la poliploidía en la evolución de plantas y su especiación ha sido ampliamente reconocida en los últimos años (Tate et al. 2005; Mallet 2007; Doyle et al. 2008; Soltis y Soltis 2009; Collins et al. 2011; Jiao et al. 2011; Majure et al. 2012). En el caso de la familia Rosaceae a la cual pertenece

el género *Polylepis*, la poliploidía es una característica común en varios de sus clados, apareciendo de forma repetida a lo largo de la evolución de la familia (Vamossi y Dickinson 2006; Hummer et al. 2009). En el caso de las especies ecuatorianas de *Polylepis*, su número cromosómico es $n=21$. Si consideramos el número base de la subfamilia Rosideae ($x=7$), a la cual pertenece este género, muchas de las especies serían hexaploides (Morgan et al. 1994; Smedmark y Ericksson 2002).

Actualmente hay 8 especies reconocidas dentro del género *Polylepis* en el Ecuador pertenecientes a tres grupos evolutivos: *Sericea*, *Reticulata* y el complejo *Incana*. Este estudio se centró en cuatro especies: dos del grupo *Sericea* (*P. sericea* y *P. pauta*) y dos del complejo *Incana* (*P. incana* y *P. racemosa*). Las especies analizadas del grupo *Sericea* comparten su rango de distribución en el norte del Ecuador, específicamente en el Parque Nacional Cayambe Coca. Adicionalmente, encontramos algunas poblaciones aisladas en el norte y sur del país. Las poblaciones ubicadas en las provincias de Imbabura y Pichincha corresponden al límite norte de la distribución de *P. pauta*. En el caso de *P. sericea*, su límite norte se encuentra en Venezuela con poblaciones aisladas en el centro, norte y sur del país. Híbridos han sido reportados entre estas especies (Simpson 1979; Kessler 1995; Romoleroux 1996; Segovia-Salcedo et al. 2002).

En relación a las especies pertenecientes al complejo *Incana*, *P. incana* es la especie con el rango de distribución más amplio en el Ecuador con poblaciones que se encuentran desde el límite con Colombia hasta la provincia del Azuay en el sur, continuando hasta Perú y Bolivia. Mientras que, *P. racemosa* (yagual) fue introducida al país en la década de los ochenta como una alternativa a especies "exóticas" como eucalipto y pino. En la actualidad se la puede encontrar en todo el callejón interandino a excepción de la provincia de Loja (Datos hasta el 2011). Su rango de distribución se extiende

hasta Perú y Bolivia (Simpson 1979). Se han reportado híbridos entre estas dos especies en el Perú (Kessler y Herzog 1998; Kessler 1995). *P. racemosa* ha sido utilizado por varios programas de reforestación en el Ecuador debido a su fácil propagación y manejo frente a las especies nativas de *Polylepis*. Adicionalmente, comunidades locales, ONGs y autoridades de gobiernos seccionales consideran esta especie como nativa debido a su origen andino. Estos elementos han generado un incremento en el número de plantaciones de *P. racemosa* a lo largo de toda la serranía ecuatoriana.

La gran variación morfológica que se exhibe entre las taxa, la ausencia de evidencia filogenética o citológica, la hibridación y poliploidía contribuyen a la confusa situación taxonómica de este género. Estudios anteriores ratifican la hipótesis de que la hibridación puede haber dado origen de algunos morfotipos geográficos con la posible introgresión entre algunas especies (Romoleroux 1996; Kessler 1995; Kessler y Schmidt-Lebuhn 2006; Segovia-Salcedo et al. 2002;). Estudios previos no habían logrado identificar el número cromosómico de los miembros de este género, debido al elevado número y a la falta de suficientes metafases (Simpson 1979; Schmidt-Lebuhn et al. 2006, 2010). Sin embargo, como un antecedente a este estudio se estandarizó la técnica y se determinó el número cromosómico de las especies ecuatorianas (Quijia-Lamiña et al. 2010). Aquí presentamos conteos cromosómicos de cuatro especies que comparten su rango de distribución en el Ecuador. La determinación de la ploidía junto con los análisis morfológicos y filogenéticos ayudarán en la delimitación de especies en este grupo, y la estimación del origen y la importancia evolutiva de la poliploidía en este género. Adicionalmente, estas especies nos permiten analizar la variación citogenética intra-específica y el posible impacto de los programas de reforestación e introducción de especies al ya complejo sistema existente en este género.

Métodos

Área de estudio

Poblaciones de *Polylepis* en Ecuador con énfasis en *P. pauta*, *P. sericea*, *P. incana* y *P. racemosa* han sido colectadas a partir del año 2008 a lo largo de los Andes, tratando de cubrir todo su rango de distribución. Durante el transcurso de esta investigación se colectaron en 45 poblaciones de *Polylepis* correspondientes a las 4 especies en estudio. Los páramos ecuatorianos se extienden desde 1°N hasta 5°S y se localizan en las montañas, ocupando cerca de 20.000 km², desde los 3.000 hasta los 4.800 a 5.000 m de altitud (Luteyn 1999; Hofstede et al. 2002). Dos cadenas montañosas corren paralelas de norte a este y de sur a oeste, dividiendo a la serranía ecuatoriana en profundos valles interandinos donde se encuentran la mayoría de las ciudades de la serranía.

Conteos cromosómicos

Durante el período 2008-2011 se colectaron muestras florales y plántulas de 14 poblaciones de *P. pauta* (9) y *P. sericea* (5), así como de 31 poblaciones de *P. incana* (20) y *P. racemosa* (11) para analizar el número cromosómico. Estas especies de acuerdo a estudios anteriores presentan altos niveles de hibridación (Romoleroux 1996; Segovia-Salcedo et al. 2002). Se colectaron plántulas de 5 – 10 cm y muestras de botones florales (Tabla 1 y 2). Las plántulas fueron transportadas con bloques de tierra hasta los invernaderos del laboratorio de Ingeniería en Biotecnología de la Escuela Politécnica del Ejército, en donde fueron transferidas a macetas con un sustrato apropiado para su enraizamiento, con la finalidad de obtener muestras de meristemo radicular. Los botones florales encontrados fueron pre-tratados en el sitio de colección y transportados en un contenedor que permitía mantenerlos a temperaturas bajas. En el laboratorio, después del proceso de fijación y lavado, las muestras se almacenaron a -20 °C, en etanol, al 70% hasta su posterior uso. El proceso de

obtención y visualización de los cromosomas tanto en raíz como en botón floral se realizó siguiendo el protocolo de Quijia-Lamiña et al. 2010. Múltiples conteos por muestra fueron realizados. Para confirmar cada conteo, al menos tres metafases se contaron por cada espécimen. Las microfotografías fueron tomadas con una cámara fotográfica digital de 20 MPX adaptada al microscopio invertido marca LOMO con un aumento de 1040X.

Análisis citogeográficos

Se georreferenció la ocurrencia de todos los individuos de los cuales se pudo determinar la plodia (202 conteos con un promedio de 3 conteos por individuo) y posteriormente se los ubicó en mapas.

Tabla 1. **Números cromosómicos somáticos de las especies *P. incana* y *P. racemosa* con detalle de muestra utilizada, localidad y número de células metafásicas analizadas.**

Especie	Muestra	Localidad	No. células	No. cromosomas	2N	
<i>P. incana</i>	Meristemo radicular	El Ángel, Prov. Carchi. Reserva Ecológica El Angel N 00° 48' 31.6" W 77° 58' 31.9"	4	38(1), 40(2), 42(1)	38-42	
		Illinizas, Prov. Pichincha. Parque Nacional Los Illinizas S 00° 12' 8.56" W 68° 40' 24.65"	23	38(11), 39(5), 40(4), 41(1), 42(2)	38-42	
		Papallacta, Prov. Pichincha, Napo. Parque Nacional Cayambe Coca S 00° 19' 01.0" W 78° 13' 28.6"	30	39(2), 40(8), 41(9), 42(11)	39-42	
	Ovario	Papallacta, Prov. Pichincha, Napo. Parque Nacional Cayambe Coca S 00° 19' 01.0" W 78° 13' 28.6"	15	40(7), 41(3), 42(5)	40-42	
		Meristemo radicular	Oyacachi, Prov. Pichincha, Napo. Parque Nacional Cayambe Coca S 00° 07' 01.7", W 78° 07' 05.3"	12	80(2), 82(4)	80-82
			Ovario	Oyacachi, Prov. Pichincha, Napo. Parque Nacional Cayambe Coca S 00° 07' 01.7", W 78° 07' 05.3"	2	72(1), 77(1)

Tabla 2. **Números cromosómicos somáticos de las especies *P. sericea* y *P. pauta* con detalle de muestra utilizada, localidad y número de células metafásicas analizadas**

Especie	Muestra	Localidad	No. células	No. cromosomas	2N	
<i>P. sericea</i>	Ovario	El Ángel, Prov. Carchi. Parque Nacional El Angel N 00° 47' 19.6" W 77° 53' 09.8'	8	37 39 40	(5), (2), (1)	37 - 40
		Fierrouroco, Prov. Loja S 03° 42' 53.9" W 79° 19' 21.9"	25	39 40 41 42	(10), (6), (7), (2)	39 - 42
		Yanacocha, Prov. Pichincha S 00° 07' 54.9", W 78° 35' 06.7"	9	59 64 66 70 71 74 76 77	(2), (1), (1), (1), (1), (1), (1), (1)	59 - 77
	Meristemo radicular	Oyacachi, Prov. Pichincha-Napo Parque Nacional Cayambe Coca S 00° 08' 12.6", W 78° 07' 12.9"	15	62 70 80 124 (1)	(6), (4), (4),	62-124
		Yanacocha, Prov. Pichincha S 00° 07' 54.9", W 78° 35' 06.7"	4	60 62 70 80	(1), (1), (1), (1),	60-80

Figura 1. Citogeografía de *P. racemosa*. Decaploides están representados con círculos anaranjados, dodecaploides con círculos verdes.

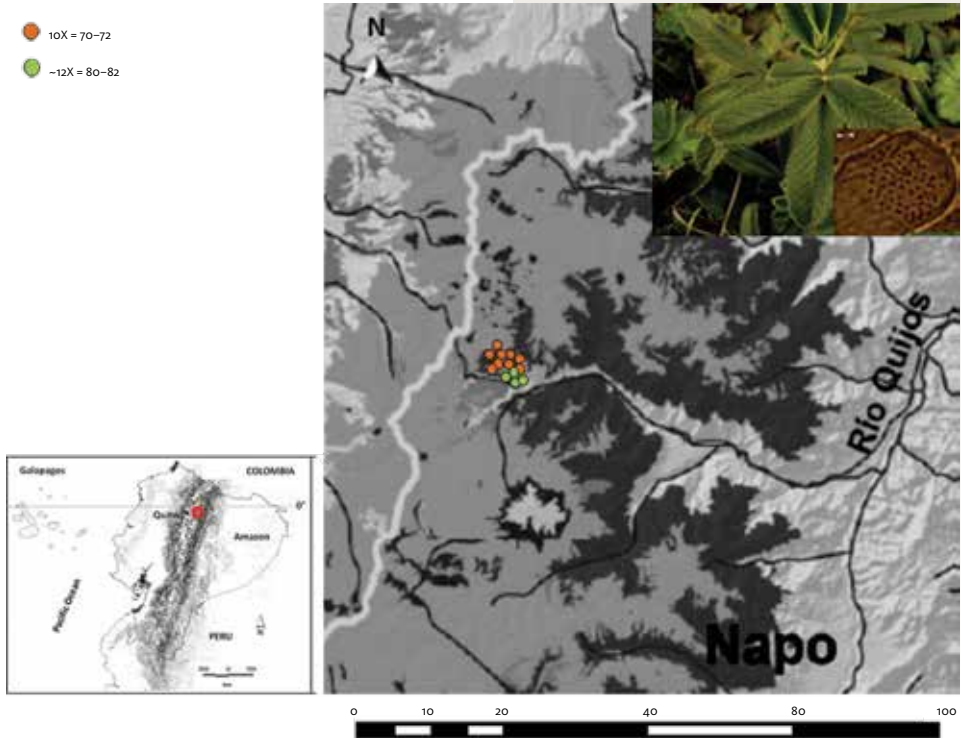


Tabla 2. **Números cromosómicos somáticos de las especies *P. sericea* y *P. pauta* con detalle de muestra utilizada, localidad y número de células metafásicas analizadas**

Especie	Muestra	Localidad	No. células	No. cromosomas	2N						
<i>P. pauta</i>	Ovario	La Virgen (Papallacta), Prov. Pichicha, Napo Parque Nacional Cayambe Coca	25	67 (9), 68 (2), 72 (2), 73 (2), 74 (1), 75 (1), 76 (3), 77 (1), 78 (1), 80 (1), 81 (1), 83 (1)	67-83						
		S 00° 20' 41.5" W 78° 12' 2.0"									
		Mojanda, Prov. Pichincha, Imbabura		12		70 (6), 71 (1), 72 (1), 73 (1), 75 (1), 78 (1), 84 (1)	70-84				
		N 00° 08' 07.4" W 78° 15' 22.5"									
		La Virgen (Papallacta), Prov. Pichicha, Napo Parque Nacional Cayambe Coca				8		71 (1), 78 (1), 80 (5), 81 (1)	71-81		
		S 00° 20' 41.5" W 78° 12' 2.0"									
		Meristemo radicular						10		58 (1), 60 (3), 64 (4), 66 (1), 80 (1)	58-80
		Oyacachi Prov. Pichicha, Napo Parque Nacional Cayambe Coca, S 00° 07' 02.7", W 78° 07' 07.4"									

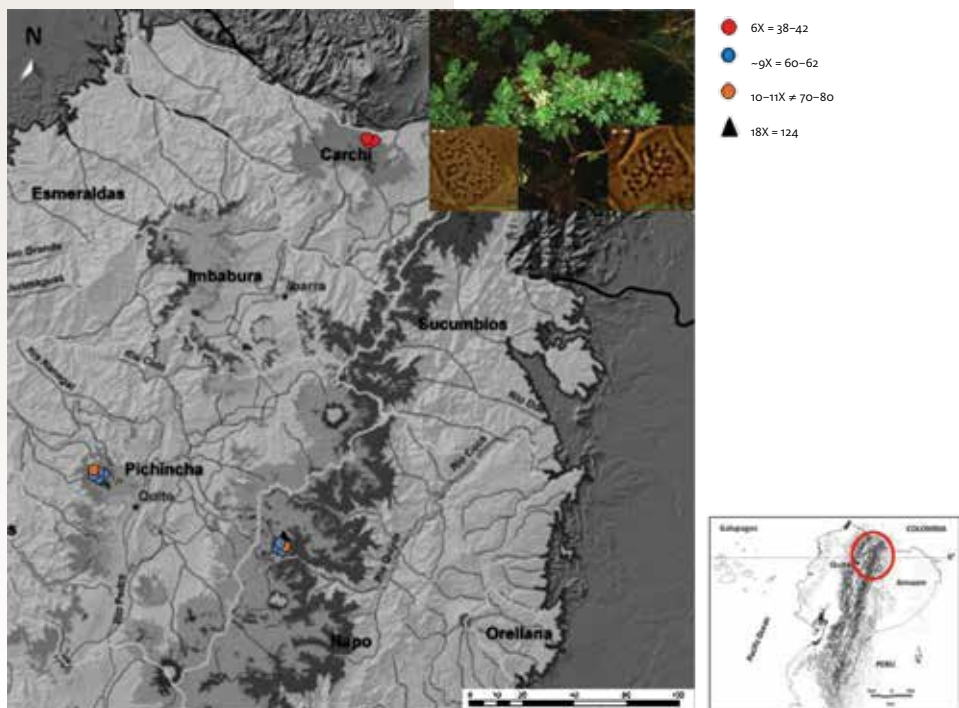
Los problemas de delimitación de especies dentro de *Polylepis* están relacionados, entre otros factores, con una posible hibridación, por lo que una alternativa para identificar correctamente a las plantas es utilizar información cromosómica, especialmente cuando es necesario una clasificación exacta de las especies. En los últimos años, análisis cromosómicos han retomado su real importancia debido a la frecuencia de organismos poliploides, principalmente en plantas. En el caso de *Polylepis*, el número cromosómico en la mayoría de las especies ecuatorianas del género es $2n=42$ o mayor (Quijia-Lamiña et al. 2010). Números similares se han observado en otros géneros de la sub familia Rosoideae (Smedmark y Eriksson 2002).

Figura 2. **Citogeografía de *P. incana*. Hexaploides están representados con círculos rojos. La ploidía de esta especie se mantiene en las tres poblaciones analizadas.**



Figura 3. **Citogeografía de *P. sericea*. Hexaploides están representados con círculos rojos, nonaploides con círculos azules, decaploides con círculos anaranjados y octodecaploides con un triángulo negro. La variación de la plodia se centra en la parte central norte del país.**

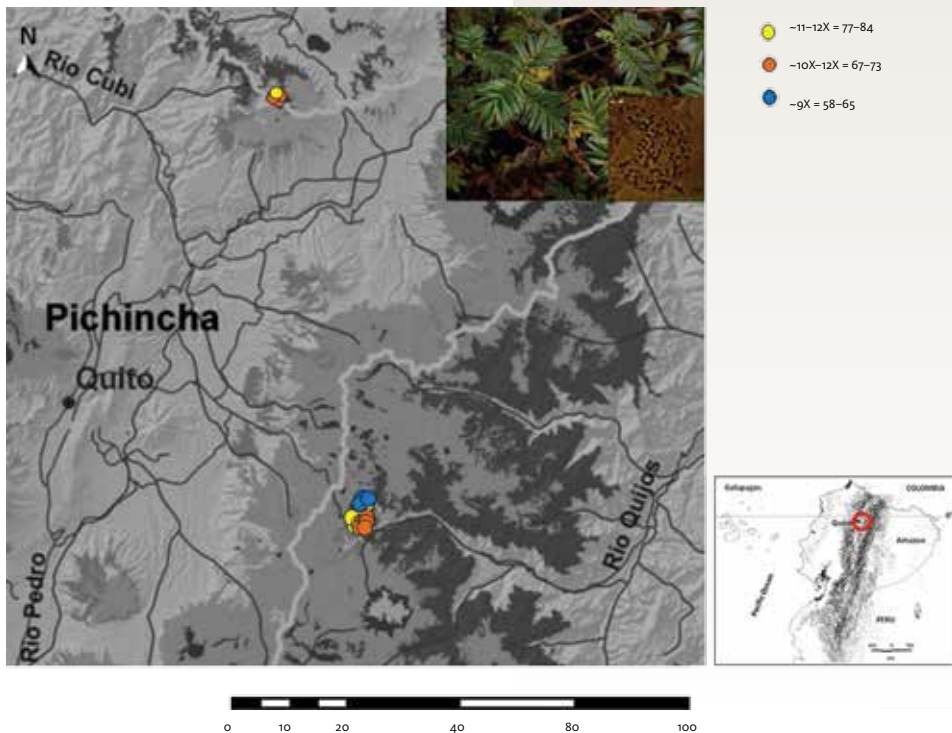
Los resultados obtenidos presentan una gran variación en el número cromosómico de las especies analizadas ($2n=42-118$). Estos datos no siguen los patrones establecidos en estudios filogenéticos (Kessler y Schmidt-Lebuhn 2006; Schmidt-Lebuhn et al. 2007). Sin embargo, esta amplia fluctuación ha sido corroborada por la medición del tamaño de los estomas y citometría de flujo, métodos indirectos de determinación de ploidía (Schmidt et al. 2010). Toda esta información confirma el origen poliploide de este género (Vamosi y Dickinson 2006) y nos da pautas sobre sus complejas relaciones interespecíficas de un género con una rápida radiación. Además, estos datos apoyan la hipótesis de que la poliploidía es una característica común en plantas que tienen que enfrentar condiciones ambientales difíciles como la altitud y temperaturas extremas (Otto y Wheaton 2000;



Brochoman et al. 2004; Vamosi y Dickinson 2006; Hijmans et al. 2007).

Al realizar análisis citogenéticos de *P. incana* (nativa) y *P. racemosa* (introducida), especies pertenecientes al mismo grupo evolutivo (Schmidt-Lebuhn et al. 2006), nos encontramos con números cromosómicos estables para las poblaciones analizadas de *P. incana* no así para *P. racemosa* (Tabla 1, Figura 1). Estudios citogenéticos de *P. incana* con un número de muestras más amplio confirman los resultados obtenidos en este análisis (Segovia-Salcedo et al. datos no publicados). *P. racemosa* presenta números cromosómicos altos ($2n=72-82$) confirmando los resultados obtenidos por Schmidt-Lebuhn et al. 2010. La mayoría de las plantas de *P. racemosa* en el Ecuador son producto de una clonación a través de esquejes por lo que se esperaría

Figura 4. **Citogeografía de *P. pauta*. Nonaploides están representados con círculos azules, decaploides con círculos anaranjados y dodecaploides con círculos amarillos. Existe variación de ploidía en las poblaciones pertenecientes al parque Nacional Cayambe Coca.**



tener números cromosómicos similares en todas las muestras. Sin embargo, se encontraron muestras con plodias de $10x$ y $12x$, lo que podría interpretarse como alta adaptabilidad al medio (Hijmans et al. 2007), diferentes orígenes y por lo tanto eventos independientes de introducción de esta especie. Datos de una amplia distribución altitudinal de *P. racemosa* corroboran estas hipótesis al igual que previos estudios filogenéticos que determinan la presencia de dos ecotipos de *P. racemosa* en el Norte y Sur del Perú (Schmidt-Lebuhn et al. 2006). No existen datos del origen de las plantas progenitoras en la mayoría de los programas de (re)forestación. Es importante recalcar que los datos citogenéticos presentados corresponden a una sola población de *P. racemosa* a pesar de haber muestreado 11 poblaciones, debido a la dificultad de conseguir plántulas y raíces en el momento adecuado de división celular. Al mismo tiempo esto enfatiza la variación del número cromosómico en esta especie.

Por otro lado, el número cromosómico casi constante de *P. incana* ($2n = 38-42$) sugiere que no existen diferencias entre los individuos dentro de cada población analizada (Tabla 1, Figura 2). Estos datos pueden explicarse por un origen más antiguo en relación a las otras especies analizadas. Resultados similares se encontraron en análisis moleculares de secuencias de espaciadores de microsatélites (ISSRs) para dos poblaciones de *P. incana* en el Ecuador (Ochoa et al. 2008). La diferencia en el número cromosómico encontrado en los análisis citogenéticos entre *P. racemosa* y *P. incana* no puede ser considerada como una barrera para evitar la hibridación entre ellas, por lo que se debe evitar el contacto entre estas dos especies. Un análisis profundo de las implicaciones genéticas y ecológicas de procesos de introducción de especies exóticas es requerido especialmente en ecosistemas tan diversos y frágiles como los páramos. La hibridación interespecífica entre plantas exóticas y nativas ha sido reconocida como una amenaza a la biodiversidad debido a su rol

en la extinción de las especies (Steinitz et al. 2012)

En el caso de *P. sericea* y *P. pauta*

pertenecientes al grupo evolutivo *Sericea*, encontramos varios grados de poliploidía (Tabla 2). Los datos cromosómicos de *P. sericea* nos demuestran la presencia de al menos tres citotipos marcados ($2n=37-42$, $2n=59-69$ $2n=70-80$). Las poblaciones que presentan números cromosómicos bajos están localizadas de manera aislada tanto al sur como el norte de los Andes ecuatorianos, en las provincias de Loja y Carchi respectivamente ($2n=37-42$). Las dos poblaciones restantes con números cromosómicos altos ($2n=59-80$) se encuentran en la región central donde al menos en el caso de la zona de Oyacachi (Parque Nacional Cayambe Coca) existe simpatria con *P. pauta* que presenta números cromosómicos similares ($2n=67-80$) (Figura 3). La presencia de citotipos similares entre algunas poblaciones de *P. sericea* y *P. pauta* puede sugerir un error taxonómico en la identificación, la existencia de una área de híbridos en la zona central del Ecuador entre estas dos especies o el proceso de formación de una nueva especie especialmente en el caso de la población de Yanacocha (provincia de Pichincha) que se encuentra aislada. Estudios moleculares y citogenéticos recientes en estas poblaciones confirmar la hipótesis de una incorrecta denominación para las poblaciones de Cayambe-Coca donde solo se encuentra *P. pauta*. Y en Yanacocha, la única especie presente es *P. sericea* (Andrade, 2012; Montalvo, 2013). Esta especie tiene la distribución más fragmentada de las especies analizadas en este estudio y necesita un estudio mucho más profundo. Las especies de *Polylepis* presentan una gran variabilidad morfológica lo que hace complicada su delimitación entre especies (Simpson 1979; Schmidt-Lebuhn et al. 2006) y en varias ocasiones su diferenciación se basa en su rango de distribución, este es el caso de *P. pauta* y *P. sericea* en el Ecuador.

Al analizar los conteos de *P. pauta* observamos una gran variabilidad en número, que va desde ploidias de $8x$ hasta $12x$ en poblaciones geográficamente cercanas (Figura 4). Estudios más profundos que determinen

el porcentaje de variaciones citológicas en las poblaciones son necesarios. En los datos presentados la ploidía 10x es la más común con 21 conteos para esta especie.

De acuerdo a Collins et al. (2011), la frecuencia de citotipos en una misma especie depende de la selección donde la separación de nichos y la superioridad competitiva de los poliploides jugarán un papel predominante. Sin embargo, investigaciones en este tema son escasas. Esta especie es la que presenta los números cromosómicos más altos.

En el Parque Nacional Cayambe-Coca se concentran poblaciones de *P. sericea*, *P. pauta*, *P. incana* y *P. racemosa*, y es la zona donde mayor cantidad de citotipos fueron encontrados. Adicionalmente, individuos pertenecientes a *P. reticulata* han sido observados con niveles altos de poliploidía (Segovia-Salcedo et al. datos no publicados). Esta inusual distribución de las especies se puede explicar por continuos programas de (re) forestación y translocación realizados en los últimos años en esta área. Los procesos de reintroducción y translocación son mecanismos comunes de restauración ecológica en los Andes, muchos de ellos realizados sin la información pertinente sobre la historia natural, condiciones de crecimiento o genética de las plantas utilizadas (Farley, 2010). Los potenciales impactos negativos de la introducción de especies y poblaciones con diferentes citotipos han sido ignorados, a pesar de la posibilidad de una disminución en el éxito reproductivo de las plantas reflejada en bajas tasas de germinación o reducción en la supervivencia de plántulas (Severns y Liston, 2008). Los parches de *Polylepis* en el Ecuador ya experimentan una reducción en su hábitat (Aragundi et al. 2011), la presencia de citotipos incompatibles puede agravar la tasa de reducción poblacional. Información genética descriptiva como el número cromosómico puede guiar a un proceso de manejo y conservación a largo plazo de poblaciones de estas especies.

Estos resultados demuestran la complejidad taxonómica del grupo especialmente en las especies del grupo *Sericea* y el posible impacto de procesos de reforestación, forestación y translocaciones en áreas cercanas a poblaciones naturales. De igual manera, datos citológicos nos dan pautas del origen y diversificación de las especies de este género en el Ecuador. Este tipo de información es fundamental para actualizar las políticas de manejo de las especies de ecosistemas altoandinos en el Ecuador.

Conclusiones

La información presentada ayuda a clarificar la compleja situación para el manejo y conservación de *Polylepis* en el Ecuador. Este estudio demuestra que la ploidía está distribuida de manera asimétrica en las especies analizadas. Determina la presencia de un solo citotipo en *P. incana* ($2n=38-42$), mientras que en las otras especies analizadas hay una variación en el número cromosómico: *P. racemosa* con dos citotipos, *P. sericea* con cuatro y *P. pauta* con dos. La implementación de estudios citológicos más profundos es necesaria en las zonas norte del país para entender la dinámica de las especies. Especial atención se requiere en el Parque Nacional Cayambe Coca y las áreas protegidas de sus alrededores por los posibles eventos de divergencia e hibridación. Se ha evidenciado una vez más que este género andino constituye un reto para estudios sistemáticos por la serie de procesos que ocurren a nivel interespecífico como hibridación, y poliploidía. Si a esto se añade el continuo impacto al que están expuestos estos parches de bosque por presiones antropogénicas, los convierten en un grupo clave para la conservación de los ecosistemas altoandinos.

Referencias

- Andrade R, 2012.** Estudio de genética poblacional de *Polylepis pauta* y *Polylepis sericea* en la provincia de Pichincha mediante la utilización de marcadores moleculares SSRs. Disertación de Pregrado en Ingeniería en Biotecnología. Escuela Politécnica del Ejército. Sangolquí. Ecuador.
- Aragundi S, Hamrick J, Parker K. 2011.** Genetic insights into the historical distribution of *Polylepis pauta* (*Rosaceae*) in the northeastern Cordillera Oriental of Ecuador. *Conservation Genetics* 12: 607-618.
- Brochmann C, Brysting AK, Alsos IG, Borgen L, Grundt HH, Scheen AC, Elven R. 2004.** Polyploidy in arctic plants. In: Leitch AR, Soltis DE, Soltis PS, Leitch IJ, Pires JC, editors. Biological relevance of polyploidy: ecology to genomics. *Biological Journal of the Linnean Society* 82:521-536.
- Collins AR, Naderi R, Mueller-Schaerer H. 2011.** Competition between cytotypes changes across a longitudinal gradient in *Centaurea stoebe* (Asteraceae). *American Journal of Botany* 98(12):1935-1942.
- Doyle JJ, Flagel LE, Paterson AH, Rapp RA, Soltis DE, Soltis PS, Wendel JF. 2008.** Evolutionary genetics of genome merger and doubling in plants. *Annual Reviews of Genetics* 42:443-461.
- Farley K. 2010.** Pathways to forest transition: Local case studies from the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography* 9:7-26
- Fehse J, Hofstede R, Aguirre N, Paladines C, Kooijman A, Sevink J. 2002.** High altitude tropical secondary forests: a comparative carbon sink? *Forest Ecology and Management* 163:9-25

Hijmans R, Gavrilenko T, Stephenson S, Mamberg J, Salas A, Spooner D. 2007. Geographical and environmental range expansion through polyploidy in wild potatoes (*Solanum section Petota*). *Global Ecology and Biogeography* 16:485-495.

Hofstede R, Lips J, Jongma W. 1998. *Geografía, Ecología y Forestación de la Sierra Alta del Ecuador*. Quito: Ediciones Abya-Yala.

Hofstede R, Coppus R, Mena-Vásquez P, Segarra P, Wolf J, Sevink J. 2002. The Conservation Status of Tussock Grass páramo in Ecuador. *Ecotropicos* 15(1):3-18.

Hummer EK, Nathewet P, Yanagi T. 2009. Decaploidy in *Fragaria iturupensis* (Rosaceae). *American Journal of Botany* 96(3):713-716.

Jiao Y, Wickett NJ, Ayyampalayam S, Chaderwali AS, Landherr L, Ralph PE, Tomsho LP, Hu Y, Liang H, Soltis PS, Soltis DE, Clifton SW, Schlarbaum SE, Schuster SC, Leebens-Mack J, dePamphilis CW. 2011. Ancestral polyploidy in seed plants and angiosperms. *Nature* 473:97-102.

Kerr MS. 2004. A phylogenetic and biogeographic Analysis of Sanguisorbae (Rosaceae) with emphasis on the Pleistocene radiation of the high Andean genus *Polylepis*. PhD Dissertation. University of Maryland.

Kessler M. 1995. Present and potential distribution of *Polylepis* (Rosaceae) forest in Bolivia. In: Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn JL, editors. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest*. New York Botanical Garden, New York, pp 281-294.

Kessler M, Herzog S. 1998. Conservation status in Bolivia of timberline habitat, elfin forest and their birds. *Cotinga* 10:10-54.

- Kessler M, Schmidt-Lebuhn AN.** 2006. Taxonomical and distributional notes on *Polylepis* (Rosaceae). *Organisms, Diversity and Evolution* 6:67-69.
- Luteyn J.** 1999. Paramos: a check list of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 84.
- Majure LC, Judd WS, Soltis PS, Soltis DE.** 2012. Cytogeography of the *Humifusa* clade of *Opuntia* s.s. Mill. 754 (Cactaceae, Opuntioideae, Opuntieae); correlations with Pleistocene refugia and morphological traits in a polyploidy complex. *Comparative Cytogenetics* 6(1):53-77.
- Mallet J.** 2007. Hybrid speciation. *Nature* 446:279-283.
- Martínez-Gómez P, Sánchez-Pérez R, Vaknon Y, Dicenta F, Gradziel T.** 2005. Improved technique for counting chromosomes in almond. *Scientia Horticulture* 105:139-143.
- Montalvo J.** 2013. Determinación del Número Cromosómico de *Polylepis pauta* y *Polylepis sericea* en la Provincia de Pichincha. Disertación de Pregrado en Ingeniería en Biotecnología. Escuela Politécnica del Ejército. Sangolquí. Ecuador.
- Morgan DR, Soltis DE, Robertson KR.** 1994. Systematic and evolutionary implications of rbcL sequence variation in Rosacea. *American Journal of Botany* 81:89-903.
- Ochoa V, Jiménez P, Proaño K, Segovia-Salcedo C.** 2008. Genética Poblacional de *Polylepis pauta* y *P. incana* en el Páramo de Papallacta. *Revista ESPE Ciencia y Tecnología* 1(1):71-79.
- Otto SP, Whitton J.** 2000. Polyploid incidence and evolution. *Annals Review of Genetics* 34:401-437.
- Quijia-Lamiña P, Segovia-Salcedo C, Jadán M, Proaño K.** 2010. Estandarización de la metodología para el conteo cromosómico en especies del género *Polylepis*. *Revista Ecuatoriana de Biología y Biomedicina* 1-2 (XXXI):33-49.
- Romoleroux K.** 1996. Rosaceae. In: Harling G, Anderson L, editors. *Flora of Ecuador* 56. Göteborg University, pp 71-89.
- Segovia-Salcedo MC.** 2001. Phenetic study of three diversification areas of the tree genus *Polylepis* in Ecuador. MSc. Dissertation thesis. Athens. Ohio: Ohio University.
- Segovia-Salcedo MC, Ballard HE, Narváez A.** 2002. Estudios fenéticos de *Polylepis* Ruiz y Pavón en tres áreas de diversificación en Ecuador. En: Freire-Fierro A, Nelly DA editores. *La Botánica del Nuevo Milenio, Memorias del III Congreso Ecuatoriano de Botánica*. Quito: Publicaciones de la Fundación Ecuatoriana para la Investigación y el Desarrollo de la Botánica FUNBOTANICA 4, pp 40-66.
- Severns P, Liston A.** 2008. Intraespecif Chromosome Number Variation: a neglected threat to the conservation of rare plants. *Conservation Biology* 22:1641-1647.
- Schmidt-Lebuhn AN, Kumar M, Kessler M.** 2006. An assessment of the genetic population structure of two species of *Polylepis* in the Chilean Andes. *Flora* 201:317-325.
- Schmidt-Lebuhn A N, Seltmann P, Kessler M.** 2007. Consequences of the pollination system on genetic structure and pattern of species distribution in the Andean genus *Polylepis* (Rosaceae): a comparative study. *Plant Systematic and Evolution* 266:91-103.

Schmidt-Lebuhn AN, Fuch J, Hertel D, Hirsch H, Toivonen J, Kessler M.

2010. An Andean radiation: polyploidy in the tree genus *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae). *Plant Biology*, pp 1-11. doi:10.1111/j.1438-8677.2009.00297.x

Simpson BB. 1979. A revision of the genus *Polylepis* (Rosaceae:Sanguisorbeae). *Smithsonian Contribution in Botany* 43:1-62.

Smedmark JEE, Eriksson T. 2002. Phylogenetic Relationships of *Geum* (Rosaceae) and relatives inferred from the nrITS and trnL-trnF Regions. *Systematic Botany* 27(2):303-317.

Soltis D, Soltis P, Tate J. 2003. Advance in the study of polyploidy since plant speciation. *New Phytologist* 161:173-191.

Soltis P, Soltis DE. 2009. The role of hybridization in plant speciation. *Annual Review of Plant Biology* 60:561-588.

Spooner DM, Gavrilenko T, Jansky S, Ovchinnikova A, Krylova E, Knapp S, Simon R. 2010. Ecography of ploidy variation in cultivated potato (*Solanum* Sect. *Petota*). *American Journal of Botany* 97(12):2049-2060.

Steintz O, Robledo-Arnuncio JJ, Nathan R. 2012. Effects of forest plantations on the genetic composition of conspecific native Aleppo pine populations. *Molecular Ecology* 21:300-313.

Tate JA, Soltis DE, Soltis PS. 2005. Polyploidy in Plants. En: Gregory TR, editor. *The Evolution of the Genome*. San Diego: Elsevier Academic Press, pp 371-426.

Vamosi JC, Dickinson T. 2006. Polyploidy and Diversification: A Phylogenetic Investigation in Rosaceae. *International Journal of Plant Science* 167(2):349-358.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Llambí LD, Ramírez L, Schwarzkopf T, 2014. Patrones de distribución de plantas leñosas en el ecotono bosque-páramo de la Sierra Nevada de Mérida: ¿Qué nos sugieren sobre la dinámica del límite del bosque? En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Patrones de distribución de plantas leñosas en el ecotono bosque-páramo de la Sierra Nevada de Mérida: ¿Qué nos sugieren sobre la dinámica del límite del bosque?

Luis D. Llambí, Lirey Ramírez
y Teresa Schwarzkopf

Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas,
Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes,
Mérida 5101, Venezuela.

Resumen

En los Andes Tropicales el límite altitudinal de los bosques corresponde a la zona de transición entre el bosque paramero continuo (también conocido como subpáramo o bosque altoandino) y el páramo. En este trabajo analizamos los cambios en la composición y abundancia de plantas leñosas a lo largo de dos transectos altitudinales con exposiciones contrastantes en una zona de transición bosque-páramo del Parque Nacional Sierra Nevada en Mérida, Venezuela. Los resultados muestran cambios marcados en la identidad de las especies dominantes en función tanto de la altitud como de la exposición. Las especies dominantes en los bordes de contacto-bosque páramo y en los páramos más bajos (ca. 3.300-3.500 m) son leñosas consideradas como pioneras en virtud de su resistencia a los altos niveles de radiación característicos del páramo (ej. *Diplostephium venezuelense*). Se discuten las implicaciones de estos resultados para la interpretación de los procesos que pudieran influenciar la dinámica del límite altitudinal del bosque en escenarios de cambio climático.

Palabras clave:

Andes tropicales, árboles, especies pioneras, exposición, gradiente altitudinal, límite del bosque, vegetación.

Abstract

In the Tropical Andes, the forest line corresponds to the transition zone between continuous forests and open paramo grasslands. In this paper we analyze the patterns of changes in the abundance and composition of woody plants along two altitudinal transects with contrasting orientation in a forest-paramo transition zone of the Sierra Nevada National Park (Mérida, Venezuela). Our results indicate clear changes in dominant tree species with both altitude and aspect. The dominant species in the forest-paramo ecotones and low páramos (3.300-3.500 m) are woody plants considered as pioneers, given their resistance to the high radiation levels characteristic of the páramo (ej. *Diplostephium venezuelense*). We discuss the implications of these results for the interpretation of the processes that could influence the dynamics of the forest line in climate change scenarios.

Keywords:
altitudinal gradient, aspect, pioneer species, trees,
forest line, tropical Andes, vegetation.

Introducción

En los Andes del Norte, el límite altitudinal de crecimiento arbóreo en formaciones boscosas continuas corresponde a la zona de transición entre el bosque paramero (también conocido como subpáramo o bosque altoandino) y el páramo andino. Esta es una zona altamente dinámica que puede ser definida y estudiada en función de sus cambios a diferentes escalas temporales y de los patrones espaciales y cambios estructurales de su vegetación (Young y León 2006).

Evidencias paleoecológicas indican eventos de descenso y ascenso altitudinal del límite a lo largo de los ciclos glaciares e interglaciares del Pleistoceno (p. ej. Hooghiemstra 1989; Graf 1996; Wille et al. 2002; Bakker et al. 2008; Sevink et al. 2013 esta publicación). Esta sensibilidad a los cambios climáticos en el pasado sugiere que este ecotono pudiera mostrar también una respuesta dinámica frente a los cambios climáticos actuales de origen antrópico (Grace et al. 2002). Por ejemplo, cabe esperar un proceso de ascenso del límite y pérdida de superficie de los páramos como respuesta al aumento de la temperatura reportado en las zonas de alta montaña durante las últimas décadas a nivel global y regional (Körner 2003; Urrutia and Vuille 2009; Sevink et al. esta publicación).

En cuanto a la estructura y composición de la vegetación a lo largo del límite bosque-páramo, los estudios disponibles en los Andes Tropicales (Yáñez 1998; Keating 1999; Wille et al. 2002; Bader et al. 2007a; Ramírez et al. 2009; Moscol y Cleef 2009a; Moscol y Cleef 2009b) indican que esta zona de transición muestra una alta diversidad de especies y una afinidad florística relativamente alta en las distintas localidades estudiadas (al menos hasta el nivel de géneros). Así mismo, sabemos que

generalmente presenta una compleja configuración espacial, con lenguas de bosque continuo que se intercalan con los páramos, parches de bosque por encima del límite y finalmente algunos árboles aislados que logran establecerse en áreas de páramo abierto. Aparte de la escasa información disponible y de la complejidad estructural del límite, el hecho de que en muchos casos el mismo se encuentra por debajo de su altitud climática potencial (producto de procesos de intervención humana como las quemaduras y el pastoreo, (Bader et al. 2007a; Wille et al. 2002), complican la interpretación de los factores que determinan su configuración y dinámica, así como la predicción de su posible respuesta en escenarios de cambio climático.

Para contribuir a superar estas dificultades, en el contexto del proyecto LEAF, *"From landscapes to ecosystems: across scales functioning in changing environments"* (Interamerican Institute for Global Change), se realizaron una serie de estudios en una zona con poca evidencia de intervención durante los últimos 60 años, en el sector La Aguada del Parque Nacional Sierra Nevada, Venezuela. En este sector, las actividades humanas están restringidas al pastoreo de vacunos con cargas animales muy bajas y sin la utilización de quemaduras. En la zona se establecieron una serie de transectos altitudinales desde el bosque paramero continuo (c. 3.250 m de altitud) hasta el páramo abierto (c. 3.550 m de altitud) donde se instalaron estaciones de monitoreo de variables ambientales (precipitación, temperatura y humedad del aire y el suelo, radiación incidente), se caracterizaron los suelos y se estudió la dinámica de descomposición de la materia orgánica, la estructura de la vegetación y la respuesta ecofisiológica y procesos de establecimiento de especies leñosas dominantes.

Ramírez *et al.* (2009) publicaron un primer análisis de los cambios en la composición y estructura de la vegetación a lo largo de uno de los transectos, comparando diferentes situaciones fisionómicas: bosques continuos, lenguas e islas de bosque, páramos abiertos y bordes de contacto bosque-páramo a lo largo del gradiente altitudinal. En el presente trabajo, presentamos un análisis de los cambios en la abundancia de las especies leñosas, incorporando un segundo transecto con una exposición contrastante. Pretendemos por un lado, evaluar la generalidad de las conclusiones presentadas por Ramírez *et al.* (2009) incorporando un número mucho mayor de unidades de muestreo, y por otro, evaluar el posible efecto de la exposición sobre la distribución de las plantas leñosas a lo largo del límite. Partimos de la idea de que la exposición pudiera a su vez afectar factores ambientales clave como la humedad del aire y el suelo, la intensidad de la radiación incidente o los patrones de variación en las temperaturas del aire y el suelo (Azócar y Monasterio 1980; Körner 2003; Bader *et al.* 2007b). Consideramos que un análisis explícito de los patrones de distribución de las leñosas en las diferentes situaciones fisionómicas a lo largo de esta compleja zona ecotonal es fundamental para interpretar los procesos que determinan su dinámica en escenarios de cambio ambiental.

Métodos

Área de estudio

Este trabajo fue realizado en un sector cercano a la estación la Aguada del Sistema Teleférico de Mérida (8° 35' N, 71° 09' W) en la Sierra Nevada de Mérida en los Andes Venezolanos. Las parcelas de muestreo se ubicaron a lo largo de dos transectos altitudinales entre los 3.250 y los 3.570 m. El área presenta una precipitación promedio anual de 1.811 mm y una temperatura promedio de 7,1 °C, caracterizado como un "clima de páramo muy húmedo" según Andressen y Ponte (1973). El área en estudio se encuentra dentro del Parque Nacional Sierra Nevada (establecido en 1952). Otros detalles del área de estudio pueden consultarse en Ramírez *et al.* (2009). Santaella (2007), en un estudio sobre los cambios en la cobertura de ecosistemas y sistemas de reemplazo en este mismo sector, indica una cobertura menor al 2% de los sistemas con evidencias directas de intervención (cultivos, potreros y áreas en sucesión secundaria).

Método de muestreo

Se realizaron censos de los individuos de especies leñosas (arbustos y árboles) con diámetros basales mayores a 2 cm a 30 cm del suelo, (dada la abundante ramificación de las leñosas de estos bosques desde la base) en parcelas de 2 x 15 m orientadas de forma paralela a la pendiente. Las parcelas se ubicaron a lo largo de dos transectos altitudinales ubicadas en laderas con diferente exposición: Transecto Noroeste (NO) y Transecto Noreste (NE). En cada transecto se definieron 4 altitudes de muestreo (3.260, 3.330, 3.420 y 3.550 m para el NO y 3.250, 3.340, 3.470, 3.570 m para la NE). Estas altitudes corresponden con el rango de elevaciones en que se desarrolla la transición bosque-páramo en la zona de estudio.

En la altitud más baja de cada transecto (3.250-3.260 m) se ubicaron al azar 4 parcelas de muestreo dentro del bosque paramero continuo. En la siguiente altitud (3.330-3.340 m) se ubicaron en cada transecto 4 parcelas dentro de lenguas de bosque, 4 a lo largo del borde de estas lenguas y 4 en páramos abiertos adyacentes. Para la siguiente altitud (3.420-3.470 m) se colocaron 4 parcelas dentro de islas de bosque, 4 en el borde de estas islas y 4 en páramos adyacentes. Finalmente en la 4ta altitud (3.550-3.570 m) se ubicaron en cada transecto 4 parcelas en páramos abiertos. En total, se estudiaron 64 parcelas.

Análisis de los datos

Para cada transecto y en cada una de las altitudes se calculó la riqueza total de especies y el patrón de abundancia de las especies leñosas (promedios de la abundancia relativa de cada especie en cada situación fisionómica en función de sus densidades observadas). Adicionalmente, para analizar de forma integrada los cambios en la estructura de la comunidad en todas las situaciones de muestreo y entre los dos transectos se realizó un Análisis de Correspondencia Linealizado (ACL) a partir de una matriz de densidad de individuos por especie para cada situación de muestreo (ind/m^2), utilizando para este análisis CANOCO 4.02 (ter Braak y Smilauer 1999).

Resultados

Riqueza de especies

Se encontraron un total de 42 especies leñosas, distribuidas en 21 familias. Las más representadas son las familias Asteraceae (21% de las especies), Ericaceae (17%), Melastomataceae (10%) y Myrsinaceae (7%).

La Tabla 1 presenta el listado de las especies y su presencia/ausencia en cada transecto. La riqueza total de especies en las situaciones fisionómicas muestreadas a lo largo de los dos transectos puede observarse en la Figura 1. Como era de esperarse, se observó una mayor riqueza de especies en las situaciones de bosque que en las de páramo. Las zonas de páramo mostraron una disminución del número de especies desde los páramos más bajos en la zona de contacto con los bosques hasta los páramos más altos. En general, en el transecto NE se observaron valores más altos de riqueza en los bosques pero un número menor de especies de leñosas en los páramos abiertos que en el transecto NO.

Tabla 1. **Lista de especies leñosas presentes en dos transectos altitudinales (3.250 – 3.570 m) con exposición contrastante (NO y NE) en la zona de transición entre el bosque paramero y el páramo en la Sierra Nevada de Mérida, Venezuela.**

Especie	Abreviaturas	T NO	T NE
<i>Agatina aristiguetii</i> R.M.King & H.Rob	AGE ARI	✓	
<i>Alnus</i> sp Kunth	ALN SP		✓
<i>Arcytophyllum nitidum</i> (Kunth) Schldl.	ARC NIT	✓	✓
<i>Asteraceae</i> sp	AST SP		✓
<i>Baccharis prunifolia</i> Kunth	BAC PRU	✓	✓
<i>Berberis discolor</i> Turcz.	BER DIS		✓
<i>Chaetolepis lindeniana</i> (Naudin) Triana	CHA LIN	✓	✓
<i>Cybianthus marginatus</i> (Benth.) Pipoly	CYB MAR	✓	✓
<i>Diplostephium obtusum</i> S.F.Blake	DIP OBT		✓
<i>Diplostephium venezuelense</i> Cuatrec.	DIP VEN	✓	✓
<i>Escalonia</i> sp Mutis ex L.f.	ESC SP	✓	
<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G.Don	GAI PUN	✓	✓
<i>Gaultheria buxifolia</i> Willd.	GAU BUX	✓	✓
<i>Gynoxis</i> aff. <i>Meridana</i> Cuatrec.	GYN MER	✓	
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	HES FER	✓	✓
<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (Pers.) Lindl.	HES OBT	✓	✓
<i>Hypericum laricifolium</i> Gleason	HYP LAR	✓	
<i>Ilex</i> sp L.	ILE SP	✓	
<i>Libanothamnus neriifolius</i> (Sch.Bip. ex Wedd.) Ernst.	LIB NER	✓	✓
<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C.Sm	MAC RUP	✓	
<i>Macleania</i> sp Hook.	MAC SP		✓
<i>Miconia cernua</i> Naudin	MIC CER		✓
<i>Miconia latifolia</i> (D.Don) Naudin	MIC LAT	✓	
<i>Miconia tinifolia</i> Naudin	MIC TIN	✓	✓
<i>Monnina meridensis</i> Planch. & Linden ex Wedd.	MON MER	✓	

Tabla 1. **Lista de especies leñosas presentes en dos transectos altitudinales (3.250 – 3.570 m) con exposición contrastante (NO y NE) en la zona de transición entre el bosque paramero y el páramo en la Sierra Nevada de Mérida, Venezuela.**

Especie	Abreviaturas	T NO	T NE
<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) A.Spreng.	MYR DEP	✓	✓
<i>Oreopanax chrysoleucum</i> Planch. & Linden ex Seem.	ORE CHR	✓	✓
<i>Pentacalia sp</i> Cass.	PEN SP	✓	
<i>Pentacalia venezuelensis</i> Sandwith	PEN VEN		✓
<i>Pernettya prostrata</i> (Cav.) DC.	PER PRO		✓
<i>Podocarpus oleifolius</i> D. Don ex Lamb.	POD OLE		✓
<i>Psammisia penduliflora</i> (Dunal) Klotzsch	PSA PEN	✓	✓
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	RAP GUI		✓
<i>Ribes andicola</i> Jancz.	RIB AND		✓
<i>Symplocos tamana</i> Steyererm.	SYM TAM	✓	✓
<i>Themistoclesia dependens</i> (Benth.) A.C.Sm	THE DEP	✓	
<i>Ugni sp</i> Turcz.	UGN SP		✓
<i>Vaccinium meridionale</i> Sw	VAC MER	✓	✓
<i>Valeriana triplinervis</i> (Turcz.) Briq.	VAL TRI		✓
<i>Vallea stipularis</i> Mutis ex L.f.	VAL STI	✓	✓
<i>Weinmania fagaroides</i> Kunth	WEI FAG		✓
<i>Wenmania sp</i> L.	WEI SP	✓	

Patrones de abundancia de las especies

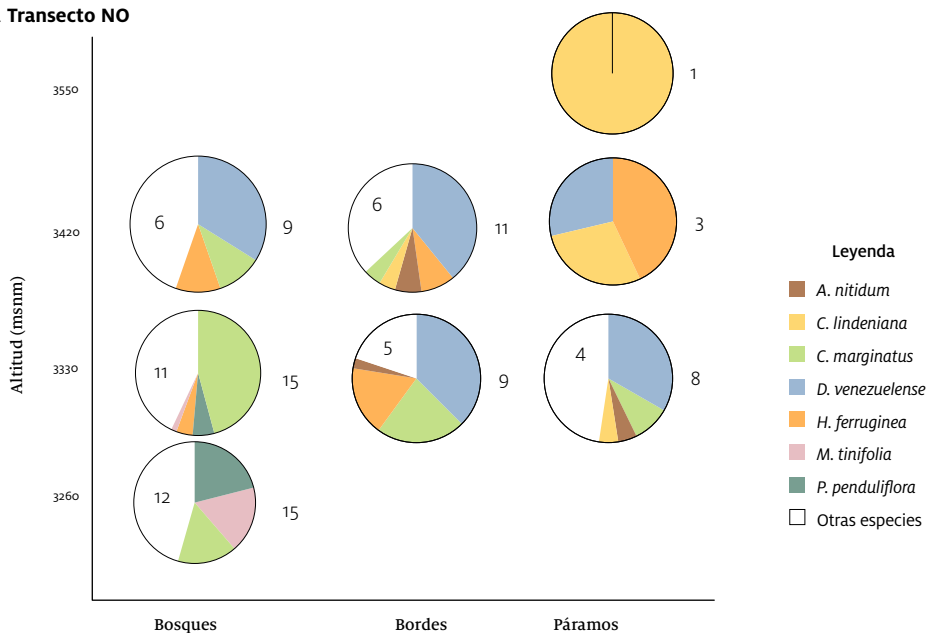
En la Figura 1 se presentan los patrones de abundancia de las especies por situación fisionómica para ambos transectos. En el transecto NO (Fig. 1A) las zonas de bosques son dominados por especies arbóreas típicas de selva nublada tales como *Psammisia penduliflora* y *Miconia tinifolia*, que se hacen menos abundantes en las lenguas

de bosque y desaparecen en las islas de bosque a 3.420 m de altitud. Por su parte, *Cybianthus marginatus* domina las lenguas de bosque y mantiene densidades relativamente altas en islas de bosque y zonas de borde en ambas altitudes, logrando también establecerse en los páramos ubicados en el extremo inferior del gradiente.

Figura 1. **Riqueza total observada y abundancia relativa (porcentajes) de especies de plantas leñosas a lo largo de dos transectos altitudinales con exposición contrastante (NO y NE) en la Sierra Nevada de Mérida, Venezuela.**

Se presentan los resultados para las diferentes situaciones fisionómicas analizadas en cada altitud: bosques, bordes de contacto, páramos. Los números junto a cada diagrama de torta corresponden a la riqueza total, mientras que el número incluido en el diagrama sobre la sección blanca, corresponde a la riqueza de las otras especies leñosas. A) Transecto NO; B) Transecto NE.

A. Transecto NO



B. Transecto NE

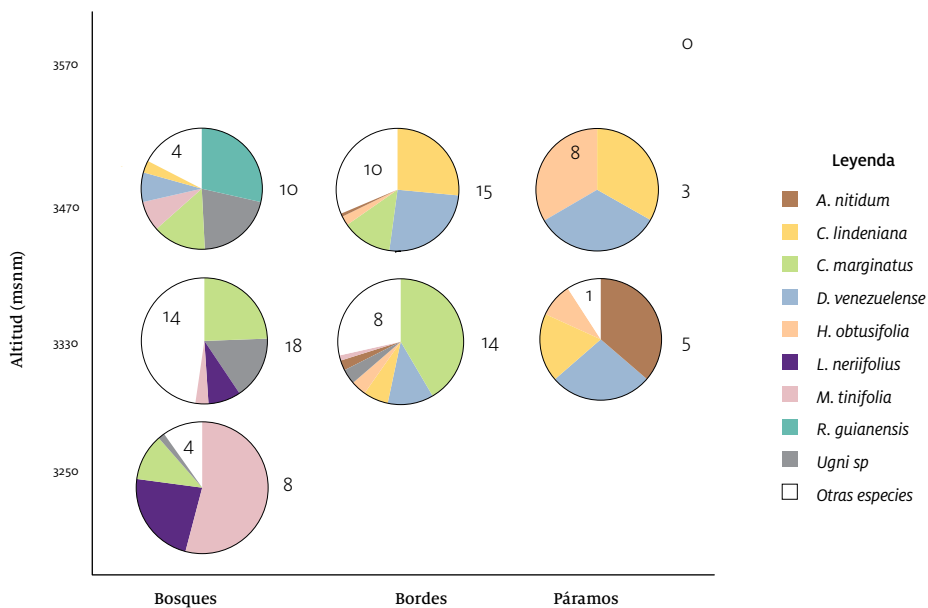
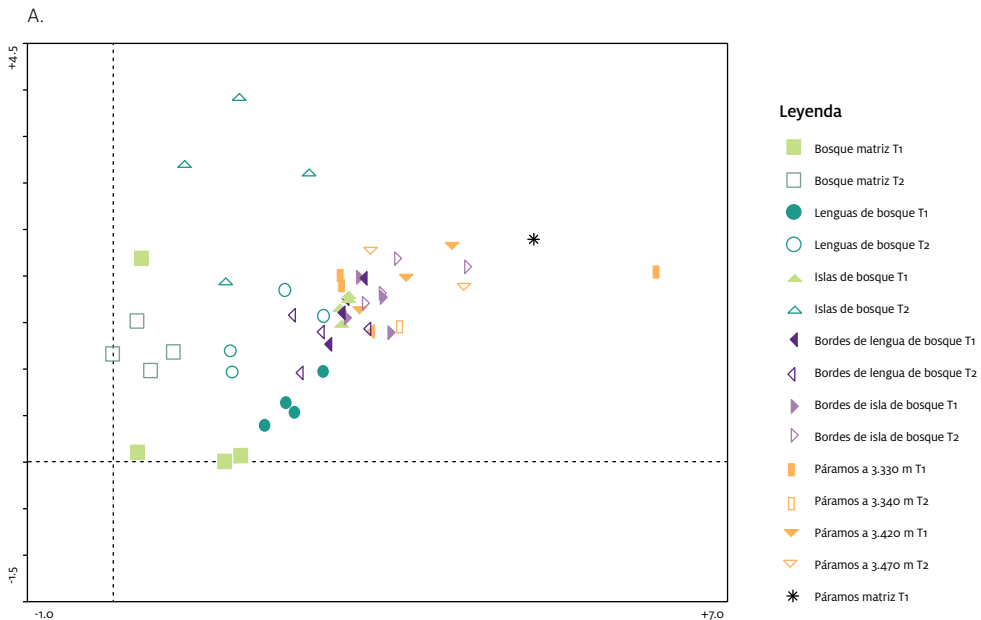


Figura 2. **Análisis de Correspondencia Linearizado (ACL) basado en las densidades de cada especie leñosa presente en una serie de unidades de muestreo estudiadas a lo largo de dos transectos altitudinales con exposición contrastante (T1-NO y T2-NE) en la Sierra Nevada de Mérida, Venezuela.**

Se presentan el 1er y 2do eje de ordenación. A) Diagrama de ordenación de las unidades de muestreo (4 réplicas) para cada situación fisionómica: bosque continuo a 3.250-3.260 m (bosque matriz); lenguas e islas de bosque; bordes del bosque continuo, las lenguas e islas de bosque; páramos abiertos adyacentes al bosque continuo, las lenguas de bosque y las islas de bosque; páramos continuos (matriz) a 3.550-3.570 msnm. B) Diagrama de ordenación de las especies (los nombres completos de cada una se presentan en la Tabla 1).

En las zonas de borde o ecotono bosque-páramo, dentro de las islas de bosque y en los páramos más bajos del gradiente domina el arbolito *Diplostegium venezuelense*, el cual continua teniendo abundancias relativas importantes en las zonas de páramo ubicadas a 3.420 m de altitud, junto con los arbustos parameros *Hesperomeles ferruginea* y *Chaetolepis lindeniana*. Estos últimos se encuentran en abundancias relativamente bajas en los páramos bajos y en las zonas de borde bosque-páramo. Finalmente, en los páramos a mayores altitudes *C. lindeniana*, un arbusto característico del páramo, es la única leñosa presente.

En el transecto NE los patrones de cambio en la estructura de la comunidad son similares al NO, aunque en algunos casos la identidad de las especies cambia (Figura 1B). Al igual que en el transecto NO especies de la selva nublada como *M. tinifolia* dominan en el bosque continuo y *C. marginatus* en las lenguas de bosque. Sin embargo, *Rapanea guianensis* aparece como la especie dominante de las islas de bosque en el

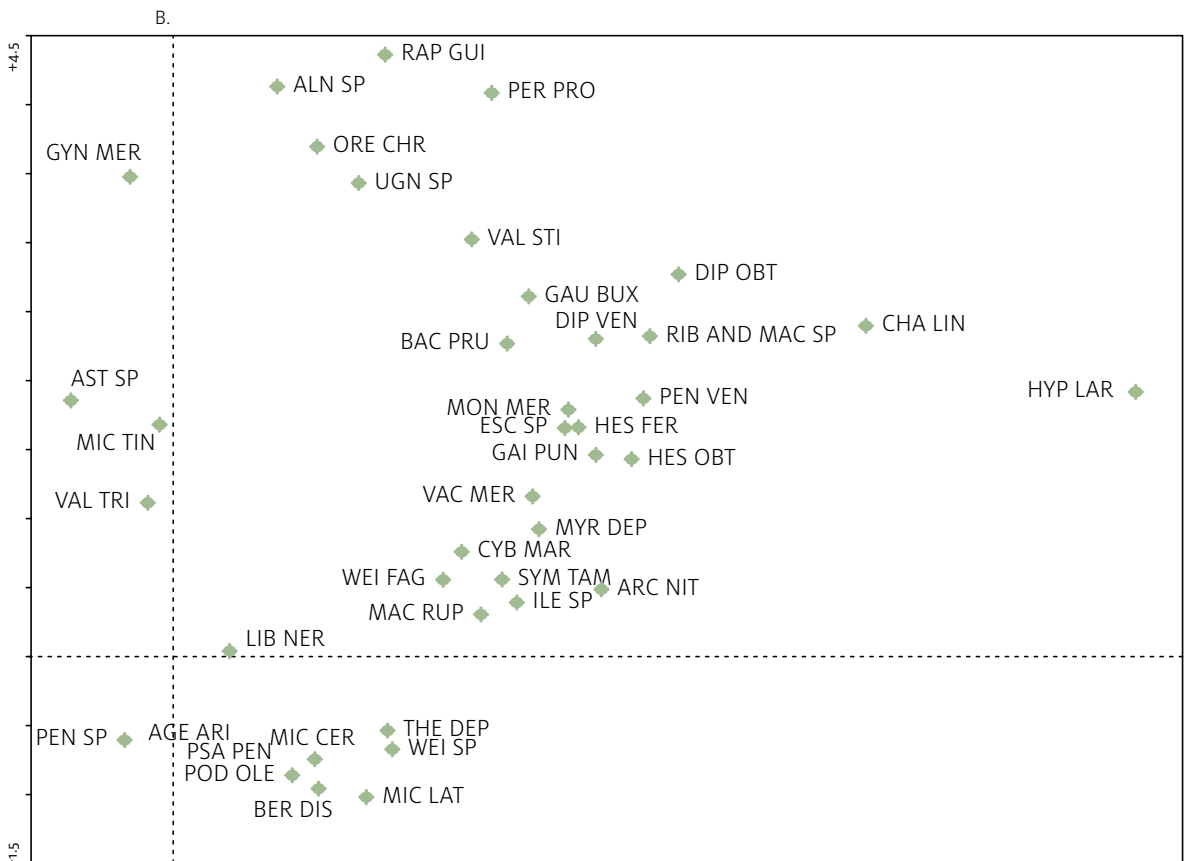


transecto NE, mientras que estaba ausente en el NO. Es interesante que aunque *C. marginatus* es muy abundante en los bordes de bosque en ambos transectos, en el transecto NE no apareció en los páramos más bajos. Por otro lado, *D. venezuelense* mostró en ambos transectos abundancias importantes en los bordes y en los páramos abiertos adyacentes a las lenguas e islas de bosque (hasta los 3.470 m). En estos páramos más bajos también estuvieron presentes los arbustos párameros *Arcytophilum nitidum*, *Hesperomeles obtusifolia* y *C. lindeniana*. Sin embargo, en el transecto NE no se encontraron arbustos en los páramos más altos, por encima de los 3.550 m.

Análisis multivariados

La Figura 2 presenta el ACL para los valores de densidad de individuos de especies leñosas muestreados en ambos transectos altitudinales en las diferentes situaciones fisionómicas.

En la Fig. 2A se presenta el diagrama de ordenación de las parcelas de muestreo, las cuales se separan en el primer eje de variación en función de su altitud, encontrándose las parcelas de bosque continuo en el extremo izquierdo y las de páramos abiertos en el extremo derecho del diagrama. Es interesante que para el caso de las parcelas



de bosque, se observa una separación entre las parcelas de los transectos NO y NE asociada al segundo eje de variación. Esta separación podría deberse a diferencias en la composición florística inducidas por cambios en la exposición

Por otro lado, hacia el centro del primer eje de ordenación se observa una mezcla de parcelas de diferentes situaciones fisionómicas en la zona de transición bosque-páramo: bordes de bosques de diferentes altitudes, islas de bosque del transecto NO y los páramos adyacentes a las lenguas e islas de bosque. Este agrupamiento puede relacionarse con similitudes en los patrones de abundancia de las especies en esta zona transicional. En la figura 2B se presenta el diagrama de ordenación para las 42 especies encontradas. De hecho, en la zona intermedia del diagrama de ordenación a lo largo del primer eje se observa un grupo de especies asociado a estas parcelas ubicadas en la zona de transición bosque-páramo como *C. marginatus*, *D. venezuelense*, *H. ferrigunea*, *Vaccinium meridionale*, entre otras (ver Figura 1). Hacia el extremo derecho del primer eje se encuentran los arbustos parameros *Hypericum laricifolium* y *C. lindeniana* y hacia el extremo izquierdo especies de árboles como *M. tinifolia*, *P. penduliflora* y *Gynoxis meridana* entre otras, que son especies típicas de la selva nublada y el bosque paramero. Por otro lado, es interesante que especies como *R. guianensis*, *Ugni sp.* y *Alnus sp.* se ubican en el extremo superior del segundo eje de ordenación, asociado a las parcelas de bosque del transecto NE.

Discusión

Los resultados presentados confirman que existen cambios claros en los patrones de abundancia de leñosas en los Andes Tropicales en la zona de transición entre el bosque y el páramo. En primer lugar, observamos una clara disminución con la altitud en la riqueza de especies de leñosas presentes en los páramos por encima del límite entre el bosque y el páramo (ver también Keating 1999; Wille *et al.* 2002; Ramírez *et al.* 2009). Es interesante que la riqueza de leñosas del páramo es menor en el transecto de exposición NE respecto al NO, siendo la primera la que tendería a recibir una mayor suma de radiación total y pudiera a su vez presentar menor humedad a nivel del aire y suelo. Rodríguez *et al.* (2011) observaron una menor densidad y riqueza de leñosas en bordes de lenguas de bosque paramero con exposición sur (mayor incidencia de radiación) con respecto al borde con exposición norte en otro sector de la Sierra Nevada de Mérida. Estos resultados apoyan la hipótesis sugerida por Bader *et al.* (2007b) de que cambios en la radiación incidente, inducidos por cambios en la exposición de las laderas, pueden ser un factor importante en la dinámica del límite del bosque en los Andes Tropicales. Este posible efecto de la exposición también pudiera estar ligado a los cambios en la composición de especies observados entre los dos transectos estudiados aquí (reflejados sobre el segundo eje de ordenación del ACL, ver Figura 2). El impacto de la exposición también se evidencia con los cambios en la presencia y densidad del arbusto paramero *C. lindeniana*, ausente en la altitud superior en el transecto NE mientras que presentó densidades importantes en el NO (Figura 1).

Por otro lado, nuestros resultados muestran un cambio marcado en la composición y abundancia de las leñosas entre los bosques continuos, las lenguas de bosque y las islas de bosque ubicadas dentro de la matriz del páramo a mayor altitud, siendo estos cambios consistentes en ambos transectos. Mientras en los bosques continuos dominan especies características de

las selvas nubladas, en las lenguas e islas de bosque aumenta la abundancia de árboles de porte bajo que son también capaces de establecerse en los bordes o ecotonos y en los páramos más bajos en el gradiente como *D. venezuelense* y *C. marginatus*. Esto apoya la hipótesis, sugerida por Ramírez *et al.* (2009), de que estas islas no son parches relictos de bosques continuos de distribución más amplia en el pasado y que pudieran constituir más bien núcleos de avance de leñosas pioneras del bosque hacia los páramos (ver también Wille *et al.* 2002; Jansen *et al.* 2008). Estas islas de bosque parecen también estar asociadas a condiciones ambientales particulares, como rocas grandes que rompen la continuidad de las laderas (ver Coblenz y Keating 2008) y en sus suelos se observan mayores contenidos de bases cambiables que en los páramos adyacentes (Acevedo y Sarmiento, datos no publicados).

Es interesante que mientras en los páramos más bajos del transecto de exposición NO árboles de *D. venezuelense* y *C. marginatus* comparten el estrato leñoso con arbustos característicos del páramo (ej. *C. lindeni*), en el transecto con orientación NE, *D. venezuelense* continúa siendo muy abundante, pero *C. marginatus* está ausente. Un efecto similar de la exposición sobre la distribución de estas leñosas pioneras en páramos adyacentes al límite del bosque es reportado por Rodríguez *et al.* (2011).

Por su parte, Puentes (2010) analizó los patrones y mecanismos de establecimiento de estas dos especies en nuestra misma zona de estudio, encontrando que los juveniles de *C. marginatus* muestran una mayor sensibilidad al ser sometidos a los altos niveles de radiación característicos del páramo abierto que los de *D. venezuelense*, tanto en términos de sus tasas de supervivencia como de procesos de foto-inhibición de la fotosíntesis. Sin embargo, los juveniles de estas especies no difirieron en términos de su resistencia a bajas temperaturas, mostrando ambas temperaturas de daño del tejido foliar (-10,4° a -8,3° C)

muy por debajo de las temperaturas mínimas del aire y el suelo (-3,0° C) reportadas por el proyecto LEAF en esta zona en base a registros de más de dos años continuos de medición (ver resultados de temperaturas de daño foliar para otras leñosas del límite en Cáceres y Rada, en prensa; Dulhoste 2010). Resultados de transplantes experimentales de leñosas sobre el límite del bosque realizados por Bader *et al.* (2007b) en los páramos de Ecuador, también apoyan la idea de que los mayores niveles de radiación del páramo son un limitante importante para el establecimiento de la mayoría de los árboles del bosque, siendo una especie del género *Diplostegium* la única que mostró altas tasas de supervivencia en situaciones de máxima exposición.

Por lo tanto, la evidencia disponible sugiere que los altos niveles de radiación que caracterizan los páramos en los Andes Tropicales pudieran ser un factor clave en regular los patrones y procesos de establecimiento de plantas leñosas en el límite del bosque, pudiendo interactuar con otros factores limitantes como la temperatura, a través de procesos de fotoinhibición de la fotosíntesis inducida por bajas temperaturas (ver Germino y Smith 1999; Germino y Smith 2002; Dulhoste 2010). La posible dependencia de muchas de las especies del bosque de la sombra generada por un dosel continuo pudiera actuar como un mecanismo de *feedback* positivo, que tendería a estabilizar el límite del bosque en escenarios como un ascenso de la temperatura producto del cambio climático (Bader *et al.* 2007b). Otro proceso que ha sido propuesto como un control para el desarrollo altitudinal del bosque a nivel global está vinculado con el desarrollo en el suelo de temperaturas mínimas bajas en la zona radicular bajo el dosel, lo que pudiera actuar como un inhibidor de la expansión celular y crecimiento radicular de las leñosas (Körner y Paulsen 2004; Hoch y Körner 2005). Sin embargo, para la zona de transición bosque-páramo en los Andes Tropicales se requiere de estudios que permitan evaluar la aplicabilidad de esta hipótesis.

En cualquier caso, el ascenso del límite del bosque pudiera depender del establecimiento de especies pioneras resistentes a las condiciones ambientales en el páramo abierto como *D. venezuelense*, que dominan los bordes de los bosques más altos y los páramos adyacentes. Estas leñosas pioneras pudieran facilitar luego el establecimiento de otras especies menos resistentes a las condiciones del páramo abierto (i.e. efecto nodriza). Sugerimos que este tipo de procesos deben ser considerados explícitamente cuando se generan modelos que simulan la respuesta y dinámica del límite del bosque en escenarios de cambio climático.

Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en el marco del Proyecto LEAF, “*From Landscapes to Ecosystems, across scales función in changing environments*” (CRNII 005) bajo el auspicio del Instituto Interamericano Investigación en Cambio Climático Global (IAI) y el apoyo adicional del CDCHT de la Universidad de los Andes. Agradecemos a W. Dugarte, N. Márquez, S. Ruíz, J. Puentes y J.E. Torres por su apoyo en el trabajo de campo, a N. Márquez y L.E. Gámez por su asistencia en la identificación del material botánico, y a todo el equipo del proyecto LEAF en el ICAE-Universidad de los Andes, bajo la Coordinación del Dr. Guillermo Sarmiento, por los aportes conceptuales realizados durante las diferentes etapas del trabajo. Finalmente agradecemos el apoyo recibido del Instituto Nacional de Parques, el Sistema Teleférico de Mérida y el Herbario MER Carlos Liscano de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la ULA.

Referencias

- Andressen R, Ponte R.** 1973. *Estudio integral de las cuencas de los ríos Chama y Capazón: Climatología e Hidrología*. Mérida: Universidad de Los Andes.
- Azócar A, Monasterio M.** 1980. Estudio de la variabilidad meso y microclimática en el páramo de Mucubají. En: Monasterio M, editor. *Estudios ecológicos en los Páramos Andinos*. Mérida: Editorial de la Universidad de los Andes, pp 225-262.
- Bader M, Rietkerk M, Bregt A.** 2007a. Vegetation structure and temperature regimes of tropical alpine treelines. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39:353-364.
- Bader M, van Geloof I, Rietkerk M.** 2007b. High solar radiation hinders tree regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Plant Ecology* 191:33-45.
- Bakker J, Moscol-Olivera MC, Hooghiemstra H.** 2008. Holocene environmental change at the upper forest line in northern Ecuador. *The Holocene* 18:877-893.
- Cáceres Y, Rada F.** En prensa. ¿Cómo responde la especie leñosa *Vaccinium meridionale* a la temperatura en su límite altitudinal de distribución en los Andes Tropicales? *Ecotrópicos* (Número especial): Ecología del ecotono bosque-páramo en la Cordillera de Mérida.
- Coblentz D, Keating PL.** 2008. Topographic controls on the distribution of tree islands in the high Andes of south-western Ecuador. *Journal of Biogeography* 35:2026-2038.
- Dulhoste R.** 2010. Respuestas ecofisiológica de plantas del límite arbóreo (Selva nublada-paramo) al estrés térmico, hídrico, y lumínico en los Andes venezolanos. Tesis Doctoral. Mérida, Venezuela: Postgrado en Ecología Tropical, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas Universidad de los Andes.
- Germino MA, Smith W.** 1999. Sky exposure, crown architecture and low temperature photoinhibition in conifer seedlings at the alpine treeline. *Plant Cell and Environment* 22:407-415.
- Germino MA, Smith W.** 2002. Conifer seedling distribution and survival in an alpine treeline ecotone. *Plant Ecology* 162:157-168.
- Grace J, Berninge F, Nagy L.** 2002. Impacts of Climate Change on the Tree Line. *Annals of Botany* 90:537-544.
- Graf K.** 1996. Algunos apuntes sobre el paleoclima en Los Andes venezolanos hace 13.000 años. *Plantula* 1:95-106.
- Hoch G, Körner Ch.** 2005. Growth, demography and carbon relationships of *Polylepis* trees at the world's highest treeline. *Functional Ecology* 19:941-951.
- Hooghiemstra H.** 1989. Quaternary and Upper Pliocene glaciations and forest development in the tropical Andes: evidence from a long high-resolution pollen record from the sedimentary basin of Bogotá, Colombia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 72:11-26.
- Jansen B, Haussmann NS, Tonneijck FH, De Voogt WP, Verstraten JM.** 2008. Characteristic straight-chain lipid ratios as a quick method to assess past forest - paramo transitions in the Ecuadorian Andes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 262:129-139.
- Keating P.** 1999. Changes in paramo vegetation along an elevation gradient in southern Ecuador. *Journal of the Torrey Botanical Society* 129:159-175.

- Körner Ch.** 2003. *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Berlin: Springer.
- Körner Ch, Paulsen J.** 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography* 31:713-732.
- Moscol-Olivera MC, Cleef AM.** 2009a. A phytosociological study of the paramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:79-107.
- Moscol-Olivera MC, Cleef AM.** 2009b. Vegetation composition and altitudinal distribution of Andean rain forests in El Angel and Guandera reserves, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:175-204.
- Puentes J.** 2010. Patrones y mecanismos de establecimiento de dos especies leñosas en la transición entre el bosque paramero y el páramo en los Andes tropicales. Tesis de Maestría. Mérida, Venezuela: Postgrado en Ecología Tropical, Universidad de los Andes.
- Ramírez L, Llambí LD, Schwarzkopf T, Gámez LE, Márquez NJ.** 2009. Vegetation structure along the forest-paramo transition belt in the Sierra Nevada de Mérida: implications for understanding treeline dynamics. *Ecotropicos* 22(2):83-98.
- Rodríguez E, Schwarzkopf T, Gámez LE, Dugarte W y Dulhoste R.** 2011. Canopy structure and woody species composition at the upper treeline in the Venezuelan Andes. *Ecotrópicos* 24(1):XXX.
- Santaella W.** 2007. Cambio del paisaje en la línea transicional Páramo-Selva Nublada, Sector La Aguada de la vertiente Norte de la Sierra Nevada de Mérida. Tesis de Pregrado. Lara, Venezuela: Universidad de Yacambú.
- Sevink J, Tonneijck FH, Jansen B, Hooghiemstra H.** 2013. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.
- ter Braak CF, Smilauer P.** 1999. CANOCO for Windows 4.02. Wageningen: Center for Biometry, CPRO-DLO.
- Urrutia R, Vuille M.** 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of geophysical research* 114. Do2108, doi:10.1029/2008JD011021.
- Wille M, Hooghiemstra R, Hofstede R, Fehse J, Sevink J.** 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. *Journal of Tropical Ecology* 18:409-440.
- Yáñez P.** 1998. Caracterización florística en un sector de cambio páramo-selva nublada en el parque nacional Sierra Nevada, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 42(1):51-62.
- Young K, León B.** 2006. Tree-line changes along the Andes: implications of spatial patterns and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 362:263-272.

The background features several overlapping circles in various shades of brown and beige. A horizontal line divides the image into two equal halves. The text is centered in the upper half.

Cambio climático



Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Buytaert W, Sevink J, Cuesta F, 2014. Cambio climático: la nueva amenaza para los páramos. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Cambio climático: la nueva amenaza para los páramos

Wouter Buytaert¹, Jan Sevink²,
Francisco Cuesta³

¹ Civil and Environmental Engineering, Imperial College London

² Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam

³ Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN)

|

Una región importante y frágil

La topografía irregular de la cordillera andina ha generado un conjunto de ecosistemas y procesos biofísicos altamente diversos y heterogéneos que hace que los Andes tropicales sean considerados como una de las áreas de mayor concentración de biodiversidad del planeta (Myers *et al.* 2000). El origen de esta alta biodiversidad y endemismo es su historia geológica y climática (Fjeldså 1995; Gentry 1995), en particularidad gradientes ambientales pronunciadas que han permitido adaptaciones evolutivas (García-Moreno *et al.* 1999; García-Moreno Jaime 1999; Kessler *et al.* 2001). Su historia evolutiva esta relacionada con el gradual levantamiento de los Andes y los ciclos glaciares del período Plioceno/Pleistoceno (van der Hammen 1974; Hooghiemstra y van der Hammen 2004). Durante las glaciaciones, los géneros sufrieron procesos de retracción y dispersión caracterizados por períodos de aislamiento que favorecieron la especiación (Luteyn 2002; Schuchmann *et al.* 2001). Debido a su historia evolutiva reciente, muchas de las especies ocupan nichos climáticos restringidos, ocurren en densidades poblacionales bajas con poca diversidad genética y son altamente especializadas (polinización) (Kattan *et al.* 2004). Otro factor favorable es una relativa estabilidad en cuanto a la humedad del clima, lo que ha permitido la gradual adaptación de algunos géneros provenientes de las tierras bajas, a diferencia de lo que ocurre en los Andes centrales (Smith y Young 1987).

Los ecosistemas en los Andes también presentan características muy típicas. Los páramos constituyen un tipo de comunidad fisonómicamente bien definida, caracterizados por su elevado nivel de especiación "autóctona". El trabajo de Sklenář *et al.* (2005) sobre la flora genérica del páramo reporta 3.595 especies de plantas vasculares distribuidas en 127 familias y 540 géneros de los cuales 14 son endémicos de los Andes del Norte, muchos de los cuales se radiaron y especieron a raíz de los cambios de los cinturones de vegetación durante y después de la era del hielo.

Para el período que precede al arribo del ser humano a América del Sur (~10-15.000 años), se podría aseverar que los ecosistemas tropicales de altura de los Andes se encontraban adaptados a las condiciones de variabilidad climática y sus cambios en la configuración del paisaje (desplazamiento de los cinturones de vegetación). Sin embargo, durante los últimos ~100 años, las sociedades andinas han generado una gran transformación en el paisaje destinando muchas áreas a producción agrícola, asentamientos humanos y obras asociadas de infraestructura. Estos cambios han incrementado el grado de fragmentación y aislamiento de

los parches remanentes, confiéndoles un mayor grado de vulnerabilidad frente a los impactos del cambio climático (Cuesta *et al.* 2009).

Adicionalmente, los gradientes de clima y geología tienen una fuerte relación con los patrones espaciales de la biodiversidad y las funciones ecosistémicas como el ciclo hidrológico y la productividad (Buytaert *et al.* 2011). Por ejemplo, es probable que la alta tasa de evapotranspiración de los bosques montañosos influya sobre el clima en los altos andes, donde ecosistemas como los páramos dependen de la humedad ambiental (e.g. lluvia horizontal) y eventos frecuentes de lluvia como fuente principal de ingreso de agua al sistema (Buytaert *et al.* 2006). Similarmente, los caudales producidos por el derretimiento de los glaciares regulan el balance hídrico de ciertos humedales alto-andinos en la puna (Vuille *et al.* 2008).

Estas particularidades, hacen que los ecosistemas andinos sean frágiles y susceptibles a procesos de alteración por los efectos de los cambios ambientales. Los Andes tropicales es una de las áreas de importancia de biodiversidad global más amenazadas por los efectos combinados de la pérdida y fragmentación de hábitat, sobre-explotación de recursos naturales (Mittermeier *et al.* 1998; Wassenaar *et al.* 2007) y el cambio climático (Jetz *et al.* 2007; Sala *et al.* 2000).

Al mismo tiempo, los ecosistemas andinos generan bienes ambientales que benefician de manera directa e indirecta a más de 100 millones de personas. En particular los páramos proveen de agua potable y riego a un importante porcentaje de esta población. Además ofrecen suelo fértil para la agricultura y forraje para el ganado lo que permite el sostenimiento de las sociedades rurales andinas (Buytaert *et al.* 2006). Adicionalmente, tanto en Colombia como en el Ecuador, los páramos han sido clasificados como ecosistemas estratégicos para el desarrollo de estos países.

En este contexto y dada la alta vulnerabilidad intrínseca descrita de los páramos a los cambios ambientales, es pertinente evaluar el estado del conocimiento sobre estos ecosistemas, identificar prioridades de investigación, así como el diseñar acciones de adaptación para mejorar la resiliencia de los ecosistemas y las especies andinas a los efectos del cambio climático.

Patrones climáticos en los Andes: actuales, tendencias observadas de cambios y escenarios futuros

La estructura y fisonomía de la vegetación en los Andes están determinados, en gran medida, por la interacción entre los factores de temperatura y precipitación, las mismas que controlan otros factores como la humedad. La variabilidad espacial de temperatura en los Andes Tropicales depende principalmente de dos aspectos: el gradiente altitudinal y la humedad del aire, aspecto fuertemente controlado por las condiciones locales de la orografía andina. La tasa de cambio en el promedio de temperatura (lapso de proporción) con respecto a la altitud, está típicamente entre 0,6 y 0,7 °C 100 m⁻¹ (van der Hammen y Hooghiemstra 2000; Castaño 2002). La humedad del aire no solo disminuye esta proporción, sino que también disminuye la variación diaria de temperatura por lo que regiones más húmedas tienden a tener menor fluctuación térmica diaria y a lo largo del año.

Contrariamente a la temperatura, la precipitación en los Andes es mucho más errática y no sigue un patrón lineal con la altitud (Buytaert *et al.* 2010). Para la precipitación anual se reportan valores entre 800 mm hasta los 3.000 mm al año (Sklenář y Balslev 2007; Sklenář y Læggaard 2003). También se registran extremos en áreas limitadas con valores menores a 800 mm y sobre los 3.000 mm.

En los Andes de Colombia y Ecuador, los flancos occidentales inferiores están influidos principalmente por las masas de aire originadas en el Pacífico, mientras que la cordillera oriental está dominada por vientos húmedos del Atlántico Tropical y la cuenca amazónica (Vuille *et al.* 2008). Los páramos localizados en las vertientes interiores de las cordilleras se encuentran expuestos a influencias variables entre las masas de aire oceánicas y continentales con dos períodos de lluvia entre febrero-mayo y octubre-noviembre. Por el contrario, dos períodos de menor precipitación son claramente definibles, el primero se extiende de junio a septiembre y es mucho más pronunciado que el segundo, el cual ocurre entre diciembre-enero. Conforme las masas de aire pierden su humedad en los flancos externos de las cordilleras se genera un efecto de sombra de lluvia que define valores de precipitación anuales relativamente bajos fluctuando entre 800 a 1.500 mm al año (Vuille *et al.* 2008).

En el caso de los páramos, debido a su ubicación cerca del ecuador, la radiación solar diaria es casi constante a lo largo del año. Esta constancia contrasta considerablemente con el ciclo diario, que es bastante

marcado. Variaciones de temperatura del aire de más de 10°C en un mismo día son comunes (Vuille y Bradley 2000). Estas variaciones típicas de temperatura determinan el rol de la escarcha y nieve. Debido a la falta de estacionalidad, la línea de nieve es muy abrupta y constante a lo largo del año. Entre 4.000 y 5.000 m de altitud, la escarcha frecuentemente ocurre durante la noche pero la temperatura máxima diaria es suficientemente alta para prevenir la acumulación de nieve y hielo. Debajo de los 4.000 m de altitud, la escarcha no ocurre regularmente y cuando lo hace, se restringe a unas pocas horas antes de la salida del sol. No obstante, puede mantener importantes suministros de agua (Sklenář *et al.* 2010; Smith y Young 1987).

En cuanto a las tendencias observadas de cambios en el clima durante los últimos 60 años, se ha notado un rápido cambio climático en toda la región de los Andes tropicales. La muestra más notoria de este cambio son las observaciones de temperatura cercanas a la superficie. A escala regional se registra una tendencia de incremento en la temperatura atmosférica de 0,11°C/década para el período 1939-98 y de 0,34°C/década para el período 1974-98. Estas mediciones incluyen datos colectados de la temperatura de la atmósfera a nivel del suelo para 277 estaciones ubicadas entre los paralelos 1°N y 23°S, y entre 0 y 5.000 msnm (Vuille *et al.* 2003).

La subida de temperatura, causada por el efecto invernadero de varios gases antropogénicos de los cuales el CO₂ es el más conocido, es el proceso fundamental global del cambio climático. Sin embargo, ese proceso tiene varios efectos secundarios. En primer lugar, la mayor disponibilidad de energía incrementará la tasa de evapotranspiración. En una perspectiva mundial, eso aumentará la cantidad total de precipitación, pero a nivel local es probable que se notaran grandes diferencias y existirán zonas donde la tasa de precipitación disminuirá significativamente (IPCC 2007).

De acuerdo a las leyes físicas de los gases, un incremento de la humedad del aire debe resultar en una disminución del lapso de proporción y por ende en un incremento mayor de temperatura a mayores elevaciones (Bradley *et al.* 2006). No obstante, es difícil de verificar esta tendencia debido a la falta de datos observados confiables y de largo tiempo (> 15 años). Sin embargo, reportes recientes de los Andes peruanos muestran que las temperaturas diarias máximas se encuentran por encima de 0°C entre octubre y mayo aún a elevaciones tan altas como 5.680 msnm lo cual ciertamente parece apoyar este supuesto (Bradley *et al.* 2009). Dichos cambios en temperatura son suficientes para causar alteraciones significativas, como por ejemplo los rangos de distribución de especies nativas y la disponibilidad del agua.

Los cambios en la precipitación durante el siglo 20 han sido menos notables (Vuille *et al.* 2003). Sin embargo es posible encontrar una tendencia de incremento de la precipitación al norte de los 10°S, en Ecuador; mientras que en el sur del Perú y a lo largo del límite peruano-boliviano, la mayoría de estaciones indica una disminución de la precipitación (Haylock *et al.* 2006). Aunque estas tendencias son pequeñas y no significativas, son consistentes con las proyecciones en el cambio de la precipitación para finales del siglo 21 hechas por el ensamblaje de modelos del IPCC (Vera *et al.* 2006; IPCC 2007).

El IPCC analiza la información científica, técnica y socio-económica relevante para entender el fenómeno del cambio climático y sus posibles impactos ambientales y sociales. Por ende recopila y distribuye información sobre el desarrollo y la aplicación de modelos globales de clima (GCMs por sus siglas en inglés) usados para generar proyecciones futuras de este cambio. Ese conjunto de modelos suele ser usado para analizar los impactos de cambio climático en diferentes elementos del ambiente, en particular sobre la biodiversidad, la hidrología, el carbono/ biomasa y los cultivos.

Sin embargo, la aplicación de modelos globales de clima en los Andes es complicado. Los GCMs tienen una resolución gruesa con píxeles típicamente de más de 100 km. En consecuencia, no logran representar las fuertes gradientes y procesos locales de clima en los Andes. Por ejemplo, en la vertiente amazónica de los Andes existe una franja delgada de alta precipitación por el efecto orográfico que influye en el clima de los bosques montanos y los páramos en la cordillera oriental (Sklenář *et al.* 2008). Este fenómeno depende mucho de la topografía local y la altura de condensación de las nubes. Sin una incorporación detallada de la topografía es imposible representar los patrones y sus efectos sobre los ecosistemas a escalas locales. En la mayoría de los GCMs, la topografía de los Andes no sube a más de algunos cientos de metros, mientras que en otros modelos los Andes ni siquiera están representados.

Por ende, las proyecciones de los modelos están caracterizadas por una alta incertidumbre, especialmente en la precipitación, la cual representa un proceso mucho más variable y estocástico. El conjunto de modelos aprobado por el IPCC proyecta un incremento de temperatura de 1,5 a 4,5°C, dependiendo del periodo y escenario de emisión (SRES por sus siglas en inglés) (Figura 1). Sin embargo, en cuanto a los potenciales cambios de la precipitación, hay una gran discrepancia entre los diferentes modelos incluso en la dirección del cambio. En gran parte de los Andes tropicales, menos de 75% de los modelos están de acuerdo en cuanto a la dirección del cambio (Buytaert *et al.* 2011).

En un futuro próximo (~5 años) será posible correr modelos globales de clima a más alta resolución, así como implementar modelos regionales de clima que permitan incorporar de mejor forma los procesos locales de la orografía andina. No obstante, la calidad de dichas aplicaciones es limitada, fundamentalmente por limitaciones de conocimiento y la cuantificación de procesos locales. Históricamente, la instalación de estaciones hidrometeorológicas ha estado sesgada hacia los valles internandinos, donde se encuentra la mayoría de la actividad humana. Igualmente, las observaciones científicas y la toma de muestras en ecosistemas como el páramo han sido limitadas por el difícil acceso, el clima frío y húmedo y la topografía irregular. En este contexto, la mejora de la capacidad predictiva de los GCMs y de los modelos regionales derivados de ellos, y su rango de incertidumbre está vinculada al incremento de la densidad de estaciones climáticas sobre los 3.000 metros de elevación que permitan mejorar las observaciones locales y modelar los patrones actuales del clima en los Andes. Aunque las fuentes de información global de precipitación crecerán, especialmente bajo el impulso del desarrollo de técnicas de sensores remotos, se mantiene la necesidad de usar datos locales para representar procesos relativos a estas escalas.

Impactos en los ecosistemas

Durante la última década, varios estudios concuerdan en el hecho de que el incremento en el calentamiento global y su correspondiente cambio climático afecta a la biodiversidad en diferentes escalas y de diversas formas (Sala *et al.* 2000; Thuiller *et al.* 2005; Araújo y Rahbek 2006; Broennimann *et al.* 2006; Pearson 2006; IPCC 2007; Buytaert *et al.* 2011). La evidencia sobre respuestas ecológicas en los Andes a los cambios recientes en el clima se basa en estudios que reportan varios impactos, entre ellos: (1) alteraciones en la fisiología de las especies y su capacidad de soportar eventos extremos como las heladas (Sierra-Almeida y Cavieres 2010), (2) cambios en los patrones de distribución y riqueza de especies (Feeley y Silman 2010, Ramírez-Villegas *et al.* 2011), (3) incrementos en las tasas de extinción locales de algunas especies o comunidades de especies (Bustamante *et al.* 2005; Pounds *et al.* 2006) y (4) alteraciones en los patrones fenológicos (Zavaleta *et al.* 2003). Como consecuencias derivadas, también se proyectan cambios en los patrones de distribución de los ecosistemas o biomas con fuertes disminuciones del área de los ecosistemas más altos (Peñuelas y Boada 2003; Saenz-Elorza *et al.* 2003; Cuesta *et al.* 2009) y posibles alteraciones en funciones ecosistémicas como el ciclo del carbono y el agua (Buytaert *et al.* 2011). En este capítulo, se incluye una revisión de literatura sobre las reservas y la dinámica de carbono en los páramos, con énfasis en el abundante carbono en los suelos. La contribución de Benavides *et al.* en esta misma publicación analiza cambios en el ciclo de carbono en humedales en el páramo, inducidos por el calentamiento del clima.

A escalas locales, los factores ambientales que controlan los patrones de diversidad y la composición de las comunidades de plantas vasculares en los páramos son la temperatura del aire y del suelo, la radiación solar (disecación), la humedad del suelo y el balance de carbono (Körner 1998; Cavieres y Piper 2004; Körner y Paulsen 2004; Bader *et al.* 2007). Todos estos factores son susceptibles a sufrir alteraciones en escenarios de mayor temperatura, mayor concentración de CO₂ y mayor estacionalidad.

Sin embargo, el conocimiento sobre cómo la afectación de estos procesos incidirá en los ecosistemas de los Andes es todavía conceptual y existen vacíos grandes de conocimiento por falta de datos empíricos y experimentos en condiciones controladas. Por ejemplo, la temperatura mínima del aire es un factor determinante en imposibilitar el crecimiento de especies arbóreas sobre el límite natural superior de los bosques (upper forest line) pero no es claro cómo la temperatura limita el establecimiento y/o crecimiento de los árboles (Bader *et al.* 2007). Preguntas importantes todavía se mantienen en cuanto si el

factor limitante más importante es la temperatura del aire o del suelo; si las temperaturas promedio o los rangos diarios son más importantes o si la asimilación de carbono, su consumo o los procesos de regeneración son los factores más limitantes (Körner y Paulsen 2004; Körner 2005). Sevink *et al.* resumen en este capítulo los resultados de un proyecto de investigación de varios años a cerca del límite natural superior de los bosques en el norte de Ecuador. En este sentido, la necesidad de desarrollar estudios que caractericen a diferentes elementos de la biodiversidad respecto de su grado de susceptibilidad a los cambios ambientales permitirá identificar aquellos grupos de especies que tienen un mayor rango de tolerancia fisiológica o mayor capacidad genética de adaptarse versus aquellos grupos con un mayor grado de sensibilidad y que probablemente experimenten extinciones locales.

Finalmente, la fragmentación del hábitat tiene una relación directa con el grado de conexión entre las poblaciones de una especie, con el intercambio y mantenimiento de diversidad genética inter e intra poblacional y con su capacidad de adaptación a nuevas condiciones ambientales (Jump y Peñuelas 2005; Opdam y Wascher 2004). Para poblaciones relativamente continuas y con distribuciones elongadas como en los Andes, la adaptación a climas más cálidos sería facilitada por el flujo genético de las poblaciones que se encuentran actualmente en regiones más cálidas dentro de su rango de distribución; mientras que la respuesta de poblaciones aisladas a los cambios climáticos dependerá de la cantidad de genes asociados a la variabilidad climática contenidos en estas poblaciones. Este es probablemente el caso de muchas de las especies de los páramos andinos.

Retroalimentación entre los impactos del cambio climático y el uso de la tierra en la biodiversidad

El límite, y las razones que lo determinan, entre los ecosistemas boscosos de montaña y los sistemas dominados por herbáceas (páramos y punas) es uno de los principales debates en la ecología de ecosistemas de montaña. Estudios recientes en los páramos y bosques ecuatorianos (Bader 2007) sugieren que el límite del bosque en áreas de ocupación humana, durante los últimos 5.000 años es el resultado de actividades antrópicas en las que el fuego tiene un rol preponderante. De igual manera, en Bolivia los estudios sugieren que los bosques altoandinos de *Polylepis* han sido reducidos por estas prácticas humanas asociadas al pastoreo y a la agricultura con fuego como un elemento de manejo (Gosling *et al.* 2009). Consecuentemente, el límite superior del bosque altoandino, que actualmente fluctúa entre los 3.200 y 3.500 m de elevación, pudiera en varios lugares en la ausencia de estas prácticas

agrícolas llegar a oscilar entre los 3.700 y 3.900 msnm (Kessler 1995). En este sentido, los límites definidos por usos humanos son un serio limitante para los posibles desplazamientos de especies altoandinas que ocurren entre los 2.600 y 3.500 m de altitud (Bush *et al.* 2009; Ramírez-Villegas *et al.* 2011).

Se espera que el cambio climático induzca una migración altimétrica de plantas y animales para mantener sus nichos bioclimáticos (Thuiller *et al.* 2005). Los modelos de cambio climático sugieren un incremento en la temperatura media entre 3°C y 5°C para fines de siglo, en los flancos amazónicos de la cordillera de los Andes. Los vientos adiabáticos húmedos presentan una *lapse rate* aproximado de 5°C/1000 m para esta sección de la cordillera, por lo que una migración vertical de 600 a 1.000 m de altitud es requerida para mantener temperaturas similares.

Si bien las distancias de migración no son muy grandes (aproximadamente 20 a 40 km), es probable que la permeabilidad del paisaje no lo permita por efectos del fuego asociado a la agricultura y por la expansión de pastos para ganadería, en los límites superiores de los bosques montanos y el sub-páramos. Adicionalmente, en muchas regiones del piedemonte andino existe desde hace 30 años una gran producción de agricultura industrializada: café, cacao, palma africana, arroz (Wassenaar *et al.* 2002). En casi cualquier área con acceso y con mercados cercanos, quedan pocos bosques remanentes entre los 500 y 1.500 m de elevación, lo que forma un gran vacío de vegetación entre los bosques casi intactos sobre y debajo de este límite.

En respuesta de estos dos factores, el mantenimiento de ecosistemas funcionales requerirá del diseño de corredores verticales que permitan la migración, además del mantenimiento de los gradientes ambientales que facilitan los flujos y procesos ecosistémicos. En el diseño de estos corredores, la posibilidad de incluir áreas que puedan ser restauradas es fundamental para mantener paisajes viables en el futuro bajo escenarios de cambio.

Sin embargo, en la región Andina, la posibilidad de la creación de nuevas reservas varía entre países. En muchos casos es una opción poco factible dado los regímenes de tenencia de la tierra, la brecha de la pobreza y la asimetría entre los centros urbanos y rurales, la demanda por recursos naturales y el modelo de desarrollo económico basado en una economía extractivista (e.g., minería). En este contexto, la articulación de las reservas nacionales con otros subsistemas nacionales de bosques protectores, territorios indígenas, reservas de la sociedad civil y áreas protegidas de gobiernos seccionales (e.g., municipios) podría ser un mecanismo de trabajo viable.

En este sentido, se sugiere como una de las acciones urgentes la identificación de áreas prioritarias de conservación en escenarios de cambios ambientales globales. Este tipo de ejercicios permitirá evaluar la representatividad de los sistemas nacionales de áreas protegidas actuales respecto de estos posibles escenarios a nivel regional. Pese a las limitaciones inherentes a los insumos de información primaria sobre la distribución y estado de la biodiversidad, las herramientas de modelamiento disponibles y los supuestos detrás de ellos, consideramos que este tipo de ejercicios son importantes como mecanismos exploratorios que guíen procesos de discusión. Consideramos que esto tiene que verse como un ejercicio dinámico que se mejore continuamente de manera de tener escenarios con menor incertidumbre y permita una toma de decisiones mejor informada.

Hacia un manejo sostenible en condiciones de incertidumbre

Muchos estudios, incluyendo los estudios presentados en este capítulo, describen el conocimiento global de los procesos climáticos y ecosistémicos del páramo, para mejorar el entendimiento de cómo el cambio climático afectará este ecosistema. Sin embargo, es obvio que la incertidumbre seguirá siendo un factor importante para su manejo en el futuro próximo. Por lo tanto, el desarrollo de métodos y estrategias de conservación que sean compatibles con esta incertidumbre es fundamental. Dos factores juegan un papel importante en el desarrollo de estas medidas: el contexto y caracterización de estas amenazas y el diseño de sistemas de manejo adaptivo.

En cuanto al primer aspecto, es importante poner el cambio climático dentro de un contexto de varias amenazas, por ejemplo:

- ☞ un incremento de las presiones socio-económicas y políticas, acelerando e intensificando cambios del uso de la tierra (Bebbington 1997; Bebbington y Perreault 1999);
- ☞ cambios hidrológicos locales (secamiento y desaparición de humedales) y a larga distancia (disminución del escurrimiento y la regulación de agua)

Estas presiones en muchos contextos superaran los impactos del cambio climático. Especialmente el ascenso del límite superior de la agricultura, facilitada por la construcción de nuevas carreteras, el uso de maquinarias agrícolas y la búsqueda de nuevos terrenos para cultivar, ya ha afectado a muchas regiones de sub-páramo, especialmente en Ecuador y Venezuela.

La intensidad de otros tipos de usos de la tierra también genera una presión incremental. Por ejemplo, la plantación de especies leñosas exóticas sigue siendo una práctica común y su incremento durante los últimos años se debe al fomento de los esquemas internacionales de captura y almacenamiento de carbono. Por ejemplo, se ha documentado que la siembra de pino en el páramo puede afectar significativamente el ciclo de agua (Buytaert *et al.* 2007), la biodiversidad (van Wesenbeeck *et al.* 2003) y de carbono (Hofstede *et al.* 2002; Farley y Kelly 2004; Farley 2010). Otro uso del suelo con grandes impactos, especialmente en las formas de vida de las comunidades campesinas de los Andes, es la minería (Bury 2004; Bebbington *et al.* 2008).

En la mayoría de estos casos el cambio climático reforzará dichas amenazas generando escenarios de mayor impacto. Por ejemplo, la subida de la temperatura probablemente aumentará la tasa y la intensidad de cultivos en los páramos. Al mismo tiempo, la franja de sub-páramo ya afectada por cultivos también está amenazada por el cambio climático (Tovar *et al.* 2011). En otros casos, por ejemplo en el de la minería, es muy probable que el impacto local de la destrucción del ecosistema haga que el impacto de cambio climático sea irrelevante.

Respecto al segundo aspecto, no es siempre necesario tener predicciones muy precisas del potencial impacto de cambio climático para diseñar acciones de manejo. La literatura científica actual pone mucho énfasis en el manejo de la incertidumbre dentro del tema de toma de decisiones. Por ejemplo, el manejo adaptativo del agua (Pahl-Wostl *et al.* 2007) pasa del paradigma de “predicción y control” a una aproximación más adaptativa, con un continuo aprendizaje y flexibilidad como objetivos claves. Ese tipo de manejo pone menos énfasis en las grandes inversiones de infraestructura que tienen altos costos, decisiones irreversibles o estrategias de manejo fijas y no permiten un continuo aprendizaje y ajuste.

Una manera más efectiva de lidiar con lo impredecible es cambiar los enfoques basados en controlar y desarrollar una capacidad de respuesta efectiva ante el cambio y condiciones desconocidas. Otra alternativa implica usar estrategias de desarrollo que sean robustas ante un rango completo de posibles futuros escenarios, por ejemplo diversificación de estrategias o estrategias que puedan ser aplicadas de manera flexible cuando sean necesarias (Brugnach *et al.* 2008).

El enfoque en estrategias más robustas puede ser complementado con un análisis de las vulnerabilidades clave del ecosistema y sus servicios. En este caso, un método útil es el desarrollo de intervenciones “sin arrepentimiento”, definida como estrategias que brindan beneficios independientemente de las tendencias futuras en escenarios climáticos (Heltberg *et al.* 2009). Dado que el clima es solo uno de los tantos procesos inciertos que influyen el manejo de recursos ecosistémicos, estrategias de “no arrepentimiento” favorecerán medidas que son beneficiosas para estos ámbitos también. Idealmente, estas estrategias resultan de una aproximación integrada que involucra científicos, administradores de recursos y tomadores de decisiones.

Por ejemplo, en el caso de la biodiversidad mencionado arriba, varios estudios sugieren que dado el alto grado de incertidumbre respecto a los impactos del cambio climático, la prioridad debe estar enfocada en mejorar la permeabilidad del paisaje a través de incorporar nuevas áreas

en localidades que minimicen la distancia espacial entre las reservas existentes de manera de garantizar la capacidad de migración y colonización efectiva de la especie (Opdam y Wascher 2004; Williams *et al.* 2005). Dichas medidas son beneficiosas independientemente de la dirección del cambio climático. Al mismo tiempo proveen sugerencias directas y manejables para los administradores y tomadores de decisiones. Por ejemplo, una sugerencia directa es la creación de nuevas reservas locales, la cual debería estar vinculada de manera explícita a asegurar la provisión de bienes y servicios ambientales asociados al bienestar de la población y al mantenimiento de formas de vida que dependen de estos servicios para sus subsistencia (agua para los pequeños productores andinos).

Referencias

- Araújo MB, Rahbek C.** 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science* 313:1396-1397.
- Bader MY, van Geloof I, Rietkerk M.** 2007. High solar radiation hinders tree regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Plant Ecology* 191:33-45.
- Bebbington A.** 1997. Reinventing NGOs and rethinking alternatives in the Andes. *Annals of the American Academy of Political and Social Science* 554:117-135.
- Bebbington A, Perreault T.** 1999. Social capital, development, and access to resources in highland Ecuador. *Economic Geography* 75:395-418.
- Bebbington A, Humphreys Bebbington D, Bury J, Lingan J, Muñoz JP, Scurrah M.** 2008. Mining and social movements: Struggles over livelihood and rural territorial development in the Andes. *World Development* 36:2888-2905.
- Bradley RS, Keimig FT, Diaz HF, Hardy DR.** 2009. Recent changes in freezing level heights in the tropics with implications for the deglaciation of high mountain regions. *Geophysical Research Letters* 36: L17701.
- Bradley RS, Vuille M, Diaz HF, Vergara W.** 2006. Threats to water supplies in the tropical Andes. *Science* 312:1755-1756.
- Broennimann O, Thuiller W, Hughes G, Midgley GF, Alkemade JMR, Guisan A.** 2006. Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Global Change Biology* 12:1079-1093.
- Brugnach M, Dewulf ARPJ, Pahl-Wostl C, Taillieu T.** 2008. Toward a relational concept of uncertainty: about knowing too little, knowing too differently, and accepting not to know. *Ecology and Society* 13:No 30.
- Bury J.** 2004. Livelihoods in transition: transnational gold mining operations and local change in Cajamarca, Peru. *Geographical Journal* 170:78-91.
- Bush MB, Silman MR, McMichael C, Saatchi S.** 2009. Fire, climate change and biodiversity in Amazonia: a Late-Holocene perspective.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London 363:1795-1802.

Bustamante MR, Ron SR, Coloma LA. 2005. Cambios en la diversidad in situ de comunidades de anuros en los Andes de Ecuador. *Biotropica* 37:180-189.

Buytaert W, Iñiguez V, De Bièvre B. 2007. The effects of *Pinus patula* forestation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251:22-30.

Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobón C. 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography* 20:19-33.

Buytaert W, Vuille M, Dewulf A, Urrutia R, Karmalkar A, Célleri R. 2010. Uncertainties in climate change projections and regional downscaling in the tropical Andes: implications for water resources management. *Hydrology and Earth System Science* 14:1247-1258.

Buytaert W, Célleri R, de Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.

Cavieres LA, Piper F. 2004. Determinantes ecofisiológicos del límite altitudinal de los árboles. En Cabrera HM, editor. *Fisiología Ecológica en Plantas*. Valparaíso: Universidad Católica de Valparaíso pp 221-234.

Cuesta F, Peralvo M, Valarezo N. 2009. *Los bosques montanos de los Andes Tropicales*. Quito, Lima, La Paz: Programa Regional Ecobona-Intercooperation, Agencia Suiza para la Cooperación y el Desarrollo (COSUDE).

Farley KA. 2010. Pathways to forest transition: local case studies from the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography* 9:7+.

Farley KA, Kelly EF. 2004. Effects of afforestation of a paramo grassland on soil nutrient status. *Forest Ecology and Management* 195:281-290.

Feeley KJ, Silman MR. 2010. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology* 16:3215-3222.

Fjeldså J. 1995. Geographical patterns of neoendemic and older relict species of Andean forest birds: the significance of ecologically stable areas. Pages 89-102 in Churchill SPB, Henrik; Forero,

Enrique; Luteyn, James L. (eds.). ed. Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. Proceedings of a symposium, New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. New York: New York Botanical Garden. Bronx, NY, USA.

García-Moreno J, Arctander P, Fjeldså J. 1999. Strong diversification at the treeline among *Metallura* Hummingbirds. *The Auk* 116:702-711.

García-Moreno Jaime PAaJF. 1999. Strong Diversification at the Treeline among *Metallura* Hummingbirds. *The Auk* 116:702-711.

Gentry AH. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. In Churchill SPB, Balsev, H, Forero E, Luteyn JL, editors. *Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium (1993, Bronx, N.Y., USA). Biodiversity and conservation of neotropical montane forests: Proceedings.* New York: New York Botanical Garden. pp103-126.

Gosling WD, Hanselman JA, Christopher K, Valencia BG, Mark BG. 2009. Long-term drivers of change in *Polylepis* woodland distribution in the central Andes. *Journal of Vegetation Science* 20:1041-1052.

Haylock, MR, Peterson TC, Alves LM, Ambrizzi T, Anunciacao MT, Baez J, Barros VR, Berlato, MA, Bidegain M, Coronel G, Corradi V, Garcia VJ, Grimm AM, Karoly D, Marengo JA, Marino MB, Moncunilland DF, Nechet D, Quintana J, Rebello E, Rusticucci M, Santos JL, Trebejo I, Vincent LA. 2006. Trends in total and extreme South American rainfall in 1960-2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate* 19:1490-1512.

Heltberg R, Siegel, PB, Jorgensen SL. 2009. Addressing human vulnerability to climate change: Toward a 'no-regrets' approach. *Global Environmental Change* 19:89-99.

Hofstede RGM, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J. 2002. Impact of pine plantations on soils and vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development* 22:159-167.

Hooghiemstra H, van der Hammen T. 2004. Quaternary Ice-Age dynamics in the Colombian Andes: developing an understanding of our legacy. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359:173-181.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability.* Cambridge University Press, Cambridge.

- Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP.** 2007. Projected Impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *Public Library of Science- Biology* 5:e157.
- Jump AS, Peñuelas J.** 2005. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8:1010-1020.
- Kattan GH, Franco P, Rojas V, Morales G.** 2004. Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31: 1829-1839.
- Kessler M, Herzog SK, Fjeldså J, Bach K.** 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions* 7:61-77.
- Körner C.** 2005. The Green Cover of Mountains in a Changing Environment. In Huber UM, Bugmann HKM, Reasoner MA, editors. *Global Change and Mountain Regions*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Körner C.** 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115: 445-459.
- Körner C, Paulsen J.** 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography* 31:713-732.
- Luteyn J.** 2002. Diversity, adaptation and endemism in neotropical Ericaceae: biogeographical patterns in the Vaccinieae. *The Botanical Review* 68:55-87.
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB, Olivieri S.** 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12:516-520.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Opdam P, Wascher D.** 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117:285-297.

- Pahl-Wostl C.** 2007. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Resources Management* 21:49–62.
- Pearson RG.** 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 111–113.
- Peñuelas J, Boada M.** 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9:131–140.
- Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R, Ron S, Sánchez-Azofeifa GA, Still CJ, Young BE.** 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161–167.
- Ramírez-Villegas J, Cuesta F, Devenish C, Peralvo M, Jarvis A, Arnillas C.** 2011. The impact of climate change on Andean vascular plant and bird species. Submitted to *PLOS Biology*.
- Saenz-Elorza MD, González ED, Sobrino A.** 2003. Changes in the High-mountain vegetation of the Central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92:273–280.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirz R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Leroy Poff N, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH.** 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Schuchmann K-L, Weller A-A, Heynen I.** 2001. Systematics and biogeography of the Andean genus *Eriocnemis* (Aves: Trochilidae) Systematik und Biogeografie der andinen Gattung *Eriocnemis* (Aves: Trochilidae). *Journal fur Ornithologie* 142:433–481.
- Sierra-Almeida A, Cavieres L.** 2010. Summer freezing resistance decreased in high-elevation plants exposed to experimental warming in the central Chilean Andes. *Oecologia* 163:267–276.
- Sklenář P, Balslev H.** 2007. Geographic flora elements in the Ecuadorian superparamo. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202:50–61.
- Sklenář P, Bendix J, Balslev H.** 2008. Cloud frequency correlates to plant

species composition in the high Andes of Ecuador. *Basic and Applied Ecology* 9:504-513.

Sklenář P, Lægaard S. 2003. Rain-Shadow in the High Andes of Ecuador evidenced by paramo vegetation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35:8-17.

Sklenář P, Luteyn JL, Ulloa CU, Jorgensen PM, Dillon MO. 2005. *Generic flora of the paramo: illustrated guide of the vascular plants*. New York.

Sklenář P, Kucerova A, Macek P, Mackova J. 2010. Does plant height determine the freezing resistance in the paramo plants? *Austral Ecology* 35:929-934.

Smith AP, Young TP. 1987. Tropical Alpine Plant Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 137-158.

Tovar C, Arnillas CA, Cuesta-Camacho F, Buytaert W. 2013. Diverging responses of Tropical Andean Biomes under future climate conditions. *PLoS ONE* (8)5: e63634. doi: 10.1371/journal.pone.0063634**

Thuiller W, Lavorel MB, Araújo MT, Sykes IC, Prentice IC. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 8245-8250.

van der Hammen T. 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography* 1:3-26.

van Wesenbeeck BK, van Mourik T, Duivenvoorden JF, Cleef AM. 2003. Strong effects of a plantation with *Pinus patula* on Andean subparamo vegetation: a case study from Colombia. *Biological Conservation* 114:207-218.

Vera C, Silvestri G, Liebmann B, Gonzalez P. 2006. Climate change scenarios for seasonal precipitation in South America from IPCC-AR4 models. *Geophysical Research Letters* 33:L13707.

Vuille M, Bradley, RS, Werner M, Keimig, F. 2003. 20th century climate change in the tropical Andes: observations and model results. *Climatic Change* 59:75-99.

Vuille M, Francou B, Wagnon P, Juen I, Kaser G, Mark BG, Bradley RS. 2008. Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth-Science Reviews* 89:79-96.

Vuille M, Bradley R. 2000. Mean temperature trends and their vertical structure in the tropical Andes. *Geophysical Research Letters* 27:3885-3888.

Wassenaar T, Gerber P, Verburg PH, Rosales M, Ibrahim M, Steinfeld H. 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change* 17: 86-104.

Williams PH, Hannah L, Andelman S, Midgley G, Araujo M, Hughes G, Manne L, Martinez-Meyer E, Pearson R. 2005. Planning for climate change: Identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology* 19:1063-1074.

Zavaleta ES, Shaw MR, Chiariello NR, Mooney HA, Field CB. 2003. Additive effects of simulated climate changes, elevated CO₂, and nitrogen deposition on grassland diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:7650-7654.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Benavides JC, Martha León M, 2014. Dinámica del carbono en turberas altoandinas de Colombia: el efecto de las perturbaciones humanas. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Dinámica del carbono en turberas altoandinas de Colombia: el efecto de las perturbaciones humanas

Juan C. Benavides¹ y
Martha León Castaño²

¹ Department of Plant Biology, Southern Illinois University, Carbondale, Illinois USA 62901-6509

² Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

Resumen

Las turberas en los páramos almacenan grandes cantidades de carbono y participan activamente en la regulación hidrológica local. Las turberas acumulan carbono por medio de un desbalance entre las tasas de productividad primaria y de descomposición. Estos son ambientes muy susceptibles a cambios en las condiciones ambientales, incluyendo las perturbaciones humanas. El presente artículo examina patrones de acumulación de carbono y características físicas de turberas en tres localidades de los Andes de Colombia y presenta los resultados de experimentos preliminares en el efecto de las perturbaciones entrópicas en la dinámica de las turberas. La primera parte es estudiada por medio de densidades aparente, contenido de carbono y patrones temporales de la turba con dataciones de ^{210}Pb . La datación de ^{210}Pb es un método de datación continua de depósitos con una edad inferior a 250 años. Las turberas de los tres sitios estudiados muestran diferencias en la dinámica reciente de la turba. Turberas con un alto índice de perturbación acumularon carbono más lentamente y en menor cantidad que turberas en sitios conservados, esto comparado con turberas en la misma localidad. El tiempo e intensidad de la perturbación son factores importantes en las trayectorias posteriores de la turbera. Los resultados de experimentos muestran que la agricultura y ganadería en o cerca de las turberas incrementa las tasas de descomposición superficiales y genera un cambio en la vegetación, de turberas dominadas por *Sphagnum* a turberas dominadas por plantas vasculares. La cantidad de agua que puede ser retenida por la turbera es negativamente afectada por las perturbaciones humanas. Un mejor conocimiento de cómo funcionan las turberas andinas tropicales es necesario para restaurar y manejar estos ecosistemas estratégicos.

Palabras clave:

Agua, cambio climático, carbono, páramo, pastoreo, perturbaciones antropogénicas

Abstract

High elevation tropical Andean peatlands store large amounts of Carbon and are instrumental in the local hydrology. Peatlands accumulate carbon through reduced decomposition, compared to the production rates. Peatlands are sensitive to environmental stressors, including anthropogenic disturbances. This article explores carbon accumulation patterns and physical characteristics of peatlands in three locations of the Colombian Andes; and examines the effects of anthropogenic disturbances on the dynamics of peatlands in two experimental settings: agriculture runoff and cattle grazing. The first part was studied using bulk densities, carbon content and temporal variations, using ^{210}Pb chronologies. Peatlands from the three locations show different patterns, but within each locality peatlands with high human disturbance, had lower carbon accumulation rates compared to peatlands with low disturbance intensity. The time since the disturbance and the intensity of the disturbance, were relevant in defining peatlands post-disturbance trajectories. Anthropogenic disturbances, both from agricultural runoff and grazing simulations, produces changes in vegetation from a *Sphagnum* dominated to a sedge dominated peatland, increases decomposition rates at unsustainable levels, and decreases water holding capacity of the peat soil. A more complete understanding of the functioning of Andean peatlands is required to effectively restore and manage this strategic ecosystem.

Keywords:

water, climate change, carbon, paramo, grazing, human perturbations

Introducción

A nivel global las turberas se definen como suelos con inundación permanente, con mas de un 20% de su masa en carbono orgánico y con una profundidad de al menos 30 cm (Gorham 1991). La alta cantidad de carbono que se acumula en estos ecosistemas se debe al exceso de producción primaria neta comparado con la descomposición y las pérdidas de carbono orgánico disuelto (DOC) (Clymo *et al.* 1998). Para que una turbera se desarrolle y se mantenga en el tiempo se requiere de la combinación de diferentes condiciones ambientales, entre las que se destacan: 1) balance hídrico positivo con fluctuaciones bajas en el nivel del agua, 2) ambiente bajo en nutrientes, 3) ingreso al sistema de aguas bajas en nutrientes y 4) temperaturas bajas como las que se observan en altas elevaciones y climas templados (Vasander and Kettunen 2006; Vitt 2006).

En zonas tropicales de alta elevación, como los páramos suramericanos, las turberas no ocupan áreas tan extensas como sus contrapartes del norte o del sur. En particular, las turberas de los Andes tropicales se desarrollan en depresiones topográficas localizadas en valles y mesetas donde es posible la acumulación de agua. En el páramo, las turberas interceptan los flujos de escorrentía superficial y en muchas ocasiones sub-superficial actuando como reguladores de los caudales y aumentando el flujo base de las corrientes (Holden 2005). Es este papel que cumplen las turberas como regulador hidrológico una de las principales razones de su importancia en los Andes tropicales, al norte del paralelo 3°N. Recientemente, la importancia de las turberas ha sido reevaluada dada las grandes cantidades de carbono que se almacenan y su capacidad de incrementar estas reservas de carbono de manera continua (Gorham 1991; Yu *et al.* 2010). Los páramos húmedos al norte del paralelo 3°N se caracterizan por un promedio de temperatura anual entre 2 y 10° C, una precipitación generalmente superior a los 800 mm anuales y al menos dos veces mayor evapotranspiración potencial anual que precipitación (Cleef 1981).

Los estudios sobre la ecología de las turberas de las zonas de páramo en Colombia y Ecuador se han enfocado en describir la vegetación y aguas en superficie, detallando varios tipos de vegetación asociados (Cleef 1981; Kuhry 1988a; Kuhry 1988b; Bosman *et al.* 1993). Estos estudios han mostrado que el musgo *Sphagnum* es el elemento dominante en las turberas. A elevaciones similares las turberas, pasan a ser dominadas por cyperaceas y pastos en ambientes con altos pH y mayor concentración de nutrientes. Al ascender en elevación estas turberas dominadas por *Sphagnum* o cyperaceas pasan a ser dominadas por plantas vasculares en formas de cojines como *Plantago rigida* y *Distichia muscoides* (Cleef 1981; Bosman *et al.* 1994; Cooper *et al.* 2010). Sin embargo, existen dos tipos de turberas alto andinas que han sido ignoradas en la literatura. Las primeras son turberas altamente perturbadas donde la vegetación en la superficie no refleja las condiciones originales del sistema y las segundas sitios donde el nivel del agua –muy alto o muy bajo– hacen que sean clasificados como sistemas lacustres o azonales, pero no como turberas (Cleef 1981). Esto nos hace reflexionar sobre lo poco que se conoce acerca de los factores que regulan el crecimiento de estas turberas y como ellas son modificadas por las perturbaciones ambientales o los cambios en los regímenes climáticos. Se ha demostrado que las turberas en general son extremadamente sensibles a perturbaciones ambientales, sean estas climáticas, hidrológicas o biogeoquímicas (nutricionales), modificando su función de sumideros a fuentes de carbono y en el peor de los casos a grandes emisores de metano (Vasander and Kettunen 2006; Vitt 2006).

La dinámica del carbono en las turberas alto andinas no ha sido muy estudiada, son escasos en particular los estudios sobre el impacto de la perturbación humana y el cambio climático en las reservas y flujos de carbono (Chimner and Cooper 2003). Una posibilidad para desarrollar estos estudios es combinar los métodos desarrollados por Wieder (2001), los cuales están basados en dataciones de núcleos de turba usando ^{210}Pb . Este método permite la estimación de las tasas de acumulación de turba y carbono, así como la estimación de la productividad neta anual y de las tasas de descomposición asociadas (Wieder 2001). El uso de estos métodos en estudios experimentales de campo permite analizar el impacto del cambio del uso de la tierra sobre estos procesos ecosistémicos. Este artículo presenta una síntesis de los hallazgos preliminares de estos estudios, realizados en las turberas de los páramos de Belmira y El Duende, en la Cordillera Occidental de Colombia, y en Rabanal ubicado en la Cordillera Oriental; ambos, sitios piloto del Proyecto Paramo Andino (PPA), coordinado en Colombia por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Las preguntas que dirigen este artículo son:
¿Cuáles son los patrones de crecimiento de la turba y almacenamiento de carbono en las turberas de estas tres localidades en los últimos 250 años? ¿Cómo se relacionan con los patrones de perturbación humana local? ¿Cuáles son los mecanismos por medio de los cuales las tasas de acumulación de carbono varían bajo regímenes de pastoreo en o cerca a turberas y escorrentía proveniente de campos de cultivo?

Esta última pregunta utiliza datos preliminares de dos estudios experimentales para explorar las relaciones causa-efecto en los patrones de acumulación de carbono. Las bajas tasas de descomposición en las turberas se debe a la baja cantidad de sustrato para la actividad microbiana que estas ofrecen (Turetsky and Ripley 2005; Turetsky *et al.* 2008). La adición de nutrientes de fuentes externas, por ejemplo heces de ganado o escorrentía de campos agrícolas que han sido fertilizados, incrementaría tanto la productividad como la descomposición en las turberas. Sin embargo se esperaría un aumento mucho mayor de la descomposición que de la productividad, debido a la fuerte limitación de la actividad microbiana en condiciones normales. Las altas tasas de descomposición incrementarían densidades aparentes, reducirían el carbono total y disminuirían la capacidad de la turbera para acumular agua.

Métodos

Área de estudio

Los tres sitios de páramo estudiados (Figura 1) presentan diferentes características físicas, climáticas y diferencias en la intensidad y tipos de perturbación humana (Tabla 1). Durante los primeros seis meses de 2009 y 2010 se identificaron y localizaron la mayor cantidad posible de turberas en cada uno de los sitios. De estas, se seleccionaron entre 5 y 10 turberas incluyendo las de mayor tamaño y los extremos de los gradientes de perturbación antrópica observados. Una descripción más detallada de los sitios y las turberas visitadas se presenta en la sección 3 de este artículo. Para más detalles de los métodos de selección ver Benavides (2012).

Figura 1. Diagrama de zonas de vida de Holdridge (Adaptado de Vitt 2006) con la distribución climática de las zonas boreales y páramos en verde.

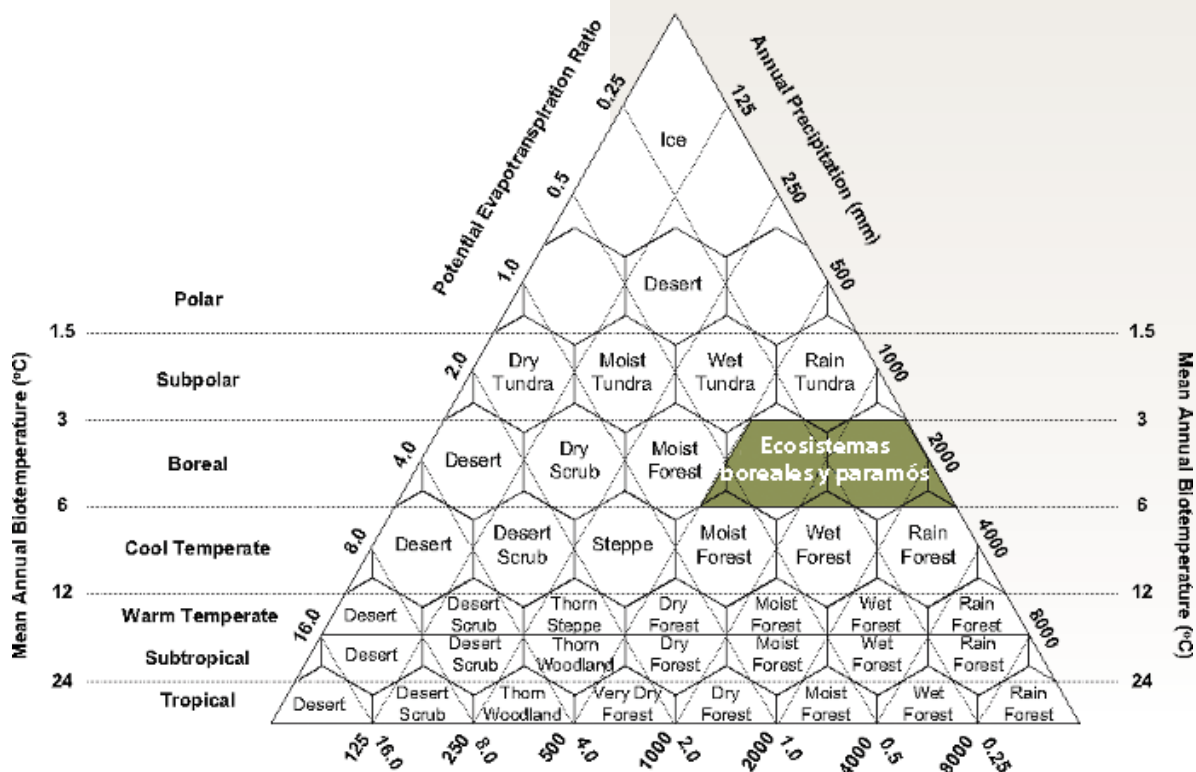


Tabla 1. Acumulación de carbono en 7 turberas localizadas en sitios de acción del PPA. Descripción de los sitios en el texto. Acumulación de carbono calculada a partir de fechas estimadas por ^{210}Pb hace 100, 50 y 25 años. Porcentajes representan la proporción de carbono acumulado en los últimos 25 años comparado con el total acumulado en 100 años.

Núcleo	Perturbación humana	Elevación msnm	Carbono 100 años (desde 1910) Kg C m ⁻²	Carbono 50 años (desde 1960) Kg C m ⁻²	Carbono 25 años (desde 1985) Kg C m ⁻²
YAR-Belmira	Alta	2.700	5,57	4,39	2,95 (52 %)
BEL1-Belmira	Baja	3.220	3,93	2,27	1,28 (32%)
BEL2-Belmira	Media	3.225	3,18	2,1	1,39 (43%)
DUE-Duende	Baja	3.400	3,7	2,44	1,61 (43 %)
RAB1-Rabanal	Baja	3.300	5,07	3,67	2,27 (44 %)
RAB2-Rabanal	Media	3.350	5,32	3,52	1,93 (36 %)
RAB3-Rabanal	Alta	3.310	2,64	2	1,34 (50 %)

Métodos para el estudio de la vegetación, núcleos y carbono en suelo

En cada una de las turberas muestreadas se colectó información de la vegetación en parcelas de 10 x 10 m donde se registró la vegetación arbórea en diámetros y alturas de todos los individuos presentes. Además se registró la vegetación herbácea y arbustiva en porcentajes de cobertura visualmente estimada, en subparcelas de 4 m². Finalmente se midió la cobertura de la capa rastrera (briofitos y cojines) con una precisión del 5%. El pH y conductividad eléctrica del agua, corregida por la concentración de Hidrógeno [H⁺], fueron registrados una sola vez, en el centro de cada parcela (Thermo scientific orion 4-star pH/conductivity meter) (Sjörs 1950). Una muestra de agua por parcela fue llevada al laboratorio para determinar la concentración de cationes (Ca, K, Mg y Na) mediante absorción atómica. La concentración final fue el promedio de 4 submuestras.

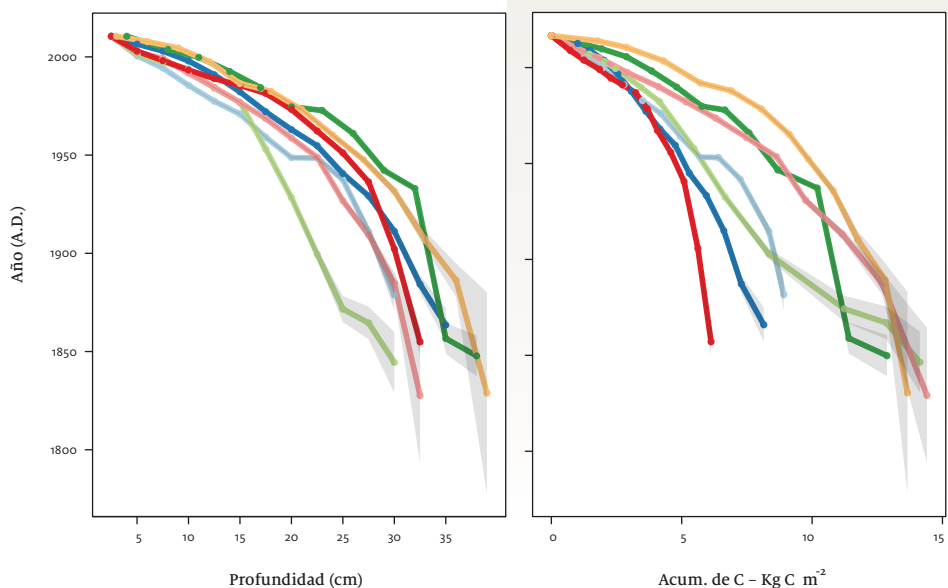
En las turberas seleccionadas se perforaron núcleos de 50 cm de profundidad y 10 cm de diámetro, cuidando de no comprimir los primeros centímetros de turba colectada; un solo núcleo por sitio fue colectado. El punto de colección del núcleo fue seleccionado aleatoriamente dentro de una de las parcelas, en lugares que no estuvieran inundados. Los núcleos fueron congelados y luego divididos con una sierra circular por la mitad a lo largo y luego cada 2 cm de profundidad. Una de las dos mitades fue luego subdividida en 4 submuestras para los siguientes análisis: 1) Materia orgánica y carbono orgánico por el método de combustión (Burt 2004), 2) Macrofósiles divididos en 4 categorías (*Sphagnum*, hierbas, otros briofitos y residuos), 3) Química de la turba-digestión en ácidos y análisis por absorción atómica y 4) Carbono y Nitrógeno total (Métodos específicos ver en Benavides 2012). La otra mitad del núcleo fue usada para obtener cronologías continuas.

Los núcleos fueron datados usando ^{210}Pb (Appleby and Oldfield 1983; Turetsky *et al.* 2004). Las dataciones de ^{210}Pb fueron usadas para reconstruir de manera continua los últimos 200 años y para calcular las tasas de acumulación de turba y carbono, así como la estimación de la productividad neta anual y las tasas de descomposición asociadas, siguiendo el método sugerido por Wieder (2001). Las turberas, en general, siguen una tasa de pérdida de masa siguiendo un modelo exponencial (Clymo *et al.* 1998). Si se conoce la profundidad de la turbera y las densidades de la turba a diferentes profundidades, es posible calcular la cantidad de carbono total de la turbera por extrapolación. Las muestras tomadas de los núcleos siguen los códigos de los sitios muestreados de la siguiente forma: YAR-llanos de Cuiva, BE1-Centro de la laguna El Morro-Belmira, BE2-sector oriental laguna El Morro-Belmira, DUE-Páramo "El Duende", RAB1-Sector occidental-Rabanal; RAB2-Sector central-Rabanal y RAB3-Sector oriental-Rabanal (Figura 2).

Figura 2. **Tasas de crecimiento de la turba (izquierda) en centímetros y tasas de acumulación de carbono(derecha) en kilogramos de carbono por metro cuadrado.**

Barras de error corresponden al error asociado con las desintegraciones de ^{210}Pb y ^{209}Po en la datación de ^{210}Pb . Códigos de los núcleos siguen el siguiente formato:

- YAR Llanos de Cuiva
- BE1 Centro de la laguna El Morro-Belmira
- BE2 Sector oriental laguna El Morro-Belmira
- DUE Páramo "El Duende"
- RAB1 Sector occidental-Rabanal
- RAB2 Sector central-Rabanal
- RAB3 Sector oriental-Rabanal (Tabla 1).



Sitios de páramo estudiados

Belmira

Las turberas en el páramo de Belmira y zonas aledañas se encuentran desde antes de la línea de bosque a 2.800 msnm en los Llanos de Cuiva, sector oriental, hasta la cima del páramo en la laguna El Morro a una elevación de 3.220 msnm. Las turberas en las zonas bajas están dominadas por *Sphagnum sancto-josephense*, una especie común en turberas del norte de los Andes y capaz de sobrevivir en un amplio rango de condiciones ambientales (Cleef 1981).

Los Llanos de Cuiva, al ser parte del altiplano aurífero de Antioquia, fueron fuertemente intervenidos entre 1650 y 1740, década en la cual se inició un desmonte sistemático de la cobertura vegetal natural para incrementar el valor de las tierras frente a la baja rentabilidad de la producción minera (González Jaramillo 2004). La remoción de los bosques lleva consigo una reducción en la pérdida de agua por evapotranspiración la cual es una de las formas de iniciación de las turberas (Vitt 2006).

En la zona de páramo se visitó la laguna de El Morro que se encuentra en la cima a una elevación de 3.220 msnm. El espejo de agua observable se encuentra en piscinas discretas entre los cojines de vegetación y nunca son mayores de 5 m². El área inundada es de cerca de 15 ha y la profundidad de la turba en el medio de la laguna es superior a los 5 m. La laguna fue utilizada en el pasado (ca 100 años) como una estación de paso en el camino que unía Santa Rosa de Osos en el oriente con Santa Fe de Antioquia en el Occidente, pasando por el pueblo de Belmira (González Jaramillo 2004). El páramo de Belmira también fue usado como lugar de pastoreo hasta la última década del siglo XX cuando los terrenos fueron adquiridos por entidades oficiales y declarados zona protegida (CORANTIOQUIA 2009).

La orilla oriental de la turbera, la cual debió estar cerca de los corrales donde los animales pasaban la noche, muestra evidencia de perturbación reciente con alta abundancia de *Carex* spp. y hierbas de páramo zonal como *Paepalanthus* spp. e *Hypochaeris* spp. Esto, comparado a la orilla occidental y centro dominados por *Sphagnum* sp. ined. y que tienen bajas coberturas de *Calamagrostis* spp. y *Eleocharis* sp. principalmente.

El Duende

El área alrededor del páramo del Duende está en un buen estado de conservación, pudiéndose encontrar bosques con baja intervención humana desde el inicio del ascenso a 1.500 msnm, cerca al caserío de Fenicia. Las turberas en el páramo del Duende solo se observaron al pasar al sector occidental, donde la topografía de la cima sobre los 3.400 m de elevación permite la acumulación de agua en sectores restringidos. El páramo, que ocurre en parches discontinuos, se encuentra localizado en la cima, por arriba de los 3.300 m de elevación, con una topografía muy quebrada y poco favorable para la acumulación de materia orgánica y con una vegetación zonal dominada por bromelias terrestres (*Guzmania* cf. *coriostachya*). Las turberas se encontraron en pequeñas depresiones (menores de 2 ha) represadas por morrenas y afloramientos rocosos. En algunas ocasiones se observaron turberas en pendientes húmedas donde la escorrentía provenía principalmente de paredes rocosas con poca vegetación. Las turberas se distinguían del paisaje zonal por la ausencia de especies del género *Espeletia*; cuando se visitaba el sitio se notaba de inmediato el nivel freático casi en la superficie, pero sin llegar a formar un espejo de agua o solo pequeños tanques con un área inferior a los 10 m².

Las turberas en las depresiones están dominadas por *Oreobolus* cf. *cleefi* (Cyperaceae), *Rhacocarpus purpurascens* (Rhacocarpaceae, Musgo).

Ocasionalmente *Sphagnum sancto-josephense* (Sphagnaceae, Musgo) está presente pero no llega a ser dominante. En ocasiones se desarrolla una capa de turba en las laderas y allí la vegetación es dominada por *Carex* sp y *Calamagrostis effussa*, estas turberas en las laderas tienen una profundidad inferior a 1 m.

Rabanal

El páramo de Rabanal es en el que se observaron las turberas más extensas en el lado sur del embalse Gachanecas, cubriendo un área de cerca de 80 ha y con aproximadamente 4 m de profundidad en promedio. Las turberas visitadas mostraron una alta diversidad, pasando por turberas con presencia de especies del género *Espeletia* hasta turberas de tapetes conformados exclusivamente por *Sphagnum* spp. Las turberas se extendían desde la orilla del embalse Gachanecas a 3.410 msnm hasta los 3.520 msnm en el sector occidental del embalse Teatinos.

La topografía plana en los dos valles que corren de sur a Norte en el páramo de

Figura 3. **Flujos superficiales (flechas) estimados por los patrones en la vegetación en la parte occidental del páramo de Rabanal. Y organización de las turberas en franjas lineales dominadas por *Sphagnum* (piscinas) y por *Paepalanthus* y *Juncus* en las crestas (Imagen de Google Earth 2011).**



Rabanal es favorable para el desarrollo de turberas. Estos valles son relativamente planos, con escorrentía desde suelos poco profundos. Aunque la precipitación no es muy alta, la alteración del nivel freático por la presencia de los embalses de Gachanecas permite el desarrollo de turberas con un patrón espacial definido. Estas turberas están dominadas por *Sphagnum cf falcatulum* y *Cortaderia nitida* en las piscinas y por *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum oxyphyllum*, *Paepalanthus colombianus* y *Juncus effusus* en los cojines. Estos cojines están organizados en líneas perpendiculares a la dirección de la corriente (Figura 3).

El páramo de Rabanal fue utilizado como sitio de pastoreo hasta finales del siglo XX y ha sido parte de una región intensamente cultivada en el pasado con cultivos como papa y en el presente con cultivos forestales, con las connotaciones negativas que dichos cultivos tienen en los páramos. Además, los regímenes hidrológicos locales han sido altamente intervenidos por la construcción de embalses como el de Gachanecas, que proveen irrigación para cerca de 1'000.000 de ha de cultivos principalmente de papa (IAVH 2005). Es por esto que en el páramo de Rabanal se observan sectores con diferentes intensidades de perturbación, donde la parte sur de las Gachanecas no recibe escorrentía de campos agrícolas, y los campos ubicados a solo un kilómetro al nor-occidente drenan hacia el norte, fuera de la cuenca donde se encuentran las turberas. En contraste, en el sector occidental se observan campos en la parte alta con drenaje hacia el centro del páramo. Análisis de macrofósiles evidencia una vegetación muy similar dominada por *Sphagnum cf falcatulum* hasta hace cerca de 75 años en ambos sitios (Benavides 2012).

Métodos experimentales

Los mayores impactos de la perturbación humana en las turberas son a través de dos mecanismos:

- 1) Pastoreo de ganado, que consiste en el efecto del pisoteo, compactación y fertilización por heces y
- 2) Escorrentía de agricultura, que consiste en la fertilización por escorrentía de campos agrícolas con un manejo intensivo, principalmente de fertilizantes con alto contenido de nitrógeno y fósforo.

Dos experimentos fueron desarrollados para evaluar el impacto de la ganadería y escorrentía de campos agrícolas en la productividad y tasas de descomposición en los primeros 30 cm de la turba. La razón por la cual se incluyen los primeros 30 centímetros se debe a dos motivos: en primer lugar la presencia de plantas vasculares que con sus raíces transportan oxígeno y nutrientes a capas más profundas del suelo y segundo, la compactación del suelo produce una disminución de la saturación incrementando la disponibilidad del sustrato turba a microbios descomponedores (Turetsky *et al.* 2008). Para un análisis más profundo de las interacciones de la perturbación en superficie con el acrotelmo y catotelmo en turberas refiérase Laiho (2006) y Moore y Basiliko (2006). La productividad primaria neta fue medida con el método del alambre para *Sphagnum* (Vitt 2007), y se realizó la colecta de toda la biomasa de plantas vasculares en superficie al principio y final del experimento. La descomposición se calculó con el método de bolsas de descomposición, enterradas por un año con materia orgánica del mismo sitio de muestreo, y a la misma profundidad (Vitt *et al.* 2009). A pesar de la relevancia de la pérdida de biomasa por consumo directo en pastoreo, no se realizó esta cuantificación. Sin embargo, se esperaba que las pérdidas por consumo en el experimento hubieran sido mínimas ya que la abundancia de herbáceas y ciperáceas en el punto del experimento fue menor al 5%. Un proceso común en las perturbaciones por pastoreo en el páramo son las quemaduras; en este estudio no se incorporó este factor (Hofstede 1995).

El efecto de la ganadería fue simulado en un diseño de 6 bloques completamente aleatorios con los siguientes tratamientos: pisoteo, heces (aprox. 2 kg deshidratados), pisoteo y heces y un control. La intensidad del pisoteo fue basada en macrofósiles del subsuelo a partir de observaciones de sitios altamente perturbados donde el ganado pastorea cerca de humedales de cyperáceas que antes eran turberas de *Sphagnum*. En cada subparcela se realizaron 25 hendiduras a una profundidad de aproximadamente 15 cm cada una para simular el pisoteo, usando una barra con un diámetro igual al del área del pie del ganado. Las heces fueron mezcladas para homogenizar el contenido y aproximadamente un kilogramo fresco fue adicionado a cada parcela; no se realizaron análisis de nutrientes de las heces. Se usó un diseño de bloques completamente aleatorios donde cada bloque fue dividido en 4 subparcelas cuadradas de 1 m de lado con 25 cm de espacio alrededor de ellas. En cada subparcela se instalaron 50 alambres de crecimiento y un set de 3 bolsas con una cantidad conocida de turba a diferentes profundidades (5, 15 y 25 cm). El crecimiento de *Sphagnum* fue medido cada 3 meses durante un año y las bolsas en las parcelas fueron colectadas solo una vez al final del experimento. Una Anova de dos vías para la productividad y una Anova de medidas repetidas para la descomposición fueron usadas para analizar los resultados. Este experimento estuvo localizado en la parte más conservada de la turbera, localizada en "Laguna El Morro" en Belmira muy cerca de la toma de la muestra BEI mencionada arriba.

El efecto de la escorrentía por agricultura tuvo un diseño similar al anterior, con 4 tratamientos en cada bloque: 1) adición de nitrógeno como urea, 2) adición de fósforo como ortofosfato, 3) combinación de úrea y fósforo, y 4) control solo con adición de agua. Las concentraciones siguieron las concentraciones utilizadas en la fertilización de cultivos de papa cercanos pero fueron realizados solo dos veces con 3 meses entre fertilizaciones. Los métodos para las medidas de productividad y descomposición fueron iguales a los descritos anteriormente para el experimento de la ganadería usando el método del cable y el de las bolsas enterradas (Métodos específicos en León-Castaño 2011).

Resultados

Belmira

Llanos de Cuiva

Núcleos tomados en las turberas de los Llanos de Cuiva (YAR) tienen entre 1,0 a 1,5 m de profundidad y sus fechas basales no van más allá de 250 años, según las dataciones de ^{210}Pb . La fecha obtenida, 250 años, coincide con la remoción de los bosques en la época colonial. En este caso, la combinación de suelos lavados por la minería dejando suelos arenosos y pobres en nutrientes, más la remoción de los árboles elevando el nivel freático favorecieron el origen de turberas modernas dominadas por *Sphagnum sancto-josephense* y especies de plantas vasculares que se encuentran en bosques alto andinos resistentes a la perturbación e inundación como *Ageratina tinifolia*, *Pernettya pos-trata* y *Nertera granatensis* en una matriz de bosque alto andino dominado por *Quercus humboldtii*.

Las turberas encontradas a bajas elevaciones en Cuiva son equivalentes a turberas minerotróficas ricas en nutrientes de las regiones boreales (Vitt 2006). Estas son las turberas de metabolismo más rápido y muestran tasas de productividad y descomposición elevadas. También son reconocidas como las mayores emisoras de metano producto de la descomposición anaeróbica y su canalización a través de las raíces de las plantas vasculares (Turetsky and Ripley 2005; Vitt *et al.* 2009). A partir de la datación de ^{210}Pb y la aplicación del método descrito por Wieder (2001) se estima que la productividad de estas turberas en la región de Cuiva estuvo entre 90 y 200 $\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$ durante los últimos 100 años. Estos valores son comparables a la productividad observada en las turberas boreales: 100 y 200 $\text{g C m}^{-2} \text{y}^{-1}$ asumiendo un 46% de carbono en la materia orgánica (Wieder 2001). Las turberas de este sector tenían valores de conductividad eléctrica corregida bajos (aprox. $9,5 \mu\text{s cm}^{-1}$) y esta conductividad fue en su mayoría producida por el Calcio disuelto ($10,5 \text{ g Ca L}^{-1}$) (Tabla 2)

Tabla 2. Características químicas del agua en las turberas.

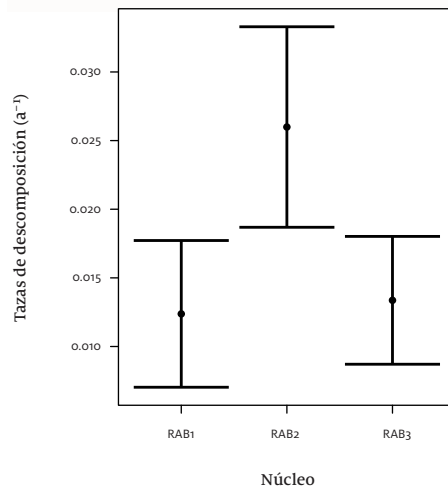
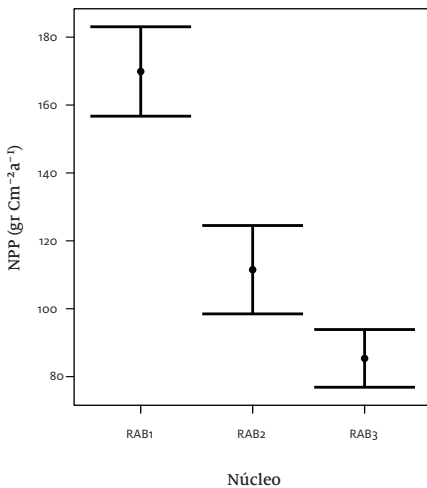
Concentraciones están en gramos por litro. Conductividad eléctrica es el valor corregido luego de sustraer la conductividad aportada por la concentración de H^+ (Sjors 1950). \pm error estándar.

Sitio	K (g L^{-1})	Ca (g L^{-1})	Mg (g L^{-1})	pH	Conductividad eléctrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Elevación (msnm)
Llanos Cuiva (Belmira) n=4	0,513 \pm 0,031	10,46 \pm 1,68	0,082 \pm 0,011	4,49 \pm 0,104	10,25 \pm 2,98	2.763 \pm 1,86
Belmira n=7	0,93 \pm 0,165	10,23 \pm 0,99	0,221 \pm 0,029	4,87 \pm 0,128	17,33 \pm 1,85	3.081 \pm 42,6
El Duende n=9	0,251 \pm 0,048	4,71 \pm 0,425	0,204 \pm 0,031	4,36 \pm 0,241	20,13 \pm 3,41	3.499 \pm 10,62
Rabanal n=9	0,267 \pm 0,081	7,08 \pm 0,884	0,163 \pm 0,014	4,98 \pm 0,163	26,76 \pm 4,58	3.420 \pm 3,41

Laguna el Morro

Las tasas de acumulación de materia orgánica (carbón) comparadas entre las zonas más conservadas de la laguna el Morro (BE1) y las zonas con perturbaciones históricas en el mismo sector (BE2) nos indica que durante los últimos 100 años se ha acumulado un total de 6,6 (BE1) y 8,1 (BE2) kg C m⁻² respectivamente. Si miramos sólo los últimos 50 años vemos que los mayores valores están en la parte más conservada de la turbera (BE1_{50años} = 2,9; BE2_{50años} = 2,6 kg C m⁻²) (Figura 4). El pH de las zonas dominadas por *Sphagnum* fue entre 4,1 y 4,5 mientras que las zonas dominadas por vasculares fue entre 4,9 y 5,5. Así mismo la cantidad de carbono en los primeros 20 cm fue de 3-5 kg C g /m⁻² que es casi el doble de lo encontrado en las zonas más perturbadas de estas turberas (0,5-1,1 kg C g /m⁻²).

Figura 4. Tazas de productividad neta (izquierda) y descomposición (derecha) estimadas durante los últimos 150 años, usando el modelo de acumulación de turba por medio de la datación de ²¹⁰Pb (Wieder 2001).



El Duende

Una alta concentración de nutrientes en los suelos de las turberas del Duende se infieren de la elevada conductividad (20-30 $\mu\text{s}/\text{cm}$) cuando se compara con la conductividad de turberas de *Sphagnum* pobres en nutrientes en otras localidades (5-10 $\mu\text{s}/\text{cm}$, Tabla 2, Vitt *et al.* 2009). Estas turberas no presentan ningún tipo de intervención humana y la mayor conductividad eléctrica observada puede ser atribuida a dos fenómenos naturales: 1) exceso de cationes de la roca subyacente; sin embargo, en esta situación el pH debería aumentar por el incremento de carbonatos en el agua, 2) agua de escorrentía rica en nutrientes provenientes de la vegetación circundante, las turberas son relativamente pequeñas y la vegetación alrededor de ellas, en su mayoría bosque enano, tiene capas profundas de hojarasca lo que muy posiblemente incrementa la cantidad de nutrientes y la conductividad eléctrica en el agua que le llega a la turbera (Grootjans *et al.* 2006). Es muy posible que la baja dominancia de *Sphagnum* en estas turberas se deba a que es excluido por plantas vasculares de géneros como *Carex* y *Oreobolus* que pueden asimilar los excesos de nutrientes de escorrentía más rápido que el *Sphagnum* (Vitt *et al.* 2009).

La dominancia de *Oreobolus* sp. y *Rhacocarpus purpurascens* en estas turberas es un indicador de fluctuaciones considerables en el nivel del agua (Cleef 1981; Vitt 2006). *Oreobolus* sp. es una planta vascular que se ha encontrado tanto en ecosistemas zonales entre pajonales con poca humedad o al menos no inundados y *R. purpurascens* ha sido hallado en una variedad de microhábitats que incluyen superficies de roca con escorrentía ocasional hasta suelos expuestos en cimas sobre los 4.000 msnm (Cleef 1981). Ambas especies muestran resistencia aunque limitada a la desecación. Los bajos valores de pH observados en las turberas del Duende (2,9-4,6) muy posiblemente son producto de una alta concentración de ácidos húmicos provenientes de

la vegetación vascular y baja descomposición (Tabla 2).

En estas turberas se observó una tasa de acumulación de 7 Kg C m^{-2} en los últimos 100 años en sólo 21 cm de turba debido principalmente a una alta densidad del suelo (0,15 g cm^{-3}) y una alta proporción de materia orgánica (92%). Las turberas del Duende, de acuerdo a los modelos desarrollados basados en Wieder (2001), pudieran estar en un estrecho balance donde la productividad es marginalmente mayor que la descomposición y cualquier alteración de las condiciones ambientales pudiera cambiar estos sistemas de acumuladores a emisores de carbono. Esto conllevaría a una reducción de otros servicios ambientales, como la regulación hidrológica, ya que un aumento en la descomposición incrementa la densidad, disminuye la porosidad y por ende la capacidad de retener y movilizar agua (Holden 2005).

Rabanal

El pH y conductividad eléctrica del agua en la región de Rabanal variaban acorde a la vegetación dominante, con valores de pH y conductividad más bajos hacia los sitios con menor perturbación y dominados exclusivamente por especies de *Sphagnum* (pH promedio=4,4 \pm 0,5, Conductividad=12,5 \pm 5,3 $\mu\text{s cm}^{-1}$, Tabla 2) cuando se comparan con localidades más perturbadas y con una mayor cobertura de plantas vasculares (pH promedio = 4,8 \pm 0,7, Conductividad = 22,9 \pm 6,4 $\mu\text{s cm}^{-1}$).

Medidas preliminares indican que la turbera ubicada al sur del embalse de Gachanecas tiene una extensión de aproximadamente 80 ha y una profundidad promedio de 3,5 m (medidas obtenidas a partir de un transecto N-S), y almacena entre 6 y 13 Kg C m^{-2} en los primeros 50 cm. Si proyectamos la cantidad de carbono en los primeros 50 cm que modelados acorde a un modelo exponencial de pérdida (Clymo *et al.* 1998) da como resultado entre 55-143 Kg C m^{-2} (550-1.430 ton C ha^{-1}) para un total en

esta turbera de 44.000 -114.400 toneladas de carbono.

En la región de Rabanal la acumulación de carbono durante los últimos 100 años ha sido mayor en sitios con baja intervención. Núcleos tomados en ambas localidades, uno en cada sitio, muestran que la acumulación de carbón en los últimos 25 años ha sido mayor en las zonas menos intervenidas ($5,1 \text{ Kg C m}^{-2}$) que en las zonas sujetas a escorrentía agrícola directa ($2,7 \text{ Kg C m}^{-2}$). Muy posiblemente por el aumento de las tasas de descomposición en ambientes con menor limitación de nutrientes (Turetsky and Ripley 2005). En las zonas intervenidas la mayor parte del carbono se concentra en las capas superiores, con cerca del 50% del carbono acumulado en los últimos 25 años (Tabla 1). El factor que más aporta a la diferencia en las tasas de acumulación de carbono en los últimos 25 años es el aumento en las tasas de descomposición de las turberas más perturbadas a profundidades mayores (p.e. RAB2, Fig. 4) y la alta productividad comparada con la baja descomposición de RAB1 (Fig. 4), localizada esta última en el centro de la turbera justo al sur del embalse Gachanecas.

La cantidad de carbono contenida en la turbera al occidente del embalse "Gachanecas", cercana a las 90.000 toneladas de carbono, es equivalente a 260.000 toneladas de equivalentes de CO_2 . Si toda la materia orgánica fuera emitida como CO_2 a la atmósfera sería equivalente a lo emitido por aproximadamente 50.000 vehículos durante un año (DEFRA 2005). Esto sucedería en caso de combustión por fuegos o descomposición aeróbica durante periodos secos. Sin embargo, debido al ambiente sin oxígeno en las partes más profundas de la turba, una cantidad cercana al 20% se emite como metano en

turberas dominadas por *Sphagnum* cuando el nivel del agua es cercano a la superficie (aprox. 5 cm) (Eriksson *et al.* 2010). El metano tiene una fuerza radiactiva equivalente a 25 veces la del dióxido de carbono lo que da un aporte potencial a gases de invernadero para esta turbera de 730.000 toneladas de equivalentes de CO_2 .

Resultados métodos experimentales

La simulación del efecto de la ganadería mostró que la productividad se incrementó en un 50% en el tratamiento bajo la fertilización por heces de ganado (Tabla 3), lo que corresponde a 204 - 420 gramos de materia orgánica por metro cuadrado por año ($F_{3,15}=5,3$, $p=0,011$). Antes del experimento y en las parcelas control *Sphagnum* tenía una cobertura cercana al 100%, pero al final del experimento en los tratamientos con pisoteo la cobertura de *Sphagnum* se redujo y diferentes especies de plantas vasculares empezaron a ser más importantes. Esto es apoyado por la más alta biomasa de plantas vasculares en subparcelas con pisoteo que en los controles ($F_{3,15}=3,79$, $p=0,03$, Tabla 3). Individuos de *Juncus*, *Sisyrinchium*, y *Paepalanthus* empezaron a crecer en los lugares donde el tratamiento de pisoteo fue aplicado. Este cambio en la composición de especies estuvo asociado con un aumento marginal en la densidad del suelo ($F_{3,15}=2,95$, $p=0,067$) y disminución en la cantidad de agua que retiene el suelo que paso de 96% a 90% en solo un año ($F_{3,15}=3,77$, $p=0,034$). La reducción, aunque marginal (del 95% al 90%) pudiera ser importante, ya que el experimento solo estuvo activo por un año. Aumentos en la densidad del suelo pueden ser ocasionados por un aumento en las tasas de descomposición que provoca la compactación y reducción de la porosidad en la turba con ayuda de la compactación mecánica al simular el pisoteo (Holden 2005).

Tabla 3. **Productividad primaria neta y tasas de descomposición integradas en 30 cm de profundidad en 4 tratamientos de simulación de ganadería en turberas dominadas por *Sphagnum* en la región de Belmira.**

NPP briofitos = Productividad Primaria Neta de *Sphagnum* en gramos por metro cuadrado por año. NPP vasculares = Productividad Primaria Neta de la parte aérea de plantas vasculares en gramos por metro cuadrado por año. NPP total = Suma de la Productividad Primaria Neta de *Sphagnum* y la parte aérea de plantas vasculares. Masa perdida es la masa en gramos que se perdió durante un año en las bolsas de descomposición. k tasa de descomposición anual calculada. Agua retenida es el número de veces que el peso seco de la turba está en el peso saturado (p.e. el valor 31 indica que la muestra retenía 31 veces su peso en agua). ± error estándar (n=24).

Tratamiento	NPP briofitos (g m ² a ⁻¹)	NPP vasculares (g m ² a ⁻¹)	NPP total (g m ² a ⁻¹)	Masa perdida (g)	Tasa de descomposición anual k (a ⁻¹)	Agua retenida (% x 10)	Densidad aparente (g cm ³)
Control	172±16,18	32,51±14,72	204,5±25,81	-1,181±0,156	-0,061±0,004	31,86±2,87	0,028±0,002
Compactación	223,8±48,27	42,66±19,51	266,4±35,02	-2,629±0,235	-0,124±0,006	33,21±2,9	0,036±0,003
Fertilización	272,1±59,61	102,5±32,07	374,6±40,66	-2,929±0,212	-0,152±0,008	28,49±2,17	0,027±0,002
Fertilización y Compactación	335,8±84,9	84,25±21,16	420±77,14	-3,645±0,334	-0,175±0,012	22,27±2,19	0,034±0,002

La simulación de la escorrentía por agricultura mostró resultados similares en cuanto a la productividad: así se observó un aumento en la productividad primaria neta entre tratamientos sin o con fosfato de 676 en el control a 90 gramos de materia orgánica por metro cuadrado por año en el tratamiento con ácido fosfórico. Así mismo, se observó un aumento en las tasas de descomposición para los tratamientos con fosfato de hasta 0,4 y⁻¹ comparado con 0,2 y⁻¹ en tratamientos sin fosfato (F_{3,20}=4,05, p

< 0,005) (Tabla 4). Durante el transcurso del experimento la composición de especies también cambió. En los tratamientos donde se adicionó fósforo, la cobertura de *Sphagnum* sp se redujo considerablemente y especies de plantas vasculares de ambientes mesotróficos empezaron a establecerse. Al final del experimento el aumento en la abundancia de *Juncus* sp y *Carex* sp era evidente sobre piscinas de agua con una menor cobertura de *Sphagnum* sp.

Tabla 4. **Productividad primaria neta y tasas de descomposición integradas en 30 cm de profundidad en 4 tratamientos de fertilización en turberas dominadas por *Sphagnum* en la región de Rabanal. ± error estándar (n=20).**

Tratamiento	Productividad primaria neta (g m ² a ⁻¹)	Tasa de descomposición anual - k (a ⁻¹)
Control	676,28 ± 282.48	-0,215 ± 0,06
Urea	467,33 ± 32.12	-0,216 ± 0,10
Ácido fosfórico	62,01 ± 15.98	-0,041 ± 0,05
N-P-K	79,46 ± 61.04	-0,029 ± 0,05

La reducción en la dominancia de *Sphagnum* junto con el aumento de la cobertura de plantas vasculares pudiera tener consecuencias a mediano plazo; las plantas vasculares se descomponen más fácil que *Sphagnum* disminuyendo la capacidad de almacenar carbono de la turbera cuando la necromasa vegetal aérea se incorpora al suelo (Turetsky 2004). El aumento de las plantas vasculares también pudiera incrementar la cantidad de metano emitido al acelerar la tasa de transferencia del metano producido en la parte anóxica del subsuelo a la superficie, impidiendo la oxidación gradual del metano a dióxido de carbono (Vasander and Kettunen 2006).

Un resultado similar al de la ganadería se observó en la simulación de la escorrentía de campos agrícolas. En este caso se evidenció el aumento de la descomposición al adicionar nutrientes más la reducción en la productividad de *Sphagnum* y la invasión por plantas vasculares. Sin embargo, estos resultados deben ser tomados con precaución ya que corresponden a experimentos a escalas temporales y espaciales muy pequeñas.

Conclusiones

Las turberas alto andinas se encuentran en casi cualquier depresión que favorezca la acumulación de agua, que tenga una baja entrada de nutrientes y que estén por encima de los 2.500 metros de elevación. Las turberas se pueden desarrollar en menos de 200 años lo que es relativamente poco tiempo y ofrece un gran potencial para el almacenamiento de carbono.

La cantidad de carbono almacenado en las turberas hace que la emisión potencial de gases de efecto invernadero sea elevada. Se ha estimado que al menos un 20% del carbono de una turbera dominada por *Sphagnum* se emite como metano, el cual tiene una fuerza radiactiva 20 veces mayor que la del dióxido de carbono (Moore *et al.* 2011). Esto cobra aun mayor relevancia cuando se sabe que las turberas son vulnerables a las perturbaciones humanas, ya que el aumento en la entrada de nutrientes reduce su función almacenadora de carbono y capacidad de retención del agua (Turetsky *et al.* 2002a). Las caídas en productividad luego de fertilización intensiva se deben muy posiblemente al colapso de la turba. Observaciones en campo mostraron que la vegetación de la superficie en los tratamientos con fertilización caía a niveles por debajo del nivel del agua y plantas vasculares con sistemas radiculares extensos, como *Juncus*, se establecieron. Sin embargo en este experimento no se midió la productividad de plantas vasculares. La descomposición a diferentes profundidades no se incrementó de manera significativa, muy posiblemente dado el corto tiempo de colección de las bolsas de descomposición. El incremento marginal de las tasas de descomposición sugiere un patrón general ya que las plantas vasculares incrementan la aireación, la mineralización de nutrientes y finalmente las tasas de descomposición (Ström *et al.* 2003).

El pastoreo de ganado en o cerca de las turberas tiene efectos marcados aun a las bajas densidades usadas en los experimentos de este estudio, la simulación de la ganadería fue basada en la actividad observada de 5

individuos en una hectárea a una elevación menor (2.800 msnm). El aparente beneficio de un incremento de la productividad del 50% al incrementar la aireación y al adicionar sustratos fértiles naturales, contrasta con la disminución de la productividad de *Sphagnum* y el incremento en casi 3 veces de las tasas de descomposición. El escenario actual de un alto nivel del agua, con altas tasas de descomposición y un aumento en el crecimiento de las plantas vasculares es el ambiente en el cual mayores emisiones de metano se esperarían como parte del proceso anaeróbico de descomposición (Turetsky *et al.* 2002b; Ström *et al.* 2003)

La reducción en la capacidad de retener agua en el suelo es importante, si se piensa que este es el resultado de solo un año de experimentación a escalas espaciales que no sobrepasan 100 m². Usualmente, la ganadería y agricultura generan perturbaciones a escalas mayores que afectan desde la estructura física del suelo hasta los movimientos de aguas superficiales y subsuperficiales en las cuencas hidrográficas (Turetsky *et al.* 2002b; Buytaert *et al.* 2006).

Los resultados obtenidos en este estudio indican la necesidad de desarrollar un programa más completo de investigación de las turberas. Primero, se sugiere el establecimiento de un programa de monitoreo de emisiones de gases de efecto invernadero de las turberas para determinar el valor potencial como sumideros de carbono y como emisoras de metano. Segundo, sería importante contar con medidas continuas de su dinámica hídrica, para determinar su papel y valor como reguladores del agua. Por último, para la conservación de las turberas a largo plazo es necesario entender mejor los procesos biogeoquímicos por medio de los cuales las actividades humanas afectan la función y los servicios ecosistémicos de las turberas. El conocimiento de estos procesos se logra solamente a través de la manipulación experimental a escalas espaciales y temporales adecuadas a la biología de las turberas.

Agradecimientos

El autor agradece el apoyo del programa 'Proyecto Paramo Andino' (PNUMA-FMAM) a través del programa de becas de investigación. Las sugerencias y comentarios del Dr. Jan Sevink son altamente apreciados y han sido incluidos en su totalidad. Los comentarios de Francisco Cuesta y Luis Daniel Llambí son apreciados y han sido incluidos. Este trabajo no se hubiera podido completar sin la ayuda de numerosas personas que nunca tuvieron miedo de meterse a los pantanos. Agradecimientos al Dr. K. Wieder y K. Scott (Villanova University) por las dataciones de plomo y finalmente a las enseñanzas de Dr. D. H. Vitt (Southern Illinois University) y Dr. Prof. A. Cleef (University of Amsterdam).

Referencias

- Appleby PG, Oldfield F.** 1983. The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103:29-35.
- Benavides JC.** 2012. *The changing face of Andean peatlands: the effects of climate and human disturbance on ecosystem structure and function.* Carbondale: Southern Illinois University.
- Bosman AF, Hooghiemstra H, Cleef AM.** 1994. Holocene mire development and climatic change from a high Andean Plango rigida cushion mire. *The Holocene* 4:233-243.
- Bosman AF, Vandermolen PC, Young R, Cleef AM.** 1993. Ecology of a paramo cushion mire. *Journal of Vegetation Science* 4:633-640.
- Burt R.** 2004. *Soil Survey Laboratory Methods Manual. Version 4.0.* United States Department of Agriculture.
- Buytaert W, Céleri R, de Bievre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79:53-72.
- Chimner RA, Cooper DJ.** 2003. Carbon dynamics of pristine and hydrologically modified fens in the southern Rocky Mountains. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 81:477-491.
- Cleef A.** 1981. *The vegetation of the páramos of the Colombian Cordillera Oriental.* Vaduz: Cramer.
- Clymo RS, Turunen J, Tolonen K.** 1998. Carbon accumulation in peatland. *Oikos* 81:368-388.
- Cooper DJ, Wolf EC, Colson C, Vering W, Granda A, Meyer M.** 2010. Alpine Peatlands of the Andes, Cajamarca, Peru. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 42:19-33.
- CORANTIOQUIA.** 2009. *Estructuración del plan integral de manejo del sistema de páramos y bosques altoandinos del Noroccidente Medio Antioqueño (SPBANMA), Tomo I.* . Medellín: Corporación autónoma regional del centro de Antioquia.
- DEFRA.** 2005. *Guidelines for Company Reporting on Greenhouse Gas Emissions. Annexes updated July 2005.* London: Department for Environment, food and rural affairs (UK).
- Eriksson T, Öquist MG, Nilsson MB.** 2010. Effects of decadal deposition of nitrogen and sulfur, and increased temperature, on methane emissions from a boreal peatland. *Journal of Geophysical Research* 115:G04036.
- González Jaramillo JM.** 2004. Poblamiento y colonización del Valle de los Osos. Provincia de Antioquia, siglos XVII y XVIII. *Historia y sociedad* 1:163-182.
- Gorham E.** 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1:182-195.
- Grootjans AP, Adema EB, Bleuten W, Joosten H, Madaras M, Janáková M.** 2006. Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science* 9:175-184.
- Hofstede RGM.** 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in colombian paramo grasslands. *Plant and Soil* 173:111-132.
- Holden J.** 2005. Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical*

Physical and Engineering Sciences
363:2891-2913.

IAVH. 2005. *Plan de acción para el paramo de Rabanal*. Bogota: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Kuhry P. 1988a. *Palaeobotanical-palaeoecological studies of tropical high Andean peatbog sections (Cordillera Oriental, Colombia)*. Berlin-Stuttgart: J. Cramer.

Kuhry P. 1988b. A palaeobotanical and palynological study of Holocene peat from the El Bosque mire, located in a volcanic area of the Cordillera Central of Colombia. *Review of Palaeobotany and Palynology* 55:19-72.

Laiho R. 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry* 38:2011-2024.

León-Castaño MI. 2011. *Efecto de la fertilización sobre la tasa de descomposición y Productividad Primaria Neta (PPN) en una turbera andina dominada por Sphagnum (Sphagnaceae)*. Universidad Nacional de Colombia, Bogota.

Moore T, Basiliko N. 2006. Decomposition in boreal peatlands. Pages 125-143 in R. K. Wieder and D. H. Vitt, editors. *Boreal Peatland Ecosystems*: Springer Berlin Heidelberg.

Moore TR, De Young A, Bubier JL, Humphreys ER, Lafleur PM, Roulet NT. 2011. A multi-year record of methane flux at the Mer Bleue Bog, Southern Canada. *Ecosystems* 14:646-657.

Sjörs H. 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos* 2:241-258.

Ström L, Ekberg A, Mastepanov M, Røjle Christensen T. 2003. The effect of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from a tundra wetland. *Global Change Biology* 9:1185-1192.

Turetsky M, Wieder K, Halsey L, Vitt D. 2002a. Current disturbance and the diminishing peatland carbon sink. *Geophysical Research Letters* 29:1526.

Turetsky MR. 2004. Decomposition and organic matter quality in continental peatlands: the ghost of permafrost past. *Ecosystems* 7:740-750.

Turetsky MR, Crow SE, Evans RJ, Vitt DH, Wieder RK. 2008. Trade-offs in resource allocation among moss species control decomposition in boreal peatlands. *Journal of Ecology* 96:1297-1305.

Turetsky MR, Manning SW, Wieder RK. 2004. Dating recent peat deposits. *Wetlands* 24:324-356.

Turetsky MR, Ripley S. 2005. Decomposition in extreme-rich fens of boreal Alberta, Canada. *Soil Science Society of America Journal* 69:1856-1860.

Turetsky MR, Wieder RK, Vitt DH. 2002b. Boreal peatland C fluxes under varying permafrost regimes. *Soil Biology & Biochemistry* 34:907-912.

Vasander H, Kettunen A. 2006. Carbon in boreal peatlands. Pages 165-194 in R. K. Wieder and D. H. Vitt, editors. *Boreal Peatland Ecosystems*: Springer Berlin Heidelberg.

Vitt D. 2007. Estimating ground layer net primary production in tundra, peatlands, and forests. Pages 82-105 in H. Fahey and A. K. Knapp, editors. *Principles and Standards for Measuring Primary Production*. Oxford: Oxford Press.

- Vitt DH, Wieder R, Scott K, Faller S.** 2009. Decomposition and peat accumulation in rich fens of Boreal Alberta, Canada. *Ecosystems* 12:360-373.
- Vitt DH.** 2006. Functional characteristics and indicators of boreal peatlands. Pages 9-24 in R. K. Wieder and D. H. Vitt, editors. *Boreal Peatland Ecosystems*. Berlin, Germany: Springer.
- Wieder RK.** 2001. Past, present, and future peatland carbon balance: an empirical model based on ²¹⁰Pb-dated cores. *Ecological Applications* 11:327-342.
- Yu Z, Loisel J, Brosseau DP, Beilman DW, Hunt SJ.** 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters* 37:L13402.

Sevink J, Tonneijck FH, Kalbitz K, Cammeraat E, 2014. Dinámica del carbono en los ecosistemas de páramo de los Andes neotropicales: Revisión de literatura sobre modelos y parámetros relevantes. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Dinámica del carbono en los ecosistemas de páramo de los Andes neotropicales: Revisión de literatura sobre modelos y parámetros relevantes

Jan Sevink¹, Femke H. Tonneijck²,
Karsten Kalbitz¹ y Erik LH Cammeraat¹

¹ IBED, University of Amsterdam, Sciencepark 904,
1098 XH Amsterdam, The Netherlands

² IUCN National Committee of the Netherlands,
Plantage Middenlaan 2K, 1018 DD Amsterdam, The
Netherlands

Resumen

Los suelos del páramo almacenan cantidades excepcionales de carbono debido a las condiciones edáficas y climáticas sobre las cuales se desarrollan. Este gran reservorio de carbono está amenazado debido a los efectos del cambio climático y las dinámicas de uso de la tierra. No obstante, el desarrollo de mecanismos de mitigación como los promovidos por REDD+ son una alternativa que puede ayudar a reducir los impactos de estas amenazas y promover su conservación. Sin embargo, para la aplicación de estos tipos de mecanismos es fundamental que los procesos asociados al mantenimiento y dinámica del ciclo del carbono sean comprendidos y los posibles impactos puedan ser proyectados. En este trabajo, a partir de una extensa revisión de artículos indexados, se presenta una síntesis del estado actual del conocimiento y se discute las ventajas y limitaciones de la aplicación de modelos de carbono orgánico del suelo y sus parámetros asociados. Como resultado de esta revisión, concluimos que los modelos disponibles actualmente contienen limitaciones importantes asociadas a los procesos y flujos de la descomposición de la materia orgánica que impiden su aplicación en los páramos andinos. Adicionalmente, información sobre las variables de ingreso es limitada y lo mismo aplica para información independiente que permita validar los resultados modelados. El artículo concluye con recomendaciones sobre prioridades futuras de investigación, enfatizando la urgencia del desarrollo de estudios comparativos sobre los efectos del uso de la tierra en la dinámica del carbono, en lugar del desarrollo de estudios experimentales en condiciones controladas.

Palabras clave:

biomasa, bioperturbación, descomposición, modelos, dinámicas ecosistemas

Abstract

Paramo soils store exceptionally large amounts of carbon because of the specific edaphic and climatic conditions in tropical high-altitude ecosystems. This soil C-stock is threatened by changes in climate and land use, but potentials for its conservation on the basis of REDD+ type mechanisms are high. However, for application of such mechanisms it is crucial that properties and processes involved are adequately understood and impacts can be predicted.

In this paper, an overview is given of the current knowledge and applicability of soil carbon models and parameters involved, based on a full search of publications in international refereed journals. The conclusion is that existing models are not readily applicable to paramo soils because of the specific decomposition processes and pathways. Moreover, information on relevant input parameters is scant and the same holds for data that can be used to validate model outputs. Recommendations are given for future research, emphasizing the urgency of comparative studies of land use impacts, rather than of experimental studies.

Keywords:

biomass, bioperturbation, decomposition, models, soil carbon stocks

Introducción

Los Andes neotropicales encabezan la lista de *hotspots* a nivel mundial para endemismo y relación especies/área (Myers *et al.* 2000). Los ecosistemas de páramo y jalca, con alrededor de 40% de especies endémicas de plantas vasculares, (Young *et al.* 1997; Luteyn 1999; Sklenář *et al.* 2005) contribuyen de forma importante a esta alta biodiversidad y endemismo. Estos ecosistemas pueden ser descritos como pastizales alpinos neotropicales que cubren las zonas altas de los Andes desde Venezuela hasta la región central del Perú. Además, estos ecosistemas desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de los medios de subsistencia de millones de personas, prestando servicios ecosistémicos esenciales como producción de agua para uso urbano y generación de energía hidroeléctrica (Buytaert *et al.* 2006a; Bradley *et al.* 2006).

Los suelos de estos pastizales son conocidos por sus grandes reservas de carbono orgánico del suelo (COS), como lo demuestran los estudios a nivel mundial de Batjes (1996), Eswaran *et al.* (1993) y Lal (2004), en los que se estimó que las reservas de COS en los suelos de páramo alcanzan valores de ~250-300 toneladas C/ha, con valores más bajos en los páramos más secos (ej. Venezuela) y valores más altos en páramo más húmedos. Este valor promedio alto se debe principalmente a la baja temperatura que limita la descomposición de la materia orgánica. Si esto se combina con la alta humedad ambiental, como en los suelos húmedos de páramo (hasta > 1.800 mm año⁻¹) o condiciones de escaso drenaje (húmedales), la acumulación puede ser mayor. La acumulación es aún más grande si el sustrato está formado por cenizas volcánicas recientes, como en muchos suelos de páramo de Colombia y Ecuador (Tonneijck *et al.* 2010). En estos suelos, el aluminio (Al) y hierro (Fe) liberados por la exposición de la ceniza volcánica a la intemperie reaccionan con ácidos orgánicos para formar complejos organometálicos que son muy resistentes a la descomposición (Nanzzyo *et al.* 1993; Tonneijck *et*

al. 2010). Bajo estas condiciones óptimas para una descomposición más lenta (clima húmedo y frío, cenizas volcánicas recientes), el contenido de carbono del suelo puede fluctuar desde 15% a más de 20% y las reservas totales de COS pueden superar las 600 toneladas C/ha (Tonneijck *et al.* 2010).

Suelos que se han desarrollado en cenizas volcánicas jóvenes bajo clima húmedo se clasifican generalmente como Andosoles, y presentan típicamente una gran acumulación de COS. Estos suelos cubren un área relativamente pequeña de la superficie terrestre (alrededor de 0,84%), pero contienen alrededor del 5% del carbono global del suelo (Eswaran *et al.* 1993; Dahlgren *et al.* 2004). Para el páramo, en el que abundan estos Andosoles y otros suelos altamente orgánicos (e.g. Histosoles) se puede esperar una proporción similar (un factor de alrededor de 6). Esto implica que a nivel de los países andinos (Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú) la contribución del páramo podría ser de alrededor de 6% de las reservas totales de carbono del suelo. De hecho, las reservas de COS (en toneladas C/ha) en el páramo son comparables a la reserva de carbono en la biomasa aérea en los bosques tropicales por lo cual son completamente merecedoras de protección (Jordan 1985; Bertzky *et al.* 2010). En contraste, la biomasa aérea y la productividad neta de biomasa de los ecosistemas de páramo son generalmente muy bajas (Hofstede y Rossenaar 1995, ver Tabla 1). Además, es necesario hacer hincapié en que los datos actuales disponibles sobre las reservas de C en los ecosistemas de páramo son estimaciones y se generan en base a datos a escala de parcela que limita su extrapolación a escala de paisaje. Adicionalmente, el conocimiento sobre las reservas de carbono en los diversos compartimentos del ecosistema y su dinámica es realmente escaso (Bertzky *et al.* 2010). Esto es especialmente válido para los ecosistemas de páramo y de jalca (algo más secos) con suelos no-volcánicos del sur del Ecuador y norte del Perú.

Varios autores (Hofstede 1995b; Podwojewski *et al.* 2002; Poulenard *et al.* 2001; Farley *et al.* 2004; Buytaert *et al.* 2005, 2006a; Abreu *et al.* 2009) han demostrado el impacto negativo del cambio en el uso de la tierra en las reservas y flujos de carbono del suelo del páramo y la fragilidad de estos sistemas, poniendo de manifiesto importantes pérdidas de carbono (se han reportado valores de hasta el 50%) luego de usos como el cultivo de papa, pastoreo de ganado y forestación con árboles exóticos. El cambio climático tiene un efecto directo sobre la dinámica del C y, por lo tanto, sobre las reservas de C en el suelo, a través del control de la temperatura y humedad del suelo sobre los procesos de descomposición de la Materia Orgánica en Suelo (MOS), aunque es probable que tales efectos

sean de una magnitud más bien limitada. Sin embargo, el cambio climático también dará lugar a cambios en el uso de la tierra y, simultáneamente, a cambios indirectos en las reservas y dinámica del C. En general se asume que, en el caso particular del páramo, el balance general es negativo. Es decir, que las emisiones aumentarán y las reservas disminuirán (para una discusión más extensa ver Buytaert *et al.* 2011). De esta manera, el páramo puede convertirse en una fuente importante de emisión de dióxido de carbono; particularmente en los páramos que son todavía relativamente vírgenes y cubren grandes extensiones y almacenan cantidades importantes de carbono como los de la cordillera oriental de Colombia y Ecuador.

Ecosystem Type	Total Phytomass 10 ³ g m ⁻²	Total NPP g m ⁻² yr ⁻¹	Aboveground Litterfall g m ⁻² yr ⁻¹	Litter Accumulation g m ⁻²
Arctic shrub tundra	2,3	350	200	5.000
Boreal coniferous (open)	17	650	550	3.500
Boreal coniferous (closed)	25	850	600	
Temperate evergreen coniferous	30	1.500		3.000
Temperate deciduous (mixed)	28	1.300	850	
Temperate woodland	18	1.500	1.220	2.500
Low tree/shrub savanna	7,5	2.100	800	350
Mangrove	30	1.000	600	10.000
Tropical seasonal	25	1.600	1.300	850
Tropical humid	42	2.300	1.850	650
Páramo*	2-4	400-1.000	?	very small

No obstante, el páramo es cada vez más utilizado para la producción agrícola debido en gran parte a la expansión de la población rural y la necesidad resultante de tierra. Sin embargo, su valor agrícola sigue siendo bastante marginal debido a las fuertes limitaciones climáticas (Hofstede *et al.* 2003; Buytaert *et al.* 2006a 2011). Las inversiones necesarias para conservar sus reservas de C son, relativamente pequeñas, haciendo que estos ecosistemas sean muy adecuados para la conservación en términos de dichas inversiones y el mantenimiento de funciones económicas no agrícolas, que no solo incluyen el almacenamiento de carbono, sino también la conservación de biodiversidad y su capacidad para almacenar y proveer agua. El estudio de Raboin y Posner en esta publicación, en el que se comparan los costos y los beneficios de distintos usos de la tierra para la jalca del norte de Perú, ilustra este punto. Se puede concluir algo similar respecto a la restauración de páramos degradados, incluyendo su capacidad de almacenar C, cuando esta restauración implica la creación de una zona de exclusión para obtener la regeneración natural de la vegetación, más que una restauración manejada intensivamente.

En el contexto de las negociaciones en curso de los protocolos post-Kyoto y el desarrollo del mecanismo REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries*; Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques en Países en Desarrollo) (<http://www.un-redd.org>), el páramo es cada vez más importante para los países andinos como un activo en el mercado de C (Bertzky *et al.* 2010). Para cumplir con este papel como importante reserva de C, que es realmente beneficioso para su conservación, se requiere información detallada y completa sobre las reservas de C y de los impactos asociados a los cambios en el uso de la tierra. Los modelos de C basados en procesos juegan un rol importante, ya que permiten la cuantificación (predicción) de estos impactos, en ausencia de estudios experimentales sistemáticos.

Aunque las reservas de carbono y su dinámica no fueron incluidas como prioridades de trabajo en el Proyecto Páramo Andino (PPA), un taller sobre este tema se llevó a cabo en Lima (Perú) en mayo de 2009, bajo los auspicios de la Secretaría General de la Comunidad Andina (SGCAN) y organizado por CONDESAN/PPA. Su principal objetivo fue evaluar el estado actual de conocimiento sobre el ciclo del carbono en páramos y otros ecosistemas altoandinos, la aplicabilidad de modelos de carbono existentes y la disponibilidad de datos sobre los parámetros que se requieren para aplicar y validar estos modelos. Con este fin el PPA también financió una revisión sistemática de literatura, ejecutada por Tonneijck de IBED (Universidad de Amsterdam). En el taller se presentaron los resultados en forma de una base de datos ampliada (Tonneijck 2009a). La revisión de literatura confirmó la falta de conocimiento sistemático sobre el ciclo del carbono en los ecosistemas altoandinos, que no ha sido remediada en los últimos años (Zimmermann *et al.* 2009). Como conclusiones del taller realizado en Lima, se demostró que estamos tratando con diferentes tipos de suelos, diferentes mecanismos de estabilización del C orgánico en los suelos frente a la descomposición microbiana y efectos diferenciados del uso de la tierra sobre el ciclo del carbono y sus reservorios. También se estableció que la mayor parte de la atención se ha prestado a los suelos de ceniza volcánica y a sus reservas de carbono.

Este artículo sintetiza la información presentada en la base de datos ya mencionada (ver Anexo 1), que ha sido actualizada y presenta toda la literatura relevante publicada hasta el 2011. Se presta especial atención al conocimiento actual de modelos y parámetros utilizados, que podrían permitir, a nivel regional, la valoración de los ecosistemas de páramo y uso de suelo en términos de las reservas y flujos de C relacionados.

En la base de datos, se registran las características generales de los sitios o áreas estudiadas (tipo de uso de la tierra, altitud, geología, clima). También se presentan parámetros que son relevantes en el contexto de la aplicación de modelos de C, como biomasa, reservorios de COS y raíces. Se registran los artículos publicados en revistas científicas, la mayoría en inglés y con revisión de pares, fácilmente accesibles a través de Internet. Estos artículos cubren páramo y otros ecosistemas relacionados (jalca) y también estudios más regionales sobre un rango más amplio de ecosistemas andinos, siempre y cuando incluyan páramo. Estudios que se limitan a pastizales no tropicales de altura, como la puna del sur de Perú y Bolivia, o que se limitan a bosque andino, no han sido incluidos.

Este artículo presenta a continuación una sección sobre modelos que se aplican en el contexto de conservación y secuestro de carbono en el suelo. Luego de una descripción general, se abunda en sus aplicaciones potenciales y la información requerida. Particular énfasis se pone en los procesos específicos en ecosistemas de páramo, ya que todos los modelos de carbono relevantes están basados en procesos y requieren por lo tanto un buen entendimiento y cuantificación de estos procesos. Las subsiguientes secciones están estrechamente vinculadas con la información que se presenta en la base de datos (Anexo 1). Incluyen una descripción de los varios parámetros relevantes y la disponibilidad de datos sobre ellos y un breve resumen de los estudios existentes sobre el impacto del uso de la tierra y del cambio climático. Concluimos con recomendaciones para la investigación requerida para llenar los vacíos de información y que permita una aplicación confiable de los modelos.

Modelos

Aspectos generales

Solamente un número limitado de modelos es apropiado para estimar reservas y flujos de carbono a escala regional. Estos modelos se basan en simular procesos y no requieren de datos completamente detallados sobre los parámetros de entrada, ya sea porque simplemente no están disponibles o no se pueden obtener fácilmente. Estos modelos relevantes incluyen el “modelo de carbono de Rothamsted” (RothC, www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/rothc.htm), el Century (Century 4; www.nrel.colostate.edu/projects/century) y el GefSoc (www.nrel.colostate.edu/projects/gefsoc-uk).

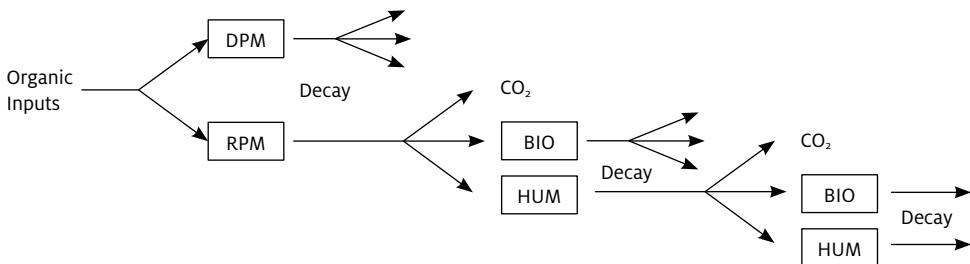
El modelo GefSoc, ampliamente utilizado, es adecuado para ecosistemas tropicales y sirve para estimar las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) y los cambios en ellas bajo escenarios cambiantes de uso de la tierra y el clima. Este modelo combina los dos modelos basados en procesos mencionados anteriormente (Century y RothC) y el método de estimación de cambios en clima y sus parámetros por parte del IPCC (IPCC 2007). El modelo fue desarrollado utilizando un conjunto de datos de cuatro eco-regiones contrastantes: la Amazonía brasileña, Jordania, Kenya y la parte India de las llanuras indogangéticas.

Según lo descrito por Zimmermann *et al.* (2006), el modelo RothC se basa en varios compartimentos (*pools*) conceptuales de COS con diferentes tasas de recambio. Estos compartimentos guardan relación con diferentes componentes orgánicos, tales como aportes de origen vegetal, descomponedores de los materiales orgánicos (MO) que ingresan y almacenamiento en varias formas de COS. El último comprende varios compartimentos que se diferencian entre sí por las tasas de descomposición y mecanismos de estabilización característicos, que están relacionados con los modificadores de la tasa (p. ej. temperatura, humedad). Una característica, que la mayoría de los modelos de COS comparten, es que

incluyen de uno a dos compartimentos lábiles y/o dinámicos, de dos a tres compartimentos protegidos física y químicamente y un compartimento pasivo o incluso inerte (Christensen 1996). El 'COS estables' explica la mayor parte del COS total.

En mayor detalle, los procesos y componentes del suelo involucrados en esta estabilización pueden ser consecuencia de tres factores principales: (1) recalcitrancia, (2) interacción con superficies minerales o con iones e (3) inaccesibilidad (protección física). La recalcitrancia se refiere a la presencia de características moleculares de la materia orgánica (MO) (p.e. presencia de grupos aromáticos) que limitan la mineralización de la MO por los microorganismos o sus enzimas. El segundo mecanismo de estabilización, la interacción con superficies minerales o iones, ocurre cuando la superficie de un mineral se recubre de fragmentos de MO que se adhieren al mineral mediante enlaces químicos que se forman entre los grupos hidroxílicos del mineral y los grupos hidrofílicos de la MO. Finalmente, la formación de agregados estables de suelo puede proteger físicamente a la MO haciéndola inaccesible para los microorganismos. La formación y estabilidad de estos agregados depende del tipo de suelo, su textura y de la actividad de la pedofauna, pero en todos los casos, la ruptura física del agregado deja expuesto su contenido de materia orgánica, facilitando su mineralización.

Figura 1. **Estructura del modelo RothC y los compartimentos de COS identificados (según Coleman y Jenkinson, 1999)**



RPM: Resistant Plant Material

DPM: Decomposable Plant Material

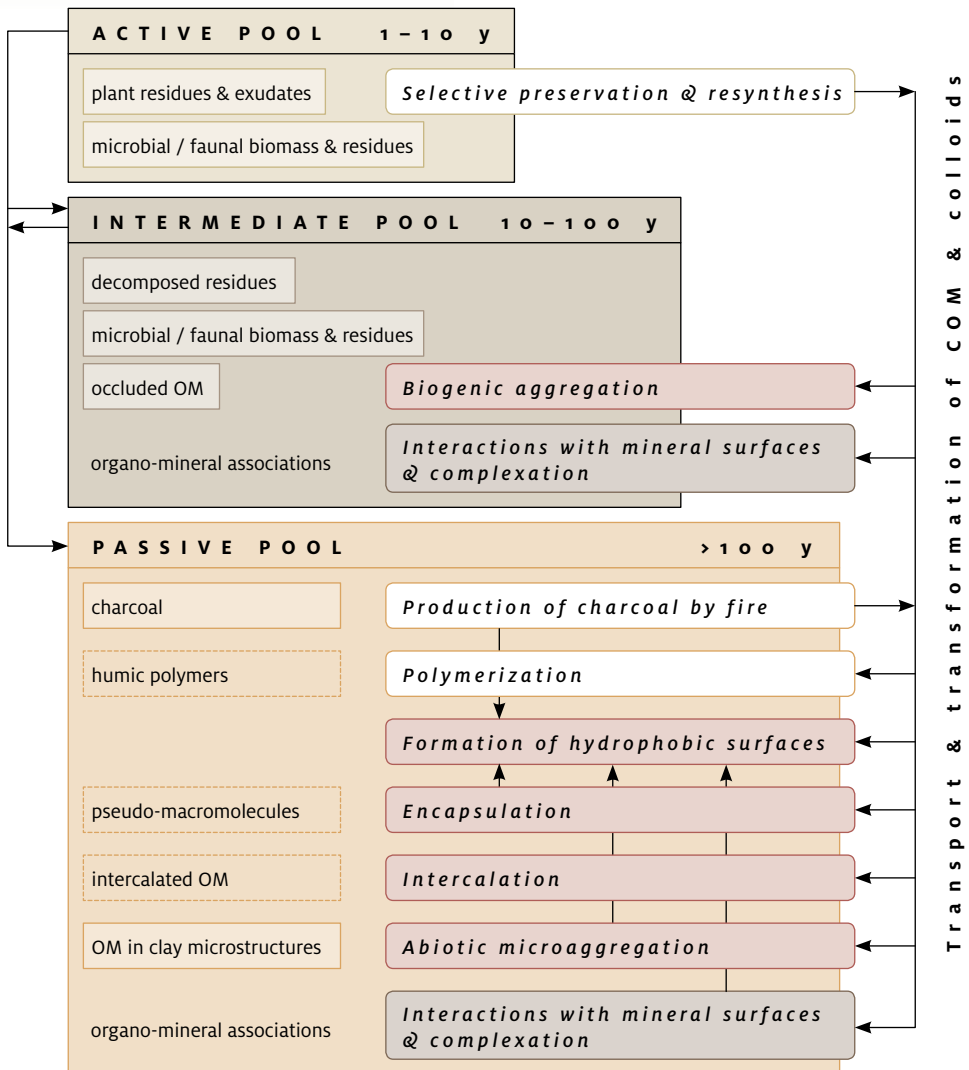
BIO: Microbial Biomass

HUM: Humidified OM

IOM: Inert Organic Matter

Figura 2. **Esquema general de los procesos y escalas de tiempo involucrados.**

La verificación de los compartimentos conceptuales del modelo utilizados en el modelo RothC y sus tasas de recambio puede lograrse a través de la identificación y medición de fracciones del suelo con los correspondiente tiempos de recambio (Zimmermann *et al.* 2006). En la Figura 1 se presentan la estructura del modelo RothC y los compartimentos de COS identificados (según Coleman y Jenkinson, 1999). En la Figura 2 se presenta un esquema general de los procesos y escalas de tiempo involucrados.



Modelos y COS en el páramo

Desafortunadamente, las condiciones del páramo se apartan considerablemente de las ecorregiones para las que el RothC fue desarrollado. Más aún, investigaciones recientes del proyecto RUFLE (vease Tonneijck 2009b) en suelos altoandinos de ceniza volcánica en el norte de Ecuador mostraron que el modelo GefSoc se basa en fracciones de MOS y en procesos de descomposición que no son representativos de los suelos de ceniza volcánica estudiados, en los que las vías de descomposición, fracciones y procesos involucrados son bastante diferentes. Los resultados de este proyecto RUFLE, que probablemente también son válidos para otros suelos de ceniza volcánica en ecosistemas húmedos de páramo, se resumen a continuación.

En el modelo GefSoc y en muchos otros modelos de dinámica global del carbono orgánico del suelo, el contenido de arcilla es un factor controlador que determina la estabilización de la MOS (Smith *et al.* 1997). Sin embargo, esta suposición no es adecuada en el caso de muchos suelos de ceniza volcánica (Percival *et al.* 2000; Powers y Schlesinger 2002, de Koning *et al.* 2003; Matus *et al.* 2006; Tonneijck 2009). Por tanto, puede conducir a una grave subestimación de las reservas de carbono orgánico. Alternativamente, las relaciones Al_p/Al_o pueden ser más valiosas para predecir los contenidos de carbono orgánico en suelos de ceniza volcánica alofánicos y no alofánicos (Tonneijck *et al.* 2010).

En los suelos estudiados, la porosidad fue muy alta en horizontes de suelo representativos del páramo y del bosque, con una proporción excepcionalmente alta de micro y mesoporos. Aproximadamente el 70% de los poros fue menor a 3 μm , que ha sido reportado como el límite más bajo para la entrada de bacterias (Baldock y Skjemstad 2000), lo que limitaría fuertemente la descomposición microbiana. Esta alta porosidad fina puede explicarse por el contenido de alofano y/o por la acumulación misma

de MOS, y guarda relación con la agregación resultante de la intensa actividad de animales excavadores del suelo, especialmente gusanos –bioperturbación del suelo– (Tonneijck y Jongmans 2008).

La mayoría de los modelos, incluso el modelo GefSoc, se enfocan en la capa superior del suelo (< 25 cm de profundidad), carecen de dimensiones espaciales y no incluyen porosidad y bioturbación (Elzein y Balesdent 1995; Smith *et al.* 1997; Jenkinson *et al.* 2008). Sin embargo, en los suelos de páramo estudiados, una gran cantidad de carbono orgánico es transportado a y almacenado en el subsuelo. El transporte vertical todavía no ha sido incorporado adecuadamente (Jenkinson *et al.* 2008). Además, se concluye que para los suelos ricos en carbono orgánico –suelos de cenizas volcánicas, pero posiblemente también Kastanozems, Chernozems y Phaeozems (FAO 2006)¹– los modelos deben incorporar el cambio de volumen del suelo debido a la acumulación de MOS y su efecto sobre los procesos dependientes de la profundidad, como la bioturbación, descomposición y crecimiento de raíces. Los modelos también deben tener en cuenta la complejidad de los patrones de bioturbación y, en consecuencia, los patrones de descomposición en el suelo, en lugar de asumir una bioturbación y descomposición uniforme o decreciente en relación con la profundidad (Tonneijck *et al.* 2010).

Otra discrepancia es aquella entre las fracciones químicas, tal como se definen en los modelos actuales (p. ej. Zimmermann *et al.* 2006) y la composición real de la MOS, como se observa en los suelos de ceniza volcánica no alofánicos estudiados. La descomposición relativamente rápida de lignina es típica, por lo tanto es escasa

1 Phaeozems, Kastanozems y Chernozems son suelos con un primer horizonte profundo, oscuro, húmico, que fueron formados bajo condiciones climáticas de la estepa, y que se relacionan con vegetación de pastos, como por ejemplo en la puna. Se conocen por su gran acumulación de COS.

(Nierop *et al.* 2007). En cambio en el enfoque del GefSoc la lignina es considerada generalmente como un componente inerte o altamente recalcitrante. Los alofáticos se acumulan como lo hacen los polisacáridos. Los primeros son probablemente heredados de la hojarasca, en la que están presentes en pequeñas cantidades y los últimos pueden ser tanto de origen primario como secundario (microbiano). Ambos son considerados como de fácil descomposición en los modelos estándar.

Todavía no está claro en qué medida estas conclusiones también son válidas para los suelos no volcánicos de páramo, ya que se carece de estudios similares sobre las características de la MOS de estos suelos, pero a menudo comparten el alto contenido de materia orgánica, baja densidad aparente y alta microporosidad de los Andosoles del norte del Ecuador (Buytaert *et al.* 2006b), apuntando a una composición y comportamiento más o menos similares de los compartimentos de MOS.

Modelos e información requeridos

Sin embargo, también se ha reportado una amplia variabilidad espacial y vertical en los contenidos de MOS como respuesta a diferencias en la topografía, al sustrato en el que se ha desarrollado el suelo y, especialmente, a la presencia o no de depósitos de ceniza volcánica. El análisis de los mecanismos que controlan esta variabilidad es crucial en términos de guiar el manejo de las reservas de MO en los páramos (véase también la Figura 2). Específicamente, requerimos información detallada acerca de dos aspectos claves: 1) una valoración de la importancia relativa de los mecanismos de estabilización/desestabilización de MO que predominan en

los suelos del páramo y 2) una cuantificación de los cambios en las reservas de MO que se producen como resultado de cambios en el uso de la tierra del páramo y de los cambios climáticos futuros, con énfasis en la relación entre esos cambios y las propiedades de diferentes tipos de suelo.

En cuanto a la desestabilización de MO, los principales factores que promueven este proceso en los páramos son los cambios en la cobertura vegetal (reforestación o forestación), el drenaje, los cambios en la intensidad de las quemadas y el pastoreo y la conversión de los pajonales en tierras aradas para la agricultura. A pesar de que estos fenómenos son relativamente bien entendidos, hasta el momento no se conoce los mecanismos de estabilización/desestabilización que serán más afectados bajo diferentes escenarios de uso de la tierra en páramos con diferentes características (p.e. tipo de suelo o clima predominante) y la magnitud y dirección del cambio climático, en particular de los regímenes de precipitación (Buytaert *et al.* 2011). En este contexto, desde el punto de vista del desarrollo de un modelo regional de dinámica de carbono en los páramos, se requiere un proceso amplio de recopilación de información primaria y secundaria, para definir: i) ¿cuáles son los procesos de estabilización/desestabilización de MO más importantes que operan en los suelos de páramo? ii) ¿cómo influye la heterogeneidad espacial de las propiedades del suelo sobre la importancia relativa de esos procesos? y iii) ¿cuál podría ser el efecto de diferentes escenarios de cambio en el uso de la tierra y del clima sobre las reservas de carbono en el suelo del páramo? El responder estas preguntas es crucial para permitir el desarrollo de un modelo que sea relevante a escala regional y permita la valoración precisa de las reservas de MO en el suelo de los páramos.

Parámetros

Ya sea que se utilice el modelo GefSoc o cualquier otro, se puede definir un grupo de parámetros necesarios como entrada o ingreso (*input*) o para validar el producto (*output*) del modelo en términos de reservorios de C. Además, si tal modelo se aplicara para predecir cambios en las reservas y flujos de carbono a escala regional, se necesitaría de la disponibilidad de datos espaciales, tales como los cambios previstos en los escenarios cambiantes de clima y uso de la tierra. Se proporcionará una descripción breve de los diferentes parámetros y de la información actualmente disponible sobre éstos. Para una descripción más extensa, se remite a la base de datos mencionada en la introducción, que está disponible a través de la página web de PPA/CONDESAN (Anexo 1).

Reservas y flujos de carbono orgánico del suelo

Los datos disponibles se relacionan en gran parte con horizontes del suelo, contenido de carbono orgánico y otros parámetros generales, como pH (acidez del suelo) y CE (conductividad eléctrica). Los datos son escasos para otros parámetros simples, como el contenido de N orgánico y la densidad aparente, lo que limita la estimación de las reservas reales de C (en peso/área de superficie). Los datos sobre fracciones de materia orgánica (compartimentos de fracciones de MOS) son raros. La mayoría de datos corresponden a suelos de páramo relativamente inalterados o vírgenes y los estudios sistemáticos de gradientes (tanto ambientales/altitudinales como de historia de uso de la tierra) son realmente escasos. El proyecto RUFLE es único en términos del detalle con el que se estudió la materia orgánica del suelo (Tonneijck *et al.* 2010). Los estudios sobre los flujos de carbono orgánico del suelo, tales como los datos sobre emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de suelos bajo un manejo específico o sobre pérdidas de solutos, son prácticamente inexistentes. Igualmente son raros los estudios experimentales sobre la descomposición de hojarasca, que empleen bolsas de hojarasca (*litterbags*) (Venezuela - Cousteaux *et al.* 2002).

Reservas y producción de biomasa (sistemas vírgenes)

Los estudios sobre parámetros de biomasa son relativamente escasos, pero aquellos disponibles tienden a tener una extensa información sobre varios parámetros, tales como la biomasa aérea y subterránea, necromasa (hojarasca), producción de hojarasca y producción de biomasa (Hofstede *et al.* 1995a y Ramsay y Oxley 2001). Se ha prestado mayor atención a la vegetación de los verdaderos humedales, especialmente turbas. Menos estudiadas han sido las reservas y entradas subterráneas, que se conoce son relativamente altas en los ecosistemas de pastizales en general, pero comparativamente bajas en los ecosistemas de páramo estudiados hasta ahora. Los estudios sobre las tendencias altitudinales son prácticamente inexistentes, siendo una de las raras excepciones el estudio de Zimmermann *et al.* (2009).

Impactos del uso de la tierra y del cambio climático

Existen estudios más extensos sobre determinados tipos de uso de la tierra, incluyendo cultivos (principalmente papa), pastoreo y silvicultura (plantaciones). La regeneración después del abandono ha sido bien estudiada para el páramo venezolano. Los estudios guardan relación con una amplia gama de parámetros, a menudo con énfasis en los cambios en las reservas de carbono y en las propiedades de la MOS. Los datos detallados sobre biomasa provienen en su mayoría de estudios sobre el impacto del pastoreo, la quema y sobre el impacto de las plantaciones de pino y parcelas abandonadas de agricultura. Éstos incluyen unos pocos estudios secuenciales, a partir de los cuales se podrían establecer tasas de cambio sobre pastoreo y quemas (Hofstede 1995b; Hofstede *et al.* 2002), sobre plantaciones de pino (Farley *et al.* 2004; Buytaert *et al.* 2007) y para recuperación de parcelas agrícolas (Sarmiento y Bottner 2002; Abreu *et al.* 2009 en los páramos de Mérida). Se debe hacer énfasis en que los estudios sobre los impactos del cambio climático en los ecosistemas altoandinos están en una etapa inicial (p.e. proyecto Gloria), siendo los estudios sobre transectos altitudinales los únicos a partir de los cuales se podría obtener información sobre el impacto potencial del cambio climático en las comunidades de plantas vasculares y contenidos de carbono. Este último tipo de estudios sobre los ecosistemas de páramo y las tendencias altitudinales en ellos, son poco frecuentes, pero son conocidos a través de los estudios del transecto EcoAndes (publicado por J. Cramer, Berlín/Stuttgart, Alemania) y los estudios del Proyecto LEAF (Llambí *et al.* en esta publicación). Ver también Malhi *et al.* 2010 para una nota editorial sobre los Andes como un laboratorio altitudinal, basado en investigación en el sureste de Perú.

Con el fin de evaluar el impacto de los cambios a nivel regional, es crucial que estos puedan ser predichos bajo los diversos escenarios que incluyen el cambio climático. La distribución actual de los tipos de uso de la tierra (incluyendo sistemas vírgenes) ha sido evaluada recientemente (Josse *et al.* 2009). El proyecto CCUT (Cambios de Cobertura y Uso de la Tierra en los Andes Tropicales) está siendo implementado actualmente por la SGCAN y CONDESAN y por una red de socios nacionales de investigación, y producirá mapas temáticos sobre uso y cobertura del suelo para los Andes Tropicales para tres momentos: 1990, 2000 y 2008-2010, a una escala 1:250000. Los resultados de este proyecto podrían ser utilizados para predecir los impactos del uso de la tierra y cambio climático en las reservas de carbono a nivel regional.

Recomendaciones

De la revisión anterior es evidente que, sobre la base de los modelos actuales, el conocimiento sobre las reservas y la dinámica del carbono es insuficiente para una predicción confiable de los impactos de los cambios en el clima y uso asociado del suelo. Esto se evidencia en la Figura 3, que muestra la distribución de artículos relevantes en revistas indexadas para los países sudamericanos que contienen páramo u otros ecosistemas altoandinos similares (p.e. Puna). Para lograr una predicción confiable se requiere de una mayor investigación, que debe enfocarse en los siguientes temas:

- Identificación de vías de descomposición del COS y de los procesos y tasas involucrados en los principales suelos de páramo, prestando especial atención a los suelos no volcánicos, sobre los que hay muy poca información disponible.
- Identificación de mecanismos de estabilización en los suelos de páramo y del impacto potencial de los cambios en la humedad del suelo y régimen de temperatura en estos mecanismos.
- Bioturbación en los diferentes tipos de suelo y su impacto en la distribución vertical del COS.
- Adaptación de los modelos de COS existentes a suelos específicos de páramo mediante la incorporación de los resultados de los temas mencionados anteriormente.

De varios estudios ha quedado muy claro (p. ej. Tonneijck *et al.* 2006; di Pasquale *et al.* 2008) que los tiempos de residencia del COS en los suelos del páramo pueden ser excepcionalmente altos (más de varios milenios), demostrando su naturaleza excepcionalmente estable. Al mismo tiempo, esto implica que los estudios experimentales sobre el impacto de los cambios en el clima y uso de la tierra tienen que ser ejecutados a escalas de tiempo que entran seriamente en conflicto con la necesidad urgente de información sobre estos cambios. En otras palabras, no es probable que los cambios en COS de estos suelos aparezcan en experimentos con escalas de tiempo de varios años. Por esa razón, se recomienda enfáticamente centrar la investigación en estudios comparativos (y secuenciales), a partir de los cuales se pueda deducir información sobre los impactos y sus tasas a más largo plazo. Estos datos pueden servir para validar los resultados (*outputs*) de los modelos de COS adaptados y mejorar así la confiabilidad de sus predicciones, en lugar de realizar estudios experimentales, que en principio deben ser multi-anales para producir resultados significativos.

Anexo

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Abadin et al	2002	Soil & LUC	Grassland	Venezuela		Inceptisols	Schists, gneises	1.352 mm/yr (unimodal)	8,4° at 3450 masl
Abreu et al	2008	Soil & LUC	Grassland	Venezuela		Inceptisols	Schists, gneises	1.300 mm/yr (unimodal)	5°-9°
Alexander & Pichott	1979	Soil	Forest & Grassland	Colombia		Tropaquepts, Tropaquods, Histosols, Dystropepts, Humitropepts	Sedimentary & metamorphic rock	1000-1.700 mm/yr (bimodal)	6°-29°
Barnola & Montilla	1997	Soil, biomass	Grassland	Venezuela	Regosol	Inceptisols	Gneis	676 unimodal	11
Bartoli et al	2007	Soil	Grassland	Ecuador	Andosols		Andesitic ashes	1.150-1.850 mm/yr (udic)	7°-10 (cryic/mesic)
Batjes	2000	Soil	x	South America			x	x	x
Bertzky et al	2010	Soil, biomass	Forest & grassland	Ecuador			x	x	x
Boudot et al	1986	Soil	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash	x	x
Boudot et al	1988	Soil	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash	x	x
Buytaert et al	2005	Soil	Grassland	Ecuador	Andosols, Histosols		Volcanoclastic, metamorphic, volcanic ashes	x	x
Buytaert et al.b	2006	Soil	Grassland	South America		Andisols, Entisols, Inceptisols, Histosols	Volcanic ash covering tertiary bedrock	600 - 2.000 mm/yr	x
Buytaert et al	2007	Soil & LUC	Grassland	Ecuador	Andosols, Histosols		Volcanoclastic, metamorphic, volcanic ashes	100-1.500 mm/yr	7° at 3500 masl
Buytaert et al	2006	Soil	Grassland	Ecuador	Andosols, Histosols		Volcanoclastic, metamorphic, volcanic ashes	1.200-2000 mm/yr (udic)	7° at 3500 masl (isomesic)
Buytaert et al.b	2005	Soil & LUC	Grassland	Ecuador	Andosols		Volcanoclastic, metamorphic, volcanic ashes	1200-1.600 mm/yr (udic)	7° at 3500 masl (isomesic)
Buytaert et al	2011	Soil & LUC	Grassland	World			x	x	x
Bellanger et al	2004	Soil & LUC	Grassland	Venezuela		Ultisols	Metasedimentary rocks, alluvial deposits	1.000-2.500 mm/yr	21° at 1200 masl
Bottner et al	2006	Soil & LUC	Grassland	Venezuela, Boliva		Humitropept, Xerosol	x	1.329 and 370 mm/yr	8,5°

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data
N8°35' - 45' / W70°52' - 57'	3350-3700	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
N8°35' / W70°55'	3200-3800	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
N4°-5°/	300 - 4000	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
8?45'N, 70?52'W	3800	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
x	3250-3960	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
x	x	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
x	0-4500	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
x	3500	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
x	3500	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
S2°15' - 3°-30'	3300-3700	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
N11° - S8°	3090-4400	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S2°15' - 3°-30'	3250-3915	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
S2°15' - 3°-30'	3300-3700	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
S2°15' - 3°-30'	3400-3500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
x	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N8°57'-N9°31' / W70°02' - 70°34'	200-4000	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
N8°40'-W70°55' / S17°-15' - W67°57'	3400 and 3789	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Cabaneiro et al	2007	Soil & LUC	Grassland	Venezuela		Inceptisols	Schists, gneises	1.352 mm/yr unimodal	8,4° at 3450 masl
Calero & Baruch	1986	Soil, biomass	Grassland	Venezuela			Schists, gneises	x	x
Cavalier et al	1992	Biomass	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash, sedimentary rocks	985 mm/yr, unimodal	6° at 3540 masl
Chacon et al	2009	Soil	Grassland, forest	Ecuador	Andosols		Volcanic ash	660-1.800	x
Chapela et al	2001	Soil & LUC	Grassland	Ecuador	Andosols		x	x	x
Coppus et al	2003	Soil, Biomass, LUC	Forest & Grassland	Bolivia	Leptosols, Regosols, Luvisols, Solonetz, Cambisols, Arenosols, Calcisols,		Siltstones, sandstones, various sediments, shales	200-700 mm/yr (semi-arid) to 1.000 mm/yr (semi-humid)	x
Couteaux et al	2002	Soil & LUC	Forest & Grassland	Venezuela		Inceptisols, Alfisols, Mollisol, Entisol	x	790-1.992 mm/yr	5,5°-27,4°
Calhoun et al	1972	Soil	Forest & Grassland	Colombia	Andosols		Andesitic ashes	500-2.000 mm/yr	6-18°
Cortes et al	1972	Soil	Forest & Grassland	Colombia		Cryandept, Humitropept, Dystrandept	Volcanic ash, lapilli, tuff	1.000-3.000 mm/yr	8-24°
De Koning et al	2003	Soil & LUC	Forest	Ecuador		Tropepts, Aquepts, Orthents, Fluvents, Udalfs, Udolls, Psamments	Sedimentary rocks, volcanic ashes	978-4.860 mm/yr	19°-26°
Eash & Sandor	1995	Soil	Grassland	Peru		Mollisols	Alluvium and colluvium from volcanic rocks	400 mm/yr (ustic)	10° at 3600 masl (isomesic)
Egashira et al	1997	Soil	Grassland	Bolivia		Umbrepts	Limestone, sedimentary rocks	x	x
Farley et al	2004	Soil & LUC	Grassland	Ecuador		Andisols	Volcanic ash and pumice	1.130 mm/yr	8,1°
Folster & Hetsch	1978	Soil	x	Colombia		Dystrandeppts, Humitropepts	Volcanic ash, diabase derived clay	800-1.500 mm/yr	x

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data	
N8°35'- 8°-45' / W70°-52' - 8°-57'	3350-3700	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	
N8°50'-W70°-50'	3000-4100	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	
x	3540	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
x	2570-3410	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
No°9'-51°38' / W78°42'- 79°54'	3300-3700	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
x	1900-4500	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
N8°20-49' / W70°12'-71°43'	65-3968	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	
x	2200-3510	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
N4°50'-5°25' / W75°35'-74°43'	980-3670	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
N1°30'/W80°05' - 50°05'/W78°40'	15-1649	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
x	3300-4600	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
x	3000-4500	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
50°40'/W78°30'	3200-4700	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
x	x	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	NB study of paleosols

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Gibbon et al	2010		Grassland, forest	Peru			x	1.900-2.500 mm/yr	11°
Girardin et al	2010	Biomass	Forest	Peru			x	x	x
Guillet et al	1988	Soil	Forest & Grassland	Colombia	Andosol, Planosol, Ferralsol		Andesitic and dacitic pyroclastic material	500 mm/yr	10°
Gijsman et al	1998	Soil & LUC	Forest	Colombia		Oxic Dystropept	Volcanic ash	1.800 mm/yr	17 - 24°
Hofstede et al	2002	Soil & LUC	Forest & Grassland	Ecuador			x	x	x
Hofstede et al.a	1995	Biomass	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash	929 mm/yr	4°
Hofstede & Rossenaar	1995	Biomass	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash	929 mm/yr	4°
Hofstede et al. b	1995	Biomass	Grassland	Colombia	Andosols		Volcanic ash	929 mm/yr	4°
Hofstede	1995	Soil & LUC	Grassland	Colombia		Andisols	Volcanic ash	929 mm/yr	4°
Hoyos et al	2005	Soil & LUC	Grassland	Colombia		Andisols	Volcanic ash	2.600-3.200 mm/yr	x
Imeson & Vis	1982	Soil	Forest	Colombia	Andosols		Lacustrine and fluvial sediments with volcanic ash	1.600-2.800 mm/yr	13-28°
Jimenez & Lal	2006	Soil	x	South America			x	x	x
Keese et al	2007		Forest & Grassland	Ecuador			x	x	x
Lojtnant et al	1982	Soil & Biomass	Grassland	Ecuador			Volcanic ash	x	x
Mahaney et al	2007	Soil	Grassland	Venezuela		Entisols	Fluvial deposits on granite and gneiss bedrock	x	10°
Mainville et al	2006	Soil & LUC	Forest	Ecuador		Andisols, Inceptisols	x	3.500-8.000 mm/yr	x
Miller & Birkeland	1992	Soil	Grassland	Peru			Loess on glacial till of metamorphic quartzite and granite/granodiorite	1.000 mm/yr, 3.000 mm/yr	6-12°

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data	
X	3000-3500	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	
X	194-3020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
X	2620-3100	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	NB study of paleosols
X	1500	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	
X	3000-4000	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	
N04°48'/W75°24'	3950-4100	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	
N04°48'/W75°24'	3950-4100	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	
N04°48'/W75°24'	3950-4100	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	
N04°48'/W75°24'	3950-4100	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	
X	1350-2150	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
X	300-2700	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
X	X	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
X	X	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	area of forest/paramo
So°35'/W77°39'	3600	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	
N8°47'/W70°49'	3650	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	
N8°47'/W70°49'	200-1200	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
S7-8°	3400-4500	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Moser et al	2011	Biomass	Forest	Ecuador			x	x	x
Nierop et al	2007	Soil	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Histosols	Volcanic ash	1.900 mm/yr	10° at 3000 masl
Pansu et al	2006	Soil & LUC	Grassland	Venezuela and Bolivia	Regosol and Arenosol		x	1.329 mm/yr and 370 mm/yr	8.5° and 8.7°
Pansu et al	2009	Soil & Biomass	Grassland	Venezuela and Bolivia			x	x	x
Pena et al	2009	Soil & Biomass	Wetland	Colombia	Histosols		Wetland	2.000-3.322 mm/yr	9,2°-12,5°
Perez	1992	Soil	Grassland	Venezuela		Entisols, Inceptisols, Histosols	Igneous and metamorphic rocks	800 mm/yr	-11° (daily min) - 23° (daily max)
Perez	1995	Soil	Grassland	Venezuela		Entisols, Inceptisols, Histosols	Igneous and metamorphic rocks	800 mm/yr	-11° (daily min) - 23° (daily max)
Podwojewski et al	2002	Soil & LUC	Grassland	Ecuador		Andisols	Volcanic ash	600-900 mm/yr	8°
Podwojewski et al	2008	Soil & LUC	Grassland	Ecuador			Cangahua of rhyodacitic volcanic ash	800 mm/yr (bimodal)	15,7°
Podwojewski et al	2005	Soil	Grassland	Ecuador		Andisols, Oxisols	Volcanic ash, rhyodacitic flows, sheared/ metamorphosed granodiorite, pyroclastics/ rhyodacites	474 - 785 mm/yr	12° at 2600 masl
Poulenard et al	2001	Soil & LUC	Grassland	Ecuador		Andisols	Andesitic ashes	1.500 - 2.000 mm/yr	0 - 12°
Poulenard et al	2003	Soil	Grassland	Ecuador		Andisols	Volcanic ashes	1.150 - 1.860 mm/yr	7,5°-10,5°
Poulenard et al	2004	Soil	Grassland	Ecuador		Andisols	Volcanic ashes	1.150 - 1.860 mm/yr	7,5°-10,5°

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data
x	1050-3060	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
No°35'/W77°41'	3500-3860	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
N8°40'/W70°55' - S17°15'/W67°57'	3400 and 3789	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
N8°40'/W70°55',S17°15'/W67°57'	x	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
N4°51'/W75°22',N4°50'/W75°22',N4°41'/W73°49'	3200-4456	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1
N8°52'/W70°54'	> 3700	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
N8°52'/W70°54'	> 3700	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
x	3800-4200	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
x	2465	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
x	3300-3776	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No-10°/W78-79°	3600 - 4000	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No°41'/W77°54',S2°57'/W79°13',S2°38'/W78°16'	3250-3700	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No°41'/W77°54',S2°57'/W79°13',S2°38'/W78°16'	3250-3700	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Paul et al	2008	Soil & LUC	Forest	Ecuador		Hapludands, Haplustepts, Paleustalfs	Volcanic ash or sediments	x	x
Quintero	2009	Soil	Culture	Colombia		Andosols	Volcanic ash	610 mm/yr	12°-13.2°
Rhoades et al	1999	Soil & LUC	Forest	Ecuador		Andisols	Andeitic volcanic ash and pumice	3.630 mm/yr (perudic)	17°-26°
Rhoades et al	2000	Soil & LUC	Forest	Ecuador		Andisols	Andeitic volcanic ash and pumice	3.630 mm/yr (perudic)	17°-26°
Roderstein et al	2005	Soil & Biomass	Forest	Ecuador		Inceptisols	Metamorphic shale, quartzite, sandstone	1.950-5.000 mm/yr	8,6 - 17,9°
Sarmiento & Bottner	2002	Soil	Culture	Venezuela		Inceptisols	Igneous and metamorphic rocks	1.329 mm/yr	8.5°
Smith & Klinger	1985	Biomass	Grassland	Venezuela			Gneiss and schist	700-1.200 mm/yr	
Suarez et al	2001	Soil & LUC	Grassland	Ecuador		Andisols	Volcanic ashes	2.000 - 3.000 mm/yr	5,6°
Tol & Cleef	1994	Biomass	Paramo	Colombia	Histosol		x	1.850 mm/yr, unimodal	6°
Tonneijck et al	2006	Soil	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Histosols	Volcanic ashes	1.000 and 1.900 mm/yr	10° at 3000 masl
Tonneijck and Jongmans	2008	Soil	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Histosols	Volcanic ashes	1.900 mm/yr	10° at 3000 masl
Tonneijck et al	2008	Soil	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Histosols	Volcanic ashes	1.900 mm/yr	10° at 3000 masl
Tonneijck et al	2010	Soil	Grassland & forest	Ecuador	Histosol		Volcanic ashes	1.900 mm/yr	10° at 3000 masl
Van Weesenbeek et al	2003	Soil & LUC	Grassland	Colombia			Sandstone with siltstone/claystone intercalations	800 mm/yr (bimodal)	x
Wilcox et al	1988	Soil	Grassland	Peru		Alfisols, Entisols, Histosols, Mollisols	Glacial till, alluvium	865 mm/yr	x
Wilcke et al	2003	Soil	Forest	Ecuador	Cambisols		Weakly metamorphosed schists and sandstones	2.220 mm/yr	16,2° at 1950 masl

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data
x	x	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
No5°20'/W73°51'	2985-3070	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
No°5'/W78°37'	1400	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0
No°5'/W78°37'	1400	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0
S3°58'-S4°06'/W79°04'-10'	1890-3060	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
N8°35'-8°45'/W70°52'-70°57'	3400	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
x	3530-4700	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1
No°45'/W78°0', No°39'/W77°52'	3500-3550	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
N4°40'/W73°48'	3650	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
No°38-41'/W77°52-53' and No°35'/W77°41'	3418-3869	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No°35'/W77°41'	3300-3990	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No°35'/W77°41'	3300-3990	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
No°35'/W77°41'	3300-3990	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0
N4°55'/W73°50'	3000-3100	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
So°25'/W76°15'	4150-4700	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
x	1900-2300	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1

Authors	Year	Keyword	Vegetation	Country	FAO	USDA	Parent material	Precipitation	Temperature (°)
Wilcke et al	2005	Soil & Biomass	Forest	Ecuador	Cambisols		Weakly metamorphosed schists and sandstones	2.220 mm/yr	16,2° at 1950 masl
Wilcke et al	2002	Soil	Forest	Ecuador	Cambisols		Weakly metamorphosed schists and sandstones	2.220 mm/yr	16,2° at 1950 masl
Zehetner et al	2003	Soil	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Inceptisols, Entisols	Andesitic - dacitic ashes, pyroclastic flows	900-1.500 mm/yr	15° at 2500 masl
Zehetner et al	2006	Soil & LUC	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Inceptisols, Entisols	Andesitic - dacitic ashes, pyroclastic flows	900-1.500 mm/yr	15° at 2500 masl
Zehetner et al	2006	Soil & LUC	Forest & Grassland	Ecuador		Andisols, Inceptisols, Entisols	Andesitic - dacitic ashes, pyroclastic flows	900-1.500 mm/yr	15° at 2500 masl
Zimmermann et al	2010	Soil	Grassland & forest	Peru			x	2.500 mm/yr	11°

Coordinates	Altitude	Carbon content	Carbon stock	Bulk density	Gravel content	Sample depth	Individual	Decomposition rate	Litter	Litter rate	Root	Root rate	Biomass data
X	1900-2180	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
X	1900-2200	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1
UTM 34146-37602 N/ 796351-805607 E	2400 - 4050	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
UTM 34146-37602 N/ 796351-805607 E	2400 - 4050	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
UTM 34146-37602 N/ 796351-805607 E	2400 - 4050	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
S13°00'/W71°40'	3450	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Referencias

- Abreu Z, Llambí LD, Sarmiento L.** 2009. Sensitivity of Soil Restoration Indicators during Paramo Succession in the High Tropical Andes: Chronosequence and Permanent Plot Approaches. *Restoration Ecology* 17(5):619–627.
- Ajtay GL, Ketner P, Duvigneaud P.** 1979. Terrestrial primary production and phytomass. In: Bolin B, Degnes ET, Kempe S, Ketner P, editors. *The Global Carbon Cycle*. Chichester, UK: Wiley. pp. 129–181
- Baldock JA, Skjemstad JO.** 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31:697–710.
- Batjes NH.** 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2):151–163.
- Bertzky M, Ravilious C, Araujo Navas AL, Kapos V, Carrión D, Chiu M, Dickson B.** 2010. *Carbon, biodiversity and ecosystem services: Exploring co-benefits*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Bottner P, Pansu M, Sarmiento L, Herve D, Callisaya-Bautista R, Metselaar K.** 2006. Factors controlling decomposition of soil organic matter in fallow systems of the high tropical Andes: A field simulation approach using ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material *Soil Biology & Biochemistry* 38:2162–2177.
- Bradley RS, Vuille M, Diaz HF, Vergara W.** 2006. Threats to water supplies in the tropical Andes. *Science* 312:1755–1756.
- Buytaert W, de Bièvre B, Wyseure G, Deckers J.** 2005. The effect of land use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrological Processes* 19:3985–3997.
- Buytaert W, Célleri R, de Bièvre B, Cisneros F, Wyseure G, Deckers J, Hofstede R.** 2006a. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews* 79(1–2):53–72.
- Buytaert W, Deckers J, Wyseure G.** 2006b. Description and classification of nonallophanic Andosols in south Ecuadorian alpine grasslands (paramo). *Geomorphology* 73:207–221.
- Buytaert W, Iñiguez V, de Bièvre B.** 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean paramo. *Forest Ecology and Management* 251(1–2):22–30.
- Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobón C.** 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography* 20:19–33.
- Christensen BT.** 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover. In: Powlson DS, Smith P, Smith JU, editors. *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Long-Term Datasets*, NATO ASI Series 1: Global Environmental Change, 38. Heidelberg, Germany: Springer-Verlag. pp. 143–159.
- Coleman K, Jenkinson DS.** 1999. *ROTHC-26.3. A Model for the Turnover of Carbon in Soil*. Model Description and Windows User's Guide. November 1999 Issue. Harpenden, UK: Lawes Agricultural Trust.
- Couteaux MM, Sarmiento L, Bottner P, Acevedo D, Theiry JM.** 2002. Decomposition of standard plant material along an altitudinal transect (65–3.968 m) in the tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry* 34:69–78.
- Dahlgren R, Saigusa M, Ugolini F.** 2004. The nature, properties and

- management of volcanic soils. *Advances in Agronomy* 82:113–182.
- de Koning GHJ, Veldkamp E, Lopez-Ulloa M.** 2003. Quantification of carbon sequestration in soils following pasture to forest conversion in northwestern Ecuador. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4): 1098–1107.
- di Pasquale G, Marziano M, Impagliazzo S, Lubritto C, de Natale A, Bader MY.** 2008. The Holocene treeline in the Northern Andes (Ecuador): first evidence from soil charcoal. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259(1):17–34.
- Elzein A, Balesdent J.** 1995. Mechanistic simulation of vertical distribution of carbon concentrations and residence times in soils. *Soil Science Society of America Journal* 59:1328–1335.
- Eswaran H, van Den Berg E, Reich P.** 1993. Organic Carbon in Soils of the World. *Soil Science Society of America Journal*, 57(1):192–194.
- Farley KA, Kelly EF, Hofstede RGM.** 2004. Soil organic carbon and water retention following conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7(7):729–739.
- FAO.** 2006 World Reference Base for Soil Resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports* 103. Rome: FAO/ISRIC/IUSS.
- Hofstede RGM.** 1995a. Effects of Livestock Farming and Recommendations for Management and Conservation of Paramo Grasslands (Colombia). *Land Degradation and Rehabilitation* 6(3):133–147.
- Hofstede RGM.** 1995b. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant and Soil* 173:111–32.
- Hofstede RGM, Rossenaar, AJGA.** 1995. Biomass of grazed, burned and undisturbed paramo grasslands, Colombia. II root mass and above ground: below ground ratio. *Arctic and Alpine Research* 27:13–18.
- Hofstede RGM, Mondragon MX, Rocha CM.** 1995b. Biomass of grazed, burned and undisturbed Paramo grasslands, Colombia above ground vegetation. *Arctic and Alpine Research* 27:1–12.
- Hofstede RGM, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development*, 22(2):159–167.
- Hofstede RGM, Segarra P. Mena Vasconez P.** 2003. *Los páramos del Mundo*. Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Quito, Ecuador: Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia.
- IPCC.** 2007. *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment of the Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon S, Qin D, Manning M *et al.*) Cambridge University Press.
- Jenkinson DS, Poulton PR, Bryant C.** 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part I. Natural and bomb radiocarbon in soil profiles from the Rothamsted long-term field experiments. *European Journal of Soil Science* 59(2):391–399.
- Jordan CF.** 1985. *Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems*. Chichester, UK: John Wiley and Sons.
- Josse C, Cuesta-Camacho F, Navarro G., Barrena V, Cabrera E, Chacón-Moreno**

- E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A.** 2009. *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centrales. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela.* Lima: Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAVH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL.
- Lal R.** 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123(1-2):1-22.
- Luteyn J.** 1999. Paramos: A checklist of plant diversity, geographical distribution and botanical literature. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 84:1-278.
- Malhi Y, M. Silman M, Salinas N, Bush M, Meir P, Saatchi S.** 2010. Introduction: Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. *Global Change Biology* 16 (12):3171-3175.
- Matus F, Amigo X, Kristiansen SM.** 2006. Aluminium stabilization controls organic carbon levels in Chilean volcanic soils. *Geoderma* 132:158-168.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nanzyo M, Shoji S, Dahlgren R.** 1993. *Volcanic Ash Soils: genesis, properties and utilisation.* Developments in Soil Science 21. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Nierop KGJ, Tonneijck FH, Jansen B, Verstraten JM.** 2007. Organic Matter in Volcanic Ash Soils under Forest and Paramo along an Ecuadorian Altitudinal Transect. *Soil Science Society of America Journal* 71(4):1119-1127.
- Percival HJ, Parfitt RLS, Neal A.** 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: is clay content important? *Soil Science Society of America Journal* 64:1623-1630.
- Podwojewski P, Poulenard J, Zambrana T, Hofstede RGM.** 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the paramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management* 18(1):45-55.
- Poulenard J, Podwojewski P, Janeau JL, Collinet J.** 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Paramo: effect of tillage and burning. *Catena* 45(3):185-207.
- Powers JS, Schlesinger WH.** 2002. Relationships among soil carbon distributions and biophysical factors at nested spatial scales in rain forests of northeastern Costa Rica. *Geoderma* 109:165-190.
- Ramsay PM, Oxley ERB.** 2001. An Assessment of Aboveground Net Primary Productivity in Andean Grasslands of Central Ecuador. *Mountain Research and Development* 21(2):161-167.
- Sarmiento L, Bottner P.** 2002. Carbon and nitrogen dynamics in two soils with different fallow times in the high tropical Andes: indications for fertility restoration. *Applied Soil Ecology* 19:79-89.
- Sklenář P, Luteyn JL, Ulloa CU, Jørgensen PM, Dillon MO.** 2005. Generic flora of the Paramo: illustrated guide of the vascular plants. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 92.
- Smith P, Smith JU, Powlson DS, McGill WB, Arah JRM, Chertov OG, Coleman K, Franko U, Frolking S, Jenkinson DS,**

- Jensen LS, Kelly RH, Klein-Gunnewiek H, Komarov AS, Li C, Molina JAE, Mueller T, Parton WJ, Thornley JHM, Whitmore AP.** 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81(1-2):153-225.
- Tonneijck FH, van der Plicht J, Jansen B, Verstraten JM, Hooghiemstra H.** 2006. Radiocarbon dating of soil organic matter fractions in Andosols in Northern Ecuador. *Radiocarbon* 48(3):337-353.
- Tonneijck FH, Jongmans AG.** 2008. The influence of bioturbation on the vertical distribution of soil organic matter in volcanic ash soils: a case study in northern Ecuador. *European Journal of Soil Science* 59:1063-1075.
- Tonneijck FH.** 2009a. *PPA library on organic carbon in paramo soils*. PPA. Internal report.
- Tonneijck FH.** 2009b. *Volcanic ash soils in Andean ecosystems*. PhD thesis. Amsterdam, the Netherlands: University of Amsterdam.
- Tonneijck FH, Jansen B, Nierop KGJ, Verstraten JM, Sevink J, de Lange L.** 2010. Towards understanding of carbon stocks and stabilization in volcanic ash soils in natural Andean ecosystems of northern Ecuador. *European Journal of Soil Science* 61:392-405.
- Young KR, Leon B, Cano A, Herrera-MacBryde O.** 1997. Peruvian Puna Peru. In: Davis SD, Heywood Vh, Herrera-MacBryde O, Villa-Lobos J, Hamilton AC, editors. *Centres of plant diversity: A guide and strategy for their conservation*, Vol. 3 *The Americas*. Oxford, UK: IUCN, WWF.
- Zimmermann M, Leifeld J, Schmidt MEWI, Smith P, Fuhrer J.** 2006. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science* 58(3):658-667.
- Zimmermann M, Meir P, Silman MR, Fedders A, Gibbon A, Malhi Y, Urrego DH, Bush MB, Feeley KJ, Garcia KC, Dargie GC, Farfan WR, Goetz BP, Johnson WT, Kline KM, Modi AT, Rurau NMQ, Staudt BT, Zamora F.** 2009. No Differences in Soil Carbon Stocks across the Tree Line in the Peruvian Andes. *Ecosystems* 13:62-74.

Avances

en investigación para
la conservación de los
páramos andinos

C I T A R E C O M E N D A D A :

Sevink J, Tonneijck FH, Jansen J, Hooghiemstra H, 2014. Reconstrucción del límite superior del bosque en la parte norte del Ecuador: Algunos resultados del proyecto RUFLE. En: Cuesta F, Sevink J, Llambí LD, De Bièvre B, Posner J, Editores. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, CONDESAN.

Reconstrucción del límite superior del bosque en la parte norte del Ecuador: Algunos resultados del proyecto RUFLE

Jan Sevink¹, Femke H. Tonneijck²,
Boris Jansen¹ y Henry Hooghiemstra¹

¹ IBED, Universidad de Amsterdam, Sciencepark 904, 1098 XH Amsterdam, Países Bajos.

² Wetlands International, Horapark 9, 6717 LZ Ede, Países Bajos.

Resumen

Se estudiaron los suelos, los registros de polen y los marcadores biológicos en transectos entre bosque y páramo en la reserva natural Guandera al norte del Ecuador para reconstruir el límite superior del bosque y establecer sus características y dinámicas. Se encontró que los suelos estaban marcados por una acumulación extrema de materia orgánica, índices muy bajos de descomposición y una actividad biológica específica del ecotono. También se estableció que los suelos guardan excelentes archivos de la vegetación del Holoceno en forma de registros de polen y de marcadores biológicos. Estos últimos parecían ser específicos de determinadas plantas y permitieron una reconstrucción nueva y detallada de la vegetación específica del sitio y de su historia. La combinación de los datos del suelo, los registros de polen y los perfiles de los marcadores biológicos indicaron que todos los sitios actualmente boscosos (3.500-3.600 msnm) estuvieron previamente bajo vegetación de páramo en algún momento durante el Holoceno y que el LSB cambió repetida y rápidamente. Los sitios de páramo (3.700 msnm y más altos) nunca estuvieron debajo de bosques durante el Holoceno. Así, debe aceptarse una altitud de alrededor de 3.700 msnm como el límite superior de forestación ecológicamente sostenible.

Palabras clave:

suelos, marcadores biológicos, registros de polen, límite superior de bosque, bioturbación, cambio climático.

Abstract

Soils, pollen records and biomarkers were studied in forest-paramo transects in the Guandera nature reserve in northern Ecuador to reconstruct the upper forest line (RUFLE) and establish its characteristics and dynamics. Soils were found to be marked by extreme accumulation of organic matter, very low decomposition rates and ecotone specific biological activity, and also hold excellent archives of the Holocene vegetation in the form of pollen records and biomarkers. The latter appeared to be plant specific and allowed for a novel, detailed reconstruction of the site-specific vegetation and its history. Combination of soil data, pollen records and biomarker profiles showed that all currently forested sites (3.500-3.600 m asl) were previously under páramo vegetation at some time during the Holocene and that the UFL repeatedly and rapidly shifted. The páramo sites (3.700m asl and higher) were never under forest throughout the Holocene. Thus, for the upper limit of ecologically sustainable afforestation an altitude of about 3.700 m asl is to be accepted.

Keywords:

soils, biomarkers, pollen records, upper forest line, bioturbation, climate change

Introducción

Muchas cuencas en los Andes tropicales del norte contienen rellenos de sedimentos con abundante polen fósil, lo que permite reconstrucciones detalladas de la historia de la vegetación del Cuaternario. Los registros de vegetación basados en el polen han contribuido a determinar cambios ambientales y climáticos en escalas de tiempo de milenios a múltiples ciclos glaciales-interglaciales. Por ejemplo, tenemos los estudios de Hooghiemstra (1989) y de Hooghiemstra y van der Hammen (2004) sobre las muestras de la sabana de Bogotá y de Groot *et al.* (2011) y de Bogotá *et al.* (2011) sobre las muestras de la cuenca del Fúquene, ambos en Colombia. El estudio de Hansen *et al.* (2003) es uno de los pocos en Ecuador. Los largos registros de polen son los equivalentes terrestres de registros muy conocidos, basados en isótopos, obtenidos de mares profundos (Shackleton y Opdyke 1973) y de muestras de capas de hielo (Petit *et al.* 1999) proporcionan una visión única del clima de los Andes durante el Cuaternario en la parte norte de América del Sur. También constituyen una importante base de referencia para los modelos climáticos utilizados para predecir el cambio climático futuro en esa región y más allá (Urrutia y Vuille 2009).

Mientras que la interpretación de los cambios observados en los conjuntos polínicos a cambios altitudinales del tipo de vegetación o del bioma es relativamente sencilla (Marchant *et al.* 2002), la traducción subsecuente a cambios climáticos lo es menos, añadiendo incertidumbre a esta serie de inferencias deductivas. En términos generales, el enfoque comprende: (a) un estudio de la actual lluvia de polen atmosférico en relación al tipo de vegetación (b) un estudio de la distribución de los taxones actuales de plantas y de comunidades en relación a las condiciones ambientales y climáticas (c) interpretación de los cambios observados en las muestras de los conjuntos de polen a cambios en los tipos o zonas de vegetación (d) interpretación de los últimos cambios a cambio climático.

Los cambios en la composición de la vegetación, como también en los conjuntos de polen, son prominentes en el límite superior del bosque (LSB). Por lo tanto, los estudios que buscan reconstrucciones paleoclimáticas prestan especial atención a los cambios en el LSB a lo largo del tiempo (Groot *et al.* 2001). El enfoque basado en el polen, sin embargo, tiene algunos puntos que necesitan especial atención: (a) Para lograr reconstrucciones sólidas es importante que los datos de referencia sobre la vegetación, el clima y la lluvia de polen, existentes al momento y sus mutuas relaciones, pertenezcan a transectos 'naturales' o 'casi naturales' de vegetación que atraviesen el LSB, los cuales son cada vez más raros; (b) inclusive para los cambios relativamente abruptos en la vegetación, tales como el LSB, la variabilidad espacial en la composición de la entrada de polen se calcula de manera bastante amplia (debido a la dispersión ocasionada por el viento en, al menos, parte de la carga total de polen) y puede no ser interpretable de manera inequívoca, también involucrando otros factores ambientales distintos del clima.

En los Andes tropicales altos se ha prestado especial atención al LSB, cuya altitud actual según la describen muchos autores es un resultado del uso pasado de la tierra y se deriva del LSB 'natural'. Algunos autores afirman que el pastoreo camélido y la quema realizados en la época precolumbina ya tuvieron un impacto significativo en el páramo y dieron como resultado un descenso del LSB (Sarmiento 2002; Contreras 2010). Hoy en día, en la mayor parte de áreas rurales, el bosque andino superior a menudo ha desaparecido en gran medida y la agricultura ha avanzado bastante hacia el interior del páramo. Por tanto, un LSB potencialmente natural solamente puede esperarse en áreas remotas y poco pobladas (Torres-Lezama *et al.* 2009). Incluso allí puede no estar claro si el LSB es en realidad, 'natural' (Bader 2007; di Pasquale *et al.* 2008). Por otra parte, debido al reciente cambio climático, se discute si el LSB 'natural' de hoy en día sigue reflejando completamente las condiciones climáticas actuales (Josse *et al.* 2009).

Por último, durante las últimas décadas, se han desarrollado incentivos tanto nacionales como internacionales para promover las actividades de forestación en la región altoandina del Ecuador (Morris 1997; Hofstede *et al.* 2002; Neira *et al.* 2006; Farley 2007). Dado que la posición del LSB sin interferencia humana sigue sujeta a debate científico (Wille *et al.* 2002; López-Sandoval 2004; di Pasquale *et al.* 2008), no existe una información de referencia adecuada respecto de una forestación ecológicamente sostenible en el ecosistema de bosque montano y de páramo. En otras palabras, es un reto establecer datos de referencia sólidos para construcciones paleoclimáticas, modelos regionales de cambio climático y forestación ecológicamente sostenible.

Reconstrucción del límite superior del bosque en el Ecuador: el proyecto RUFLE

El proyecto Reconstrucción del Límite Superior del Bosque en Ecuador (*RUFLE* por sus siglas en inglés) se llevó a cabo por parte del personal del IBED (Instituto para la Biodiversidad y Dinámicas del Ecosistema) y comprendió un estudio de un transecto a lo largo del LSB en la reserva natural Guandera al norte del Ecuador. Dicha reserva fue establecida en 1994 y es conocida por ser un área bastante prístina con Andosoles bien desarrollados, lo que incluye suelos de ceniza volcánica muy húmicos formados bajo condiciones climáticas húmedas. Los objetivos principales del proyecto fueron establecer: (a) si el LSB coincide con diferencias sistemáticas en las propiedades del suelo, marcadores biogeoquímicos y lluvia de polen y (b) las dinámicas del LSB durante el milenio pasado, con especial énfasis en el impacto potencial del uso de la tierra y del cambio climático. Los resultados también deberían desarrollar interpretaciones más sólidas de los registros de polen en términos de la posición del LSB y de ser posible, deberían proporcionar nuevas reproducciones del LSB y sus cambios.

En principio, los Andosoles proporcionan grandes oportunidades para las reconstrucciones paleoecológicas de su vegetación debido a su característica acumulación de materia orgánica (incluyendo reproducciones paleoecológicas) y a su naturaleza estratificada, ligadas a su historia deposicional (Bakker y Salomons 1989). Sin embargo, el uso de los paleoregistros contenidos en suelos terrestres constituye un reto porque la estratificación de la materia orgánica del suelo (MOS) no es sencilla debido a la redistribución de procesos de formación de suelos, como la bioturbación y lixiviación (Havinga 1963; Keatinge 1983; Dimpleby 1985; Kelso 1994; Davidson *et al.* 1999).

Sin embargo, una gran ventaja de analizar los paleoregistros en los suelos es que la investigación no está restringida a la turba accidental o al depósito sedimentario utilizado en los análisis paleoecológicos. Así, los paleoregistros contenidos en esos suelos potencialmente mejoran la resolución espacial de las investigaciones paleoecológicas. Por tanto, pueden mejorar en gran medida la comprensión de las dinámicas del LSB.

El proyecto multidisciplinario se organizó en tres proyectos integrados que investigaron: (1) la vegetación actual y la vegetación pasada, según se derivó de los registros de polen fósil contenidos en turberas y en suelos de ceniza volcánica; (2) la vegetación pasada, derivada de los registros del marcador biológico de los fósiles (moléculas orgánicas específicas de ciertas plantas) preservados en turberas y en suelos de ceniza volcánica y (3) la distribución (estratificación) vertical y estabilización de la MOS en los suelos de ceniza volcánica bajo vegetación (semi) natural.

Tres aspectos en los que este documento centrará su atención son:

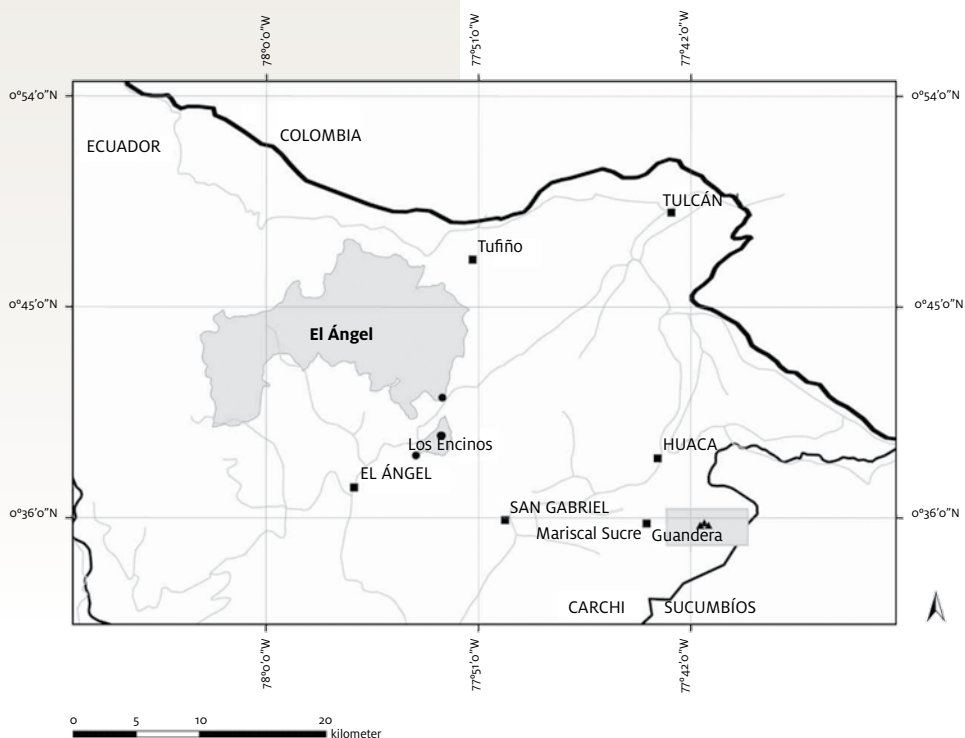
- ☞ Los suelos bajo bosque y páramo a lo largo del LSB.
- ☞ Marcadores biogeoquímicos a lo largo del LSB.
- ☞ La distribución de la vegetación altitudinal y la lluvia actual de polen a lo largo del LSB.

Por último, los resultados indican la historia del Holoceno Tardío del LSB en el área de Guandera y la naturaleza del LSB hoy en día.

Información general sobre el área de estudio

Figura 1. **Ubicación de Guandera en el norte de Ecuador**

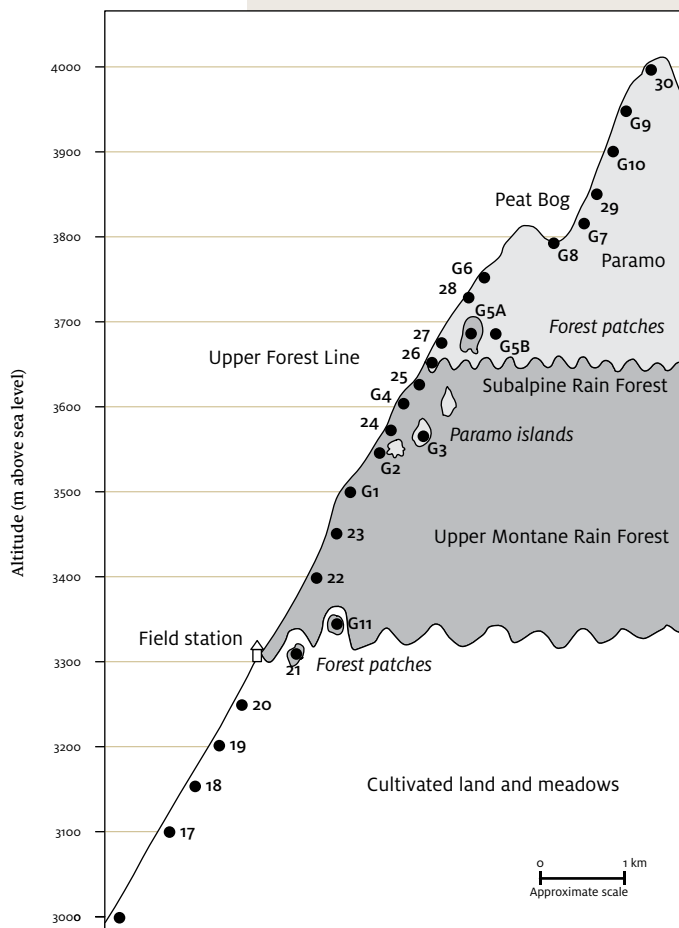
El sitio de estudio se localiza en la reserva natural de Guandera al norte del Ecuador, cerca del límite con Colombia, en las laderas occidentales de la Cordillera Oriental ($0^{\circ}35'$ al norte y $77^{\circ}41'$ al oeste; Figura 1). Guandera tiene un LSB seminatural aproximadamente en los 3.650 msnm con algunas manchas de bosque sobre el actual LSB. El transecto altitudinal va de 3.330 a 3.990 msnm, intersectando así el LSB actual. La precipitación media anual es de alrededor de 1.900 mm y la temperatura media anual fluctúa entre 12°C a 3.000 msnm y 4°C a 4.000 msnm. La temperatura media anual del LSB tuvo un promedio cercano a $9,1^{\circ}\text{C}$ en los sitios boscosos y un $9,7^{\circ}\text{C}$ en los sitios de páramo (Bader 2007). Las especies dominantes dentro del bosque ecotono son la *Clusia flaviflora* Engl., *Weinmannia cochensis* Hieron, e *Ilex colombiana* Cuatrec., y el páramo se caracteriza por el pajonal *Calamagrostis effusa* (Kunth) Steud., y por el frailejón *Espeletia pycnophylla* Cuatrec.



En la Figura 2 se muestran de manera esquemática los sitios de muestreo para lluvia de polen y los registros de polen (suelos y sedimentos), así como los perfiles de los suelos estudiados y los cinturones de vegetación zonal. Se tomaron muestras de los suelos, comenzando con sitios actualmente cubiertos por bosque continuo (G1, G2), un sitio en una mancha de bosque justo arriba del LSB (G5a) y cinco sitios actualmente cubiertos por vegetación de páramo (G5b, G6, G7, G9, G10), de los cuales G5b estaba ubicado junto a la mancha de bosque. El sitio G5 fue colonizado de manera relativamente reciente (~50 years) por vegetación boscosa (Jansen *et al.* 2008), mientras que G1 y G2 estuvieron bajo bosques por periodos más largos de tiempo, de al menos 500 años (Bakker *et al.* 2008). El sitio G11 incluía una mancha de bosque a una altitud más baja, rodeada por tierra agrícola, donde un corte de camino exponía el perfil del suelo.

Todos los perfiles de suelo consistían de un suelo actual en un grueso depósito de tefra, superimponiendo un paleosol en un depósito de tefra anterior (Tonneijck *et al.* 2008). A lo largo del transecto altitudinal, los suelos cambiaron de Histosoles con propiedades ándicas en sitios actualmente cubiertos por bosque continuo, vía un Cambisol Ándico en la mancha de bosque sobre el LSB, a Andosoles en sitios actualmente cubiertos por vegetación de páramo.

Figura 2. **Transecto esquemático altitudinal a través de la Reserva Natural Guandera, que muestra la ubicación altitudinal de principales franjas de vegetación zonal, la ubicación actual del límite superior de bosque, y la ubicación altitudinal de las muestras de polen y de los perfiles de suelo (G)**



Métodos

Suelos

Los procedimientos de muestreo y de laboratorio para las mediciones de los parámetros químicos y físicos del suelo fueron descritos en Tonneijck *et al.* (2006a) y en Tonneijck y Jongmans (2008). Se prepararon secciones delgadas a partir de monolitos inalterados de suelo después de impregnarlos con resina, y se los analizó utilizando un microscopio Leitz M420 con macrozoom (para una magnificación de 8x) y un microscopio petrográfico Leitz Wetzlar (para magnificaciones de 25x y 63x). Las secciones delgadas fueron descritas siguiendo la terminología micromorfológica de Stoops (2003).

La datación por radiocarbono siguió los procedimientos descritos en Tonneijck *et al.* (2006). En resumen, las fracciones de sustancia húmica de la MOS fueron datadas por radiocarbono con un espectrómetro acelerador de masas. En todos los casos, se dataron las fracciones húmicas ácidas (HA), exceptuando las muestras justo debajo de un grueso horizonte ectorgánico en donde tanto las HA y las fracciones húmicas fueron datadas. Se calibraron las edades de radiocarbono a una distribución de probabilidad de año calendario (calendario DC/AC).

Marcadores biogeoquímicos

Los marcadores biogeoquímicos utilizados para identificar la vegetación pasada (n-alcanos y n-alcoholes) fueron extraídos de las mismas muestras que se utilizaron para el análisis del polen a fin de permitir la comparación de los resultados en ambas reproducciones. Los marcadores biogeoquímicos fueron extraídos mediante extracción acelerada por solventes (EAS) y cuantificados mediante cromatografía de gases - espectrometría de masas (CG-EM) utilizando los procedimientos previamente descritos (Jansen *et al.* 2006a, b). Las concentraciones de n-alcanos y n-alcoholes con longitudes de cadena de carbono de 20-36 átomos

de carbono fueron posteriormente utilizados como input para el modelo *VERHIB* (por sus siglas en inglés) de Reconstrucción de la Vegetación Ayudada por Modelación Inversa y Marcadores Biológicos (Jansen *et al.* 2010). El modelo *VERHIB* se basa en la asunción de que la presencia de vegetación a lo largo del tiempo es un proceso autoregresivo multivariante bajo la influencia del forzamiento climático y varias limitaciones biofísicas. Utiliza un modelo restringido de regresión lineal (con componentes autoregresivos) como un modelo directo para describir la forma en que un cierto desarrollo de la vegetación a través del tiempo en una sola ubicación desemboca en la acumulación de biomarcadores a manera de archivo adecuado (sedimento de suelo o turba). Luego se utiliza una inversión del modelo directo para reconstruir la paleovegetación sobre la base de la señal acumulada de marcadores biológicos (Jansen *et al.* 2010).

Palinología

La lluvia actual de polen se ha establecido mediante muestreo de musgo, sobre el que se ha acumulado la lluvia de polen de los últimos años. En el laboratorio, estas muestras de lluvia de polen siguieron el mismo tratamiento que las muestras extraídas de trozos de sedimento o de suelos. Para cada especie de planta, se estableció la relación entre su cubierta (en % de vegetación total) y la proporción de ese taxón en el espectro de polen (en %). Los taxones que producen grandes cantidades de granos de polen (síndrome anemófilo del polen) están excesivamente representados en la lluvia de polen (*Asteraceae*), mientras que los taxones que producen pocos granos de polen (taxones polinizados por insectos) se encuentran subrepresentados (*Clusia*).

Las muestras de 1 cm³ tomadas en incrementos fijos a partir de secuencias de turba (pedazos) o perfiles de suelo (monolitos) fueron procesadas utilizando métodos estandarizados (Bakker *et al.* 2008). Los valores cambiantes de la concentración

de polen en la parte inferior de las muestras (polen/cm³ de sedimento) se calcularon añadiendo una cantidad estándar de esporas exóticas de *Lycopodium* a la muestra y estableciendo su proporción en el sedimento analizado. Los espectros de polen se trazan en secuencia y forman el diagrama de porcentaje de polen. Los cálculos de porcentaje se basaron en la suma del polen (100%), incluyendo todos los taxones de plantas que, de una u otra manera, compiten entre sí, como por ejemplo hierbas versus bosques que reflejan el LSB. El polen y las esporas de las plantas que componen el cuerpo de la turba (*Sphagnum*), tales como el propio archivo de sedimento, no compiten con la vegetación regional y, por lo tanto, no se incluyen en la suma de polen. Los registros de polen muestran cambios en la parte inferior de la muestra de taxones de plantas individuales, así como sumas de grupos ecológicos que reflejan zonas de vegetación restringidas por la altitud en los Andes del norte. En el área de estudio, la suma de taxones que se originan en el bosque pluvial montano inferior, bosque pluvial subalpino versus la suma de taxones que se originan en la vegetación de páramo reflejan el LSB. Se diseñó un grupo especial de taxones de la planta *asteraceous* con representantes en el bosque y en el páramo, indeciso entre la posición altitudinal del LSB en el pasado.

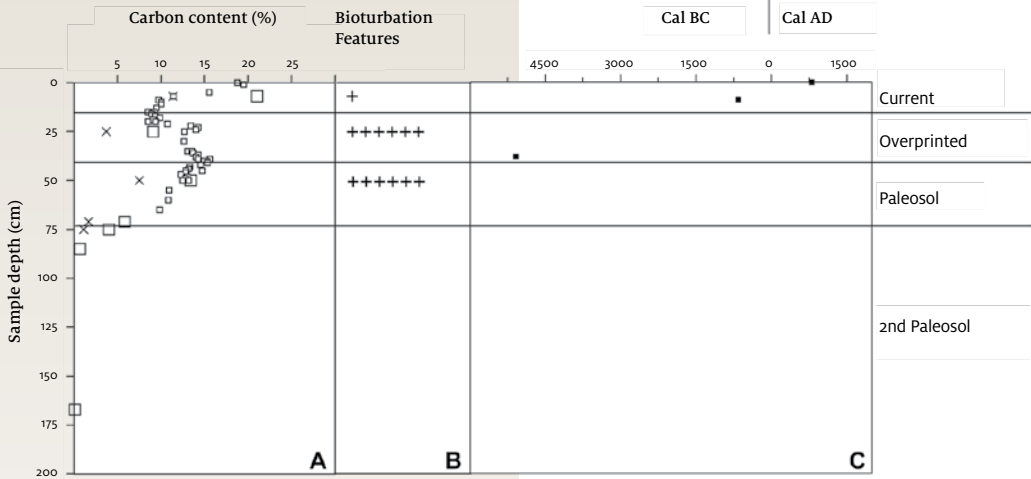
Resultados

Suelos a lo largo del LSB

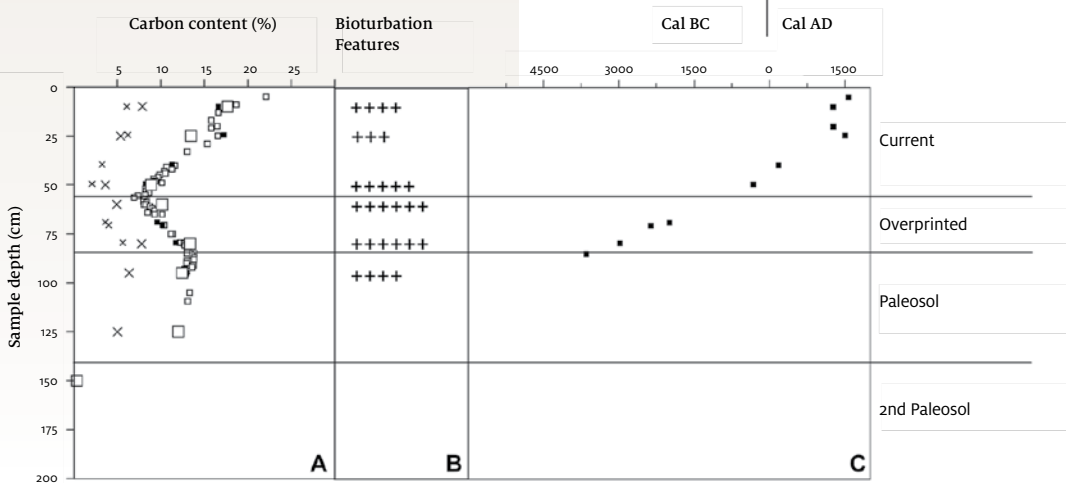
Todos los suelos estudiados fueron “bise-cuales” (dos suelos, uno encima del otro), con un suelo anterior en una capa más antigua de tefra, enterrada bajo una capa más reciente con una tierra reciente. La ‘sobreimpresión’ se debió en gran medida a la bioturbación (Tonneijck y Jongmans 2008) y fue identificada fácilmente por el ‘bulto’ en el carbono orgánico del suelo (COS) versus la profundidad (Figuras 3.1, 3.2, 3.3 y 3.4). La capa más reciente de tefra se dató con ¹⁴C hacia 2800 cal AC (Tonneijck *et al.* 2006). La secuencia de procesos dio como resultado Andosoles muy profundos con un horizonte excepcionalmente grueso, en el que la edad de la materia orgánica del suelo (MOS) disminuyó con la disminución de la profundidad. Los suelos forestales característicamente tenían horizontes ectorgánicos (horizontes de superficie orgánica que consisten en hojarasca y raíces más o menos descompuestas) con un grosor combinado de hasta 100 cm, los cuales clasifican como horizontes fólicos de acuerdo a la Base Mundial de Referencia (FAO 2006). Las raíces se concentraron en gran medida en estos horizontes ectorgánicos. Estos horizontes ectorgánicos gruesos con enraizamiento (Wilcke *et al.* 2002; Soethe *et al.* 2006) son característicos del bosque montano tropical. De manera contraria, los horizontes ectorgánicos apenas sobrepasaron 1 cm en los suelos de páramo y la hojarasca estaba principalmente presente como material colgado muerto dentro de los mechones de pajonal o en los tallos de los frailejones, mientras que las raíces estaban principalmente concentradas en la superficie del suelo mineral. Dominan los horizontes endorgánicos (horizontes de superficie mineral húmica con material orgánico bien descompuesto) y pueden tener un grosor mayor a 1 m. Estos rasgos son, de hecho, típicos de la vegetación de páramo (Hofstede y Rossenaar 1995).

Figura 3. **Contenido de carbono, bioturbación y edad ¹⁴C, versus profundidad para suelos de bosque y de páramo, en la Reserva Natural Guandera.**

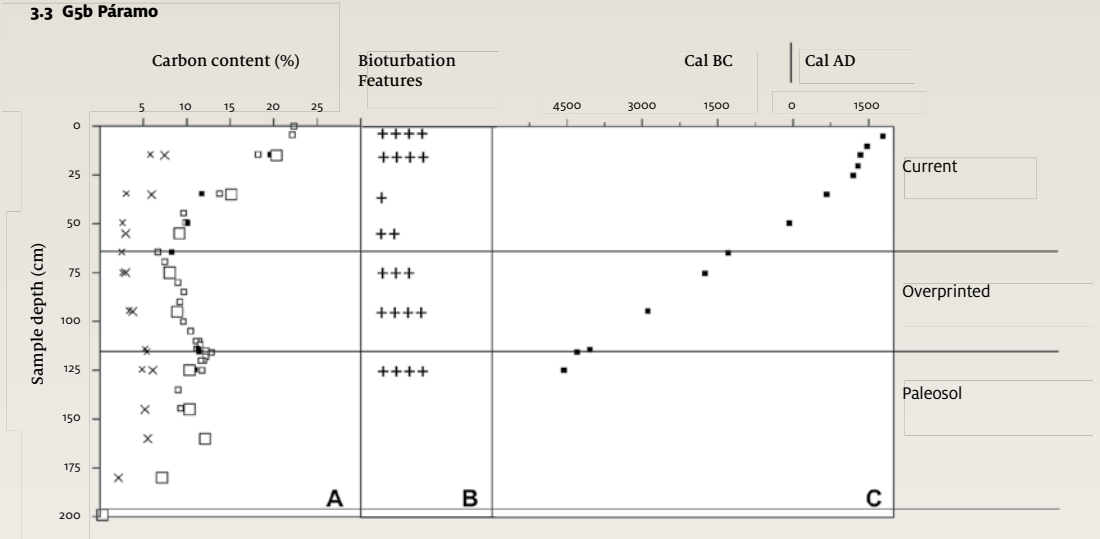
3.1 G1 Forest



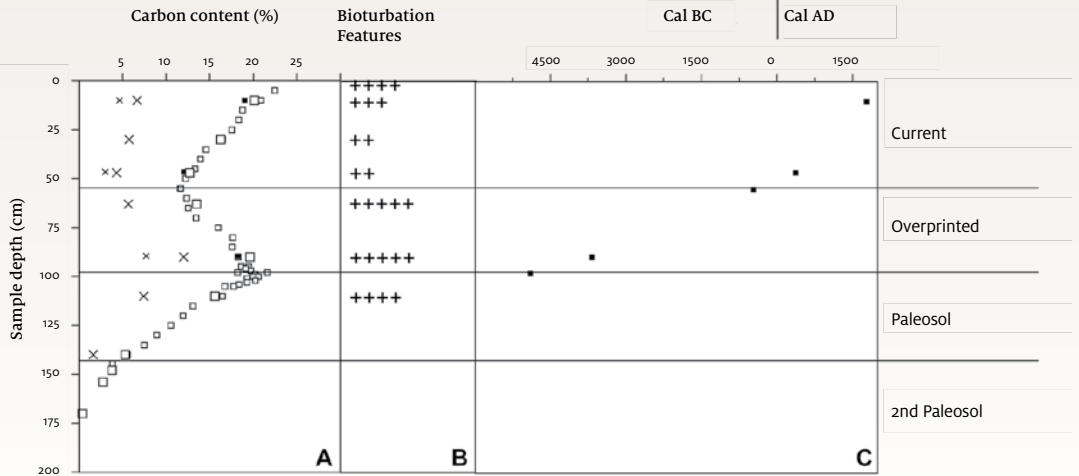
3.2 G5a Forest patch



3.3 G5b Páramo



3.4 G7 Páramo



La datación por radiocarbono de la MOS reveló que en las capas ectorgánicas (bosque) esta MOS se establece en una escala de tiempo de siglos, mientras que en el suelo mineral (bosque y páramo) se establece por varios milenios (Tonneijck *et al.* 2006). La acumulación de MOS en los horizontes ectorgánicos de los suelos forestales, como resultado de su inherente recalcitrancia, eventualmente alcanzará un estado de equilibrio en el que se balancean las entradas y salidas ('input' y 'output'). En el suelo mineral, la estabilización de la MOS en complejos organometálicos está probablemente a un nivel máximo, pero la MOS puede todavía continuar acumulándose siempre que el pH continúe siendo fuertemente ácido y la porosidad continúe alta y sea dominada por pequeños tamaños de poro, junto con una descomposición fuertemente limitante (Tonneijck *et al.* 2010).

En el bosque, la comunidad faunística del suelo estaba dominada por especies epigeicas, mientras que las especies endogeicas prevalecieron en el páramo. Las especies epigeicas habitaron típicamente las capas ectorgánicas y no redistribuían material de manera activa, mientras que las especies endogeicas ingerían partículas de suelo mineral y MOS y creaban extensas redes de madrigueras subhorizontales en el suelo mineral, transportando MOS a través de distancias verticales cortas (Anderson 1988; Lavelle 1988; Lee y Foster 1991).

En el páramo, la influencia de la bioturbación en la distribución vertical de la MOS fue considerable pero compleja debido a la interacción entre diferentes especies endogeicas que operaban preferencialmente ya sea en la capa superior del suelo o en el subsuelo. En el suelo de páramo actual, una disminución con profundidad en la bioturbación por parte de especies endogeicas pequeñas, en combinación con un suministro dominante de materia orgánica desde la superficie del suelo y del subsuelo, dio como resultado una disminución del contenido de la MOS y un aumento lineal de la edad con la profundidad.

Un cambio de páramo a bosque implicó un cambio de especies endogeicas a especies epigeicas. Dado que estas últimas especies no redistribuyeron el material de manera vertical, la MOS del bosque comenzó a acumularse predominantemente encima del perfil del suelo mineral en capas ectorgánicas, en lugar de hacerlo en el suelo mineral. Así, la distribución vertical de la MOS en la parte mineral de los suelos que están debajo de bosques es, en gran medida, una reliquia de un periodo con vegetación de páramo y tal vegetación anterior de páramo puede ser reconocida por estas características de perfil y por la transición de la MOS datada mediante ^{14}C .

Por el contrario, en un suelo que antes haya estado debajo de bosques pero que actualmente esté bajo páramo, la fase forestal es más difícil de reconocer y de datar solamente por sus características de perfil (Tonneijck 2009).

Debido al alto grado de endemismo de la fauna de los suelos en la región montana tropical de los Andes (Feijoo *et al.* 2004), los resultados no pueden simplemente extrapolarse a otras áreas. Sin embargo, los patrones complejos de bioturbación con profundidad parecen ser la regla más que la excepción también en otros suelos de ceniza volcánica (Barois *et al.* 1998, van der Hammen y Beglinger 1989) y en otros tipos de suelo (Lavelle 1988; Lee y Foster 1991; Pitkänen y Nuutinen 1997; Jiménez y Decaëns 2000; Shuster *et al.* 2001).

Marcadores biogeoquímicos

Un requisito previo esencial para los marcadores biogeoquímicos es que sean producidos por todas las plantas principales que constituyen los tipos de vegetación involucrados y que estén relativamente bien preservados en los archivos estudiados, de los sedimentos y los suelos. El cumplimiento del último pre requisito depende de las condiciones del sitio local y del suelo, ya que éstas se conocen por ejercer un fuerte

control sobre la descomposición de los varios principales compuestos orgánicos. Los estudios preliminares indicaron que, para los sistemas estudiados, los lípidos de cadena lineal cumplían con estos requisitos. Por lo tanto serían marcadores biológicos adecuados (Jansen *et al.* 2006; Jansen y Nierop 2009).

Los lípidos de cadena lineal de mayor longitud de cadena (20-36 átomos de carbono) se originan exclusivamente a partir de las capas de cera epicuticulares sobre las hojas y raíces de las plantas terrestres más elevadas (Kolattukudy *et al.* 1976). Si la composición de los lípidos de cadena lineal en las hojas y raíces de las plantas es lo suficientemente diferente entre (grupos de) especies de plantas, se podrían utilizar archivos de los lípidos en cuestión para reconstruir patrones de vegetación pasada. Se pudo probar ese carácter distintivo analizando la composición de n-alcano, n-alcohol, n-aldehído y éster de cera en extractos lípidos de las hojas y raíces de 19 especies de plantas identificadas como responsables de la mayor parte de entrada de biomasa en los suelos y sedimentos (turba) en el área de estudio. La combinación de las concentraciones relativas de n-alcano y n-alcohol con ciertas longitudes de 20-36 átomos de carbono en las hojas estudiadas pareció ser lo suficientemente único para permitir potencialmente una distinción de las distintas especies de plantas (Jansen *et al.* 2006).

Las hojas contenían las concentraciones más altas de lípidos extraíbles de cadena lineal; las concentraciones en las raíces fueron, por lo general, mucho más bajas (Jansen *et al.* 2006). Adicionalmente, el análisis de conglomerados mostró que los patrones combinados de concentración relativa de los mencionados n-alcanos y n-alcoholes en las hojas de todas menos una de las especies de páramo y de todas menos una de las especies de turbera se agruparon separadamente de las especies forestales (Jansen *et al.* 2006). Esto implica que incluso si las diferencias entre los

marcadores biológicos de especies individuales de plantas fueran demasiado pequeñas como para una distinción confiable, la separación de los grupos de plantas 'boscosas' versus 'no boscosas' y, por tanto, una reconstrucción de la posición del LSB, aún sería posible (Jansen *et al.* 2006).

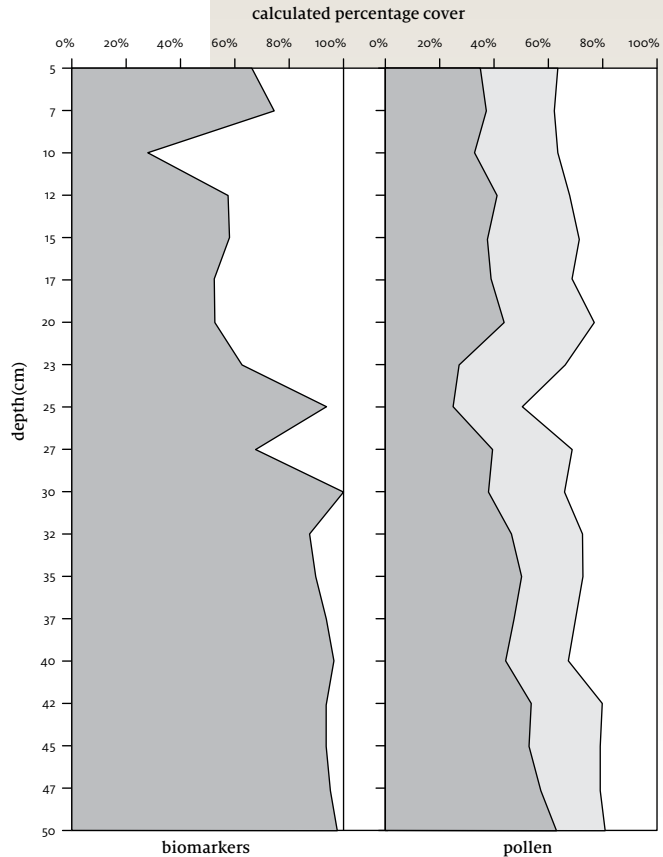
Para aplicar los marcadores biológicos establecidos en la reconstrucción de las dinámicas de la vegetación pasada, incluyendo aquellos del LSB, fue necesario superar un obstáculo importante, inherente a la naturaleza de los marcadores biológicos en cuestión. Como se explicó, las relaciones de concentración de los n-alcanos y n-alcoholes de las diferentes longitudes de cadena son específicos a determinadas especies de plantas, y no a los n-alcanos o n-alcoholes individuales en sí mismos (Jansen *et al.* 2006). Sin embargo, al entrar a un archivo adecuado de suelos y sedimentos de turba en el caso del proyecto RUFLE, se mezclan los n-alcanos y n-alcoholes de diferentes fuentes. Esta mezcla de n-alcanos y n-alcoholes de varias longitudes de cadena deben ser desentrañados, de alguna manera, en la contribución relativa de las diferentes especies de plantas de las que proceden.

Un primer método ensayado para desentrañar la señal mezclada de marcadores biológicos de archivos de turba y suelos fue el considerar las relaciones de concentración de un número limitado de n-alcanos y n-alcoholes que difieren en algunos grupos importantes de plantas. Siguiendo este enfoque, se encontró que la relación de concentración de n-alcanos con 29 átomos de carbono a n-alcanos con 31 átomos de carbono ($C_{29}/C_{31} > 1$) en combinación con la relación de concentración de n-alcoholes con 22 átomos de carbono a n-alcoholes con 24 átomos de carbono ($C_{22}/C_{24} < 1$) era característica de un predominio de entrada de vegetación boscosa en archivos de suelos (Jansen *et al.* 2008). Lo opuesto es indicativo de un predominio de entrada de vegetación de páramo (Jansen *et al.* 2008). Con ayuda del enfoque de relación,

se demostró que una mancha de bosque arriba del LSB actual en el área de estudio no era un remanente de una cubierta forestal continua anterior, sino, al contrario, era el resultado de una colonización local reciente del páramo mediante bosque (Jansen *et al.* 2008). Como tal, el enfoque de relación de los marcadores biológicos probó ser un método rápido valioso para una evaluación de los cambios abruptos en la vegetación, como los asociados con cambios pasados en el LSB, con una alta resolución espacial y en el sitio en donde ocurrió el cambio (Jansen *et al.* 2008).

Para permitir una reconstrucción más detallada de la vegetación que la que es posible mediante el enfoque de la relación entre los marcadores biológicos se desarrolló un método más sofisticado para desentrañar los patrones mezclados de marcadores biológicos encontrados en suelos y en sedimentos de turba. El modelo VERHIB es clave para este método (Jansen *et al.* 2010). El modelo VERHIB se utiliza para reconstruir la paleovegetación sobre la base de la señal acumulada observada de los marcadores biológicos. La diferencia más importante respecto del enfoque de la relación entre los marcadores biológicos es que con el modelo VERHIB se utiliza toda la información contenida en las relaciones de concentración de los marcadores biológicos encontrados en un archivo particular, en lugar de enfocarse en los cambios entre las relaciones de concentración de un subconjunto limitado.

Figura 4. **Porcentaje calculado de cobertura, basado en el modelo VERHIB y datos de polen.**



Después de realizar pruebas exitosas con datos artificiales y con varios niveles de ruido añadido, el modelo VERHIB se aplicó para reconstruir la vegetación durante los últimos 7000 años calendario BP a partir de los marcadores biológicos preservados en una muestra de sedimento de turba extraída del área de estudio (Jansen *et al.* 2010). En combinación con datos de polen de la misma muestra, el nuevo método proporcionó una reconstrucción de vegetación con una alta resolución espacial y nivel de separación, mucho más allá de la que se puede obtener mediante el solo análisis de polen (véase la Figura 4).

Análisis de polen y vegetación

Se construyeron diques de vegetación a lo largo de un transecto altitudinal entre 3.000 y 4.000 m de altitud para identificar taxones de alta relevancia para la interpretación de los registros de polen (Bakker *et al.* 2008) y para establecer los rangos altitudinales de esos taxones de plantas relevantes y la elevación en donde su cubierta llega al máximo. Se encontró que la mayoría de árboles tienen un rango máximo de hasta ~3.700 m, mientras que los rangos altitudinales de las típicas hierbas de páramo van de 3.400 to > 4.000 m. Moscol y Cleef (2010a, 2010b) evaluaron hasta qué punto la vegetación actual refleja las condiciones naturales, con énfasis en la posición del LSB. Concluyeron que en tiempos recientes, el LSB había descendido al máximo por la pendiente más de 50 m debido a la aparición incidental de fuego, pastoreo y tala. Así, las distribuciones altitudinales sugieren fuertemente que bajo las condiciones climáticas recientes, la vegetación arbórea superó a la vegetación herbácea hasta una elevación de ~ 3.700 m.

Un estudio de la lluvia de polen actual mostró una distribución altitudinal clara: a 3.650 m se registró una brusca transición en el moderno espectro polínico, desde altas proporciones de polen arbóreo hasta polen herbáceo. Así, esta lluvia de polen refleja adecuadamente la posición altitudinal del LSB (Moscol *et al.* 2009), lo que lleva a la conclusión de que el espectro de polen fósil a partir de muestras de sedimento puede, en efecto, utilizarse para inferir la posición altitudinal del LSB con una precisión considerable, con un margen de error menor a 100 metros de altitud. Luego se utilizaron archivos sedimentarios para identificar cambios en la distribución altitudinal de los taxones individuales y de los ecotonos durante los últimos 6000 años.

Un registro de polen de una elevación de 3.400 m (Bakker *et al.* 2008) mostró que durante los últimos 6000 años, el LSB osciló entre 3.200 y 3.650 msnm, alcanzando una altitud máxima de 3.700 msnm. Otro registro de sedimentos de una elevación de 3.810 msnm mostró que durante los últimos ~3000 años la vegetación herbácea estuvo continuamente presente. Así, los resultados prueban que durante el Holoceno tardío, el LSB natural inalterado estaba significativamente bajo los 3.810 msnm y que su posición en el área relativamente prístina de Guandera estaba, y sigue estando, determinada por procesos naturales en lugar de paramización (véase la introducción de la sección “Árboles y páramo” de Hofstede y Sevink en esta publicación, para su definición). Al mismo tiempo, demuestran que el LSB, clara y rápidamente, respondió al cambio climático en tiempos pasados.

Discusión general y conclusiones

Mientras que los sedimentos de turba ofrecen, por lo general, una mejor resolución de tiempo-profundidad, el uso de los suelos como archivos de marcador biológico ofrece dos grandes ventajas respecto del uso de sedimentos de turba. En primer lugar, los suelos son ubicuos mientras que los depósitos de turba sólo se forman en ciertos lugares específicos. En segundo lugar, al estudiar el registro de los marcadores biológicos de un depósito de turba, es preciso aislar la entrada relativamente limitada de vegetación circundante de interés de la gran entrada de marcadores biológicos de las propias especies formadoras de turba. En contraste, la MOS consiste predominantemente de material de las especies de plantas de interés de procedencia muy local. Sin embargo, los suelos son solamente adecuados para reconstrucciones de los marcadores biológicos si es que preservan la materia orgánica lo suficientemente bien y en orden cronológico. Se demostró que ése era el caso en los suelos húmedos y ácidos de ceniza volcánica en el norte del Ecuador (Tonneijck *et al.* 2006; Jansen y Nierop 2008). Si se cumplen esas condiciones, un factor adicional de complicación es que los suelos pueden tener una entrada significativa de materia orgánica en la profundidad, en forma de material de raíces. En consecuencia, el modelo VERHIB fue diseñado para separar la entrada de raíces de la entrada de hojas (Jansen *et al.* 2010).

Puesto que los marcadores biológicos forman una parte integral de la MOS, los cambios en su composición pueden estar potencialmente ligados a los cambios en las características generales del suelo. En este respecto, fuimos capaces de vincular los cambios en la cubierta de vegetación dominante (bosque versus páramo) reconstruida en la señal de los marcadores biológicos con los mismos cambios que se reflejan en las características de la

bioturbación de las especies de lombrices de tierra únicas de una cubierta vegetal o de la otra (Tonneijck y Jongmans 2008). Por otra parte, estos cambios parecieron comparar los cambios en la contribución a las especies de bosque y páramo con la señal del polen (véase la Figura 4), aunque las relaciones entre la señal de los marcadores biológicos y la señal del polen son menos directas de lo que se esperaba. De hecho, la señal de los marcadores biológicos parece responder más rápidamente a los cambios en el LSB que la señal del polen, pero la explicación de este fenómeno requiere de una mayor investigación.

Uno de los hallazgos principales consiste en que todos los sitios de estudio actualmente boscosos (3.500-3.600 msnm) estuvieron previamente bajo vegetación de páramo en algún momento durante el Holoceno. En cambio los sitios de páramo (3.700 msnm y más arriba) nunca estuvieron bajo bosques durante el Holoceno (Bakker *et al.* 2008; Jansen *et al.* 2008a).

Aparentemente, se debe aceptar una altitud de alrededor de 3.700 msnm como el límite superior para una forestación ecológicamente sostenible¹ cuando esto se base en condiciones climáticas del pasado reciente. Sin embargo, dada la clara respuesta observada del LSB al cambio climático pasado, el cambio climático actual definitivamente desembocará en un desplazamiento hacia arriba del LSB cuya medida es difícil de cuantificar sobre la base de los resultados actuales.

¹ En este contexto, 'forestación ecológicamente sostenible' se refiere a una forestación que apunta al desarrollo de bosques con una composición 'natural' o 'casi natural' de especies.

Referencias

- Anderson JM.** 1988. Invertebrate-mediated transport processes in soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 24:5–19.
- Bader MY.** 2007. *Tropical alpine treelines: how ecological processes control vegetation patterns and dynamics*. PhD thesis Wageningen, The Netherlands: Wageningen University.
- Bakker J, Moscol Olivera MC.**
Hooghiemstra H. 2008. Holocene environmental change at the upper forest line in northern Ecuador. *The Holocene* 18:877–893.
- Bakker JGM, Salomons JB.** 1989. A palaeoecological record of a volcanic soil sequence in the Nevado del Ruiz area, Colombia. *Review of Palaeobotany and Palynology* 60:149–163.
- Barois I, Dubroeuq D, Rojas P, Lavelle P.** 1998. Andosolforming process linked with soil fauna under the perennial grass *Mulhembergia macroura*. *Geoderma* 86:241–260.
- Bogotá RG, Groot MHM, Hooghiemstra H, Lourens LJ, van der Linden M, Berrio JC.** 2011. Rapid climate change from north Andean Lake Fúquene pollen records driven by obliquity: implications for a basin-wide biostratigraphic zonation for the last 284 ka. *Quaternary Science Reviews* 30 (23–24):3321–3337.
- Contreras DA.** 2010. Landscape and Environment: Insights from the Prehispanic Central Andes. *Journal of Archaeological Research* 18:241–288.
- Davidson DA, Carter S, Boag B, Long D, Tipping R, Tyler A.** 1999. Analysis of pollen in soils: processes of incorporation and redistribution of pollen in five soil profile types. *Soil Biology and Biochemistry* 31(5):643–653.
- Dimbleby GW.** 1985. *The palynology of archaeological sites*. London, UK: Academic Press Inc.
- di Pasquale G, Marziano M, Impagliazzo S, Lubritto S, de Natale A, Bader MY.** 2008. The Holocene treeline in the northern Andes (Ecuador): First evidence from soil charcoal. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 259:17–34
- FAO.** 2006. World Reference Base for Soil Resources 2006. A Framework for International Classification, Correlation and Communication. *World Soil Resources Reports No 103*, FAO/ISRIC/IUSS, Rome, Italy.
- Farley KA.** 2007. Grasslands to tree plantations: Forest transition in the Andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers* 97(4):755–771.
- Feijoo MA, Quintero H, Fragoso C, Moreno A.** 2004. Patrón de distribución y listado de especies de las lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en Colombia. *Acta Zoológica Mexicana* 20(2):197–220.
- Groot MHM, Bogotá RG, Lourens LJ, Hooghiemstra H, Vriend M, Berrio JC, Tuenter E, van der Plicht J, van Geel B, Ziegler M, Weber SL, Betancourt A, Contreras L, Gaviria S, Giraldo C, González N, Jansen JHF, Konert M, Ortega D, Rangel O, Sarmiento G, Vandenberghe J, van der Hammen T, van der Linden M, Westerhoff W.** 2011. Ultra-high resolution pollen record from the northern Andes reveals rapid shifts in montane climates within the last two glacial cycles. *Climate of the Past* 7:299–316.
- Hansen BCS, Rodbell DT, Seltzer GO, León B, Young KR, Abbott M.** 2003. Late-glacial and Holocene vegetational

- history from two sites in the western Cordillera of southwestern Ecuador. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 194:79–108.
- Havinga AJ.** 1963. A palynological investigation of soil profiles in cover sand. *Mededelingen Landbouwhogeschool Wageningen* 63:11–93.
- Hofstede RGM, Rossenaar AJGA.** 1995. Biomass of grazed, burned and undisturbed paramo grasslands, Colombia. II. Root mass and aboveground: below-ground ratio. *Arctic&Alpine Research* 27:13–18.
- Hofstede RGM, Groenendijk JP, Coppus R, Fehse JC, Sevink J.** 2002. Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development*, 22(2):159–167
- Hooghiemstra H, van der Hammen T.** 2004. Quaternary ice-age dynamics in the Colombian Andes: developing an understanding of our legacy. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*. B 359:173–181.
- Hooghiemstra H.** 1989. Quaternary and Upper Pliocene glaciations and forest development in the tropical Andes: evidence from a long high-resolution pollen record from the sedimentary basin of Bogotá, Colombia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 72:11–26.
- Jansen B, Nierop KGJ, Hageman JA, Cleef AM, Verstraten JM.** 2006a. The straight-chain lipid biomarker composition of plant species responsible for the dominant biomass production along two altitudinal transects in the Ecuadorian Andes. *Organic Geochemistry* 37:1514–1536.
- Jansen B, Nierop KGJ, Kotte MC, de Voogt P, Verstraten JM.** 2006b. The applicability of accelerated solvent extraction (ASE) to extract lipid biomarkers from soils. *Applied Geochemistry* 21:1006–1015.
- Jansen B, Nierop KGJ, Tonneijck FH, van der Wielen FW, Verstraten JM.** 2007. Can isoprenoids in leaves and roots of plants along altitudinal gradients in the Ecuadorian Andes serve as biomarkers? *Plant and Soil* 291:181–198.
- Jansen B, Haussmann NS, Tonneijck FH, De Voogt WP, Verstraten JM.** 2008. Characteristic straight-chain lipid ratios as a quick method to assess past forest - páramo transitions in the Ecuadorian Andes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 262:129–139.
- Jansen B, Nierop KGJ.** 2009. Me-ketones in high altitude Ecuadorian andisols confirm excellent conservation of plant-specific *n*-alkane patterns. *Organic Geochemistry* 40:61–69.
- Jansen B, van Loon EE, Hooghiemstra H, Verstraten JM.** 2010. Improved reconstruction of palaeo-environments through unravelling of preserved vegetation biomarker patterns. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 285:119–130.
- Jansen B, De Boer E, Cleef AM, Hooghiemstra H, Moscol Olivera M, Tonneijck FH, Verstraten JM.** In press. Comparison of biomarker-based and pollen-based reconstructions of late Holocene forest dynamics in northern Ecuador. *Geochimica et Cosmochimica Acta* (submitted).
- Jiménez JJ, Decaëns T.** 2004. The impact of soil organisms on soil functioning under neotropical pastures: a case study of a tropical anecic earthworm species. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103(2):329–342.

- Josse C, Cuesta F, Navarro G, Barrena V, Cabrera E, Chacón-Moreno E, Ferreira W, Peralvo M, Saito J, Tovar A.** 2009. *Mapa de ecosistemas de los Andes del norte y centrales. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela.* Lima, Perú: Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN, Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAVH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDCUNALM, RUMBOL SRL.
- Keatinge TH.** 1983. Development of pollen assemblage zones in soil profiles in Southeastern England. *Boreas* 12:1-12.
- Kelso GK.** 1994. Pollen percolation rates in Euroamerican-Era cultural deposits in the Northeastern United States. *Journal of Archaeological Science* 21:481-488.
- Kolattukudy PE, Croteau R, Buckner JS.** 1976. Biochemistry of plant waxes. In: Kolattukudy, PE, editor. *Chemistry and biochemistry of natural waxes.* Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Lavelle P.** 1988. Earthworm activities and the soil system. *Biology & Fertility of Soils* 6:237-251.
- Lee KE, Foster RC.** 1991. Soil fauna and soil structure. *Australian Journal of Soil Research* 29:745-775.
- López Sandoval MF.** 2004. Agricultural and settlement frontiers in the tropical Andes: The paramo belt of northern Ecuador, 1960-1990. *Regensburger Geographische Schriften* 37:1-80.
- Marchant R, Boom A, Hooghiemstra H.** 2002. Pollen-based biome reconstructions for the past 450000 yr from the Funza-2 core, Colombia: comparisons with model-based vegetation reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology Palaeoecology* 177:29-45.
- Morris A.** 1997. Afforestation projects in highland Ecuador: Patterns of success and failure. *Mountain Research and Development* 17(1):31-42
- Moscol Olivera MC, Cleef AM.** 2009a. A phytosociological study of the paramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:79-107.
- Moscol Olivera MC, Cleef AM.** 2009b. Vegetation composition and altitudinal distribution of Andean rain forests in El Angel and Guandera reserves, northern Ecuador. *Phytocoenologia* 39:175-204.
- Moscol Olivera MC, Duivenvoorden JF, Hooghiemstra H.** 2009. Pollen rain and pollen representation across a forest-paramo ecotone in northern Ecuador. *Review of Palaeobotany and Palynology* 157(3-4):285-300.
- Moscol Olivera MC, Hooghiemstra H.** 2010. Three millennia upper forest line changes in northern Ecuador: Pollen records and altitudinal vegetation distributions. *Review of Palaeobotany and Palynology* 163(1-2):113-126.
- Neira D, van den Berg B, de la Torre F.** 2006. *El mecanismo de desarrollo limpio en Ecuador: Un diagnóstico rápido de los retos y oportunidades en el mercado de carbono.* Quito, Ecuador.
- Petit JR, Jouzel J, Raynaud D, Barkov NI, Barnola JM, Basile I, Bender M, Chappellaz J, Davisk M, Delaygue G, Delmotte M, Kotlyakov VM, Legrand M, Lipenkov VY, Lorius C, Pépin L, Ritz C, Saltzman E, Stievenard M.** 1999. Climate and atmospheric history of the past 420000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature* 399:429-436.
- Pitkänen J, Nuutinen V.** 1997. Distribution and abundance of burrows formed by *Lumbricus terrestris* L. and *Aporrectodea*

- caliginosa* Sav. in the soil profile. *Soil Biology and Biochemistry* 29:463–467.
- Sarmiento F, Frolich S.** 2002. Andean cloud forest tree lines. Naturalness, agriculture and the human dimension. *Mountain Research and Development* 22:278–287
- Shackleton NJ, Opdyke ND.** 1973. Oxygen isotope and palaeomagnetic stratigraphy of Equatorial Pacific core V28-238: Oxygen isotope temperatures and ice volumes on a 10⁵ year and 10⁶ year scale. *Quaternary Research* 3(1):39–55.
- Shuster WD, Subler S, McCoy EL.** 2001. Deep-burrowing earthworm additions changed the distribution of soil organic carbon in a chisel-tilled soil. *Soil Biology and Biochemistry* 33:983–996.
- Soethe N, Lehmann J, Engels C.** 2006. The vertical pattern of rooting and nutrient uptake at different altitudes of a south Ecuadorian Montane forest. *Plant & Soil* 286:287–299.
- Tonneijck FH, van der Plicht J, Jansen B, Verstraten JM, Hooghiemstra H.** 2006. Radiocarbon dating of soil organic matter fractions in Andosols in Northern Ecuador. *Radiocarbon* 48:337–353.
- Tonneijck FH, Jongmans AG.** 2008. The influence of bioturbation on the vertical distribution of soil organic matter in volcanic ash soils: a case study in northern Ecuador. *European Journal of Soil Science* 59:1063–1075.
- Tonneijck FH, Hageman JA, Sevink J, Verstraten JM.** 2008. Tephra stratification of volcanic soils in Northern Ecuador. *Geoderma* 144:231–247.
- Tonneijck FH, Jansen B, Nierop KGJ, Verstraten JM, Sevink J, de Lange L.** 2010. Towards understanding of carbon stocks and stabilization in volcanic ash soils in natural Andean ecosystems of northern Ecuador. *European Journal of Soil Science* 61:392–405.
- Torres-Lezama A, Vilanova E, Ramírez-Angulo H.** 2009. Guiding principles for small-scale forestry in a watershed of the Venezuelan Andes: Constraints and opportunities. *Small-Scale Forestry* 8 (1):77–93.
- Urrutia R, Vuille M.** 2009. Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research* 114. D02108, doi:10.1029/2008JD11021.
- van der Hammen T, Beglinger E.** 1989. Soil fauna in the Parque los Nevados transect. In van der Hammen T, Diaz-Piedrahita S, Julio Alvarez D, editors. *Studies on Tropical Andean Ecosystems*. Berlin, Germany: Gebruder Borntraeger, pp 443–454.
- Wilcke W, Yasin S, Abramowski U, Valarezo C, Zech W.** 2002. Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science* 53:15–27.
- Wille M, Hooghiemstra H, Hofstede RGM, Fehse J, Sevink J.** 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. *Journal of Tropical Ecology* 18:409–440.

