

Serie

INVESTIGACIÓN y
SISTEMATIZACIÓN

04

LOS BOSQUES ANDINOS Y EL AGUA



Programa Regional para la Gestión Social de
Ecosistemas Forestales Andinos ECOBONA



Serie

**INVESTIGACIÓN y
SISTEMATIZACIÓN**

04



**Programa Regional para la Gestión Social de
Ecosistemas Forestales Andinos ECOBONA**



PROGRAMA REGIONAL ECOBONA-INTERCOOPERATION

“Los bosques andinos y el agua”

Elaborado por: Conrado Tobón, PhD
Profesor Asociado Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín

Con los aportes de: (en orden alfabético)

- María de los Angeles Barrionuevo
- Johanna Barrero
- Bert De Bievre
- Marylaure Crettaz
- Francisco Cuesta
- Bernita Doornbos
- Alejandro Marulanda
- Galo Medina
- Adriana Osorio

Comité Editorial: Galo Medina, Bert De Bievre

Fotografías: Archivos ECOBONA. Verónica Ávila, Jan Baiker, Philippe de Rham, Rebeca Dumet, Marco Guaicha, Galo Medina, Nestor Mena, Conrado Tobón.

Edición: Patricio Mena Vásconez/La Caracola

Diagramación: Verónica Ávila © Activa Diseño Editorial © veronicaavilasuarez@yahoo.com

Tiraje: 1000 ejemplares

Reproducción autorizada si se cita la fuente. Este libro deberá ser citado de la siguiente manera:
Tobón, C. 2009. *Los bosques andinos y el agua*. Serie investigación y sistematización #4.
Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION, CONDESAN. Quito
Quito, mayo 2009

ECOBONA es un Programa Regional Andino de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Internacional (COSUDE), implementado en Bolivia, Ecuador y Perú por la Fundación Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Internacional (INTERCOOPERATION).

Trabaja para que las autoridades y la sociedad conozcan y valoren la importancia y potencialidad que tienen los *Ecosistemas Forestales Andinos* para el desarrollo económico y social.

El objetivo que persigue el ECOBONA es lograr que actores de nivel local, nacional y regional andino apliquen políticas, normas e instrumentos de gestión social de los recursos de Ecosistemas Forestales Andinos en las áreas geográficas priorizadas en cada país.

El Proyecto Páramo Andino surge como un punto de unión para el diseño, integración y puesta en práctica de iniciativas que contribuyan a la superación de las principales barreras para conservar la biodiversidad y salvaguardar las funciones hidrológicas de los páramos, compatibilizando la conservación y el uso sostenible. Cuenta con financiamiento GEF a través del PNUMA y es ejecutado a nivel regional por CONDESAN y a nivel nacional por el ICAE de la Universidad de los Andes en Venezuela, el Instituto Alexander von Humboldt en Colombia, la Fundación EcoCiencia en Ecuador, y el Instituto de Montaña en Perú.

Tabla de contenido

PRESENTACIÓN 6

INTRODUCCIÓN 9

LOS BOSQUES ANDINOS Y SU CICLO HIDROLÓGICO: CONCEPTUALIZACIÓN 17

Precipitación 17

Precipitación neta dentro del bosque e interceptación 19

El agua en la capa de hojarasca o de musgos 20

Escorrentía superficial frente a infiltración 20

Agua en el suelo 20

Evapotranspiración 21

Caudal de ríos y quebradas 22

Otras salidas de agua desde las cuencas con bosque andino 22

LA HIDROLOGÍA DE LOS BOSQUES ANDINOS	25	EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA HIDROLOGÍA DE LOS BOSQUES ANDINOS	69
Precipitación	27		
Evapotranspiración	37	BIODIVERSIDAD Y RECURSOS HÍDRICOS DE LOS BOSQUES ANDINOS	75
Infiltración de la precipitación y el agua en el suelo	40		
Caudal y rendimiento hídrico	43	INICIATIVAS DE PROGRAMAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES ANDINOS	83
IMPACTO HIDROLÓGICO CAUSADO POR LA TALA Y CONVERSIÓN DE LOS BOSQUES ANDINOS A OTROS USOS DEL SUELO	47	NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN	87
Cambios en la tasa de evapotranspiración producidos con el cambio de uso del suelo	48	BIBLIOGRAFÍA	94
Cambios en la capacidad de los suelos para almacenar y retener la humedad	49		
Pérdida de suelo debido a la erosión como un efecto del cambio de los bosques andinos por otra cobertura	50		
Cambio en el régimen hidrológico y en el caudal de las cuencas andinas debido a la tala de los bosques y cambios en el uso del suelo	54		
Impacto socioeconómico causado por la destrucción de los bosques de las montañas andinas	64		

PRESENTACIÓN

Es un amplio consenso el considerar a los bosques andinos como ecosistemas «fuentes de agua». Ésta es una razón para que las iniciativas relacionadas con el manejo y la conservación de dichos bosques busquen el mantenimiento de su función ecológica hídrica.

Los acuerdos se resumen en que conservar los bosques siempre ayuda a mantener cuerpos de agua regulados en calidad y en cantidad. Esto es prácticamente un axioma.

No obstante, cuando se analiza los bosques andinos intervenidos y los cambios de uso de la tierra, no existe un consenso sobre el impacto en el ciclo del agua. Entre técnicos y científicos, el desacuerdo sobre las características de la relación agua-bosque aumenta, aun más, cuando se trata de plantear alternativas de manejo para la recuperación o restauración de los espacios boscosos perdidos o degradados. Entonces, surgen propuestas que pudieran no ser las óptimas o, peor todavía, que perjudicarían la función hidrológica del ecosistema forestal andino.

El fondo del asunto radica en que se sobreestima el conocimiento general sobre la hidrología de las cuencas, así como los efectos de las propuestas técnicas para su manejo. Y es que la información no presenta el avance real que demanda un buen manejo de cuencas, lo que implica vacíos importantes en el conocimiento acerca de la relación bosque-agua en las zonas de montaña. Muchos aspectos aún están siendo descubiertos, pero en frente está el creciente interés en el agua, cada vez más escasa y de menor calidad.

Existe al momento una evidente preocupación en las sociedades rurales y urbanas por la salud de los bosques andinos, lo que se traduce en una cierta disponibilidad de recursos financieros y técnicos para ser invertidos en enfrentar la desaparición y la degradación de estos ecosistemas. No obstante, estos recursos no necesariamente son encauzados con efectividad, dada la falta de valoración a la generación y aplicación del conocimiento particular sobre

este ecosistema y sobre las cuencas de montaña, respecto a sus procesos hídricos.

El Programa Regional para la Gestión Social de Ecosistemas Forestales Andinos (ECOBONA) tiene un profundo interés en generar y difundir los conocimientos sobre la relación entre los bosques andinos y el agua. Para ello, conjuntamente con el Proyecto Páramo Andino, acordó identificar el estado del conocimiento del ciclo hidrológico en bosques andinos desde Venezuela hasta Bolivia. El interés de ambos programas es complementar la información ya generada para el ecosistema páramo y contar, en el futuro cercano, con una base de conocimiento sólida sobre la hidrología y la biodiversidad para todo el paisaje andino de montaña.

Esta publicación pretende contribuir a la búsqueda de una mejor conexión entre la información científica y las propuestas técnicas y sociales de manejo de cuencas de montaña, en las que la salud de los bosques andinos es relevante.

Galo Medina
Programa Regional ECOBONA
INTERCOOPERATION

Bert De Bievre
Proyecto Páramo Andino
CONDESAN



INTRODUCCIÓN

La cordillera de los Andes surge de la actividad tectónica y de la deriva continental en Sudamérica (Brown y Lomolino, 1998; Pielou, 1979), fenómeno que se originó por el choque de la placa de Nazca con la placa Sudamericana (Fittkau *et al.*, 1968). Este evento dio lugar a una compleja cadena de montañas que se extiende desde el sur del continente hasta Venezuela y que comprende una variedad de ecosistemas cuyas particulares características han sido determinadas, en parte, por los factores climáticos (Sentir.org, 2001) y, a una escala más local, por la altitud (Grubb y Whitmore, 1966). Entre estos ecosistemas se encuentran los bosques andinos, que se ubican entre los 1 000 msnm y el límite inferior de los páramos, y las punas (Bruijnzeel, 2004), alrededor de los 3 300 msnm.

La dispersión de la vegetación en la cordillera de los Andes se inició en el sur del continente, en la subregión patagónica, donde la adaptación y el adecuado desarrollo de las especies vegetales permitieron el tránsito de éstas hacia el norte, hasta las zonas de Colombia y Venezuela (Sentir.org, 2001; Van der Hammen y Hooghiemstra, 2001; Luteyn y Churchill, 2000; Churchill *et al.*, 1995; Graf, 1994). Esto formó distintas provincias, por la presencia de las barreras geográficas que aparecieron a lo largo del proceso. En las zonas donde la temperatura y la precipitación son bajas, la vegetación se caracteriza por ser pequeña (Van der Hammen y Hooghiemstra, 2001; Van der Hammen y Cleef, 1986); el descenso hacia el valle y las llanuras trae consigo la aparición de arbustos y el aumento de tamaño en la vegetación; para pasar al área boscosa, marcada por la heterogeneidad (Rada, 2002).

Un compendio amplio sobre la dinámica de los bosques nublados del Neotrópico, incluidos los bosques alto-andinos, fue presentado por Kapelle y Brown (2001); en él, se tratan cuestiones relacionadas con el ambiente natural y la distribución de especies en estos bosques. Sin embargo, aspectos como el hidrológico, los efectos del cambio del uso del suelo y del cambio climático sobre estos ecosistemas han sido poco investigados (Arroyave, 2007). De otro lado, varios autores coinciden en que el estado del conocimiento sobre los

bosques andinos es aún demasiado precario como para clasificarlos. Así, se ha sugerido la identificación de las variables que alteran las condiciones de los bosques andinos mediante la demarcación de gradientes ambientales más conspicuos, que sirvan para identificar condiciones que cambian la estructura y la composición de dichos bosques (Beck *et al.*, 2008; Young, 2006; Van der Hammen y Hooghiemstra, 2001).

En este contexto, es obvio que la altitud es el factor ambiental que más modifica a los bosques andinos, y así se definen tres tipos principales: bosque montano bajo o subandino, bosque montano alto y bosque alto-andino o bosque de niebla (Rada, 2002; Sentir.org, 2001; Grubb y Whitmore, 1966). En sentido general, los bosques andinos no tienen un rango de altitud definido, pues se encuentran distribuidos en altitudes diferentes dependiendo de las condiciones ambientales de cada sitio y de su exposición a las corrientes de masas de aire humedecido. No obstante, generalmente se ubican en altitudes que oscilan entre los 1 000 y 3 500 msnm en las áreas tropicales (Rangel, 2000) y entre los 1 500 y 2 500 msnm en las áreas subtropicales (Brown y Kapelle, 2001; Anexo 1). En otros lugares del mundo — en las islas oceánicas, por ejemplo —, los bosques nublados pueden encontrarse tan bajos como a 500 msnm (Bruijnzeel, 2006). Los bosques alto-andinos o bosques de niebla en Sudamérica y América Central están por encima de los 2 000 msnm y por debajo de los 3 500 msnm; es decir, bajo el límite del páramo o puna (Fontúrbel, 2002; Föster, 2001; Hamilton *et al.*, 1995b; Stadtmüller, 1987). En las montañas de las islas del Caribe, se presentan a partir de los 660 msnm; en las montañas de las Galápagos y las costas ecuatorianas, a partir de los 400 msnm; en las montañas de la costa atlántica del Brasil, desde los 700 msnm; y en las situadas en España y Hawái, en un rango que va desde los 1 000 msnm hasta los 3 000 msnm (Bubb *et al.*, 2004).

Como resultado del amplio rango altitudinal de los bosques andinos, se observa toda una gama de condiciones ambientales, físicas y geográficas. Esto permite un desarrollo natural de los bosques, con lo que se conforman ecosistemas variados y, a la vez, se contribuye a la gran oferta de servicios ambientales que proporcionan estos ecosistemas, que van desde la regulación de caudales y el rendimiento hídrico, hasta escenarios de belleza escénica incomparable.



Bosque alto-andino (2 550 msnm), con presencia de una niebla que controla las condiciones ambientales dentro y fuera del bosque, con un efecto considerable sobre la evapotranspiración.

© Conrado Tobón

Específicamente, los bosques andinos actúan como reguladores hídricos, poseyendo, junto con la Amazonía, gran parte del agua dulce terrestre. Los bosques de niebla (alto-andinos) presentan una dinámica hídrica poco convencional (Bruijnzeel, 2001), que radica principalmente en que la niebla y la lluvia transportadas por el viento se convierten en un aporte adicional de agua (Tobón *et al.*, 2008; Tobón y Arroyave, 2007; Bruijnzeel, 2001; González, 2000) y de nutrientes (Beiderwieden *et al.*, 2005) al sistema. Todo esto, como resultado de la capacidad que tienen estos bosques para interceptar el agua de la niebla y de la consecuente disminución de la transpiración (Ferwerda *et al.*, 2000).

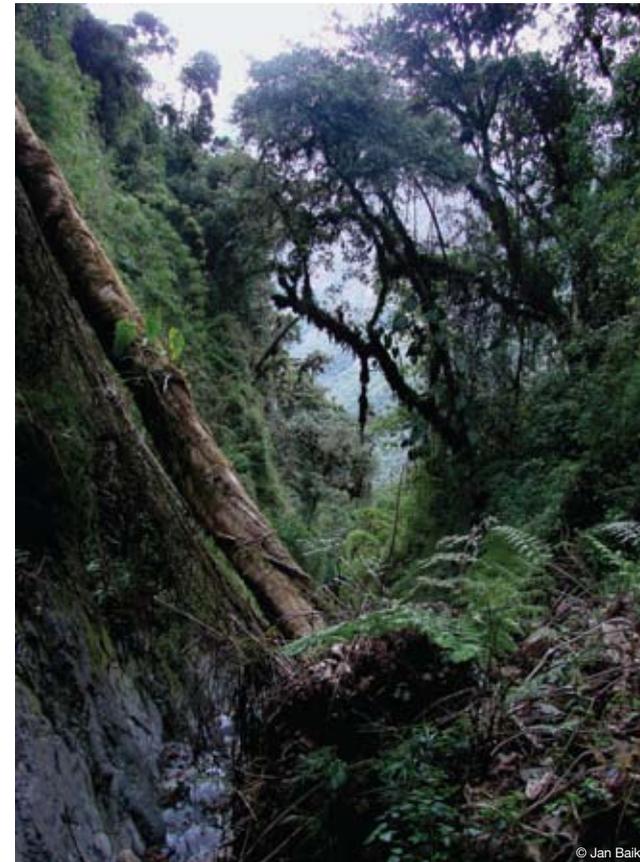
En contraste con los rangos expuestos, que se rigen bajo el parámetro de la altitud de manera invariable, algunos autores, como Stadtmüller (1987), dejan dichos rangos un tanto más abiertos, dada la imposibilidad de precisar los límites altitudinales de los bosques de niebla, así como de determinar el ancho de su piso altitudinal, que depende de la estructura de la troposfera, de las condiciones de temperatura y humedad, de la condición de inversión de los vientos alisios y de la elevación de las masas de aire húmedo (Stadtmüller, 1987). Según la temperatura y el contenido de humedad del aire, se puede presentar un ascenso de nubes condicionado por la topografía, pero en las costas se suelen presentar transiciones borrosas entre neblinas y nubes orográficas. De acuerdo con Lawton *et al.*, (2001), las anteriores características y el grado de exposición del sitio a las corrientes de aire húmedo determinan los rangos de humedad o cantidad de precipitación que estos bosques reciben.

De acuerdo con lo señalado, la importancia de los bosques andinos radica en que son ambientes de alta energía y de abundancia de agua, en forma de humedales y complejas redes hídricas que drenan hacia las partes medias y bajas de las cuencas, donde se asienta gran parte de la población de los países andinos (por ejemplo, Bogotá, Quito, Mérida, Piura, entre otras). Estos ecosistemas, además de su gran aporte hídrico, presentan formaciones vegetales únicas en el mundo, tanto por su composición florística como por las particularidades evolutivas que han desembocado en altos niveles de endemismo y diversidad biológica. De igual manera, estos ecosistemas controlan

en gran parte el microclima del territorio donde se encuentran, como resultado de la captura de la humedad adicional de la niebla que pasa entre el dosel y las ramas, la disminución de la radiación solar hacia la superficie del bosque, la baja velocidad del viento dentro de los bosques (Arroyave, 2007), la abundancia de epífitas en las ramas y en el tronco de los árboles (Tobón y Arroyave, 2007; Hofstede, 1995), y la presencia de una capa gruesa de musgo en el suelo, la misma que captura el agua de la precipitación y la libera lentamente durante los

períodos sin lluvia (Avendaño, 2007). Además, es bien conocido el papel que desempeñan estos bosques de montaña en el control de la erosión y en la calidad de las aguas (Ataroff y Rada, 2000).

Debido a la gran importancia que tienen estos bosques andinos como proveedores de servicios ambientales, actualmente existe un sinnúmero de proyectos y programas nacionales e internacionales en los países andinos, los cuales han estado orientados a desarrollar políticas sobre el manejo de los recursos hídricos (por ejemplo, el Programa Regional ECOBONA). Sin embargo, muy pocos programas incluyeron dentro de sus objetivos la adquisición de información básica que les permitiera tener un conocimiento sobre la magnitud de estos servicios y su distribución espacio-temporal.



Además, esto también les hubiese permitido fundamentar sus conclusiones, la mayoría de las cuales han estado basadas en estudios llevados a cabo en otros lugares del planeta, en supuestos o en percepciones populares.

Dado el precario conocimiento que se tiene sobre la hidrología de los bosques andinos, a pesar de su papel real en la regulación hídrica en cuencas (Bruijnzeel, 2001), así como la dispersión de la información existente, es imprescindible hacer una recopilación y revisión exhaustiva de la información disponible. El objetivo es aclarar la relación entre el bosque andino y el agua, identificar los vacíos de información y, en consecuencia, determinar las necesidades de investigación que permitan fundamentar políticas de manejo, conservación y/o restauración de los bosques andinos. Todo esto apoyará a los programas de valoración de los servicios ambientales que ofrecen estos ecosistemas y generará una conciencia de conservación entre los pobladores locales. Adicionalmente, entre aquellos estudios que se han realizado en algunas partes de los Andes, existe una gran divergencia en los métodos utilizados para caracterizar la dinámica del agua en estos ecosistemas y su aporte hídrico, lo que en parte explica la disparidad de los resultados (Tobón *et al.*, 2008; Bruijnzeel, 2006), que hace más difíciles las comparaciones y la deducción de conclusiones aplicables a la región.

De acuerdo con lo anterior, este documento tiene como objetivo presentar los resultados de la revisión de la información disponible referente a la hidrología de los bosques andinos, con énfasis en los bosques alto-andinos frecuentemente afectados por la niebla. Se pone más atención a la literatura existente sobre los bosques andinos de Ecuador, Perú y Bolivia. Sin embargo, debido a la escasa información disponible para estos países, se presenta información existente de los otros países del bloque andino y de Centroamérica, para tener un espectro más amplio sobre la funcionalidad hidrológica de estos biomas particulares. Además, se ofrece, en forma breve, la evidencia existente sobre los posibles efectos del cambio climático y del cambio en el uso del suelo sobre la funcionalidad hídrica de estos ecosistemas andinos; y se discuten, a la luz del conocimiento actual, los efectos de la deforestación y del cambio en el uso del suelo en la biodiversidad y su relación con los impactos hidrológicos.

La información revisada consiste principalmente en documentos científicos publicados en revistas indexadas, tanto de índole internacional como nacional, en cada país de los Andes tropicales. Igualmente, se han revisado algunos documentos de carácter más local, como tesis de grado e informes de proyectos. Como en toda revisión bibliográfica temática, estamos seguros de que algunos documentos existentes no fueron revisados por diferentes razones de inaccesibilidad, pero esperamos haber tenido en cuenta los más relevantes y orientadores en la temática tratada. Este documento concluye con la presentación de una lista ordenada (por prioridad) de las necesidades de investigación, tomando como criterio la falta de información y la necesidad de generarla para fundamentar programas de manejo y conservación de estos ecosistemas, específicamente en los tres países mencionados. Para una mejor comprensión, este documento empieza por describir en forma conceptual el ciclo hidrológico en ecosistemas de alta montaña, especialmente aquellas variables y procesos que determinan la funcionalidad hidrológica de los bosques andinos.



LOS BOSQUES ANDINOS Y SU CICLO HIDROLÓGICO: CONCEPTUALIZACIÓN

Para entender cómo funcionan hidrológicamente los bosques andinos a la luz del conocimiento actual, es importante definir de manera conceptual el ciclo hidrológico en los ecosistemas de alta montaña (Figura 1), lo que facilita el entendimiento de las relaciones existentes entre los bosques andinos y su hidrología. De la misma forma, el modelo conceptual permitirá conocer específicamente los procesos más importantes que intervienen en la relación bosque-agua y cómo éstos pueden ser afectados por el cambio climático y/o por el cambio en el uso del suelo. Esto, a su vez, aportará nuevos conocimientos para el delineamiento de programas de investigación y manejo de estos ecosistemas. Para una mejor comprensión, la descripción conceptual del ciclo hidrológico se presenta consecutivamente, de acuerdo con el orden de los procesos en la dirección del flujo del agua en estos ecosistemas; es decir, entradas por precipitación en todas sus formas (vertical y horizontal: lluvia que es transportada por el viento y la niebla), precipitación neta dentro del bosque, agua en el horizonte orgánico, escorrentía superficial, infiltración de la precipitación, evapotranspiración, agua en el suelo, percolación profunda y drenaje a nivel de cuenca.



© Rebeca Dumet

Precipitación

La precipitación es la principal entrada de agua en los ecosistemas terrestres; sin embargo, los bosques andinos reciben regularmente entradas adicionales de agua por la interceptación de la niebla y de la lluvia transportada por el

viento (Tobón *et al.*, 2008; Rollenbeck *et al.*, 2008; Tobón y Arroyave, 2007; González, 2000; Hamilton *et al.*, 1995b; Zadroga, 1981). A este respecto, es bien conocido que el contacto entre la niebla y la vegetación hace que esta última atrape parte del agua (Frumau *et al.*, 2009; Villegas *et al.*, 2008); de tal manera que entre mayor densidad de niebla, mayor la superficie de contacto (presencia de vegetación exuberante), y mientras mayor tiempo de contacto de la niebla con la vegetación, mayor el agua depositada. Además, otros factores, como la velocidad del viento, harán que varíe la cantidad de agua interceptada (Villegas *et al.*, 2008).

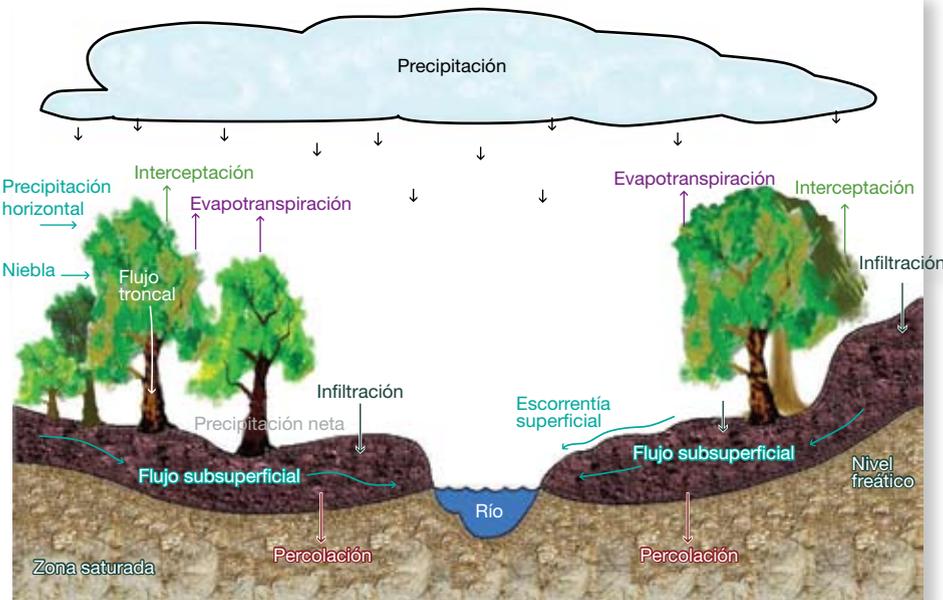
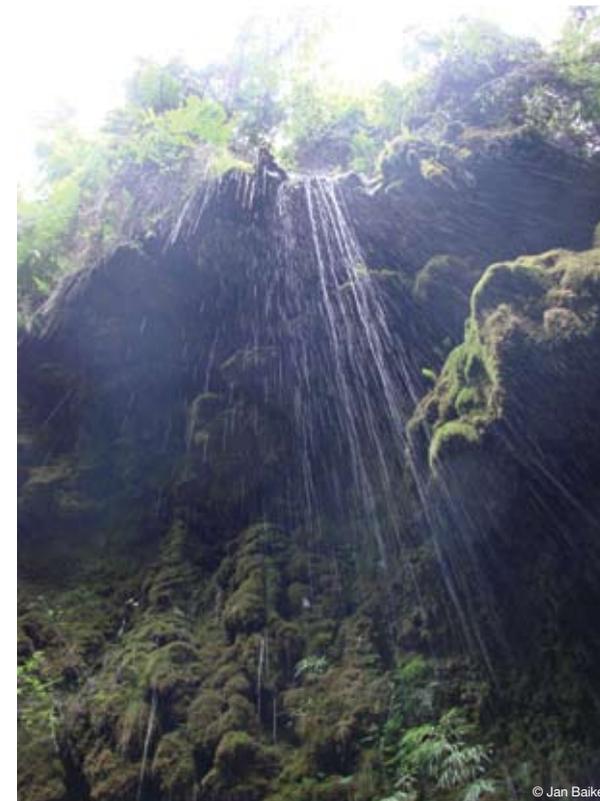


FIGURA 1. Ciclo hidrológico en los bosques andinos. Principales procesos hidrológicos que controlan el funcionamiento hídrico de estos bosques.

Precipitación neta dentro del bosque e interceptación

De manera similar a lo que ocurre en otros tipos de bosques, en los andinos es esencial conocer la fracción de la precipitación que realmente llega a la superficie del suelo, la llamada *precipitación neta*. Esta precipitación está compuesta por las gotas de agua que caen o drenan al suelo desde el follaje y las ramas o que se escurren a través de los troncos. Dado que durante los eventos de precipitación o de niebla cierta cantidad del agua de lluvia interceptada se evapora en el dosel, la cantidad de precipitación neta es siempre menor a la de

la precipitación total; esta diferencia es conocida como *interceptación* de la precipitación (Cavelier y Goldstein, 1989). Esta cantidad de agua regresa a la atmósfera directamente desde el dosel, dado el proceso de evaporación durante el tiempo posterior a los eventos de precipitación (Cavelier, 1991). En los eventos donde solamente se presenta niebla, el proceso es similar, pero las pérdidas pueden ser de diferente magnitud. Por ejemplo, es común encontrar en los bosques alto-andinos (o bosques de niebla) que la cantidad de agua que atraviesa el dosel excede a la precipitación (Tobón y Arroyave, 2007; González, 2000; Cavelier, 1991; Zadroga, 1981). Esto se debe a la *precipitación horizontal*: las entradas adicionales por interceptación del agua de la niebla y de la lluvia transportada por el viento en una dirección diferente a la vertical (Attaroff y Rada, 2000).



© Jan Baiker

El agua en la capa de hojarasca o de musgos

En la superficie de los bosques andinos, especialmente en los alto-andinos, es común encontrar una capa gruesa de hojarasca y/o de briofitos (principalmente musgos), la cual ha sido poco investigada en su aspecto hidrológico y en el papel que desempeña en la hidrología de estos ecosistemas (Avendaño, 2007). Sin embargo, se conoce que la hojarasca y los musgos son capaces de almacenar grandes cantidades de agua, que liberan posteriormente durante los períodos secos (Tobón *et al.*, 2008).



Escorrentía superficial frente a infiltración

Una vez que el agua atraviesa la capa de hojarasca o de musgos y alcanza la superficie del suelo, puede seguir dos vías: se infiltra en el suelo y fluye a través de éste, o se escurre superficialmente. Esto está controlado por la capacidad de infiltración de cada suelo en particular, las características de la precipitación, el estado de humedad del suelo y la pendiente. Para el caso de los bosques andinos, la mayoría de los estudios relacionados con la capacidad de infiltración en estos suelos (andisoles, con alto contenido de materia orgánica) coincide en que presentan una alta tasa de infiltración (Tobón *et al.*, 2009a). Esto permite que la recarga del agua del suelo y de los acuíferos desde estos ecosistemas sea mayor, lo que provoca que se mantengan los caudales de los ríos incluso durante el verano.

Agua en el suelo

Los suelos en los ecosistemas alto-andinos son generalmente derivados de cenizas volcánicas y, como se ha dicho, son andisoles, caracterizados por un alto contenido de materia orgánica. Esto y la presencia de lluvia continua o niebla hacen que los suelos permanezcan húmedos (cerca de la saturación) durante casi todo el año. Una vez que el agua infiltra la superficie del suelo, los flujos principales son (Tobón *et al.*, 2009a; Cavelier, 1991):

- **Drenaje vertical o percolación profunda:** la excesiva agua en el suelo sale de la zona de raíces y fluye verticalmente hasta encontrar el nivel freático. Este flujo alimenta quebradas y ríos y estabiliza su caudal, aun en períodos de sequía, cuando las reservas del agua del suelo disminuyen drásticamente.
- **Drenaje horizontal o subsuperficial a través de la pendiente:** en la alta montaña este proceso está condicionado especialmente por la superficialidad del estrato rocoso. Esta cantidad de agua sale rápidamente de los ecosistemas, bien sea durante los eventos de precipitación o algunas horas después de estos.
- **Absorción de agua por las raíces de la vegetación y su intercambio con la atmósfera a través de la evapotranspiración:** en la mayoría de los bosques andinos, la evapotranspiración es inferior a la de otros, debido a la frecuencia de nubes bajas o niebla, la baja radiación, las bajas temperaturas y la alta humedad relativa.

Evapotranspiración

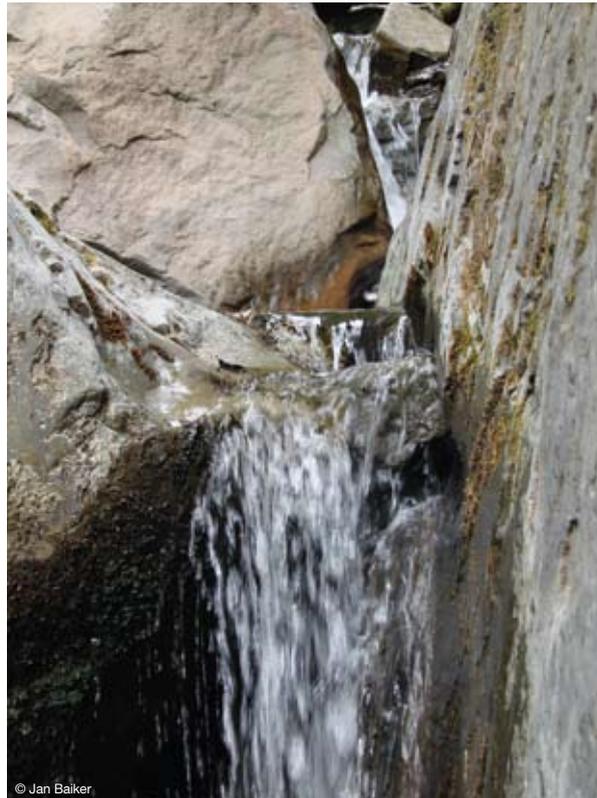
La evaporación y la transpiración del agua libre en el dosel dependen principalmente de la cantidad de calor absorbida por la vegetación y de la disponibilidad de agua en el suelo. La velocidad del viento interviene igualmente en la determinación de la permanencia y cantidad de agua sobre la superficie de la vegetación: cuanto más rápidamente se mueva el aire, más rápidamente se renovará la humedad que está en contacto con el follaje, afectando la evapotranspiración. En los bosques andinos, las mayores pérdidas de agua se presentan por interceptación de la precipitación y su posterior evaporación desde el dosel, dada la alta velocidad del viento que generalmente se presenta a estas altitudes. Sin embargo, la continua presencia de niebla parece restringir las pérdidas por transpiración, ya que el dosel de estos bosques permanece húmedo por gran parte del año (Frumau *et al.*, 2009), lo que depende no solamente de la cantidad de precipitación y la presencia de niebla, sino, igualmente, de su distribución temporal.

Caudal de ríos y quebradas

Los bosques andinos son ampliamente conocidos como ecosistemas reguladores de caudales, con un alto rendimiento hídrico (Tobón y Arroyave, 2007; Ataroff y Rada, 2000; Cavelier, 1991; Cavelier y Goldstein, 1989). Ayudan especialmente a controlar y mantener los flujos de agua durante los períodos secos, lo que los hace de una singular importancia hidrológica en el trópico (Bruijnzeel, 2006).

Otras salidas de agua desde las cuencas con bosque andino

En los ecosistemas de alta montaña, es común que se presenten otros tipos de salida del agua: la recarga de acuíferos por percolación profunda a través de las grietas de la roca (dependiendo del número y tamaño de las fallas geológicas o puntos de percolación y su prolongación en la roca) y las salidas por bocatomas o servidumbres de aguas, generalmente realizadas por pobladores de la zona para consumo humano y/o uso agrícola. Es importante tener en cuenta que el agua de percolación profunda en la parte alta de las montañas generalmente aflora (por nacederos u ojos de agua) hacia las partes media y baja de las cuencas.



© Jan Baiker

De acuerdo con este modelo conceptual, los procesos más relevantes para los objetivos de este documento son: la precipitación y su distribución espacial; la infiltración; la evapotranspiración, y el caudal o salidas desde las cuencas. Por lo tanto, en este documento se presentan los resultados de la revisión de la información relacionada con estos procesos en los bosques andinos. Se sigue el mismo orden de presentación del modelo conceptual. Para esto, la información disponible para Ecuador, Perú y Bolivia se cruza con información existente sobre los demás países andinos y de Centroamérica. Así, en conjunto se pueden generar conclusiones sobre el funcionamiento hidrológico de estos ecosistemas y los efectos causados por su destrucción. Por lo tanto, el documento que se presenta a continuación contempla un compendio de la información disponible sobre la hidrología de los bosques andinos en los tres países y, en la medida de la necesidad y la existencia, se presenta información de los otros países, tratando de relacionar ecosistemas con características similares.



LA HIDROLOGÍA DE LOS BOSQUES ANDINOS

Nuestra revisión indica claramente que existen muy pocos estudios relacionados con la hidrología de los bosques andinos, situación que parece no haber cambiado desde 1987, cuando investigaciones bibliográficas exhaustivas sobre la hidrología de los bosques tropicales de montaña presentaron muy poca información acerca de los bosques andinos (Ilstedt *et al.*, 2007; Bubb *et al.*, 2004; Llerena, 2003; Sandstrom, 1998; Stadtmüller, 1987; Bruijnzeel y Veneklaas, 1998; Bruijnzeel, 1990, 2000, 2001, 2004). A pesar de que la información disponible es escasa, especialmente en países como Ecuador, Perú y Bolivia, en los últimos años se vienen generando algunos documentos, que nos dan cierta claridad sobre el papel hidrológico de estos bosques. Hay que aclarar que en el sur de Ecuador se encuentra al menos un sitio (Estación Científica San Francisco) del cual existe más información puntual que de cualquier otro sitio en la región andina. Dicha Estación ha producido estudios con un gran énfasis en el componente biótico (por ejemplo, vegetación), con alguna aproximación hacia flujos de energía y el componente hidroclimático. Gran parte de esta información está en alemán, pues recientemente se ha editado un volumen de estudios ecológicos por una casa editorial Europea (Beck *et al.*, 2008), el cual es un compendio de los resultados de los estudios que allí se han realizado.

Los bosques andinos constituyen ecosistemas forestales con una flora y una estructura características. Están influidos por condiciones climáticas que controlan en parte su funcionamiento (de Angelis *et al.*, 2004). Entre estos bosques, los alto-andinos se ubican normalmente en una franja altitudinal donde el ambiente se caracteriza por una cobertura de nubes persistente o estacional. Esta nubosidad reduce la radiación solar y el déficit de vapor, y llega incluso a suprimir los procesos de evapotranspiración (Tobón *et al.*, 2008; Bruijnzeel, 2004). La precipitación total que llega al interior del bosque se ve significativamente incrementada por el aporte de la niebla interceptada por la vegetación (precipitación horizontal). En comparación con los húmedos sistemas forestales de tierras más bajas, los bosques nublados presentan árboles de menor tamaño, lo que hace que se incremente la densidad de los tallos; los árboles dominantes del dosel generalmente

exhiben troncos y ramas retorcidos o tortuosos, y hojas más pequeñas y coriáceas.

La presencia de niebla en bosques alto-andinos modifica la mayoría de las variables que intervienen en el balance hídrico de estos ecosistemas: reduce la radiación solar, aumenta la humedad relativa y disminuye la evapotranspiración y el déficit de vapor de agua en el aire (Frumau *et al.*, 2006; Bruijnzeel, 2004; González, 2000; Cavelier y Peñuela, 1990; Herrmann, 1970). La interceptación de las gotas de agua de la niebla por la vegetación ha sido ampliamente reconocida como un componente del ciclo hidrológico de los bosques de montaña frecuentemente cubiertos por niebla, como son los bosques alto-andinos (Holder, 2004; Bruijnzeel, 2001; Schemenauer y Bridgman, 1998; Walmsley *et al.*, 1996; Schemenauer y Cereceda, 1994; Pook *et al.*, 1991; Cavelier y Goldstein, 1989; Zadroga, 1981; Vogelmann, 1973).

De acuerdo con Bruijnzeel (2006), la principal razón por la que los bosques de montaña no han sido investigados en su aspecto hidrológico es que la mayoría de ellos se encuentra en lugares muy altos y remotos. Por otra parte, estos bosques están expuestos a altas precipitaciones y se mantienen cubiertos de niebla, lo que les confiere un ambiente húmedo de manera permanente. Lo anterior, en conjunto, hace más difícil la cuantificación de las variables hidrológicas, especialmente la de las entradas por niebla y la lluvia transportada por el viento (Dengel y Rollenbeck, 2003). De los pocos estudios existentes, la mayoría se ha enfocado en evaluar el balance hídrico mediante una aproximación llamada de «caja negra»: se comparan valores de precipitación medidos con pluviógrafos o pluviómetros tipo estándar con los caudales medidos a la salida de las cuencas hidrográficas (Zadroga, 1981; Herrmann, 1972). Esta aproximación no permite conocer los procesos hidrológicos internos del ecosistema ni los parámetros que controlan dichos procesos.



© Philippe de Rham

Precipitación

Un estudio sobre las características del clima y la distribución de la precipitación en los Andes es presentado por Espinoza *et al.*, (2008); Emck *et al.*, (2006), de Angelis *et al.*, (2004), Liebmann *et al.*, (2004), Ville *et al.*, (2000) y Grubb *et al.* (1996), para los Andes Centrales, y por Poveda y Mesa (1997) para Colombia. De acuerdo con estos autores, el clima en la cordillera de los Andes no está condicionado sólo por los sistemas de presiones generales, sino que igualmente los altiplanos actúan como superficies de calentamiento entre las cordilleras, formando bajas presiones regionales donde se desarrollan células convectivas que, desde el Pacífico y principalmente de la región amazónica, conforman un sistema de vientos de valle que se traduce en una alta presión en la alta troposfera. Por su parte, las cadenas principales orientadas de sur a norte comprenden valles interandinos donde predominan corrientes de vientos alisios. Así, algunos quedan protegidos del viento (sotavento), lo que hace que sean muy secos (Emck *et al.*, 2006).

Esto implica que los bosques andinos están expuestos a diferentes masas de aire: algunas muy húmedas como aquellas provenientes de la cuenca del Pacífico (Poveda *et al.*, 2005; González, 2000) y de la cuenca amazónica (Espinoza *et al.*, 2008; Tobón, 1999); y otras relativamente secas, especialmente en los valles interandinos (Rangel, 2000). De tal manera, dependiendo de su posición en el gradiente altitudinal y del grado de exposición a estas masas de nubes (Espinoza *et al.*, 2008; Poveda y Mesa, 1997), los bosques reciben determinadas cantidades de precipitación (vertical y horizontal), lo que a su vez es un factor determinante en el rendimiento hídrico.

Hidrológicamente, los bosques andinos están influenciados específicamente por dos factores importantes: i) unas entradas por precipitaciones relativamente altas (Espinoza *et al.*, 2008); y ii) una baja evapotranspiración (Tobón *et al.*, 2008; Rollenbeck *et al.*, 2006). Estos factores controlan considerablemente el funcionamiento hidrológico de estos ecosistemas (Tobón y Arroyave, 2008; Goller, 2004). La distribución de la precipitación en los Andes está controlada especialmente por factores topográficos (Espinoza *et al.*, 2008) y por procesos climatológicos locales y globales como El Niño (Kane, 2000) y El Chorro

del Pacífico (Póveda y Mesa, 1997). Esta distribución puede ser detectada mediante la instalación de una red densa de estaciones pluviométricas. Los bosques presentan una alta humedad permanente, pero ésta no se evidencia solamente por las altas precipitaciones, sino igualmente por la persistencia de la niebla (Schawe *et al.*, 2008; Cavelier y Goldstein, 1989). Pese a que existen regiones donde la cantidad de lluvia alcanza valores de hasta 6 000 mm al año (Espinoza *et al.*, 2008; Rollenbeck *et al.*, 2008; Bendix *et al.*, 2004c;), la mayoría recibe una precipitación media anual de alrededor de 2 000 mm (Schawe *et al.*, 2008; Tobón y Arroyave, 2007).

En la región andina parece existir un gradiente de precipitación oriente-occidente, de tal manera que, a una misma altitud, las laderas expuestas al oriente reciben una mayor precipitación que las que están orientadas al occidente (Espinoza *et al.*, 2008; Bendix *et al.*, 2004c; Lara *et al.*, 2003); con excepción de la región del Chocó, en Colombia, que recibe una de las más altas precipitaciones del mundo, con valores entre 8 000 y 12 000 mm/año (Pabón *et al.*, 2008; Zea *et al.*, 2008). De acuerdo con varios autores (como Bendix *et al.*, 2004c y Lauer, 1981), los valores máximos de precipitación en el costado oriental de la cordillera de los Andes ecuatorianos se encuentran en un rango de altitud de 3 200 a 3 500 msnm, con tendencias similares en Perú (Espinoza *et al.*, 2008). La cantidad de precipitación decrece con la altitud hacia los valles interiores (Lara *et al.*, 2003). Este comportamiento está relacionado con el nivel de condensación de las masas de aire humedecido que ascienden por la montaña y con la velocidad del viento, que se incrementa con la altura (Rollenbeck *et al.*, 2008; Harden, 2006; Rollenbeck *et al.*, 2006; Bendix *et al.*, 2004a; Lauer, 1981), con valores que van desde los 6 000 mm/año en las partes más expuestas al oriente (Espinoza *et al.*, 2008), hasta sólo 600 mm/año en las partes altas, en el costado occidental de la cordillera (Rollenbeck *et al.*, 2008).

Generalmente, el nivel de condensación y la mayor frecuencia de nubes en la región andina se observan entre los 2 500 y los 3 400 msnm. Una serie de datos más larga (1998-2004) indica que la precipitación en el costado oriental de esta zona va desde los 2 060 mm/año, a una altitud de 1 960 msnm; hasta 4 400 mm/año, a 3 200 msnm (Oesker *et al.*, 2008), lo que implica un aumento de cerca de 150 mm por cada 100 metros de elevación, hasta los 2 600 msnm.

Este gradiente ha sido observado igualmente en el Parque Nacional de Cotapata (bosque de Yungas en Bolivia), donde la precipitación va desde los 2 310 mm/año, a 1 850 msnm; hasta los 5 150 mm/año, a 3 050 msnm; es decir, hay un incremento de 250 mm por cada 100 metros de altitud (Schawe *et al.*, 2008). De acuerdo con Rollenbeck (2006), este gradiente altitudinal de precipitación está acompañado por un gradiente de entradas por niebla de alrededor de 40 mm por cada 100 metros, hasta los 2 600 msnm, para luego incrementarse abruptamente a 180 mm por cada 100 metros de altitud (Tabla 1).



© Conrado Tobón

Dinámica de las masas de nubes sobre los bosques andinos: generación de precipitación controlada por factores topográficos (ascenso orográfico).

Debido a la gran variedad microclimática en Ecuador, es muy difícil encontrar un patrón de distribución de la precipitación, al igual que en los bosques andinos venezolanos (Sarmiento, 2001; Sarmiento 1986). En algunas zonas se presenta una buena correlación entre la altitud y la precipitación, pero en la mayoría de las regiones las máximas isoyetas se ubican en diferentes regiones de las laderas. De acuerdo con lo anterior, la precipitación que cae sobre los bosques alto-andinos de Ecuador y Perú es muy variable (Espinoza *et al.*, 2008; Lara *et al.*, 2003).

En Ecuador, por ejemplo, se observan ambientes muy áridos en el cañón del río Guayllabamba (1 800 msnm) y en la cuenca del río Jubones, con una precipitación entre 250 y 500 mm/año (Vanacker *et al.*, 2003); pero también los hay muy húmedos, en Machachi (2 800 msnm) y en las cabeceras del río cerca de los Iliniza (4 000 msnm), con valores que van desde los 500 hasta los 5 000 mm/año (Schawe *et al.*, 2008; Sarmiento, 2001). En la región de Loja los relictos de bosque alto-andino se encuentran en un rango altitudinal de 600 a 3 200 msnm, con una precipitación promedio anual que varía entre 250 y 1 200 mm. Por otra parte, en la Reserva Biológica San Francisco, ubicada entre los 1 800 y 3 150 msnm (Tabla 2), la cual se encuentra bordeando el Parque Nacional Podocarpus, se presenta una precipitación anual promedio de 2 500 mm en la zona baja y más de 5 000 mm en las zonas más altas de la reserva. Se forma así un transecto altitudinal de precipitación (Beck *et al.*, 2008; Rollenbeck *et al.*, 2008; Bendix *et al.*, 2004b; Lara *et al.*, 2003). Los valores más altos de precipitación en el Ecuador son registrados a cada lado de la cordillera de los Andes, tanto en la Amazonía como en el Chocó, en la frontera con Colombia (Gómez, 1990).

En Perú, los bosques alto-andinos se presentan entre los 2 000 y 3 200 msnm. En el piedemonte de la cordillera Oriental, en la cuenca amazónica peruana, la precipitación anual fluctúa entre los 2 000 y 3 000 mm (Tabla 1) y no se presentan estaciones secas ni lluviosas pronunciadas (Espinoza *et al.*, 2008; Gómez-Peralta *et al.*, 2008; Young y León, 2001; Kalliotia y Puhakka, 1993). Sin embargo, en sitios expuestos a la condensación de las masas de aire húmedo provenientes del este, la precipitación alcanza valores de hasta 8 000 mm/año (Young y León, 2001). En la zona norte, en el límite con Ecuador, la precipitación

es considerablemente menor, con valores anuales que oscilan entre los 800 y 1 500 mm. Por su parte, las tendencias en la distribución de la precipitación con respecto al rango altitudinal parecen conservarse, con algunas excepciones hacia los valles intramontanos, donde las precipitaciones son menores (Gómez-Peralta *et al.*, 2008). Hacia la región alto-andina, la precipitación anual está entre los 800 y 1 200 mm, pero presenta una alta nubosidad (Young y León, 2001). En la cuenca pacífica del Perú, el ambiente es más seco, con regiones muy áridas (200 mm/año) en la parte central del Perú y hacia las secciones bajas de las cuencas, como el caso de las partes baja y media de la cuenca del río Jequetepeque (Wilcox, 2007; Peña y Vargas, 2006). Esta región del Pacífico peruano presenta un gradiente claro de precipitación, con promedios anuales de 700 mm a una altitud de 2 500 msnm, y de 1 200 mm hacia los 3 200 msnm (Cobeñas, 2007).

En Bolivia, los bosques húmedos montanos (incluyendo los bosques de niebla) cubren un área de aproximadamente 150 000 km², es decir, el 13,7% del territorio del país. Las precipitaciones dependen principalmente de los vientos alisios, que vienen cargados de humedad desde el Atlántico hacia la Amazonía (Schawe *et al.*, 2008; Kessler y Beck, 2001) y de allí hacia los Andes (Espinoza *et al.*, 2008). Por esto, casi el 80% de la precipitación en los bosques andinos de Bolivia cae durante el verano austral (de noviembre a abril). La precipitación media anual varía dependiendo de la topografía y de la elevación: las laderas orientadas al noreste reciben hasta unos 8 000 mm/año (Kessler, 1999). El nivel máximo de precipitación se encuentra aproximadamente entre 1 000 y 1 500 msnm en zonas muy húmedas (más de 5000 mm/año); entre los 2 000 y 2 500 msnm la precipitación es algo menor, pero disminuye considerablemente por encima de los 3 000 msnm, especialmente en valles de sotavento, con valores anuales menores a 500 mm (Espinoza *et al.*, 2008; Kessler y Beck, 2001; Fjeldså *et al.*, 1999). No obstante, Schawe *et al.*, (2008) encontraron valores mayores de precipitación a los 3 050 msnm en la zona oriental de los Andes (Tabla 1). Una de las características principales de la precipitación en Bolivia es su alta variabilidad interanual (de hasta el 25%), entre los años más secos y los más húmedos, la cual está ligada principalmente al fenómeno *El Niño-Southern Oscillation* (ENSO), a efectos del Atlántico y a los excesos durante los eventos de La Niña (Kessler y Beck, 2001).

Tabla 11. Magnitud (mm/año) de las diferentes variables hidrológicas en algunos bosques andinos.

País	Altitud (Msnm)	Precipitación (Mm/año)	Entradas por niebla (Mm/año)	Interceptación (Mm/año)	Evapo-transpiración (Mm/año)	Fuente
Bolivia	1 850	2 310			1 190	Schawe <i>et al.</i> , 2008
	2 600	3 970			462	
	3 050	5 150			403	
Perú	2 470	2 222	203	658		Gómez <i>et al.</i> , 2008
	2 815	2 753		207		
	2 500	695			605	Cobeñas, 2007
	3 200	1 200			530	
Ecuador	1 950	2 079				Emck, 2007
	1 900	2 363		748	533	Fleischbein <i>et al.</i> , 2006
	2 200	2 592		985		
	2 090	3 272	94	491	561	Motzer <i>et al.</i> , 2008
	2 275	2 737	131	246		
	1 950	2 473	52	717		Rollenbeck <i>et al.</i> , 2007
	1 800	1 800	50			Rollenbeck <i>et al.</i> , 2008
	2 660	5 000	1 200			
3 200	4 400	1 700				
Colombia	1 700	3 968		976		Vis, 1986
	1 950	2 780		420		
	3 050	2 123		242		
	2 550	2 115		262		Veneklaas y Van Ek, 1990
	3 370	1 453		266		Fonseca y Ataroff, 2005
	2 300	3 591	438	1580		
	3 100	1 615	334	511	434	Tobón y Arroyave, 2007
Venezuela	2 250	1 174		317		Ataroff y Sánchez, 2000
	2 300	3 125	309	1 406	558	Ataroff, 2005
	2 300	2 965	124	1 245		
	3 100	2 010	72			
Panamá	1 200	3 510		1 306		Cavelier <i>et al.</i> , 1997

1 Los casilleros en blanco indican que "No Existe Información".

En la parte alta de la zona andina de Bolivia se presenta una vegetación de pradera de bajo porte en la que predominan las gramíneas. El clima característico es frío, con una temperatura promedio de 5°C a 7°C, y una precipitación anual de 500 a 600 mm. Dada la elevada altitud, la radiación solar es fuerte y de gran magnitud sobre el suelo, por la ausencia de una cobertura vegetal densa (Aramayo *et al.*, 2004). En la región biogeográfica de Yungas se presentan parches de bosques, donde la precipitación es mayor, como ya se anotó (Espinoza *et al.*, 2008; Schawe *et al.*, 2008; Araujo-Murakami y Zenteno, 2006). Los árboles que conforman el sistema de bosques alto-andinos, con una altura entre 3 y 12 m, presentan una abundancia de epífitas, musgos y líquenes en sus ramas y troncos, que, además de contribuir a la diversidad florística del ecosistema, constituyen la más importante fuente de interceptación de agua de neblina en el bosque (Holder, 2004; Mulligan y Jarvis, 2000; Cavelier *et al.*, 1996; Veneklaas y Van Ek, 1990), dadas la gran superficie específica y la gran capacidad de almacenamiento de agua (Tobón *et al.*, 2009b; Köhler *et al.*, 2007; Walker y Ataroff, 2002; Ataroff y Rada, 2000; Jarvis, 2000; Mulligan y Jarvis, 2000; Hamilton *et al.*, 1995a; Ingram y Nadkarni, 1993; Frahm y Gradstein, 1991; Veneklaas *et al.*, 1990; Cleef *et al.*, 1984; Seiler, 1981).

En Colombia, los bosques alto-andinos experimentan un amplio rango de precipitaciones dependiendo del grado de exposición a las masas de aire que vienen desde la Amazonía, del Pacífico o de su ubicación en los valles interandinos. Los valores van desde los 900 mm al año, a 1900 msnm; y llegan hasta por encima de los 4 000 mm al año, a una altitud de 3 300 msnm (Arroyave, 2007; Rangel, 2000; Weischet, 1969). Contrariamente, Veneklaas y Van Ek (1990) y Vis (1986) encontraron que en los valles centrales de la región andina de Colombia la precipitación disminuyó de 3 150 mm al año, a una altitud de 1 700 msnm; hasta 2 123 mm al año, a una altitud de 3 050 msnm (Tabla 1); mientras que las partes altas con bosques alto-andinos en las laderas expuestas al Pacífico, en la región del Chocó, las precipitaciones alcanzan valores de hasta 12 000 mm/año (Pabón *et al.*, 2008; Zea *et al.*, 2008).

En los bosques alto-andinos de Venezuela se presenta una variabilidad interanual de la precipitación entre 1 300 y 3 000 mm al año (Ataroff, 2001), a una altura sobre el nivel del mar entre 1 700 y 3 000 m (Sarmiento *et al.*, 1971).

En montañas aisladas, como es el caso del Cerro del Copey, a una altura de 1 000 msnm, la precipitación alcanza valores anuales de hasta 4 950 mm (Cavelier y Goldstein, 1989). En general, la mayoría de los eventos son de bajas magnitud y densidad (Ataroff y Sánchez, 2000).

El aporte de la niebla, directo e indirecto, parece contribuir en forma importante a las entradas de precipitación (Tobón y Gil, 2007; Tobón y Arroyave, 2007; Dengel y Rollenbeck, 2003; Bruijnzeel y Hamilton, 2000; Hamilton *et al.*, 1995a; Stadtmüller, 1987, 1994) y de nutrientes solubles (Goller *et al.*, 2006; Beiderwieden *et al.*, 2005) en los bosques alto-andinos. La interceptación del agua de la niebla en bosques nubosos no sólo es realizada por el dosel (Holder, 2004), sino que en el proceso intervienen igualmente las epífitas, principalmente musgos y líquenes, actuando como una esponja capaz de retener la humedad proveniente de la niebla (Tobón *et al.*, 2009b; Köhler *et al.*, 2007; Walker y Ataroff, 2005; Mulligan y Jarvis, 2000; Cavelier *et al.*, 1996; Veneklaas y Van Ek, 1990), para posteriormente liberarla por goteo hacia la superficie del suelo (Coxson y Nadkarni, 1995; Lovett *et al.*, 1985).

Vale señalar que el aporte que realizan las epífitas puede variar dependiendo de las condiciones propias del ambiente. Así, por ejemplo, en la cuenca Tambito y Palo Verde (Reserva Natural Tambito), ubicada en el suroccidente de Colombia, se encontró un aporte de agua por interceptación del bosque equivalente al 9% de la precipitación neta (González, 2000); los musgos arrojaron un porcentaje de captura del 2,44% en ausencia de lluvia (Ortega *et al.*, 2002), por lo que se concluye que sólo durante épocas húmedas el goteo presentado por interceptación de la niebla es significativo (Holder, 2004; Ortega *et al.*, 2002).

Las variaciones en la interceptación del agua de la niebla son comunes en todas las zonas donde se ubican los bosques nubosos (Tabla 2). Por ejemplo, en investigaciones a través de la cordillera Oriental, al oeste de Panamá, se encontraron valores de interceptación entre 2,4% y 60,6% de las entradas totales (Cavelier *et al.*, 1996). En un total de 14 estaciones que fueron establecidas a diferentes altitudes y con variaciones en la exposición a los vientos, se observó que la interceptación de la niebla aumentó en medida directamente



Presencia de epífitas y líquenes en los bosques andinos. Estos elementos funcionan como barreras físicas para interceptar el agua de la niebla y dejarla caer a la superficie del bosque como un aporte hídrico a estos ecosistemas.

proporcional a la altitud (Cavelier *et al.*, 1996); un caso similar es reportado para una cuenca de alta montaña en Colombia (Tobón y Arroyave, 2007). Estos resultados condujeron a establecer que los bosques alto-andinos pueden interceptar 16 veces más la niebla que los bosques húmedos bajos (Cavelier *et al.*, 1996).

La cantidad de agua adicional obtenida en los bosques de niebla en Colombia por interceptación de la precipitación horizontal (lluvia transportada por el viento y niebla) oscila entre 43 mm al año, a 2 100 msnm; hasta 273 mm al año, a 3 040 msnm (Tobón y Arroyave, 2007; Tobón *et al.*, 2008). Sin embargo, algunos autores han encontrado valores mucho mayores en condiciones más expuestas, con cifras que oscilan entre 143 y 796 mm al año (Ferwerda *et al.*, 2000; González, 2000; Cavelier *et al.*, 1996; Cavelier y Goldstein, 1989); en dichas condiciones, gran parte de la contribución está dada por la lluvia

transportada por el viento (Tobón y Arroyave, 2007), y con una muy baja contribución de la niebla (Frumau *et al.*, 2009; Tobón *et al.*, 2008).

Algunos estudios en bosques nubosos muestran claramente la variabilidad en la interceptación de agua por niebla: en La Macuira (Colombia), un bosque de niebla presentó, por precipitación horizontal, un ingreso de 796 mm al sistema (Cavelier y Goldstein, 1989); en La Mucuy (2 300 msnm), en la Cordillera de Mérida (Venezuela), se observa una interceptación de la niebla de 300 mm al año (Ataroff, 2001); mientras que en áreas como en el Zumbador (Venezuela), el aporte fue sólo de 154 mm, lo que se explica en función del tipo de nubes: las del Zumbador son estratiformes y tienen partículas de agua más finas, mientras que en La Macuira son frecuentes las masas cumuliformes homogéneas (Cavelier y Goldstein, 1989).

En términos generales, la captura del agua de la niebla por estos bosques puede variar dependiendo de las condiciones propias del ambiente. Aquí juegan un papel importante la frecuencia de los eventos de niebla, la cantidad de agua en la niebla, la velocidad del viento y la presencia de una vegetación exuberante que atrape, mediante impacto, el agua presente en la niebla (Frumau *et al.*, 2009; Villegas *et al.*, 2008; González, 2000; Cavelier, 1991). Así, por ejemplo, ya se ha mencionado que en la Reserva Natural Tambito, en el suroccidente de Colombia, el aporte de agua por interceptación del bosque equivale al 9% de la precipitación neta (González, 2000); los musgos arrojaron un porcentaje de captura del 2,44% en ausencia de lluvia (Ortega *et al.*, 2002). En general, el agua capturada por las epífitas de la niebla o la lluvia que es transportada por el viento está entre el 5% y el 35% de la precipitación anual (Köhler *et al.*, 2007; Tobón *et al.*, 2009b; Villegas *et al.*, 2008; Tobón y Arroyave, 2007; Walker y Attaroff, 2005; Richardson *et al.*, 2000), aun cuando algunos estudios han mostrado valores por encima del 100% (Sugden, 1981). Esto último indica que las epífitas juegan igualmente un papel importante en la captura del agua de la niebla.

En el altiplano cundiboyacense de Colombia, Tobón y Arroyave (2007) estudiaron la hidrología de un bosque alto-andino y encontraron que las entradas por precipitación horizontal (niebla y lluvia transportada por el viento)

alcanzaron, en promedio, el 18% de las entradas por precipitación (Tabla 1), con un incremento de acuerdo a la altura: de sólo el 3% a una altitud de 2 750 msnm, al 34% de la precipitación total a 3 450 msnm (Tobón y Arroyave, 2007). Igualmente, un estudio en Ecuador indica que las entradas por precipitación horizontal aumentaron con la altura, siendo de sólo el 2% a una altitud de 1 800 msnm, pero con valores de hasta el 24% a 2 660 msnm, y del 40% de la precipitación total a 3 200 msnm (Rollenbeck *et al.*, 2008). Por otra parte, ciertas investigaciones en la cordillera Oriental en el oeste de Panamá mostraron valores por interceptación entre 2,4% y 60,6% de las entradas totales, para un total de 14 estaciones que fueron establecidas a diferentes altitudes y con variaciones en la exposición a los vientos (Cavelier *et al.*, 1996).

Evapotranspiración

Para una mejor comprensión de este proceso, es apropiado presentar por separado los dos componentes activos de la evapotranspiración: interceptación de la precipitación por el dosel de los bosques, y transpiración. Si bien existen muy pocas evidencias bibliográficas sobre la interceptación por los bosques andinos en países como Bolivia y Perú (Ibisch *et al.*, 2001), las evidencias disponibles en bosques andinos de Ecuador, Colombia y Venezuela (Schawe *et al.*, 2008; Gómez *et al.*, 2008; Arroyave, 2007; Tobón y Arroyave, 2007; Fleischbein *et al.*, 2005; Ataroff, 2000; Ataroff y Rada, 2000), así como en otros países (Bubb *et al.*, 2004; Bruijnzeel, 2004; Bruijnzeel, 2001; Bruijnzeel, 2000; Bruijnzeel y Veneklaas, 1998), marcan una coincidencia acerca de que la presencia de una masa boscosa significa una posible disminución del caudal medio como consecuencia de la alta interceptación de la precipitación y las demandas de agua por la planta o por transpiración (Bruijnzeel, 2001; Hamilton, 1982).

Estos estudios indican que los valores de interceptación de la precipitación por el dosel de la vegetación se encuentran entre el 19% y el 53% de la precipitación incidente (Fleischbein *et al.*, 2008; Oesker *et al.*, 2008; Schawe *et al.*, 2008; Tobón *et al.*, 2008; Arroyave, 2007; Tobón y Arroyave, 2007; Ataroff y Rada, 2000; González, 2000; Cavelier *et al.*, 1997; Hofstede, 1995; Scatena 1990). Por su parte, Bruijnzeel (1990) indica que la interceptación anual en seis

bosques de montaña en el trópico varió entre el 14% y el 25%. Esta disparidad en los valores de interceptación se puede entender como el resultado de diferencias metodológicas; además, puede tratarse, muy posiblemente, de bosques estructuralmente diferentes, con condiciones de precipitación diversas (Oesker *et al.*, 2008, Bruijnzeel, 1990) y diferencias en la cantidad de epífitas, lo que juega un papel importante en la cantidad de agua que es interceptada por estos bosques (Oesker *et al.*, 2008; Tobón *et al.*, 2009b; Köhler *et al.*, 2007; Fleischbein *et al.*, 2005; Walker y Ataroff, 2005; Kürschner y Parolly, 2004; Frahm y Gradstein, 1991).

En los bosques andinos de Colombia se encontró una interceptación promedio del 17% de la precipitación total, mientras que los bosques alto-andinos en ese país interceptaron en promedio el 24% de la precipitación total (Tobón y Arroyave, 2008). El mayor valor encontrado en el bosque alto-andino fue explicado en términos de una mayor biomasa de epífitas aéreas, capaces de interceptar hasta cinco veces su peso seco (Hofstede, 1995). Comparativamente, los valores encontrados para los bosques andinos son similares a los de otros bosques de niebla en Costa Rica (Frumau *et al.*, 2009) y en otros países de América (Holwerda, 2005; Hafkenscheid, 2000). En los bosques alto-andinos en Venezuela, la interceptación del dosel fue del 27% (Silva, 2005). En La Mucuy (Venezuela), la interceptación fue del 51% de la precipitación total (3 412 mm al año) (Ataroff, 2001).

En cuanto a la evapotranspiración (ET), en un estudio agroclimatológico de la región andina se encontraron valores mensuales de la evapotranspiración, para un total de 69 estaciones distribuidas a lo largo de un gradiente altitudinal y latitudinal en Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú y Bolivia, los cuales indican que existe una disminución de la evapotranspiración de alrededor de 150 mm al año por cada 1 000 m de aumento en la altitud (Frere *et al.*, 1978). En Colombia, la evapotranspiración calculada mediante el método Penman-Monteith en bosques alto-andinos presentó valores de 560 mm al año con una leve disminución de acuerdo con la altitud (Tobón y Arroyave, 2008); sin embargo, en bosques alto-andinos de la región del Pacífico (Colombia) los valores encontrados de evapotranspiración estuvieron alrededor de los 800 mm al año, a una altitud de 2 000 msnm; mientras que en la región cafetera



Evapotranspiración de los bosques andinos. Este proceso aumenta su magnitud durante los días completamente despejados de nubes (generalmente durante los meses de enero y febrero).

y a la misma altura el valor estuvo cercano a los 1 050 mm al año (Jaramillo, 2006). En La Carbonera (Venezuela), se encontró una evapotranspiración de 980 mm al año (Ataroff, 2001).

Estudios llevados a cabo en bosques andinos de Ecuador (2200 msnm) indican que las pérdidas por evapotranspiración son alrededor de 1 280 mm al año (Fleischbein *et al.*, 2008), aun cuando este valor incluye pérdidas por interceptación de la precipitación horizontal; mientras, en el sur de Ecuador, a 1 950 msnm, la evapotranspiración, medida con el método de flujo xilemático, alcanzó valores de 560 mm al año (Motzer *et al.*, 2008; Motzer *et al.*, 2005). En bosques andinos expuestos al Pacífico en Perú, la evapotranspiración calculada disminuyó con la altitud, siendo de 605 mm al año, a una altitud de 2 500 msnm; y de 530 mm al año, a 3 200 msnm (Cobeñas, 2007). En bosques de Yungas en Bolivia, los valores calculados para la evapotranspiración disminuyen con la altitud: a 1 700 msnm, la evapotranspiración fue de 1190 mm al año; mientras que a una altitud de 3 400 msnm, dicho rubro fue apenas de 461 mm al año (Schawe *et al.*, 2008).

De acuerdo con los valores registrados de interceptación de la precipitación y la evapotranspiración calculada por los diferentes métodos, se puede deducir que los bosques andinos presentan una evapotranspiración anual promedio de 980 mm, incluida la interceptación. Es importante anotar que la magnitud de esta variable cambia entre cada tipo de bosque, dependiendo de sus condiciones ambientales y estructurales (Tabla 1).

Infiltración de la precipitación y el agua en el suelo

Su alto contenido de materia orgánica y, en muchos casos, su origen volcánico confieren a varios de los suelos de los bosques andinos unas propiedades físicas e hidráulicas especiales, como son baja densidad aparente, alta porosidad, alta capacidad de infiltración, alta capacidad de retención de humedad y alta conductividad hidráulica (Tobón *et al.*, 2009a; Osorio y Bahamon, 2008; Díaz-Granados *et al.*, 2005; Buytaert *et al.*, 2004; Poulénard *et al.*, 2003; Luteyn, 1992). Estas propiedades hidrofísicas del suelo otorgan a estos ecosistemas una alta capacidad de regulación hídrica en la cuenca donde se encuentran (Tobón *et al.*, 2009a).



En la mayoría de los bosques andinos se presenta una **capa gruesa de musgos** que cubre los suelos orgánicos. Éstos son responsables de la alta infiltración de la precipitación y, en parte, de la regulación hídrica de estos ecosistemas.

Adicionalmente, los suelos presentan una gruesa capa de musgos y materia humificada que ejerce un efecto importante en la hidrología de estos ecosistemas: son capaces de almacenar grandes cantidades de agua, hasta seis veces su peso seco (Avendaño, 2007). La frecuencia de niebla y las bajas pérdidas por evapotranspiración en los bosques alto-andinos son, en parte, responsables de que los suelos mantengan una alta humedad permanente (Schawe *et al.*, 2008; Tobón *et al.*, 2008; Osorio y Bahamon, 2008; Bach *et al.*, 2003). Esto hace que el rendimiento hídrico de estos ecosistemas sea generalmente mayor que el de otros tipos de bosque.

De acuerdo con la teoría de infiltración, que determina que el flujo base de los ríos y quebradas de alta montaña está gobernado predominantemente por el sustrato geológico y no por la presencia o ausencia de una cobertura boscosa (Tobón *et al.*, 2009a), es importante resaltar el papel de los bosques andinos para mantener un aporte continuo de materia orgánica a los suelos; esto determina parcialmente su capacidad para almacenar y retener el agua (Bonell, 1993, 2005; Fleischbein *et al.*, 2005; Goller, 2004; Bonell y Balek, 1993). Asimismo, la regulación de la escorrentía y de la erosión tiene una relación directa con la presencia de una vegetación exuberante dentro de la cuenca (Stadtmüller, 1987).

En los bosques alto-andinos, como se ha dicho, la inmersión frecuente en la niebla, la baja evapotranspiración, la alta infiltración y la alta capacidad de almacenamiento de agua por los suelos otorgan a estos ecosistemas una gran capacidad de regulación hídrica; así, la escorrentía superficial es mínima y la recarga del agua del suelo y del subsuelo es más eficiente (Schawe *et al.*, 2008; Bach *et al.*, 2003). Este efecto regulador que presentan los bosques depende, en buena medida, de las características de la vegetación en sus compartimentos aéreos y subterráneos (Ataroff y Rada, 2000), a más de la presencia de un suelo con una alta capacidad de almacenamiento y retención de humedad y con una alta porosidad, características que le confieren un valor alto de infiltración de precipitación (Tobón *et al.*, 2009a).

Algunos estudios sobre la relación precipitación-infiltración llevados a cabo en bosques alto-andinos en Colombia y Venezuela (Tobón *et al.*, 2009a; Osorio

y Bahamon, 2008; Pacheco y Ataroff, 2002) encontraron que los valores de escorrentía superficial en estos ecosistemas son muy bajos. Esto indica que en las condiciones del bosque alto-andino y en suelos similares se presenta una alta infiltración y, en consecuencia, una buena regulación hídrica por la recarga de la humedad del suelo y los reservorios subterráneos. En última instancia, éstos son los que mantienen el flujo de las quebradas y los ríos. Igualmente, los mencionados autores encontraron que la transformación de estos ecosistemas por cultivos o pastizales puede alterar significativamente la relación precipitación-infiltración-escorrentía (Morales, 2008), lo que pone en peligro la capacidad de estos ecosistemas como reguladores hídricos y la sostenibilidad en la provisión de agua limpia (Pacheco y Ataroff, 2002; Lloret, 2000).

La alta capacidad de almacenamiento de agua que tienen los suelos en estos bosques alcanza valores de hasta el 80% del volumen de agua en capacidad de campo (Tobón *et al.*, 2009a ; Poulénard *et al.*, 2001), lo cual, unido a la baja evapotranspiración de 300 a 450 mm anuales (Bruijnzeel y Proctor, 1995), genera un gran excedente de agua que alimenta los ríos que descienden hacia los valles (Poulénard *et al.*, 2003; Podwojewski *et al.*, 2002; Harden, 2001; Poulénard *et al.*, 2001; Medina y Mena Vásconez, 2001; Sarmiento, 2000; Hofstede, 1995; Luteyn, 1992). De hecho, los ríos que descienden de los bosques alto-andinos proveen de un flujo base sostenido a través del año (Sanabria, 2001), incluso en las épocas de menos lluvias. Esto indica que el ecosistema tiene una gran capacidad de regulación hídrica.

Otros estudios recientes han demostrado que la función de mitigación de las inundaciones y la regulación hídrica de los bosques andinos también dependen, en gran medida, de factores geológicos y edafológicos locales como la topografía, la superficie y la densidad del bosque, la composición de la vegetación y su estado de crecimiento, y las propiedades del suelo. Así, por ejemplo, mientras más alto contenido de materia orgánica tenga un suelo, con un sistema radicular denso y profundo, mayor es su capacidad de infiltración y almacenamiento del agua (Bonell, 1993, 2005; Bonell y Balek, 1993). Esto implica que los suelos en los bosques alto-andinos ejercen, en su estado natural, un efecto regulador y controlador de las inundaciones (Bruijnzeel, 2006);

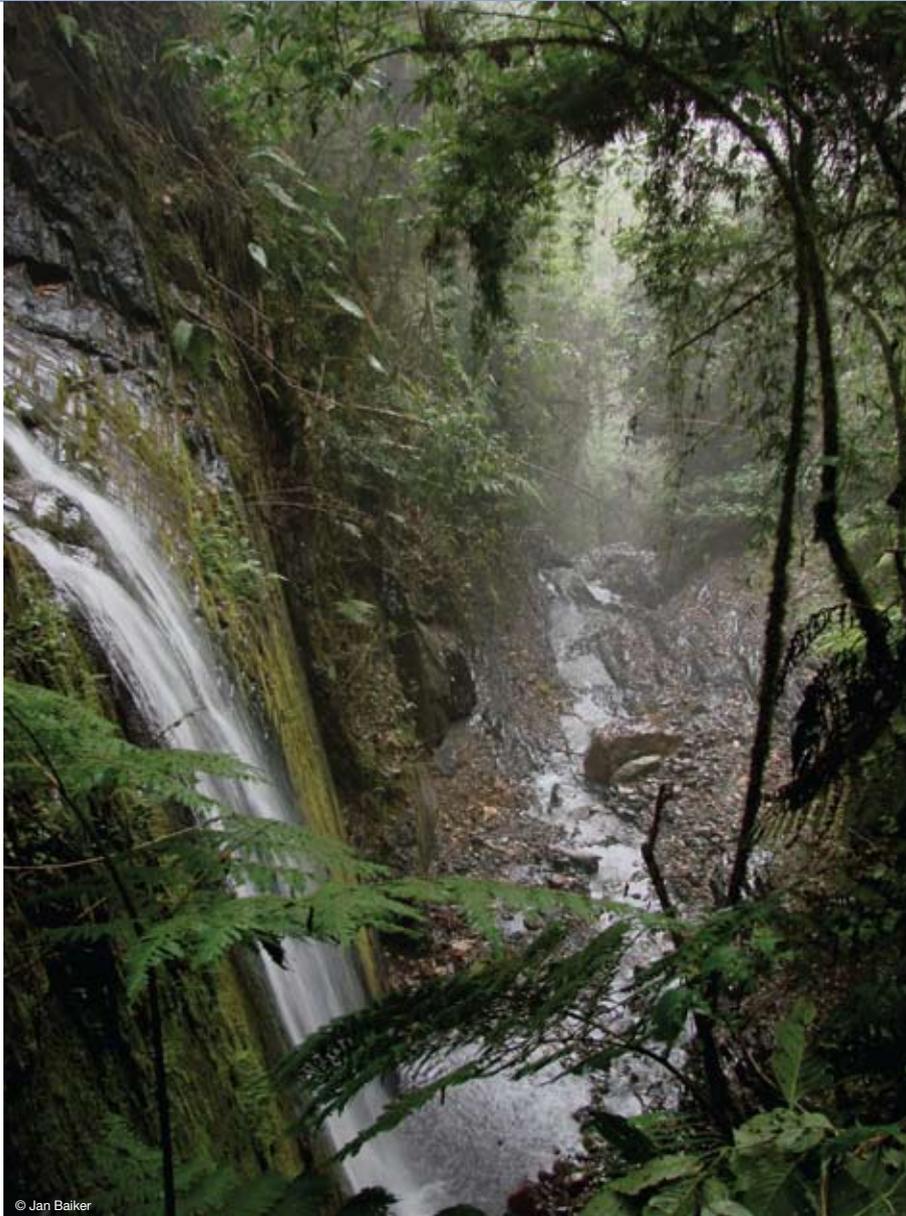
sin embargo, hay eventos extremos en los cuales los bosques no pueden ejercer ningún control.

Por otra parte, el potencial hidrológico de los bosques de alta montaña, en general (Sanabria, 2001), y su importancia en la conservación de los suelos y en la generación de agua limpia, en particular, han sido ampliamente reconocidos (Bruijnzeel, 2004; Bruijnzeel, 2002; Aldrich *et al.*, 1997; Stadtmüller y Agudelo, 1990; Zadroga, 1981). En términos generales, se conoce que desde el punto de vista cualitativo, el agua de los bosques usualmente contiene muy pocas sustancias tóxicas. La ausencia de fertilizantes, aguas residuales, caminos y zonas residenciales reduce la entrada de contaminantes externos al ambiente. Además, los suelos forestales tienen un mayor potencial de retención de sustancias orgánicas y minerales que los suelos agrícolas o urbanos. Sin embargo, no existen estudios donde se evalúe la calidad del agua en ríos y quebradas antes y después de ingresar a los bosques alto-andinos (Wilcke *et al.*, 2001); estos análisis permitirían conocer, de una manera más precisa, la contribución de estos ecosistemas a la calidad del agua como un servicio ecosistémico (Sanabria, 2001).

Caudal y rendimiento hídrico

El popular concepto del bosque y sus suelos como esponjas, gracias a su gran capacidad para retener el agua, estaría opacado por la cantidad de agua que mueve el bosque desde el suelo hacia la atmósfera (Bruijnzeel, 2004; Brooks *et al.*, 1997; Smiet, 1987; Hamilton y King, 1983). Sin embargo, parece ser que la presencia frecuente de la niebla que cubre estos bosques disminuye la evapotranspiración (Hamilton *et al.*, 1997; Bruijnzeel *et al.*, 2007). Esto produce un mayor caudal en proporción a las entradas por precipitación. Adicionalmente, estos bosques mejoran la capacidad de infiltración, lo que permite una recarga adecuada de la humedad del suelo y los acuíferos para mantener estables los caudales de verano.

Existe una gran variabilidad en los valores presentados en la literatura en cuanto al rendimiento hídrico de los bosques andinos (Sanabria, 2001). Esto



© Jan Baiker

Caudal de las quebradas que emanan de los bosques andinos durante los períodos secos. Rendimiento hídrico de los bosques andinos.

se relaciona, en parte, con las diferencias en las metodologías utilizadas, pero igualmente parecen existir otras variables del bosque y de los suelos que, conjuntamente, pueden explicar mejor los cambios en el rendimiento hídrico: tamaño del área basal, índice del área foliar y fisiología de las especies. Estas variables están directamente relacionadas con la interceptación y transpiración del bosque. Igualmente, la clase y la profundidad del suelo, y la infiltración y la conductividad hidráulica son variables que, junto a la cantidad de precipitación, determinan el potencial de la cuenca para almacenar agua en el suelo y el subsuelo. En un estudio llevado a cabo en un bosque alto-andino en Colombia, se encontró que el rendimiento hídrico de la cuenca fue del 55% de las entradas (Tobón y Arroyave, 2007); lo que ubica a estos bosques en el rango superior de valores de rendimiento hídrico en comparación con otros.

El alto rendimiento hídrico de los bosques de montaña, como los andinos, está relacionado con varios procesos cuya combinación produce una mayor proporción de caudal en una cuenca con respecto a las entradas por precipitación. Entre estos procesos se encuentran: baja temperatura (Kitayama y Aiba, 2002), alta humedad relativa en forma permanente (Odum *et al.*, 1970), dosel permanentemente húmedo (Frumau *et al.*, 2006), presencia de epífitas y capa gruesa de briofitos en la superficie del suelo u horizonte orgánico bien desarrollado (Tobón y Arroyave, 2008; Tobón *et al.*, 2009b), suelos que permanecen durante gran parte del año con una humedad cercana a la capacidad de campo o generalmente saturados (Tobón *et al.*, 2009b; Osorio y Bahamon, 2008); por lo tanto, gran porcentaje del agua que ingresa a ellos sale como drenaje subsuperficial, en lapsos de tiempo que dependen de la conductividad hidráulica, la cual es generalmente alta (Tobón *et al.*, 2009b), y una evapotranspiración baja debida a la permanencia de nubes y niebla y, por ende, a una baja demanda de humedad desde la atmósfera (Frumau *et al.*, 2009).

En promedio, los bosques alto-andinos presentan un rendimiento hídrico (caudal/precipitación total) del 57% (Tobón y Arroyave, 2008). Este valor es muy superior al promedio del 19% que presenta el bosque seco tropical (Martínez *et al.*, 2005; IAVH, 1997; Torres y Patiño, 1997; Murphy y Lugo, 1986) y del 42% del bosque húmedo tropical (Tobón, 1999). Sin embargo, esta cifra parece ser superada ligeramente por los ecosistemas de páramo, que presentan un valor promedio del 63% (Arroyave, 2007).



IMPACTO HIDROLÓGICO CAUSADO POR LA TALA Y CONVERSIÓN DE LOS BOSQUES ANDINOS A OTROS USOS DEL SUELO

Pese a que varios autores han señalado que tanto los bosques alto-andinos como los páramos son ecosistemas fundamentales para proveer de agua dulce a grandes poblaciones y permitir la regulación de la hidrología regional (Tobón y Arroyave, 2007; Buytaert *et al.*, 2006; Bruijnzeel, 2001; Hofstede, 1999; Veneklaas *et al.*, 1990; Dohrenwend, 1979), la tasa de alteración y destrucción de estos bosques sigue siendo alta (De Noni *et al.*, 1990; Hofstede, 1995a). Esta alteración cambia la estructura del bosque (Ingram y Nadkarni, 1993), hace que se modifiquen las propiedades hidrofísicas de los suelos (Tobón *et al.*, 2009a) y, por ende, se altera su funcionamiento hidrológico (Tobón *et al.*, 2008): se producen cambios considerables en su dinámica hídrica, como por ejemplo en las condiciones de interceptación del agua de la niebla por la vegetación (Veneklaas *et al.*, 1990), a más de que disminuyen la infiltración y la capacidad de los suelos para retener el agua (Bonell, 1993, 1998, 2005; Bonell y Balek, 1993). En otras palabras, se altera ampliamente el ciclo hidrológico de estos ecosistemas.

Si bien son escasos, los estudios relacionados con la hidrología de estos bosques indican que éstos juegan un papel importante en la regulación de los caudales, en el rendimiento hídrico en cuencas, en el control de la erosión y en la reducción de inundaciones (Arroyave, 2007; Tobón y Arroyave, 2007; Veneklaas *et al.*, 1990). La pérdida de la masa boscosa debida a la tala, a eventos naturales o al cambio climático puede dar como resultado una disminución de los caudales (Bruijnzeel, 2001), especialmente durante los períodos secos. Pero la magnitud de las consecuencias aún no ha sido estudiada para una gran parte de los bosques andinos.

Generalmente, en los casos en que el bosque natural es sustituido por otros usos del suelo, con frecuencia pastos y cultivos, se generan cambios considerables en el régimen hidrológico de las cuencas de alta montaña. Esto es esencialmente resultado del cambio en las propiedades hidrofísicas del suelo

(Tobón *et al.*, 2009a) y de cambios en la dirección y magnitud de los flujos de agua hacia los ríos y las quebradas. Entre los principales problemas causados por el cambio en el uso del suelo, pueden mencionarse: erosión, deslizamientos de tierras, inundaciones, contaminación, degradación del régimen hidrológico y escasez de agua. Stadtmüller (1987) hace especial énfasis en el cambio de cobertura de los suelos, en el sentido de que el riesgo de erosión se incrementa cuando hay condiciones climáticas, topográficas y edáficas desfavorables. Éste es el caso de los bosques alto-andinos: tienen un clima específico, donde la vegetación intercepta una proporción de la precipitación y mantiene la humedad del suelo, y están ubicados generalmente en altas pendientes con suelos superficiales (Bruijnzeel, 2001).

La deforestación de los bosques alto-andinos parece producir diferentes tipos de impactos (Mosandl *et al.*, 2008), además del meramente hidrológico; por lo tanto, este capítulo ha sido dividido en varios componentes, de acuerdo con el tipo de impacto generado.

Cambios en la tasa de evapotranspiración producidos con el cambio de uso del suelo

La cantidad de agua del suelo que es utilizada por la vegetación para sus procesos internos (transpiración-respiración) depende, en parte, de la cantidad de biomasa foliar o índice de área foliar, además de la disponibilidad de agua en el suelo y de la radiación solar, entre otros (Frumau *et al.*, 2009). Por lo tanto, cambios en el uso del suelo, donde el bosque es reemplazado por vegetación rastrera (por ejemplo, pastos) con una menor cantidad de hojas y de menor cobertura, pueden resultar en una menor evapotranspiración (Frumau *et al.*, 2009; Bruijnzeel, 2004), lo que daría como resultado un mayor caudal o escorrentía desde la cuenca. Sin embargo, varios autores han encontrado que estos cambios en el uso del suelo y su posterior manejo generan variaciones considerables en la infiltración y en las propiedades hidrofísicas del suelo (Tobón *et al.*, 2009a; Bruijnzeel, 2004), lo cual resulta en una menor recarga del agua del suelo y de los acuíferos en los períodos de lluvia, y deja los suelos rápidamente expuestos a condiciones de sequedad, una vez que se inician

los períodos de verano, afectando considerablemente la evapotranspiración (Mora-Osejo, 2001).

En bosques alto-andinos de Colombia, Arroyave (2007) encontró valores de evapotranspiración de 820 mm al año para bosques alto-andinos y de 490 mm al año para pastos. En bosques andinos de Venezuela se encontraron igualmente diferencias considerables entre los valores calculados de evapotranspiración para los bosques alto-andinos y para otros cultivos, siendo mayor en los bosques (Sarmiento, 2000). En Costa Rica, donde el bosque nuboso fue reemplazado por pastos, la evapotranspiración fue de 730 mm al año, mientras que en otras áreas bajo bosque natural este valor fue de 785 mm al año, de los cuales la transpiración (ET) por el pasto fue de 385 mm y la del bosque fue de 365 mm (Bruijnzeel, *et al.*, 2006).

Por otra parte, cambios en el uso del suelo en zonas bajas de las cuencas y los valles pueden producir efectos considerables sobre el nivel base de las nubes que cubren los bosques de alta montaña (Föster, 2001; Lawton *et al.*, 2001; Still *et al.*, 1999). El cambio en las condiciones de niebla que cubren los bosques alto-andinos, o en su frecuencia, resultaría en disminuciones drásticas de la humedad del aire, en un incremento en las horas de radiación solar y en un aumento considerable de la evapotranspiración (Föster, 2001).

Cambios en la capacidad de los suelos para almacenar y retener la humedad

Como se anotó, los suelos del bosque alto-andino, en su mayoría derivados de ceniza volcánica y con un alto contenido de materia orgánica, son en parte los responsables de su alta capacidad de almacenamiento de agua. Esta capacidad es mayor cuanto más materia orgánica tengan (Jaramillo, 2002). De acuerdo con varios autores (Osorio y Bahamon, 2008; Hofstede, 1995), los suelos de los ecosistemas de alta montaña en Colombia son capaces de almacenar hasta 500 litros por m³ en el primer metro del perfil del suelo, dado su alto contenido de materia orgánica. Sin embargo, no se tiene certeza sobre cuál fracción de esta cantidad es móvil y cuál es retenida en los capilares, como

tampoco se conoce con claridad cuál es la magnitud del impacto al alterar las condiciones naturales de estos suelos (Tobón *et al.*, 2009a; Hofstede, 1995). Al desaparecer la vegetación, esta materia orgánica desaparece rápidamente, debido a que se acelera su descomposición y a que no hay nueva adición de hojarasca. La desaparición del horizonte orgánico trae, como una de sus principales consecuencias, la disminución de la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y de su capacidad de retención de la humedad, lo que afecta la disponibilidad de agua para las plantas y, por ende, la evapotranspiración.

Adicionalmente, las zonas de vegetación natural por arriba de los 3 200 msnm en las sierras andinas están en un equilibrio morfo-dinámico frágil. Cuando este equilibrio es disturbado, en muchas ocasiones por la agricultura (Hofstede, 1995; De Noni *et al.*, 1990), la capa orgánica desaparece rápidamente al reducirse la vegetación, como se había mencionado, lo que deja el suelo expuesto a los agentes evaporativos (De Noni *et al.*, 1990). De igual modo, parece producirse una disminución en la infiltración (Tobón *et al.*, 2009a; Osorio y Bahamon, 2008; Bonell, 1993, 1998, 2005; Bonell y Balek, 1993), por lo que los suelos no se recargan completamente de agua durante los períodos de lluvias, perdiendo rápidamente su agua durante los períodos secos (Verweij, 1995). Las tendencias a mediano y largo plazo pudieran generar una disminución en el caudal, debido especialmente a la degradación de las propiedades hidrofísicas del suelo, con una disminución considerable de la infiltración y, por ende, de la recarga del nivel freático (Morales, 2008; Tobón *et al.*, 2009a).

Pérdida de suelo debido a la erosión como un efecto del cambio de los bosques andinos por otra cobertura

Son muchas las causas del fenómeno de la erosión. Es una de las tantas consecuencias del cambio indebido de cobertura, pues la misma deforestación inicial lleva a la compactación de los suelos y disminuye la capacidad de infiltración, provocando un aumento muy marcado de la escorrentía superficial (Bonell, 2005; Bonell, 1993; Bonell y Balek, 1993; Stadtmüller, 1987). A lo anterior se puede agregar lo encontrado por Ortega *et al.*, (2002), quienes concluyeron que las cuencas hidrológicas de los Andes, en particular, tienen

características específicas que impulsan la erosión en su medio físico natural: altas pendientes, ocurrencia de lluvias con fuerte erosividad, márgenes de los ríos desprotegidas de una vegetación de ribera y, por lo tanto, alta erodabilidad, y períodos prolongados de lluvias que producen fuertes movimientos en masa. Se debe tener también en cuenta que, a una escala regional, los procesos de denudación, la actividad volcánica, las fuertes pendientes y los movimientos en masa crean un ambiente geomorfológicamente activo en la parte norte de los Andes, lo que coadyuva a presentar procesos de erosión (Aalto *et al.*, 2006; Safran *et al.*, 2005).

A pesar de que los bosques andinos se encuentran generalmente en zonas marginales para ser habitadas por el ser humano y ofrecen dificultades como fuertes pendientes, baja fertilidad de los suelos, bajas temperaturas e inaccesibilidad, estos ecosistemas están actualmente amenazados por la deforestación, la agricultura, el pastoreo intensivo y las actividades mineras que abundan en la región de los Andes (United Nations, 1990). Estos usos están causando un incremento considerable de la escorrentía superficial, con un incremento en la cantidad de sedimentos que llegan a los ríos, lo que contamina las fuentes de agua fresca (Harden, 2006; Harden, 1993). Un ejemplo lo constituyen los valles andinos que fueron deforestados antes de la conquista española: presentan hoy un grado de aridez severo, con suelos muy superficiales que ya no pueden soportar árboles (Sarmiento y Frolich, 2002; Harden 2001; Gade, 1999; White, 1985; Acosta-Solís, 1984; Ellenberg, 1979) o han disminuido considerablemente sus bosques debido al deterioro de los suelos, como es el caso de algunas zonas de la provincia de Tungurahua, en Ecuador (Banco Central, 1984).

De acuerdo con algunos autores, la topografía abrupta de las zonas de alta montaña es en parte responsable de los deslizamientos naturales y otros movimientos en masa (Ohl y Bussmann, 2004; Stern, 1992). La ausencia de una cobertura protectora y las prácticas agrícolas causan la pérdida de suelo en forma acelerada (Harden, 1993, 1996). El pastoreo en áreas modificadas de bosque alto-andino produce cambios considerables en las propiedades hidrofísicas del suelo (Morales, 2008; Tobón *et al.*, 2009a; Buytaert *et al.*, 2006; Hofstede, 1995), aumentando la escorrentía superficial y, por ende, promoviendo la

erosión. Un caso especial son los suelos de cangahua en Ecuador, en los que la baja impermeabilidad de este material a poca profundidad ha causado una erosión severa, tanto que la cangahua está expuesta a la superficie (Navarro *et al.*, 1995; De Noni *et al.*, 1990). En estos casos, tanto los factores biofísicos como la funcionalidad hídrica de los ecosistemas fragmentados tienden a cambiar en forma moderada con el paso del tiempo y entre períodos del año (Ohl y Bussmann, 2004; Stern, 1992).



Procesos erosivos causados por la tala de los bosques andinos y por uso y manejo inadecuado de los suelos en diferentes actividades agrícolas.

Aramayo *et al.*, (2004) presentan un ejemplo claro de las características que contribuyen a la erosión hídrica en los Andes. En sus estudios de la región altoandina de Bolivia, atribuyen dicho fenómeno literalmente a las lluvias, al efecto de los vientos (erosión eólica) como proceso natural de la región y, especialmente, a la pérdida de cobertura vegetal en las elevadas pendientes naturales,

principalmente en el Altiplano y en la región volcánica. Estas razones no son diferentes a las mencionadas anteriormente, pero llevan a diferenciar la erosión hídrica de la antrópica; esta última, atribuida al sobrepastoreo, debido a la actividad pecuaria sin una planificación ni un manejo adecuado, en conjunto con la extracción selectiva de las especies vegetales como la yareta y la queñua (Aramayo *et al.*, 2004; Ibsch *et al.*, 2001). En una menor medida, pero con igual importancia, se encuentra el efecto de la actividad agrícola sin una normatividad o manejo adecuado, en áreas no aptas o con fuertes limitaciones naturales, como corresponde cuando se hace uso de maquinaria agrícola, junto con las inadecuadas prácticas comunales para rotación de cultivos.

De acuerdo con Harden (2006), las montañas andinas, en Sudamérica, producen la mayor cantidad de agua fresca por kilómetro cuadrado del mundo, en forma de caudal de los ríos y quebradas, seguidas únicamente por Asia (FAO, 2003). Sin embargo, un gran porcentaje de esta agua se está utilizando para la generación eléctrica, con una destinación para ese fin de más del 60% en Ecuador y Venezuela (Harden, 2006; Hofstede, 2005; Earthtrends, 2003); un mayor porcentaje (más del 80% en Bolivia y Perú) es utilizado para la agricultura bajo riego (Harden, 2006; FAO, 1998-2002; Knapp, 1991; White y Maldonado, 1991). Al analizar fotografías aéreas de 1989 y 1999, se ve cómo en el sur de los Andes ecuatorianos se han formado cárcavas causadas por sistemas de riego con infraestructura inadecuada o por exceso de riego (Vanacker *et al.*, 2003b). Este exceso de riego, por dejar abiertas las mangueras, es muy común en todo el territorio andino y está causando procesos severos de erosión de suelos y contaminación de los ríos (Harden, 2006; Vanacker *et al.*, 2003a).

Teniendo presente todo el problema y las consecuencias que conlleva la deforestación de los bosques alto-andinos, tanto la regulación de la escorrentía superficial (causa importante de la erodabilidad del suelo) como la erosión tienen una relación directa con la presencia de vegetación en una cuenca. Por lo tanto, la vía más efectiva para el control de la erosión debida a lluvias y vientos es asegurar que los suelos estén densamente vegetados. Donde esto no sea posible, se debe aumentar la infiltración (Stadtmüller, 1987) y limitar el cambio del uso del suelo, pues en algunos casos las áreas con sobrepastoreo, como

los bofedales en Bolivia, sufren procesos erosivos debido a que se ha superado la capacidad de carga animal (Aramayo *et al.*, 2004).

Es importante anotar que entre las mayores causas de abandono de antiguas áreas agrícolas en el Ecuador están la degradación de los suelos, la poca disponibilidad de agua para riego y el estrés hídrico en los cultivos de manera frecuente (Wilcke *et al.*, 2008). Estas áreas se convierten en generadoras de escorrentía y de sedimentos por varios años después del abandono (Harden, 2001). Una de las causas para que estos suelos hayan disminuido su capacidad de almacenar y retener la humedad es la remoción del horizonte orgánico. Por ejemplo, en Bolivia las turberas son vendidas como combustible (Godoy, 1990); en la puna del Perú los suelos de turbera son explotados para combustible y para horticoltura (Llerena, 1987), y en Ecuador las turberas son utilizadas en los cultivos de flores (Harden, 2006).

El abandono de las áreas degradadas debido a procesos de erosión muy acelerados no implica necesariamente que el ecosistema pueda regresar a sus condiciones iniciales de infiltración y estabilidad de sedimentos (Harden, 2006). Por ejemplo, en la parte central andina del Perú, donde la precipitación media anual es de 350 mm, se encontró que con el abandono de campos agrícolas en antiguas terrazas se incrementó la tasa de erosión de estos suelos y la generación de sedimentos (Invar y Llerena, 2000); lo que se debe a que la vegetación ya no crece naturalmente en estos ambientes secos. Mientras tanto, en partes más húmedas del Ecuador, con pendientes sin terraceo, los terrenos abandonados por los agricultores o donde crece el rastrojo producen una mayor cantidad de escorrentía que aquellos sitios activamente agrícolas (Harden, 1996).

Cambio en el régimen hidrológico y en el caudal de las cuencas andinas debido a la tala de los bosques y cambios en el uso del suelo

Es necesario anotar, en principio, que la cantidad de agua que sale desde una cuenca está en gran parte relacionada con la cantidad de precipitación que

cae en ella. Este hecho explica las tendencias en el rendimiento hídrico de las cuencas de alta montaña: las laderas o las franjas altitudinales que reciben una mayor precipitación, con incrementos por entradas de niebla en las laderas de barlovento, generarán igualmente una mayor cantidad de caudal, en comparación con las áreas aledañas (laderas de sotavento) y las que están hacia las partes bajas y más altas en la cuenca (Espinoza *et al.*, 2008, Bendix *et al.*, 2004a). Las altas precipitaciones en los bosques andinos se deben esencialmente a que éstos se encuentran en montañas donde se presenta generalmente una alta probabilidad para la formación de nubes o que éstas, en su ascenso (efecto orográfico), se condensan por enfriamiento del aire con el incremento de la altura (Pereira, 1989) y el grado de exposición a las corrientes de aire humedecido. Sin embargo, algunos autores han encontrado que los cambios en el uso del suelo en las partes bajas de las cuencas y llanuras afectan considerablemente la formación y el nivel de las nubes (Lawton *et al.*, 2001; Still *et al.*, 1999), lo que implica una menor cantidad de nubes en contacto con las altas montañas y, por lo tanto, una menor precipitación, además de un posible cambio en su frecuencia y distribución.

Si bien en la región andina no existen estudios tipo «cuencas pareadas», en los cuales se pueden evaluar los efectos hidrológicos producidos por la tala de los bosques y su conversión en pastos o cultivos agrícolas, éstos no son estrictamente necesarios ya que varios autores coinciden en el hecho de que esta conversión es la principal causa de impactos significativos sobre el caudal de los ríos y quebradas (Bruijnzeel, 2004; Ataroff y Rada, 2001; Bosch y Hewlett, 1982). En sentido general, se ha encontrado que en cuencas deforestadas los caudales son altos durante los eventos de precipitación. Cuando el evento termina, el caudal disminuye considerablemente y en algunas cuencas desaparece después de cierto período de tiempo sin lluvia. Este efecto parece aumentar su intensidad en la medida que aumenta igualmente el tamaño del área deforestada (Bruijnzeel, 2004; Ataroff y Rada, 2001; Bruijnzeel, 1990; Bruijnzeel, 1989), variación que debe ser explicada, además, por otros factores, como las diferencias en la precipitación y la evapotranspiración (Bruijnzeel, 2004; Zadroga, 1981), y en el efecto de los suelos (Tobón *et al.*, 2009a). Adicionalmente, Stadtmüller (1987) concluyó que la eliminación de los bosques en una cuenca significa un aumento inmediato en los caudales por la reducción

de las pérdidas por evapotranspiración características de los bosques; dicho aumento es temporal porque se vuelve a perder en la medida en que tras la deforestación viene la degradación del suelo en la mayoría de los casos.



Cambios en el uso del suelo de las montañas andinas, donde el bosque andino es reemplazado por pasturas y algunos cultivos, lo que causa un fuerte impacto ambiental y una degradación del recurso hídrico.

De acuerdo con Liniger y Weingartner (1998), los cambios en el uso de la tierra han repercutido sobre el caudal (cantidad y distribución) y sobre la calidad del agua (Wilcke *et al.*, 2001). El problema relacionado con la disminución de los caudales de los ríos, como un efecto que se presenta por la tala de los bosques alto-andinos, ha ampliado el debate sobre el papel hidrológico de los bosques en general, haciendo un llamado a los gobiernos de los países neotropicales para que tomen medidas, especialmente encaminadas a su estudio y conservación (Kaimowitz, 2002; Johnson *et al.*, 2001; Aldrich *et al.*, 1997). A pesar de que la discusión generada en las últimas décadas entre forestales, conservacionistas e hidrólogos ha concluido científicamente en que algunos tipos de bosques son consumidores netos de agua debido a su alta transpiración e interceptación de la precipitación (Bruijnzeel, 1990; 2004), está claro que éste no es el caso de los bosques alto-andinos, los que, como ya se anotó, presentan un alto rendimiento hídrico (Tobón y Arroyave, 2007).

Existen efectos directos causados por el cambio en el uso del suelo o la tala de los bosques andinos. El primero de estos efectos es el cambio en la interceptación de la precipitación por el dosel: los bosques con un dosel cerrado son capaces de interceptar hasta un 33% de la precipitación incidente (Arroyave, 2007), mientras que coberturas con un dosel menor, como es el caso de pastos y algunos cultivos, interceptan cantidades menores (Tobón y Arroyave, 2007), a pesar de que un estudio comparativo entre bosques andinos y pastos en Venezuela (Fonseca y Ataroff, 2005) encontró valores muy altos de interceptación de la precipitación por los pastos (58% de la precipitación). De acuerdo con los autores, esto se debió a la arquitectura de las plantas dominantes y a la metodología utilizada para la medición de la variable. Esta disminución en la cantidad de agua interceptada por la vegetación podría tomarse como un efecto *positivo* generado por el cambio de vegetación de una cobertura mayor a uno de menor cobertura; sin embargo, como se anotó antes, el manejo posterior del área talada será el factor determinante en la generación de efectos de mayor impacto a mediano y largo plazo sobre la hidrología de los ecosistemas de alta montaña. Además, se debe tener en cuenta la fragilidad de los suelos (Jaramillo, 2002) ante condiciones cambiantes en su uso y manejo, e incluso ante el cambio climático (Buytaert *et al.*, 2006).

El segundo de los efectos, contrario al anterior, ocurre principalmente en bosques alto-andinos frecuentemente cubiertos de niebla, que ya ha sido explicado. En pocas palabras, las masas de aire húmedo, al encontrar a su paso barreras físicas como la vegetación, depositan parte de su humedad sobre el dosel y las ramas de los árboles. Esta interceptación parcial humedece el dosel y, si el evento es lo suficientemente prolongado, se puede llegar a producir goteo hacia el suelo (Tobón *et al.*, 2008; Bruijnzeel, 2002; González, 2000; Cavelier, 1996; Stadtmüller y Agudelo, 1990; Cavelier y Goldstein, 1989). Varios autores han demostrado que la presencia de una vegetación cerrada en el camino de esta masa de nubes favorece el rendimiento hídrico de los ecosistemas de alta montaña (Frumau *et al.*, 2009; Tobón y Arroyave, 2007; Ataroff y Rada, 2000; Zadroga, 1981).

A pesar de los cambios y del ligero aumento de caudales en las cuencas con bosques donde el fenómeno de niebla es frecuente, especialmente en zonas tropicales, la deforestación puede causar una pérdida sustancial de este aporte adicional al régimen hídrico de las cuencas de alta montaña (Mosandl *et al.*, 2008; Deforestación, 2003; Zadroga, 1981). Esto se debe a varios factores, de los cuales el más importante es el ingreso adicional de agua al bosque por medio de la interceptación de las gotas de niebla. Hamilton (1982) menciona que la deforestación de los bosques tropicales de montaña, frecuentemente cubiertos por neblina, da lugar a una disminución de los caudales. De modo un poco más general, Bruijnzeel (2004) indica que dichos bosques, a través de lo que el autor denomina como «efecto esponja», tienen gran importancia hidrológica y, por tanto, su remoción puede tener consecuencias catastróficas para los valles aguas abajo. A pesar de lo anterior, la pérdida de los bosques andinos se ha incrementado y presenta un promedio de 0,3% por año en Bolivia, del 0,4% por año en Colombia, Perú y Venezuela, y del 1,2% por año en Ecuador (FAO, 2003).

Se ha encontrado que en ambientes con baja precipitación y con estaciones secas bien marcadas, el aporte del agua de la niebla durante los períodos secos supera la cantidad de precipitación (Brown *et al.*, 1996; Cavelier y Goldstein, 1989; Vogelmann, 1973); pero, en un rango más amplio de precipitación, el aporte efectuado por la interceptación del agua de la niebla es del orden del

5% al 20% de la precipitación vertical en ecosistemas de bosque húmedo tropical (Fleischbein *et al.*, 2005; Bruijnzeel, 2002; Bruijnzeel y Proctor, 1995; Scatena, 1990; Veneklaas y Van Ek, 1990), aunque otros autores han encontrado valores mucho mayores (Stadtmüller y Agudelo, 1990) y menores (Frumau *et al.*, 2009). Esto parece estar relacionado con la ubicación y con el grado de exposición de estos bosques a las corrientes de aire, y consecuentemente a la frecuencia de la niebla. En algunos casos, los valores registrados como aporte de la niebla podrían estar sobreestimados (Clark *et al.*, 1998; Cavelier *et al.*, 1996), debido a la lluvia que es transportada por el viento, de acuerdo con lo encontrado por algunos autores en bosques alto-andinos (Villegas *et al.*, 2008; Tobón y Arroyave, 2007; Tobón y Gil, 2007; González, 2000) y en bosques de niebla en Costa Rica (Frumau *et al.*, 2009; Bruijnzeel *et al.*, 2006).

Al suponer un cambio del bosque a otro tipo de cobertura, se espera que las entradas por precipitación horizontal disminuyan, así como las salidas totales de agua desde la cuenca. De acuerdo con Bruijnzeel (2002), el efecto de la tala de los bosques de niebla, es decir, los bosques alto-andinos, sobre el caudal de las quebradas y los ríos, depende de la fracción del área que ocupen con relación al área total de una cuenca dada. Los bosques expuestos en la cima de las montañas parecen interceptar cantidades considerables de agua de la niebla, así como de la lluvia transportada por el viento; pero, dado que su extensión es muy pequeña, estos aportes no parecen tener un efecto significativo a escala de toda la cuenca

(Arroyave, 2007; Tobón y Arroyave, 2007; Bruijnzeel *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 1996; Bosch y Hewlett, 1982; Weaver, 1972).

En el caso de conversión de bosques a pasto kikuyo, Ataroff y Rada (2000) concluyeron que, bajo diferentes intensidades de pastoreo, los pastizales de kikuyo sometidos a pastoreo intensivo posiblemente aumentarían el escurrimiento y la evaporación del



© Jan Baiker

suelo, mientras que disminuirían la interceptación y la transpiración. Incluso más, algunos de estos procesos de deforestación han sido relacionados con el incremento de los caudales en los ríos en Iquitos y sus ríos tributarios de Perú (Deforestación, 2003; Gentry y López-Parodi, 1980). Sin embargo, a largo plazo esto ha resultado en un deterioro de la capacidad reguladora de la cuenca (Bruijnzeel, 2001), debido, en gran parte, a la falta de recarga del agua del suelo y de los acuíferos, dada la disminución en la infiltración y el efecto negativo sobre las propiedades hidráulicas del suelo (Tobón *et al.*, 2009a).

Una comparación de la interceptación bajo bosques y pasto realizada en bosques de niebla del Parque Nacional de Sierra Nevada, en Venezuela, muestra que el 91% del total de las entradas de agua es por precipitación vertical, mientras que el 9% restante se obtiene por la interceptación de agua de la niebla en el bosque. Al contrario, bajo la cobertura de pasto, el 100% de las entradas correspondió a precipitación vertical. Además de esto, se presentó un 6% de interceptación de agua por la hojarasca del bosque, mientras que ésta no fue significativa para el caso de la cobertura con pasto (Ataroff y Rada, 2000).

Otro estudio realizado en un bosque de niebla ubicado en los Andes de Venezuela muestra que la precipitación neta (bajo goteo del follaje y caída libre) que llega al suelo corresponde al 28,6% de la precipitación total para un pastizal sin corte, 49,7% para un pastizal con corte a 10 cm y 49% para un pasto con corte a 5 cm. La precipitación neta total, que incluye la entrada de agua de forma caulinar, aumenta estos valores en un 35% (71%, 85% y 90%, respectivamente). La interceptación del agua de niebla por los pastos fue muy baja: 0,46% para el pasto sin corte, 0,29% a una altura de 5 cm y 0,76% a una altura de 10 cm (Rincón *et al.*, 2005). Otros estudios similares se han realizado en bosques de niebla de Costa Rica; sin embargo, en este caso se obtuvieron tasas de captura de precipitación horizontal del 25% para bosques nubosos y del 15% para pastos (Los bosques nubosos: Agua, Sustentos y Pagos por servicios Ambientales, 2005).

Un ejemplo claro lo constituyen las laderas de la cadena montañosa de los Andes en el Parque Nacional Guaramacal, ubicado al extremo septentrional de la cordillera de Mérida (Venezuela). Dichas laderas estuvieron cubiertas por

bosques naturales que, según Ataroff (2000), juegan un importante rol en la hidrología de las cuencas y en la protección contra la erosión. Debido a la falta de políticas de protección, estos bosques han sido sustituidos en gran parte por plantaciones de café, agricultura migratoria y ganadería extensiva vacuna, lanar o caprina. Estas actividades ocupan un espacio ecogeográfico muy importante y generan una disminución en el rendimiento hídrico de estas cuencas (Ataroff, 2000). En concordancia con lo presentado en el Parque Nacional Guaramacal, varios investigadores han encontrado que el cambio de cobertura o la deforestación para el uso del suelo con variados propósitos tienen severas consecuencias: los bosques andinos poseen la particularidad de estar asentados en puntos de alta pluviosidad, lo que, sumado a las pendientes

fuertes y hasta escarpadas, desencadena (en unos casos y acelera en otros) una serie de procesos de erosión (Mosandl *et al.*, 2008; Ortega *et al.*, 2002; Ataroff, 2000; Stadtmüller, 1987).

Al parecer no existen estudios relacionados con los efectos hidrológicos causados por la conversión de los bosques andinos, específicamente enfocados en evaluar los cambios en la dinámica hídrica de los suelos con el aumento de la insolación por la tala de los bosques. Un estudio llevado a cabo en la Amazonía (Kapos, 1989) indica que el aumento de la temperatura del suelo incrementa la evaporación y procesos como el ascenso del agua higroscópica. En definitiva, esto causa mayores pérdidas de agua desde el suelo y una alteración de la capacidad de éste para almacenar y retener el agua.



© Jan Baiker

No obstante, algunos autores coinciden en que el cambio per se en el uso de los suelos en los ecosistemas andinos no genera efectos considerables sobre la hidrología, sino que la causa está en el *manejo* al cual están sometidos los suelos una vez que se ha dado el cambio de uso. Este manejo puede alterar considerablemente las propiedades hidrofísicas del suelo (Tobón *et al.*, 2009a). A su vez, esto causa efectos negativos sobre la dinámica del agua en esos ecosistemas, causando generalmente una disminución en el rendimiento hídrico, lo que se ha visto reflejado en la disminución de los caudales de verano (Tobón *et al.*, 2009a). De acuerdo con Vonk (1988), una de las mayores prioridades en la conservación de los suelos andinos radica en mantener la capacidad de infiltración y de retención de humedad de estos suelos, lo cual es sólo posible si se mantiene la cobertura natural, es decir, los bosques andinos (Harden, 1996; Harden, 1991).

Por ejemplo, en suelos de la cordillera de Tilarán, Costa Rica, se llevó a cabo un trabajo de análisis de las propiedades hidrofísicas de un suelo derivado de ceniza volcánica (andisol) y rico en materia orgánica, bajo cuatro tipos de uso del suelo: bosque natural (bosque de niebla), bosque secundario de 35 años, pastos de corte manejados y pastos degradados bajo pastoreo extensivo (Tobón *et al.*, 2009a). De acuerdo con estos estudios, las propiedades hidrofísicas del suelo bajo bosque natural y bosque secundario no presentaron diferencias significativas entre sí. Contrariamente a lo esperado, en el bosque secundario las diferencias significativas estaban dadas por un mejoramiento en algunas de sus propiedades hidrofísicas (aumento de la porosidad total y, por



© Philippe de Rham

lo tanto, aumento en la tasa de infiltración y aumento en la regulación de la conductividad hidráulica en el horizonte arenoso). No obstante, en el suelo con pastoreo extensivo las propiedades hidrofísicas se habían degradado considerablemente con respecto a las condiciones iniciales bajo bosque natural, lo que a su vez produjo diferencias significativas en la dinámica del agua en el suelo y en el régimen de caudal. Así, un estudio comparativo en la región de Porce (Colombia) muestra que el cambio del bosque andino hacia pastos produjo significativas transformaciones en las propiedades hidrofísicas del suelo y, por ende, en el régimen hídrico de la cuenca (Morales, 2008).

Estos cambios en las propiedades hidrofísicas de los suelos conllevan cambios en la cantidad de agua que se infiltra y, por lo tanto, en el volumen de escorrentía superficial producido en los eventos de precipitación. A su vez, se afecta la recarga del agua freática y en los acuíferos, y se producen cambios significativos en la cantidad de agua que drena hacia los ríos y quebradas, pero especialmente en la distribución temporal de los caudales. De acuerdo con Frumau *et al.*, (2009), en el bosque de niebla estudiado en Costa Rica se mantuvieron los flujos base a tasas constantes, también durante un período seco; pero en la cuenca bajo pastos el caudal base disminuyó considerablemente durante el período seco, lo que estuvo relacionado con la disminución en la tasa de infiltración y, en consecuencia, en la recarga de la humedad del suelo (Tobón *et al.*, 2009a); de tal manera que en una cuenca de bosque andino, donde se ha reemplazado el bosque natural por cultivos o por pastos es posible recuperar los caudales de verano en la medida en que se puedan recuperar las propiedades físicas del suelo, especialmente cuando la infiltración y las demandas por transpiración de la nueva vegetación sean menores que las de la vegetación original (Tobón *et al.*, 2009a; Bruijnzeel, 2004).

Un estudio de la humedad del suelo bajo diferentes coberturas en la cuenca de Llaviucu en la cordillera occidental de los Andes, cerca de Cuenca, Ecuador, mostró que los suelos bajo pastos presentaban consistentemente una mayor humedad que aquellos bajo bosque andino, pero los suelos bajo bosque tenían una menor densidad y una mayor cantidad de macroporos (Harden, 2006). Esto permitía un mejor movimiento del agua a través del perfil del suelo.

Finalmente, es importante resaltar que muchas sabanas andinas no son solamente producto del desbosque directo y del pastoreo, sino también de los incendios históricos y actuales que impiden la regeneración de chaparrales o bosques naturales. Estas sabanas son bien conocidas en la ecorregión de la puna, pero existen también, por ejemplo, en el Bosque Tucumano-Boliviano y en los Yungas (Ibisch *et al.*, 2001; Ribera, 1995; Beck *et al.*, 1993). Asumiendo como cierto lo descrito anteriormente, es posible que el funcionamiento hidrológico que hoy tienen muchos ecosistemas de alta montaña, considerados como naturales, se haya logrado después de largos períodos de estabilización de las coberturas y de su armonía con el ambiente, lo que indica que los impactos que hoy se producen al alterar los ecosistemas de alta montaña podrían disminuir con el tiempo, en la medida en que una nueva vegetación se establezca en las áreas impactadas en la actualidad y lleguen a su punto de equilibrio funcional.

Impacto socioeconómico causado por la destrucción de los bosques de las montañas andinas

Como se ha visto, los bosques andinos han venido sufriendo por muchos años los efectos de procesos de degradación de sus recursos naturales: suelo, agua y cobertura vegetal. Esto ha provocado, poco a poco, efectos ambientales muy graves, con inevitables consecuencias sociales (Pohle, 2008; CESA, 1992). Estos bosques históricamente han sido afectados por la actividad humana y lo siguen siendo, puesto que el valor extractivo de las especies que los conforman es relativamente alto (Brehm *et al.*, 2008; Pohle, 2008). El proceso de deforestación de los bosques andinos, en términos generales, se inicia con la explotación selectiva de los árboles maderables, lo que brinda una subsistencia a las familias campesinas (Mosandl *et al.*, 2008; Pohle, 2008; Crespo, 2001; Schneider, 2000; Stoyan, 2000). Seguidamente, y cuando los recursos maderables se han agotado, se talan otras especies con menos valor comercial, para la producción de carbón de leña (Pohle, 2008; Crespo, 2001). Además, hay áreas enteras que son taladas completamente para establecer pasturas y cultivos agrícolas (Pohle, 2008; Paulsch *et al.*, 2001; Aide *et al.*, 2000; Holl *et al.*, 2000; Schneider, 2000; Rhodes *et al.*, 1998), con implicaciones

socioeconómicas negativas para el campesinado (Bouman y Nieuwenhuysse, 1999; Loker *et al.*, 1997; National Research Council, 1993).

Estos procesos son más evidentes y acelerados cuando se convierte al bosque andino en pastos u otros usos del suelo, especialmente en los casos que incluyen la quema (Pohle, 2008). Debido a las condiciones ambientales de estos ecosistemas (suelos pobres y ácidos) y a su fragilidad (Pohle, 2008; Holl *et al.*, 2000; Palm *et al.*, 1996; Jordán, 1993), los suelos pierden rápidamente su productividad y deben ser abandonados. Un caso especial se da con la aparición del helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) en áreas deforestadas que ya han sido utilizadas para cultivos agrícolas. Esto se ha convertido en una problemática socioeconómica para los campesinos en los Andes (Hartig y Beck, 2003) ante la propagación rápida de una especie que invade toda el área descubierta de vegetación, aventajando a los pastos o cultivos. El proceso se ve favorecido por el bajo nivel de nutrientes en el suelo y por las condiciones ácidas del terreno. Debido a que la competencia con el helecho es alta, y su control resulta demasiado oneroso localmente, una de las soluciones es abandonar el terreno y moverse a nuevos sitios (Figura 2), lo que causa un efecto ecológico sustancial para los bosques andinos y para las poblaciones locales (Mosandl *et al.*, 2008; Bouman y Nieuwenhuysse, 1999; Rhodes *et al.*, 1998).

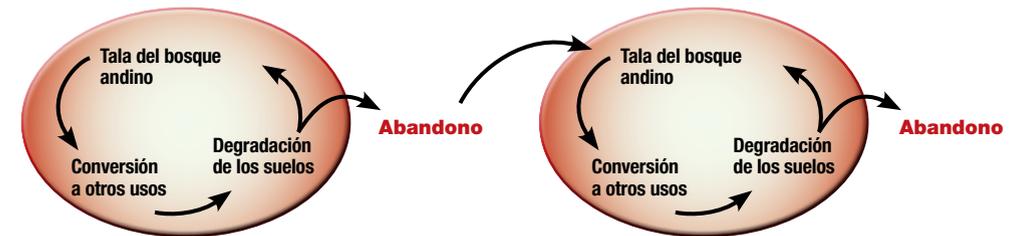


FIGURA 2. Proceso cíclico de tala de los bosques andinos, cambio en el uso del suelo y abandono debido a la disminución de la productividad y a la degradación de las condiciones ambientales (modificado de Crespo [2001]).

La destrucción de las condiciones naturales en estas cuencas de alta montaña parece alterar severamente los procesos hidrológicos. Este proceso está ligado a la destrucción de la cobertura y de las propiedades de los suelos (como la infiltración), y reduce la cantidad de nutrientes en el suelo y el ciclaje de los nutrientes derivados de la descomposición de la materia orgánica (Tobón *et al.*, 2009a; Gibson *et al.*, 2000; Schneider, 2000; National Research Council, 1993). De acuerdo con varios autores, esto trae como consecuencia que las familias campesinas migren al ver deteriorada su calidad de vida (Hartig y Beck, 2003; Crespo, 2001; Schneider, 2000). El impacto catastrófico de la deforestación puede observarse en la acelerada erosión de los suelos (que resulta en la pérdida permanente de productividad agrícola), en el avance de la desertificación (acompañada de sequía y hambre), en la decadencia de la pesca en agua dulce (que amenaza la seguridad alimentaria), en el uso inadecuado de productos agroquímicos (que envenenan los suelos y las aguas), en la destrucción de los bosques y la pérdida concomitante de la riqueza de su biodiversidad, y en la desaparición de especies alimenticias y medicinales (Deforestación, 2003).



Existe igualmente un efecto de la tala de los bosques andinos sobre las poblaciones que habitan las partes medias y bajas de las cuencas. De acuerdo con Stadtmüller (2003), gran parte del Valle Central de Cochabamba (Bolivia) está expuesta a las corrientes que bajan velozmente desde las montañas ubicadas a más de 5 000 msnm, hacia el fondo del valle, a 2 600 msnm. Hay una clara evidencia histórica de un alto riesgo de inundaciones (Aramayo *et al.*, 2004); este riesgo se ha incrementado debido a la degradación ambiental en las partes altas de la cuenca y al incremento de la población en las partes bajas del valle. Por su parte, las poblaciones de los valles están siendo afectadas cada día más por la escasez de agua durante los períodos secos, debido a que los niveles freáticos decrecen como consecuencia de la sobreexplotación y la falta de suministro de agua de las cuencas. Allí, la tasa de infiltración ha disminuido por la degradación ambiental (Bonell, 1993, 1998, 2005; Bonell y Balek, 1993). Esta problemática ha desencadenado diferentes tipos de desórdenes sociales, y ha llegado hasta el punto de generar disputas entre el campesinado o las comunidades por el uso del agua.



EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA HIDROLOGÍA DE LOS BOSQUES ANDINOS

Las emisiones de gases de invernadero han traído consigo un aumento en la temperatura global; para los últimos 100 años, este aumento se ha registrado en 0,5°C, y se estima que en el próximo siglo la temperatura global aumentará entre 1,4°C y 5,8°C (IPCC, 2007; Fowler y Hennessey, 1995). Como consecuencia de este cambio, el ciclo hidrológico se desestabilizará, y conducirá a una mayor variabilidad en la precipitación y en los caudales de los ríos, y a una mayor intensidad de eventos hidrológicos severos (Bergkamp *et al.*, 2003; Vuille *et al.*, 1999; Fowler y Hennessey, 1995).

El estudio del calentamiento global y sus efectos directos sobre los bosques tropicales (incluyendo los bosques andinos) continúa siendo uno de los aspectos más abandonados en las investigaciones concernientes al cambio climático. Sus efectos suponen un bajo impacto en estos bosques al compararlos con los que se presentarían en la zona de bosques boreales. En relación a esto, parece que la conservación de los bosques tropicales no se ha tomado como solución prioritaria frente al cambio climático, la cual se ha fundamentado en el estudio de los cambios de uso del suelo y otros impactos humanos (Markham, 1998). Estos antecedentes se encuentran vinculados a la supuesta falta de relación entre el cambio climático y aspectos como la deforestación y la degradación de bosques tropicales; sin embargo, algunos estudios de ecología tropical han mostrado que muchos de los bosques ubicados en el trópico pueden ser muy sensibles a los cambios climáticos, a más de reconocer que no sólo el aumento de la temperatura es el resultado del cambio climático. Los cambios en los patrones de las precipitaciones, la frecuencia e intensidad de las tormentas y los incendios, la frecuencia de los eventos extremos son efectos también relacionados con el cambio climático y pueden ser considerados de alta gravedad (Markham, 1998).

La existencia y la naturaleza de los bosques de los Andes de Ecuador, Perú y Bolivia han sido explicadas por la combinación de varios factores determinantes, entre ellos la alta humedad, la altitud, la topografía que afecta los procesos edáficos, la influencia humana que puede alterar e incluso eliminar

los bosques, las perturbaciones naturales y, como un factor que cobra cada día más importancia, el cambio climático, factor que además interviene en el dinamismo de la estructura y composición de los bosques (Young, 2006; Christopher *et al.*, 1999).

De acuerdo con las últimas comunicaciones del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, 2007), en la medida en que se produzcan cambios globales necesariamente se provocarán también cambios en el ciclo del agua (Grubb *et al.*, 1996). El aumento en la temperatura de los océanos elevará su evaporación; el vapor de agua será empujado hacia la atmósfera y cambiará el ciclo hidrológico en varios ecosistemas (IPCC, 2007). Varios autores están de acuerdo con que este cambio climático se evidencia más claramente en las zonas templadas y no en los trópicos; no obstante, los bosques de alta montaña constituyen ecosistemas sensibles que pueden ser afectados seriamente (Brujinzeel, 2006; Christopher *et al.*, 1999; Hamilton *et al.*, 1994).

Varios autores aseguran que el cambio climático tiene una fuerte influencia sobre la biota terrestre y, especialmente, sobre los bosques de alta montaña (Nadkarni y Solano, 2002; Lawton *et al.*, 2001; Hamilton *et al.*, 1994): un incremento en la concentración de gases de invernadero, incluso en cantidades muy bajas, eleva la altitud a la cual las nubes se forman (Still *et al.*, 1999; Beniston *et al.*, 1997), por lo que se modificaría el ambiente al que la biota de los bosques de niebla se encuentra adaptada. De acuerdo con Föster (2001), el cambio climático ejerce un efecto negativo sobre los bosques montañosos tropicales al elevar el nivel base de las nubes, lo que hace que se pierda el contacto entre éstas y las montañas (Lawton *et al.*, 2001). Así, desaparece el efecto de la niebla sobre el ciclo hidrológico de estos ecosistemas, pero, además, aumenta la evapotranspiración debido a una mayor insolación.

Si bien los posibles impactos de la inmersión de los bosques en la niebla no se conocen precisamente, algunos estudios han empezado a dar claridad sobre las variables que controlan actualmente los procesos bajo condiciones de frecuencia de niebla: existe una disminución en la radiación incidente y se presenta un aumento en la humedad relativa y un mayor valor en la resistencia estomática y aerodinámica del bosque, lo que resulta en una menor

evapotranspiración (Frumau *et al.*, 2009; Tobón *et al.*, 2009b; Tobón y Gil, 2007; Brujinzeel *et al.*, 2006). Un cambio positivo en las condiciones de niebla o su frecuencia provocaría un incremento en la magnitud de estas variables y, por lo tanto, una disminución mayor de la evapotranspiración. Por el contrario, si el cambio es negativo, es decir, si disminuye la frecuencia de niebla, se podrían presentar disminuciones drásticas de la humedad por incremento en las horas de radiación solar; por lo tanto, se produciría un aumento de la evapotranspiración (Föster, 2001) y así una disminución del rendimiento hídrico de las cuencas (Frumau *et al.*, 2009; Lawton *et al.*, 2001). Asociados a éstos, están los cambios en la calidad del aire, la frecuencia de huracanes y su duración, la radiación ultravioleta, los cambios en la precipitación (Lawton *et al.*, 2001) y la temperatura (Hamilton *et al.*, 1995a).

Un estudio en la reserva del Bosque Nuboso Monteverde, en Costa Rica, muestra que las plantas epífitas son altamente sensibles a los cambios climáticos de su hábitat (Brujinzeel y Proctor, 1995; Sugden y Robins, 1979); una disminución en las cantidades de niebla normales a las que se exponen trae consigo la reducción de sus tasas de crecimiento y de producción de hojas, y un aumento de la mortalidad. Además, se modifica la composición de las comunidades del dosel debido a la liberación del banco de semillas de plantas terrestres dentro de los suelos arbóreos (Nadkarni y Solano, 2002). Algunas observaciones de largo plazo sobre la dinámica de las nubes desde la costa atlántica de Costa Rica en su movimiento hacia los bosques de niebla en la zona de Monteverde (Lawton *et al.*, 2001; Pounds *et al.*, 1999) y un ejercicio de modelación (Föster, 2001; Still *et al.*, 1999) sugieren que la base de la altura de las nubes en esta región se está elevando. Esto ha resultado en una menor frecuencia de la niebla que cubre estos bosques.

La dependencia que tienen las epífitas de la humedad atmosférica (Mulligan y Jarvis, 2000; Cavellier *et al.*, 1996; Veneklaas y Van Ek, 1990) hace que esta vegetación sea excepcionalmente sensible, por un lado, a la calidad del aire y, por otro, a la presencia de humedad; y, por ende, a los cambios en lo climático y en el uso del suelo (Benzing, 1990). Dada la gran capacidad que tienen estas epífitas para almacenar el agua de la lluvia y/o capturarla de la niebla (Tobón *et al.*, 2008; Köhler *et al.*, 2007; Benzing, 1998), un cambio de

las condiciones climáticas, que la precipitación disminuya o cambien las condiciones de niebla, haría que esta vegetación sea afectada considerablemente (Benzing, 1998, 1990). En consecuencia, con el cambio de las condiciones y/o de la abundancia de epífitas en los bosques alto-andinos, se produciría una variación en las condiciones de humedad dentro del bosque y una disminución de la capacidad de estos ecosistemas para atrapar el agua de la niebla y el almacenamiento de la precipitación. Esto afectaría el rendimiento hídrico de los bosques. De manera similar, un aumento en la dinámica de los vientos y en las precipitaciones o en su frecuencia podría ser desastroso para estas epífitas, por cuanto se mantendrían saturadas y aumentaría su peso. Frecuentemente, esto ocasiona que se desprendan de las ramas y troncos, y caigan al suelo (Tobón *et al.*, 2009b; Cavalier *et al.*, 1996), lo que disminuye su presencia en el dosel de los bosques alto-andinos.

Al igual que varios estudios sobre el cambio climático global (Fowler y Hennessey, 1995), los análisis llevados a cabo por Lawton *et al.*, (2001) sobre los efectos del cambio climático en los bosques de alta montaña apuntan a un incremento en la intensidad de los eventos de precipitación (Christopher *et al.*, 1999). Por lo anterior, puede asumirse que el cambio climático trae consigo la modificación de patrones de lluvia y, en consecuencia, puede estar estrechamente relacionado con la erosión resultante en los suelos alto-andinos.

Levantamiento del nivel base de las nubes sobre los bosques andinos debido a la deforestación en las partes bajas y valles del piedemonte andino. Esto ha traído como consecuencia que algunos bosques andinos, normalmente cubiertos por niebla, en los últimos años se encuentran por debajo de este nivel base.



© Conrado Tobón

Bajo un escenario del incremento en la intensidad de los eventos, se podría esperar que los fuertes vientos ocasionen daños considerables a los bosques de montaña y aumenten la erosión, debido al incremento de la intensidad de las precipitaciones y, así, de la escorrentía superficial. Un ejemplo de ello se presentó en la región andina de Canta, Perú, lugar donde en 2001 las lluvias de octubre y noviembre no se presentaron, exceptuando la primera semana de octubre. Este cambio en las lluvias impidió el desarrollo de la flora silvestre. Sumado esto a la tala indiscriminada del bosque alto-andino para obtener leña, el sobrepastoreo continuo, la quema de pastizales en ladera (tratando de eliminar con el fuego las especies tóxicas y espinosas que dañan al ganado) y la siembra en laderas con fuertes pendientes, el resultado fue que los suelos quedaron desprovistos de la protección natural contra la capacidad erosiva de las lluvias torrenciales de enero a marzo. De acuerdo con CONDESAN-Infoandina (2002), las lluvias continuas ocasionaron una acelerada erosión hídrica en estos suelos y, como resultado, éstos se volvieron infértiles, en gran parte por la pérdida del horizonte orgánico: «Los escasos terrenos planos sufrían el empoce, saturándose totalmente el suelo con agua y ahogando cualquier cultivo existente: varios de nuestros terrenos en las faldas de los cerros discurrían por las laderas dirección abajo, llevándose consigo suelo cultivable, y en casos alarmantes, se llegaba a mostrar la roca madre».

Con el cambio climático, se espera que fenómenos como el de El Niño y el de La Niña aumenten su frecuencia (Kane, 2000; Póveda y Mesa, 1997). Dichos fenómenos han sido relacionados con la aridez que se presenta en algunos bosques de niebla en Asia y Sri Lanka (Werner, 1998; Kitayama, 1995; Chu *et al.*, 1982). La pregunta es entonces: ¿cuánta aridez y déficit de humedad del suelo pueden soportar los bosques alto-andinos, cuando se incrementa su demanda por agua, debido al aumento de la temperatura y a la disminución de las entradas, al menos las de niebla, por el creciente nivel base de las nubes? La respuesta no se conoce aún, por la falta de estudios que permitan, al menos, simular estas condiciones y que generen un nivel de confiabilidad alto; sin embargo, se espera que esto sea dependiente de las condiciones de cada sitio y del estado de conservación de los bosques (Aldrich *et al.*, 1997), incluso cuando algunos autores sean pesimistas en el sentido de concluir que ciertos bosques de alta montaña no sobrevivirán el cambio climático (Lawton *et al.*, 2001; Still *et al.*, 1999).



BIODIVERSIDAD Y RECURSOS HÍDRICOS DE LOS BOSQUES ANDINOS

Los bosques montaños tropicales representan uno de los ecosistemas más diversos del mundo, especialmente los bosques andinos, que están considerados como uno de los ecosistemas más ricos en especies y se ubican entre los más importantes *hotspots* de biodiversidad mundial (Brehm *et al.*, 2008; Myers *et al.*, 2000). Comparados con los bosques húmedos bajos, los bosques andinos han recibido poco interés de los científicos a pesar de su función ecológica y económica sumamente importante; por ejemplo, en la captación de agua y en el control de la erosión. Sin embargo, este ecosistema está siendo altamente intervenido (Brehm *et al.*, 2008; FAO, 2003; Cavelier y Etter, 1995; Gentry, 1995), no solamente por la acción humana sino por procesos naturales como la interacción entre la precipitación y las altas pendientes, lo cual facilita los movimientos en masa aun en áreas boscosas. Esto parece favorecer a la existencia de numerosos nichos ecológicos y, por ende, a la biodiversidad (Brehm *et al.*, 2008; Fundación Alemana para la Investigación, DFG, Ecuador, 2004).

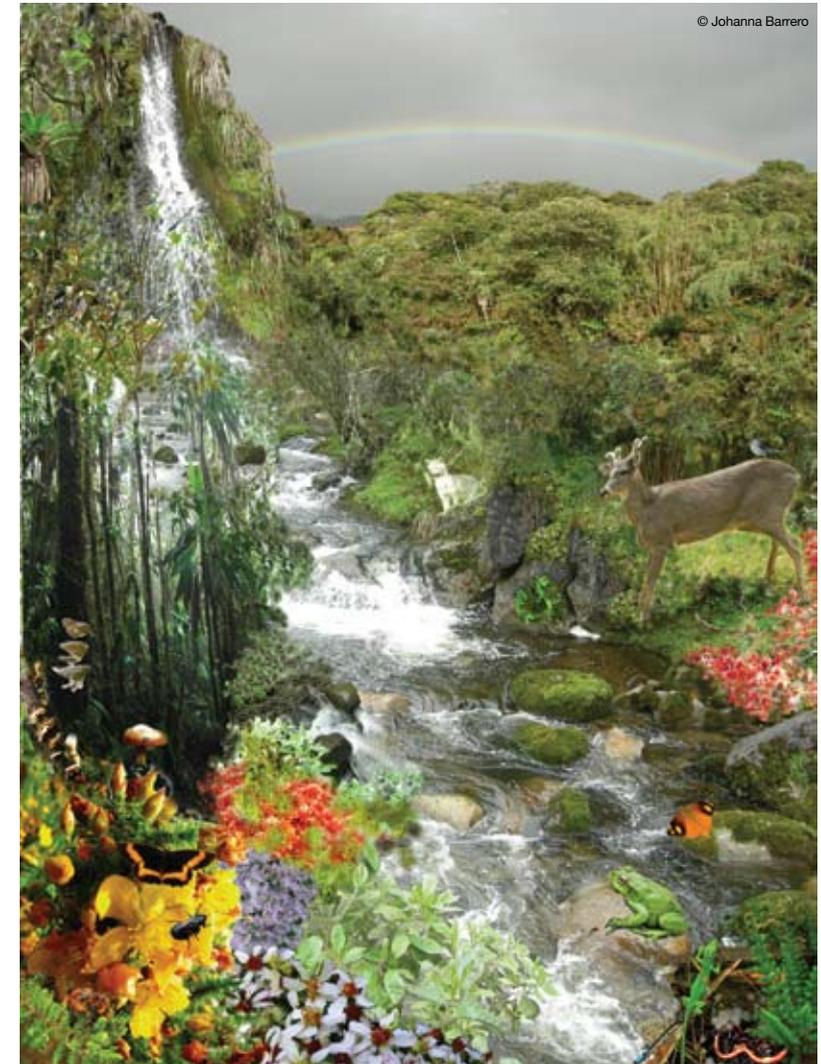
El área total que conforman los bosques alto-andinos generalmente representa un porcentaje muy bajo en las cuencas donde se encuentran; sin embargo, en estos bosques se presentan concentraciones excepcionales de biodiversidad, tanto en fauna como en flora (Brehm *et al.*, 2008). Además, constituyen el hábitat primario (o gran parte de él) de especies endémicas de flora y fauna. Mares (1992) mostró que aunque los bosques montaños de la vertiente del este en Sudamérica constituyen el 3,2% del área continental, poseen el 63% de los mamíferos endémicos. Esta región tiene una tasa de 1,5 especies de mamíferos endémicos por millón de hectáreas, versus 0,26 especies por millón de hectáreas en el bosque amazónico (Mares, 1992).

Perú ha sido considerado como uno de los 20 países más megadiversos del globo, con 450 especies de mamíferos (Pacheco y Ataroff, 2005), 1 702 especies de aves y 255 especies de anuros (ranas). Una importante proporción es endémica de la vertiente del este de los bosques montaños de los Andes. Los bosques de niebla contribuyen con 17 especies de mamíferos, 29 de aves

y 42 de anuros (Leo, 1994). Una situación similar puede observarse en México, en donde los bosques nublados, incluso cuando representan menos del 1% del territorio total, contienen el 12% de su flora y más de 3 000 especies de plantas, de las que un 30% sólo se pueden encontrar allí (Ferwerda *et al.*, 2000).

Al igual que en Bolivia y Colombia, los Andes venezolanos exhiben toda la diversidad característica del norte de los Andes, clasificada como de alta prioridad para la conservación (Aldrich *et al.*, 1997), con una distintividad biológica significativa a escala global. Uno de los dos principales tipos de hábitat de la biorregión del norte de los Andes es el bosque húmedo tropical de hoja ancha, compuesto en gran parte por el bosque húmedo montano (siempre-verde, nublado y alpino). Ubicado entre 500 y 3 500 msnm, este bosque es uno de los de mayor riqueza a escala mundial. Comprende un grupo complejo de bosques que cambian notablemente a través del gradiente altitudinal, al igual que entre las vertientes oriental y occidental de la cordillera.

De acuerdo con Gentry (2001), por encima de los 1 500 msnm en el Neotrópico se presenta una reducción lineal de la riqueza de especies en relación con la altitud; esto es altamente significativo en los bosques andinos. Sin embargo, la mayor parte de las investigaciones en inventarios florísticos, no solamente en los bosques andinos sino igualmente en bosque húmedo tropical, se limita a caracterizar la diversidad biológica y la abundancia en especies arbóreas (Brehm *et al.*, 2008; Aiba y Kitayama, 1999; Gentry, 1988, 1995; Kitayama, 1992) con DAP mayor a 10 cm; y deja por fuera una gran riqueza biológica sin identificar (Bussmann, 2005), debido a que la mayoría de la flora vascular en bosques montanos y otros bosques tropicales pertenece a formas de vida no-leñosas (Galeano *et al.*, 1999; Balslev *et al.*, 1998; Ibisch, 1996; Gentry y Dodson, 1987a, 1987b). Entre las especies no contabilizadas en estos estudios están las epífitas, abundantes en los bosques andinos (Köhler *et al.*, 2007; Richter y Moreira-Muñoz, 2005), con valores de biomasa seca hasta de 16 toneladas por hectárea (Köhler *et al.*, 2007). Dado que estas epífitas y los briofitos terrestres tienen una gran capacidad para interceptar y almacenar el agua de la lluvia y de la niebla, hasta cinco veces su peso seco (Tobón *et al.*, 2009b; Köhler *et al.*, 2007; Avendaño, 2007), la pérdida de esta vegetación no solamente implica pérdida de una biodiversidad aún no totalmente



Collage de la **diversidad biológica en los bosques andinos**, donde la naturaleza y los factores ambientales se combinan de manera armónica para propagar y conservar la vida.

inventariada, sino igualmente la pérdida de la capacidad hídrica de estos ecosistemas y su función de regulación del microclima y los caudales, especialmente de mantener los caudales de verano (Bruijnzeel, 2004).

La mayoría de los estudios en ecosistemas tropicales tuvo su enfoque en los bosques húmedos tropicales, donde se encuentra también la mayoría de las estaciones científicas (Leigh, 1999). No obstante, se sabe muy poco sobre los procesos de regeneración en estos ecosistemas (Finegan, 1996) y casi nada sobre su funcionamiento hidrológico. En los ecosistemas de montaña tropical el desconocimiento es mayor; aquí, los estudios se concentraron en la zona andina baja, mientras la zona del bosque montano muchas veces con acceso muy difícil y una inmensa diversidad de especies casi no ha sido estudiada (Brehm *et al.*, 2008; Gentry, 1995; Webster, 1995). Aunque la biodiversidad del bosque andino es verdaderamente increíble (Brehm *et al.*, 2008; Barthlott *et al.*, 1996; Ibisch, 1996; Ulloa Ulloa y Jørgensen, 1993; Gentry, 1992), frecuentemente comparable e incluso más alta que en áreas similares de la Amazonía (Balslev *et al.*, 1998), casi no existen tratamientos fitosociológicos amplios de bosques montaños neotropicales, donde el único estudio con enfoque de la vegetación para el Parque Nacional Ávila en Venezuela fue presentado por Meier (1998).

El cambio en el uso del suelo no solamente afecta el recurso hídrico generado por los bosques andinos, sino igualmente su biodiversidad. Este cambio puede traer consigo variaciones dramáticas en la composición de las especies propias del bosque de niebla. Esta dinámica ha sido investigada en Ecuador, donde se estudió un transecto lineal de 24 km de este a oeste, desde el bosque húmedo tropical en el piedemonte andino hasta la parte semiárida de matorrales y arbustos en zonas de sotavento en Guayllabamba (Brehm *et al.*, 2008; Bendix, 1999). En este transecto se observa una clara disminución de la riqueza de flora, epífitas, bromelias, orquídeas y líquenes de los bosques de niebla de este a oeste, lo que coincide con la presencia de zonas más secas de sotavento. En esas zonas, la reducción de la temperatura del aire en las noches ayuda a condensar el vapor del agua y las estructuras verticales (postes, cables, antenas), y los árboles son invadidos por especies como musgos y bromelias, que colectan el rocío y el agua de la niebla (Sarmiento, 1994).



© Philippe de Rham

Las Yungas son la ecorregión andina que presenta el mejor estado de conservación: aproximadamente el 56% de su superficie. Por otro lado, la puna húmeda presenta un estado crítico en casi todo su rango de distribución; así, sus bosques de *Polylepis besseri* ssp. *incarum* serían de los más afectados, ya que su distribución potencial natural se restringe a esta ecorregión. Estos cambios en la cobertura han desencadenado cambios en las magnitudes y dirección

de los flujos de agua en estos ecosistemas, los cuales, al estabilizarse, recuperan gran parte de su funcionalidad hidrológica (Bruijnzeel *et al.*, 2006; Bruijnzeel, 2001). No obstante, nuevas alteraciones podrían degradar las condiciones del ecosistema, especialmente las propiedades hidrofísicas del suelo, de manera irreversible. Así, el impacto sobre el rendimiento hídrico sería mayor y muy posiblemente de larga duración (Tobón *et al.*, 2009a).

Los bosques montaños, por ser ecosistemas con fuertes pendientes y lluvias y por estar asentados sobre suelos muy pobres o poco desarrollados, tienen un alto grado de vulnerabilidad y erodabilidad (presencia de derrumbes), especialmente si están sometidos a una alta tasa de deforestación, como es el caso de las vertientes orientales de los Andes (Mosandl *et al.*, 2008; Vicuña-Miñano, 2005; Gentry *et al.*, 1987). En definitiva, los cambios que están ocurriendo en el paisaje, entre los 800 y los 3 000 msnm, representan una amenaza muy importante para la biodiversidad en los Andes; no obstante, la mayor amenaza podría estar en el impacto que se genere sobre el funcionamiento hídrico de estos ecosistemas (Tobón *et al.*, 2009a). La dinámica de los bosques sobre derrumbes fue estudiada por Stern (1992) en los Andes ecuatorianos y por Kessler (1999) en Bolivia y en los Andes centro-sur. De acuerdo con dichos autores, esta dinámica representa un factor sumamente importante para el mantenimiento de la biodiversidad (Bussmann, 2005, Gentry, 1992), la dinámica y la estabilidad del bosque andino; pero los efectos hidrológicos a pequeña escala aún no han sido estudiados.

Durante milenios, la fragmentación está asociada con procesos evolutivos que pueden resultar en especiaciones, extinciones o ambas (Bergeron y Brisson, 1990; Christensen *et al.*, 1989). La fragmentación rápida tiende a reducir diversidad, particularmente para las especies que requieren de áreas grandes de hábitat (White y Jentsch, 2001), a pesar de que varios autores han encontrado una alta diversidad en pequeños fragmentos de bosque, concluyendo que esta fragmentación es causante del incremento en la diversidad de especies vegetales para el caso del noroccidente peruano (Vicuña-Miñano, 2005; Dillon *et al.*, 2002; Sagástegui *et al.*, 1995; Dillon, 1993; Weberbauer, 1945). Así, los bosques relictos sirven de laboratorio evolutivo y ecológico al funcionar como refugios y testimonios de lo que eran y de lo que pueden llegar a ser. Como ya se anotó, tanto los factores biofísicos como la funcionalidad hídrica de estos ecosistemas fragmentados tienden a cambiar en forma moderada con el paso del tiempo y entre períodos del año (Ohl y Bussmann, 2004; Stern, 1992), pero son pocos los estudios al respecto.

Es necesario mencionar aquí, nuevamente, la presencia de una capa gruesa de briofitos, especialmente musgos de hasta 27 cm de espesor, sobre la superficie del suelo en la mayoría de los bosques alto-andinos con bajo grado de perturbación. Dicho fenómeno provoca que estos bosques tengan un funcionamiento hidrológico excepcional: la capa de musgos es capaz de almacenar hasta 7,5 veces su peso seco en agua (Avenidaño, 2007). Esta agua almacenada es liberada lentamente al suelo durante los períodos secos, lo que en parte contribuye a que los suelos de los bosques alto-andinos permanezcan con un alto grado de humedad (Osorio y Bahamon, 2008). Igualmente, varios autores coinciden en el gran papel hidrológico que juegan las epífitas que abundan en el dosel de estos bosques (Tobón *et al.*, 2009b; Köhler *et al.*, 2007; Walker y Ataroff, 2002; Ataroff y Rada, 2000; Jarvis, 2000; Mulligan y Jarvis, 2000; Cavelier *et al.*, 1996; Coxson y Nadkarni, 1995; Hamilton *et al.*,



© Philippe de Rham

1995a; Ingram y Nadkarni, 1993; Frahm y Gradstein, 1991; Veneklaas *et al.*, 1990; Lovett *et al.*, 1985; Cleef *et al.*, 1984; Seiler, 1981). Las epífitas, además de contribuir con la riqueza biológica de estos bosques, hacen un aporte hídrico importante al capturar el agua de la niebla. En resumen, esta riqueza de plantas no vasculares, aparte de aumentar la biodiversidad de estos bosques, contribuye sustancialmente a mantener el régimen hídrico de estos ecosistemas y el alto rendimiento hídrico que los caracteriza.

De acuerdo con lo anterior, y aunque no haya estudios al respecto para los bosques andinos, es muy posible que exista una relación entre la biodiversidad y el agua. Bosques diversos generan estructuras diversas, donde las anteriores variables del bosque, especialmente aquellas relacionadas con la interceptación de la precipitación, la transpiración y la dinámica de las raíces, con una distribución espacial a diferentes profundidades del suelo (Soethe *et al.*, 2006), favorecen la infiltración. Esto estaría optimizado por la presencia de un bosque diverso. Liniger y Weingartner (1998) encontraron diferencias significativas en la evapotranspiración entre bosques montanos y otros usos del suelo, lo cual dependió de las especies y la intensidad en la producción.

Así, los cultivos con una alta producción consumen relativamente más agua que un bosque y afectan la calidad de ésta (Wilcke *et al.*, 2001). Por lo tanto, la combinación óptima de las anteriores variables, lo que es posible con la existencia de un bosque diverso, favorecería el mantenimiento de caudales en forma sostenible mientras el ecosistema no se vea alterado. Como se ha señalado, en estos bosques los valores de biodiversidad de árboles, hierbas, arbustos y epífitas son altos, al igual que los valores de endemismo, considerando su reducida superficie con relación a la selva tropical lluviosa, en la cual la alta riqueza específica se concentra en los árboles principalmente.



© Philippe de Rham



INICIATIVAS DE PROGRAMAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES ANDINOS

Diversos autores concuerdan con Bruijnzeel y Hamilton (2000) en el hecho de que existen asuntos a escala mundial para los que ha llegado el tiempo de tomar decisiones. Tal es el caso de los ecosistemas de alta montaña, en relación con la biodiversidad y el manejo de los recursos hídricos. Es uno de los retos ambientales más importantes que la humanidad, pero más específicamente los gobiernos, tendrá que enfrentar en este nuevo siglo (Manson, 2004). En casi todos los países de América Latina, como por ejemplo México, una crisis causada por el mal manejo del agua está siendo acentuada por las altas tasas de deforestación y la pérdida de los servicios hidrológicos proporcionados por los bosques de montaña.

Las causas subyacentes de los impactos adversos en los bosques se vinculan a presiones tan básicas y dominantes como el crecimiento rápido de la población, la desigualdad para acceder a los recursos de la tierra, la demanda por niveles cada vez mayores de consumo per cápita, la incertidumbre sobre la tenencia de la tierra, la ambición, el oportunismo político y, en algunos casos, la contaminación transfronteriza y el calentamiento global (Bruijnzeel y Hamilton, 2000). Se debe aclarar que estas presiones son complejas y difíciles de reducir por parte de una administración o de una agencia administrativa deseosa de manejar mejor los bosques, pero, en muchos casos, hasta que el bosque no desaparezca y se presenten algunos desastres los habitantes locales y los gobiernos no reconocerán y apreciarán la totalidad de los valores y servicios de estos ecosistemas de montaña.

Incluso cuando existe algún escepticismo frente al aporte hidrológico real de los bosques, varios autores aclaran la importancia de los de alta montaña, y en especial de los de niebla, en la provisión de agua limpia en forma continua (Ferwerda *et al.*, 2000). Estos ecosistemas mantienen niveles de agua en los ríos muchos meses después de la estación lluviosa (Young, 2006) y tienen una marcada influencia sobre la hidrología de las cuencas donde se encuentran (Ruiz y Sainz, 2004). Millones de personas dependen del agua dulce de los bosques de alta montaña: es el caso de Quito, con 1,3 millones de personas,

y el de Ciudad de México, con 20 millones de habitantes. El agua se origina en las cuencas de los bosques de alta montaña que alimentan a las ciudades y a las comunidades próximas (Ferwerda *et al.*, 2000).

Tal vez uno de los principales programas de manejo de los bosques alto-andinos radica en el reconocimiento que tienen estos ecosistemas para proveer servicios. En los últimos años se han expandido por los países andinos, así como por otras partes del mundo, los llamados programas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Hoy en día son uno de los programas de manejo de bosques de montaña con mayor desarrollo en varios países, como es el caso de Costa Rica y Ecuador. Estas iniciativas de protección y buen uso de los bosques de montaña generan un instrumento para el manejo y para la provisión de aspectos ambientales y desarrollo rural, ya que dichos pagos son invertidos en la conservación de bosques y en la creación y/o sostenimiento de programas de restauración. Además del recurso hídrico, estos programas contemplan aspectos como la biodiversidad, la fijación de carbono, la belleza escénica y la protección de las cuencas hidrográficas (Brehm *et al.*, 2008; CONDESAN, 2003; Cueva *et al.*, 2001). Los bosques andinos contribuyen con todos estos aspectos, con importantes beneficios locales y globales, aun cuando los servicios de protección de cuencas sean generalmente menos claros, especialmente aquellos



© Philippe de Rham

relacionados con la provisión de cantidad de agua y su distribución espacio-temporal. Se requiere de programas de investigación que soporten la ejecución de estos proyectos (Ferwerda *et al.*, 2000).



NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

Las recomendaciones sobre necesidades de investigación que el autor expresa en el presente documento no están basadas únicamente en el criterio de «falta de información» o «información inexistente», pues este criterio de por sí no expresa las necesidades de datos ni la importancia de levantarlos. Es posible que la información que no existe esté más relacionada con su poco aporte en la generación de nuevo conocimiento; pero igualmente puede suceder que, dadas las condiciones específicas de ubicación de los ecosistemas alto-andinos y su inaccesibilidad, se hayan restringido el desarrollo de programas de investigación y la generación de información. Por lo tanto, las necesidades que se exponen seguidamente, relacionadas específicamente con el tema «Los bosques andinos y su hidrología», responden a una visión regional sobre la necesidad de conocer la manera en que estos ecosistemas (naturales, poco intervenidos o muy degradados) funcionan hidrológicamente. Esto permitirá generar conocimiento necesario para su manejo, conservación y/o restauración, de tal manera que puedan prestar los «servicios ecosistémicos» que naturalmente ofrecen. Al mismo tiempo, la información que se genere y se mantenga actualizada (series de datos) brindará las herramientas necesarias a quienes modelan, planifican y se encargan de las políticas locales y regionales, para su uso, manejo y conservación.

La revisión de la información relacionada con los temas presentados en este documento hace notar que la ausencia o escasez de información climática e hidrológica es mayor en unos países (Bolivia, Perú) que en otros (Colombia, Ecuador y Venezuela), y a unas altitudes (por debajo de los 1 000 msnm y hasta el límite del llamado bosque andino) que en otras (bosques de niebla o bosques alto-andinos). Sin embargo, el común denominador en toda la región andina es la existencia de una baja densidad de estaciones, con algunas de éstas muy dispersas y con zonas o regiones en cada país donde no se cuenta con ninguna información. Aparte, en la mayoría de estaciones se presenta una falta de continuidad en la toma de datos y en su procesamiento.

Parece haber información dispersa sobre áreas estratégicas o que han sido investigadas preliminarmente, y sobre unas variables (precipitación y caudal o

escorrentía) más que sobre otras (propiedades hidrofísicas del suelo, infiltración, aportes de la niebla, etc.), pero ciertamente no existen series de datos con las cuales se pueda evaluar las tendencias espacio-temporales del clima y la hidrología de estos ecosistemas (véase el capítulo *Los bosques andinos y su ciclo hidrológico: conceptualización*). Dada la importancia que tiene un buen registro climático e hidrológico a fin de conocer la manera en que funcionan los bosques andinos, es necesario iniciar la adquisición de esta información en un rango amplio de condiciones climáticas, geográficas y ambientales. De igual forma, es importante cuantificar los diferentes parámetros climáticos, de coberturas y suelos, y conocer su variabilidad espacial y temporal, con el fin de que la información en forma sinérgica facilite la aplicación de modelos de simulación y la proyección de escenarios futuros.

A conocimiento de este autor, muchos de los estudios hidrológicos existentes en la región andina, al igual que en otros bosques de alta montaña, involucran grandes errores en la cuantificación de la precipitación total por la escasa instrumentación utilizada para su medición (generalmente un pluviógrafo por varios km² de área) (Bruijnzeel, 2004). Esto, dada la alta variabilidad espacial que presenta la precipitación en estos ecosistemas, la cual no permite conocer las verdaderas entradas de agua en ellos. Igualmente, estas investigaciones no incluyen las entradas por precipitación horizontal, pese a que una buena proporción de la precipitación en áreas de alta montaña esté influenciada por los vientos (lluvia transportada por el viento) y la que entra en forma de niebla, una vez interceptada por la vegetación u otras barreras vegetales. Estas entradas han sido determinadas recientemente en bosques de niebla en Costa Rica (Frumau *et al.*, 2009) y Colombia (Tobón y Arroyave, 2007). El aporte de la precipitación horizontal a la hidrología de estos ecosistemas está por encima del 18% de la precipitación medida en ellos.

Paralelamente, con el establecimiento de redes de observación hidrológica en la región andina, se debe utilizar la información de sensores remotos existentes actualmente (Worldclim, MODIS, LANDSAT, SPOT, ASTER, etc.) y realizar los análisis respectivos. Esto permitirá extrapolar la información a sitios muy remotos o con pocas posibilidades de monitoreo, lo que podría estar ayudado, además, por herramientas de modelación. El establecimiento de sitios pilotos

o áreas de monitoreo no debe hacerse de manera separada, como si fueran islas en un gran océano, sino que las estaciones deben ser parte de una red de monitoreo regional que cubra, por ejemplo, condiciones climáticas extremas e intermedias (Vuille *et al.*, 1999). Esto es posible mediante la cooperación entre los países andinos y los programas nacionales e internacionales, a través de la cual se colecte, procese y divulgue la información y se trabaje mancomunadamente en el diseño de las políticas de uso y manejo de estos ecosistemas. Además, se debe integrar la información a través de la implementación de un Sistema de Información Geográfica (SIG) que genere información espacialmente distribuida y que pueda ser utilizada en la aplicación de modelos de simulación.

A pesar de que existen varios estudios relacionados con los aportes de la niebla y la lluvia que es transportada por el viento a ciertos bosques alto-andinos o bosques de niebla, existe mucha discrepancia en los datos existentes (Tobón y Gil, 2008; Villegas *et al.*, 2008; Bruijnzeel, 2004). Esto ha generado algunas incertidumbres sobre el aporte real de estas entradas al régimen hídrico de los ecosistemas y la eficiencia de los bosques en atrapar las gotas de niebla. Incluso cuando algunos estudios han mostrado que los aportes de la niebla son generalmente muy bajos, comparados con las entradas por precipitación (Tobón y Gil, 2008; Bruijnzeel, *et al.*, 2006), es importante determinar la frecuencia y duración de estos eventos, lo que permite definir con una mayor precisión su efecto sobre la evapotranspiración y entender la dinámica de estos bosques con respecto al efecto de la presencia frecuente de niebla sobre ellos. Por otra parte, la alta variabilidad en la información existente podría deberse a la alta diversidad entre los sitios donde se encuentran estos ecosistemas, tanto en la frecuencia y densidad de la niebla como en la estructura misma de los bosques. Esto afecta directamente las entradas de agua como aportes de la niebla. Por ello, es necesario aumentar el número de sitios donde se evalúen las entradas de agua de la niebla a los ecosistemas alto-andinos, lo que permitirá sacar conclusiones sobre la relación bosques de niebla-aportes de la niebla al régimen hídrico de las cuencas en alta montaña.

Los suelos de los ecosistemas andinos, como se muestra en el modelo conceptual y se sustenta en los documentos revisados, juegan un papel determinante

en el funcionamiento y rendimiento hídrico que tienen estos ecosistemas. Adicionalmente, parece existir una gran variabilidad espacial en las propiedades hidrofísicas de los suelos y, por ende, de los procesos hidrológicos que están controlados por estas propiedades. En la actualidad existen muy pocos estudios relacionados con la dinámica hídrica de los suelos de los bosques andinos, y con la relación entre esta dinámica y las propiedades hidrofísicas (Morales, 2008; Tobón *et al.*, 2009a). Tampoco se conoce cuál es la magnitud del cambio de estas propiedades y de los procesos que controlan, cuando se alteran las condiciones naturales de cobertura o cuando cambian las condiciones climáticas (Vuille *et al.*, 1999). Es necesario, entonces, profundizar en el conocimiento del papel que desempeñan los suelos sobre la hidrología de las cuencas andinas y los efectos causados con el cambio en el uso del suelo, separadamente de los efectos del cambio climático.

Por otra parte, varios autores coinciden en que el principal impacto creado con la tala de los bosques en general es la degradación de las propiedades hidrofísicas del suelo, especialmente la disminución en la tasa de infiltración del agua por reducción en la porosidad (Morales, 2008; Tobón *et al.*, 2009a; Bonell, 1993, 2005; Bonell y Balek, 1993). Por otro lado, parece ser que la restauración de la vegetación mediante programas de reforestación contribuye positivamente a recuperar las propiedades hidrofísicas del suelo, entre ellas la infiltración (Harden, 1996; Harden, 1991). De acuerdo con los resultados de un meta-análisis de alrededor 300 estudios revisados por Ilstedt *et al.*, (2007), sólo 14 estudios estaban relacionados con la infiltración del agua en el suelo en áreas reforestadas, la mayor parte de ellos en África. Se encontró que la plantación de árboles favorece la infiltración de la precipitación en un amplio rango de niveles de humedad (Morales, 2008). Por lo tanto, se hace necesario llevar a cabo programas de investigación en los ecosistemas de bosque andino que han sido alterados, para evaluar las tendencias en la infiltración de la precipitación durante la regeneración del bosque natural o en plantaciones con fines de restauración.

Actualmente existe un gran movimiento en los países andinos (como Ecuador, Perú y Bolivia) para el establecimiento de programas de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) relacionados con los bosques andinos (Espinosa, 2005;

Galárraga, 2004; Albán *et al.*, 2004; CONDESAN, 2003; Echavarría, 2003; Lascano, 2002; Cueva *et al.*, 2001), especialmente con el agua. No obstante, como ya se anotó, la información existente sobre la hidrología de estos ecosistemas, específicamente sobre la regulación de caudales, su distribución espacio-temporal y su calidad es muy escasa. En principio, esto impediría el establecimiento y la continuidad de estos programas, ya que tanto los que deben pagar por el servicio (compradores) como los oferentes no tendrían claridad sobre la magnitud del mismo y la capacidad de los ecosistemas para ofrecer este servicio en forma continua y de buena calidad. Se sugiere, por tanto, la implementación de una Estrategia Regional de Recursos Hídricos (ERRH) como el principal servicio ambiental ofrecido por los bosques andinos, implementando acciones de coordinación interinstitucional con el fin de establecer programas de monitoreo de la cantidad y calidad del agua proveniente de estos ecosistemas; esto es especialmente válido para las cuencas que proveen de agua para el consumo humano. Con base en este nuevo conocimiento, se podrán establecer programas de conservación y/o restauración de los bosques, lo que permitiría una oferta del servicio en forma sostenible.

En países como Bolivia y Ecuador, algunas organizaciones internacionales y grupos de investigación han desarrollado programas amplios y continuados, con un nivel altamente científico. Esto ha permitido un mayor conocimiento de los ecosistemas estudiados. Sin embargo, no existe claridad en cuanto a la contribución de estos programas para resolver problemas locales o regionales relacionados con el tema de su investigación. Partiendo del hecho de que el agua, como recurso hídrico, tiene diferentes usos (consumo humano, riego para la agricultura, saneamiento ambiental, industria, energía, recreación, turismo, transporte, pesca, etc.), se considera prioritaria la investigación de la relación entre los bosques andinos y el recurso hídrico, específicamente mediante programas orientados a determinar su cantidad, calidad y distribución espacio-temporal. Las entidades u organizaciones encargadas de levantar dicha información deben mantener un continuo intercambio científico-práctico, de tal manera que esta información pueda ser utilizada por las entidades y organizaciones locales con fines prácticos de uso y manejo, tanto del recurso hídrico como de las cuencas donde éste es generado.

Es recomendable, por tanto, que se lleven a cabo la extrapolación y la aplicación de los resultados de las múltiples investigaciones que se están llevando a cabo en la Estación Experimental San Francisco, Ecuador (Beck *et al.*, 2008), a sitios con condiciones edáficas e hidroclimáticas similares, específicamente en aspectos relacionados con la restauración de una vegetación funcional en áreas degradadas, ensayos de propagación de semillas, dinámica de fragmentos y ciclos biogeoquímicos.

Como se presentó anteriormente, el cambio climático podría generar una gran variedad de efectos de diferente magnitud, según el alcance del cambio, sobre los bosques andinos y su hidrología. Dada la poca capacidad que tenemos para manipular las condiciones climáticas, es importante dirigir esfuerzos a la modelación de los efectos del cambio climático sobre estos ecosistemas separadamente de sus efectos en el uso del suelo. Lo anterior puede lograrse mediante una aproximación de modelación de las condiciones actuales y la creación de escenarios hipotéticos —calibraciones con información de baja incertidumbre—, validaciones para sitios estratégicos y contrastantes. Este ejercicio de modelación estará apoyado por la información generada mediante el establecimiento de redes de monitoreo del clima y la hidrología de los bosques andinos; por lo tanto, el establecimiento de estas redes deberá anteceder a cualquier intento de modelar las condiciones hidroclimáticas de estos ecosistemas. Una perfecta armonización entre el levantamiento de la información y la modelación a diferentes escalas permitirá comprender mejor el funcionamiento de estos ecosistemas y su fragilidad ante cambios en el clima y/o en el uso del suelo.

Los ejercicios de modelación mediante el diseño de escenarios hipotéticos pueden incluir, entre otros, los siguientes aspectos:

1. Identificación de las mayores amenazas para los bosques andinos, relacionadas con su capacidad para regular los caudales y mantener su rendimiento hídrico.
2. Estudio del impacto de diferentes intensidades de aprovechamiento y de perturbación (usos del suelo) sobre los procesos hídricos y edafológicos.

3. Evaluación hidrológica de sistemas agroforestales que han reemplazado los bosques andinos, con el fin de determinar los cambios funcionales de estos nuevos ecosistemas frente a los ecosistemas naturales, en términos de su hidrología.
4. Evaluación de la magnitud del impacto y elucidación de la posibilidad de que estos bosques recuperen su funcionamiento, tanto en su magnitud como en su frecuencia en áreas donde la vegetación natural ha sido destruida por fuegos naturales o inducidos.

La región andina afronta, cada vez más, la presencia de fenómenos climáticos a consecuencia del calentamiento global (IPCC, 2007). Sin embargo, los países de la región no emprenden todavía en el establecimiento de medidas necesarias para reducir los riesgos asociados con los fenómenos climáticos, como El Niño, por ejemplo. A lo largo de algunos años, éste ha producido efectos devastadores a escala regional que incluyen la elevación en el nivel del mar, inundaciones, lluvias intensas, crecientes súbitas de los ríos, sequías, incendios forestales, etc. Es necesario considerar estos cambios en el clima y analizar concienzudamente los posibles impactos que podrían desencadenarse, a través de la modelación de escenarios. Se sugiere, por lo tanto, iniciar una estrategia a largo plazo que contemple, como primera etapa, la recolección de información climática (específicamente durante el tiempo en que se presenten estos fenómenos), la evaluación de la magnitud de los fenómenos que se puedan identificar en dicha serie de datos, y los efectos que éstos han causado. A partir de esta información se deberían implementar ejercicios de modelación que indiquen las tendencias que se esperan en los próximos años sobre los diferentes aspectos.

BIBLIOGRAFÍA

- AALTO, R., DUNNE, T. Y GUYOT, J.L. 2006. «Geomorphic controls on Andean denudation rates». *The Journal of Geology* 114: 85-99.
- ACOSTA-SOLIS, M. 1984. *Los páramos andinos del Ecuador*. Publicaciones Científicas MAS. Quito.
- AIBA, S. Y KITAYAMA, K. 1999. «Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo». *Plant Ecology* 149: 139-15.
- AIDE, M., J. ZIMMERMAN, J. PASCARELLA, L. RIVERA Y H. MARCANO. 2000. «Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology». *Restoration Ecology* 8: 328-338.
- ALBÁN, M., M. ECHAVARRÍA, J. VOGEL Y F. MENESES. 2004. *The impacts of payments for watershed services in Ecuador -Emerging lessons from Pimampiro and Cuenca*. IIED, Environmental Economics Programme. Ecodecisión. Quito.
- ALDRICH, M., C. BILLINGTON, M. EDWARDS Y R. LAIDLAW. 1997. «Tropical Montane Cloud Forests: An Urgent Priority for Conservation». *WCMC Biodiversity Bulletin* 2. WCMC. Cambridge.
- ARAMAYO, C., F. FONTÚRBEL, S. PALOMEQUE Y R. ROCHA. 2004. «La región Altoandina de Bolivia». Fontúrbel, F. et al., (Eds.) *Ecología, Medio Ambiente y Desarrollo sostenible: Algunos ejemplos prácticos*. CD-ROM interactivo. Ed. Publicaciones Integrales. La Paz.
- ARAUJO-MURAKAMI, A. Y F. ZENTENO. 2006. «Bosques de los Andes orientales de Bolivia y sus especies útiles». Moraes M., B. Øllgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev (Eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. Editores Universidad Mayor de San Andrés. La Paz.
- ARROYAVE, F.P. 2007. *Contribución de la precipitación horizontal al ciclo hidrológico de los páramos, con referencia inicial al páramo de Guerrero*. Tesis MSc. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 112 p.
- ATAROFF, M. 2001. «Intercepción en ecosistemas boscosos de Los Andes venezolanos». *Memorias del IV Simposio Internacional, de Desarrollo Sustentable en Los Andes: la estrategia andina para el siglo XXI*. Edición en CD-ROM.
- ATAROFF, M. 2001. Venezuela. En: M. KAPPELLE Y A.D. BROWN (eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- ATAROFF, M. 2002. «Precipitación e intercepción en ecosistemas boscosos de los Andes Venezolanos». *Ecotropicos* 15(2): 195-202.
- ATAROFF, M. 2005. «Estudios de dinámica hídrica en la Selva Nublada de La Mucuy, Andes de Venezuela». En: ATAROFF, M. Y J.F. SILVA (Eds.). *Dinámica Hídrica en Sistemas Neotropicales*. ICAE. Univ. Los Andes. Mérida.
- ATAROFF, M. Y F. RADA. 2000. «Deforestation Impact on Water Dynamics in a Venezuelan Andean Cloud Forest». *Ambio* 29: 440-444.
- ATAROFF, M. Y L. SÁNCHEZ. 2000. «Precipitación, interceptación y escorrentía en cuatro ambientes de la cuenca media del río el valle, Estado Táchira, Venezuela». *Revista Geográfica de Venezuela* 41.
- AVENDAÑO, D. 2007. *Biomasa y capacidad de almacenamiento de agua de las epífitas en el Páramo de Guerrero (Cundinamarca, Colombia)*. Tesis Ingeniería Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín. 78 p.
- BACH, K., M. SCHAWÉ, S. BECK, G. GEROLD, S.R. GRADSTEIN Y M. MORAES R. 2003. «Vegetación, suelos y clima en los diferentes pisos altitudinales de un bosque montano de Yungas, Bolivia: Primeros resultados». *Ecología en Bolivia* 38: 3-14.
- BALSLEV, H., R. VALENCIA, G. PAZ Y MIÑO, H. CHRISTENSEN Y I. NIELSEN 1998. «Species count of vascular plants in one hectare of humid lowland forest in Amazonian Ecuador». En: DALLMEIER, F. Y J.A. COMISEKY (eds.): *Forest biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean*. Unesco. París.
- BANCO CENTRAL. 1984. *Paisajes del Ecuador. Colección Imágenes* 5. Banco Central del Ecuador, Centro de Investigación y Cultura, Archivo Histórico. Quito.
- BARTHLOTT, W.; W. LAUER Y A. PLACKE. 1996. «Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity». *Erdkunde* 50: 317-327.
- BECK, S.G., T.J. KILLEEN Y E. GARCIA. 1993. «Vegetación de Bolivia». En: KILLEEN et al., 1993 (eds.): *Guía de Árboles de Bolivia*. Herbario Nacional de Bolivia, Missouri Botanical Garden. La Paz. 6-24.

- BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN, Y R. MOSANDL. (Eds.). 2008. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Ecological Studies, Vol. 198*. Analysis and Synthesis. 543 p.
- BECKER, C. 1999. «Protecting a Garua Forest in Ecuador. The role of institutions and Ecosystem Valuation». *Ambio 28 (2)*: 156-161.
- BEIDERWIEDEN, E., T. WRZESINSKY Y O. KLEMM. 2005. «Chemical characterization of fog and rain water collected at the eastern Andes cordillera». *Hydrol. Earth Sys. Sci. Discuss.* 2: 863-885.
- BENDIX, J, P. FABIANY R. ROLLENBECK. 2004a. *Gradients of fog and rain in a tropical montane cloud forest of southern Ecuador and its chemical composition*. Proceedings 3rd Int. Conf. on Fog, Fog Collection and Dew, 11-15 Oct. 2004. Cape Town.
- BENDIX, J., R. ROLLENBECK Y C. FEUDENBACH. 2004b. *Diurnal patterns of rainfall in a tropical Andean valley of southern Ecuador as seen by a vertically pointing K-band Doppler radar*. Submitted to Int. J. Climatol.
- BENDIX, J. 1999. «Precipitation Dynamics in Ecuador and Northern Peru during the 1991/92 El Niño- a remote sensing perspective, Int. J. Rem. Sens». *H.*, 21: 533-548.
- BENISTON, H., F. DÍAZ. Y R. BRADLEY. 1997. «Climatic change at high elevation sites: an overview». *Climatic Change 36*:233-251.
- BENZING, D. H. 1990. *Vascular Epiphytes*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 354.
- BENZING, D.H. 1998. «Vulnerabilities of tropical forests to climate change: the significance of resident epiphytes». *Climatic Change 39*: 519-540.
- BERGERON, Y. Y BRISSON, J. 1990. «Fire regime in red pine stands at the northern limit of the species range». *Ecology 71*: 1352-1364.
- BERGKAMP, G., ORLANDO, B. Y BURTON, I. 2003. *Change. Adaptation of Water Management to Climate Change*. IUCN. Gland, Suiza y Cambridge, RU.
- BONELL, M. 2005. «Runoff generation in tropical forests». En: BONELL, M. Y L.A. BRUIJNZEEL (Eds.), *Forest-Water-People in the Humid Tropics: Past Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambridge University Press. Cambridge.
- BONELL, M. 1998. *Possible impacts of climate variability and change on tropical forest hydrology*. *Clim. Change 39*:2-3., 215-272.
- BONELL, M. 1993. *Progress in the understanding of runoff generation dynamics in forests*. *J. Hydrol.* 150, 217-275.
- BONELL, M. Y J. BALEK. 1993. «Recent scientific developments and research needs in hydrological processes of the humid tropics». Pp. 167-260 en: BONELL, M., M. HUF-SCHMIDT Y J. GLADWELL (Eds.). *Hydrology and Water Management in the Humid Tropics*. Cambridge University Press. Cambridge.
- BOSCH, J.M. Y J.D. HEWLETT. 1982. «A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration». *Journal of Hydrology 55*: 3-23.
- BOUMAN, B. Y A. NIEUWENHUYSE. 1999. «Exploring options for sustainable beef cattle ranching in the humid tropics, a case study for the Atlantic Zone of Costa Rica». *Agricultural Systems 59*: 145-161.
- BREHM, G., J. HOMEIER, K. FIEDLER, I. KOTTKE, J. ILLIG, N.M. NÖSKE, F. WERNER, Y S.-W. BRECKLE. 2008. «Mountain Rain Forests in Southern Ecuador as a Hotspot of Biodiversity – Limited Knowledge and Diverging Patterns». In BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN, Y R. MOSANDL. (Eds.). 2008. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Analysis and Synthesis*. Ecological Studies, Vol. 198: 15-25
- BROOKS KN, P. FOLLIOTT Y HM GREGERSEN. 1997. *Hydrology and the Management of Watersheds*, 2nd edition. Iowa State University Press. Ames.
- BROWN, M.B., I. DE LA ROCA, A. VALLEJO, G. FORD, J. CASEY, B. AGUILAR Y R. HAACKER. 1996. *A Valuation Analysis of the Role of Cloud Forests in Watershed Protection. Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala and Cusuco National Park, Honduras*. RARE Center for Tropical Conservation. Filadelfia.
- BROWN, A. Y M. KAPPELLE. 2001. «Introducción a los Bosques Nublados del Geotrópico: una síntesis regional». En: KAPPELLE M Y BROWN A.D (Eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico. Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia.
- BROWN, J. Y M. LOMOLINO. 1998. *Biogeography*. 2ª edición. Sinauer Associates Publishers. Sunderland.

- BRUIJNZEEL L.A., R. BURKARD, A. CARVAJAL, A. FRUMAU, L. KOHLER, M. MULLIGAN Y C. TÓBÓN. 2006. *Hydrological impacts of converting tropical montane cloud forest to pasture with initial reference to northern Costa Rica*. Tech. Rep. DFID-FRP Project no. R7991, Department for International Development – Forest Research Programme, 2006.
- BRUIJNZEEL, L. A. 2004. *Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?* Agriculture Ecosystems and Environment 104.
- BRUIJNZEEL, L.A. 2002. *Hydrological impacts of converting tropical montane cloud forest to pasture, with initial reference to northern Costa Rica*. Project Memorandum Form, Project No. R7991 within the Forestry Research Programme of the Department for International Development of the UK, Aylesford, UK, 60 pp.
- BRUIJNZEEL, L.A. 2001. «Hydrology of tropical montane cloud forests: A Reassessment». *Land Use and Water Resources Research 1*: 1.1-1.18.
- BRUIJNZEEL L.A. 2000. «An ecohydrological perspective of mountain cloud forests». En: GLADWELL JS (Ed.) *Proceedings of the Second International Colloquium on Hydrology and Water Management in the Humid Tropics* (pp 329–359). UNESCO, Paris and CATHALAC. Panamá.
- BRUIJNZEEL, L.A. Y L.S. HAMILTON. 2000. *Tiempo Decisivo para las Selvas de Neblina*. UNESCO, WWF, IUCN IHP Humid Tropics Programme Series No. 13.
- BRUIJNZEEL LA Y E.J. VENEKLAAS. 1998. «Climatic conditions and tropical montane forest productivity: The fog has not lifted». *Ecology 79*: 3-9
- BRUIJNZEEL, L.A. Y E.J. VENEKLAAS. 1998. «Climatic Conditions and Tropical Montane Forest Productivity: The Fog Has Not Lifted Yet». *Ecology, 79* (1): 3-9.
- BRUIJNZEEL, L. A. Y PROCTOR, J.: 1995, «Hydrology and Biogeochemistry of Tropical Montane Cloud Forests: What Do We Really Know?», in HAMILTON, L. S., JUVIK, J. O., Y SCATENA, F. N. (eds.), *Tropical Montane Cloud Forests*, SpringerVerlag, Berlin, pp. 38–78.
- BRUIJNZEEL, L. A. 1990. «Hydrology of Moist Tropical Forest and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review», *IHPUNESCO Humid Tropical Programme*, Paris.
- BRUIJNZEEL, L.A. 1989. *Deforestation and dry season flow in the tropics: a closer look*. *J. Trop. For. Sci.* 1, 229–243.
- BUBB, P., MAY, I., MILES, L., Y SAYER, J. 2004. *Cloud Forest Agenda*. UNEP-WCMC. IUCN. UNESCO. 32 p.
- BUSSMANN, R.W. 2004. «Regeneration and succession patterns in African, Andean and Pacific Tropical Mountain Forests: The role of natural and anthropogenic disturbance». *LYONIA, A Journal of Ecology and Application*. Vol 6 (1). 93-111
- BUSSMANN, R.W. 2005. «Bosques andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y uso». *Rev. Peru. Biol.* 12(2): 203 – 216.
- BUYTAERT W., R. CÉLLERI, B. DE BIÈVRE, F. CISNEROS, G. WYSEURE, J. DECKERS Y R. HOFSTEDE. 2006. «Human impact on the hydrology of the Andean páramos». *Earth-Science Reviews* 79: 53–72.
- BUYTAERT, W., B. DE BIÈVRE, G. WYSEURE Y J. DECKERS. 2004. «The use of the linear reservoir concept to quantify the impact of land use changes on the hydrology of catchments in the Ecuadorian Andes». *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 108–114.
- CAVELIER, J., D. LIZCAÍNO, Y M. PULIDO. 2001. COLOMBIA. EN: M. KAPPELLE Y A.D. BROWN (eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- CAVELIER, J., M. JARAMILO, D. SOLÍS Y D. DE LEÓN. 1997. *Water balance and nutrient inputs in bulk precipitation in tropical montane cloud forests in Panama*. *J. Hydrol.* 193, 83-96.
- CAVELIER, J., J. ESTÉVEZ Y B. ARJONA. 1996. «Fine-root biomass in three successional stages of an Andean cloud forest in Colombia». *Biotropica* 28:728–736.
- CAVELIER J., D. SOLÍS D. Y M.A. JARAMILLO. 1996. «Fog interception in montane forests across the Central Cordillera of Panamá». *Tropical Ecology 12*: 357-369.
- CAVELIER, J. Y A. ETTER. 1995. «Deforestation of Montane Forest in Colombia as a result of illegal plantations of Opium (*Papaver somniferum*)». pp. 541-549, in CHURCHILL, S., H. BASLEV, E. FORERO Y J. LUTEYN (eds.). *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium, The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993*. Nueva York.
- CAVELIER, J. 1991. «El ciclo del agua en los bosques montanos». Cap 4. Pp. 69-83 En: URIBE, C. (Ed.). *Bosques de Niebla de Colombia*. Banco de Occidente. Bogotá.

- CAVELIER, J. Y M.C. PEÑUELA. 1990, *Soil respiration in the cloud forest and dry deciduous forest of Serranía de Macuira, Colombia*, *Biotropica*, Vol.22, No.4, pp.346-352.
- CAVELIER, J. Y D. GOLDSTEIN. 1989. «Mist and fog interception in Elfin cloud forest in Colombia and Venezuela». *Journal of Tropical Ecology* 5: 309-322.
- CESA. 1992. *El deterioro de los bosques naturales del callejón interandino del Ecuador*. Quito.
- CHRISTOPHER, J., S. PRUDENCE, N. FOSTER Y S. SCHNEIDER. 1999. «Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests». *Nature* 398: 306-310.
- CHU P.S. Y S. HASTENRATH. 1982. *Atlas of Upper-Air Circulation Over Tropical South America*. Department of Meteorology. University of Madison-Wisconsin. Madison.
- CHURCHILL, S.P., H. BALSLEV, E. FORERO Y J.L. LUTEYN (Eds.). 1995. *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. New York Botanical Garden, Nueva York.
- CLARK, K.L., N.M. NADKARNI, D. SCHAEFER Y H.L. GHOLZ. 1998. *Atmospheric deposition and net retention of ions by the canopy in a tropical montane forest*, Monteverde, Costa Rica. *J. Trop. Ecol.* 14, 27-45.
- CLEEF, A.M., CH. O. RANGEL, T. VAN DER HAMMEN Y M. R. JARAMILLO. 1984. «La vegetación de las selvas del transecto Buritica». En: HAMMEN, T. VAN DER Y P.M. RUIZ (Eds.): *Studies on tropical andean ecosystems vol. 2*, pp. 267-406. Cramer. Vaduz.
- COBEÑAS, J. 2007. *Estudio Hidrológico de la cuenca del río Jequetepeque*. www.monografias.com. juliocg666@hotmail.com
- CONDESAN. 2003. *Complements Mountain Activities with "Andean Vision of Water"*. Mountain Research and Development 23 (2).
- CONDESAN-INFOANDINA. 2002. *Cumbre Global de Montañas*. Bishkek 2002. Tema E1: Agua, Recursos Naturales, Amenazas, Desertificación y las Implicancias de los Cambios Climáticos.
- COXSON, D. S. Y NADKARNI, N. M. 1995. «Ecological Role of Epiphytes in Nutrient Cycles». En: LOWMAN, M. D. Y N.M. NADKARNI (Eds.). *Forest Canopies*. Academic Press. Nueva York.
- CRESPO, A. 2001. *Conceptual basis for a rehabilitation project in the fincas of the San Francisco Valley, Ecuador*. MSc. Thesis, Technische Universität München. Munich.
- CUEVA, P., C. AJAMIL., V. PASPUEL Y R. MOSCOSO. 2001. *Manejo de los recursos hídricos: Estudio de prefactibilidad de un sistema de pago por servicios ambientales en la cuenca del Río Arenillas*. Ministerio del Ambiente. Quito.
- CURTIS D. HOLDER. 2006. *The hydrological significance of cloud forests in the Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala*. *Geoforum* 37 (2006) 82-93.
- DE ANGELIS, C.F., G.R. MCGREGOR Y C. KIDD. 2004. *A 3-year climatology of rainfall characteristics over tropical and subtropical South America based on tropical rainfall measuring mission precipitation radar data*. *International Journal of Climatology* 24: 385-399.
- DEFORESTACIÓN. 2003. *Bosques tropicales en disminución*. <http://www.rcfa-cfan.org>
- DE NONI, G., M. VIENNOT Y G. TRUJILLO. 1990. «Mesures de l'érosion dans les Andes de l'Équateur». *Cahier ORSTOM, Serie Pedologie* 25(1-2): 183-196.
- DENGEL, S. y ROLLENBECK, R. 2003. Methods of fog quantification in a tropical mountain forest of southern Ecuador. *Fog Newsletter* 15.
- DÍAZ-GRANADOS, M.A., NAVARRETE, J. D., Y SUÁREZ, T. 2005. «Páramos: hidrosistemas sensibles». En: *Revista de Ingeniería* 22. Facultad de Ingeniería Universidad de los Andes, pp. 64-75.
- DILLON, M.O. 1993: «Análisis florístico del Bosque Monteseo (Cajamarca, Perú) e implicancias para su comparación». *Arnaldoa* 2 (2): 29-42.
- DILLON, M.O., I. SÁNCHEZ, G. IBERICO, A. SAGÁSTEGUI, M. ZAPATA Y M. KAWASAKI. 2002. Biogeografía, diversidad florística y endemismos en dos (falta información)
- DOHRENWEND, R.E. 1979. «Hydrologic behaviour at the top of a tropical mountain». *Michigan Technological University Forestry Center Research Note No. 29*, 14 pp.
- EARTHTRENDS, 2003. «Country profiles. Water Resources Institute». <http://earthtrends.wri.org> (accessed May 2007).
- ECHAVARRÍA, M. 2003. «Algunas lecciones sobre la aplicación de pagos por la protección del agua con base en experiencia en Colombia y Ecuador». *Ponencia para el evento «Foro Regional sobre Pago por Servicios Ambientales»*.

- ELLENBERG H. 1979. «Man's Influence on Tropical Mountain Ecosystems in South America: The Second Tansley Lecture». *The Journal of Ecology* 67 (2): 401-416.
- EMCK, P. 2007. *Climatic conditions in the Cordillera de Numbala (Podocarpus National Park), Southern Ecuador*. PhD tesis, University of Erlangen. 176 p.
- EMCK, P., MOREIRA-MUÑOZ, A. Y RICHTER, M. 2006. «El clima y sus efectos en la vegetación». En: M. MORAES *et al.*, (Eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- ESPINOSA, C. 2005. *Payment for Water-Based Environmental Services: Ecuador's Experiences, Lessons Learned and Ways Forward*. IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper 2. IUCN — The World Conservation Union. Gland.
- ESPIÑOZA, J.C., RONCHAIL, J., GUYOT, J.L., FILIZOLA, N., NORIEGA, L., ORDONEZ, J.J., POMBOSA, R., ROMERO, H. 2008. «Spatio – Temporal rainfall variability in the Amazon Basin Countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia and Ecuador)». *Submitted to International Journal of Climatology*.
- FAO. 1998–2002. *Perfiles Hídricos por País*. <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/aquastat/>
- FAO. 2003. Review of World Water Resources by Country. FAO Technical Paper 23. Rome. Disponible en <http://www.fao.org/DOCREP/005/Y4473E/Y4473E00.pdf>.
- FAO, 2003. *State of the world's forests*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- FAO/ISRIC/ISSS, 1998-2002. «World Reference Base for Soil Resources». No. 84 in *World Soil Resources Reports*. FAO, Rome.
- FERWERDA W., L. HADEED, T. McSHANE Y S. RIETBERGEN S., CON LA ASISTENCIA DE S. STOLTON Y N. DUDLEY. 2000. *Bosques Nublados Tropicales Montanos*. WWF International/IUCN The World Conservation Union.
- FJELDSÅ, J., LAMBIN, E., MERTENS, B. 1999. «Correlation between endemism and local ecoclimatic stability documented by comparing Andean bird distributions and remotely sensed land surface data». *Ecography* 22: 63-78.
- FINEGAN, B. 1996. *Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession*. TREE 11: 119-124.
- FITTKAU, E., J. ILLIES, H. KLINGE, G. SCHWABE Y H. SIOLI. 1968. *Biogeography and ecology in South America*. Junk Publishers, Netherlands.
- FLEISCHBEIN, K., W. WILCKE, R. GOLLER, C. VALAREZO, W. ZECH Y K. KNOBLICH. 2008. *Measured and modelled rainfall interception in a lower montane forest, Ecuador*. *Proceedings of the Second International Symposium: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests, Waimea, Hawaii, July 27 – August 1, 2004*.
- FLEISCHBEIN K, W. WILCKE, C. VALAREZO, W. ZECH Y K. KNOBLICH. 2006. «Water budgets of three small catchments under montane forest in Ecuador: experimental and modelling approach». *Hydrological Processes* 20: 2491–2507.
- FLEISCHBEIN K., W. WILCKE, R. GOLLER, J. BOY, C. VALAREZO, W. ZECH Y K. KNOBLICH. 2005. «Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: effects of canopy properties». *Hydrological Processes* 19: 1355-1371.
- FONSECA, H. Y M. ATAROFF. 2005. «Dinámica Hídrica en la selva nublada de la cuenca alta del Río Cusiana y un pastizal de reemplazo, Cordillera Oriental, Colombia». En: ATAROFF, M. Y J.F. SILVA (Eds.) 2005. *Dinámica Hídrica en Sistemas Neotropicales*. ICAE, Univ. Los Andes. Mérida, Venezuela.
- FONTÚRBEL, F. 2002. «Los bosques andinos: reseña biogeográfica y elementos representativos». *biología.org, L Revista* 10: 12-19.
- FÖSTER, P. 2001. «The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests». *Earth-Science Reviews* 55 (2001): 73–106.
- FOWLER, A.M., HENNESSY, K.J. 1995. *Potential impacts of global warming on the frequency and magnitude of heavy precipitation*. Nat. Hazards 11, 283–303.
- FRAHM, J.P. Y S.R. GRADSTEIN. 1991. «An altitudinal zonation of the tropical rain forest using bryophytes». *Journal of Biogeography* 18: 669-678.
- FRERE, M., RIJKS, Q., Y REA, J. 1978. *Estudio Agroclimatólogo de la zona Andina*. Ginebra, Organización Meteorológica Mundial – OMM. 297 p. (Nota Técnica No. 161. OMM – No. 506).
- FRUMAU A, SCHMID S, BURKARD R, BRUIJNZEEL S, TOBON, C, CALVO J. 2009. «Fog gauge performance as a function of wind speed in northern Costa Rica». En: BRUIJNZEEL LA, JUVIK J, SCATENA FN, HAMILTON LS, BUBB P., editors. *Forests in the mist: science for conservation and management of tropical montane cloud forests*. Honolulu, Hawaii: University of Hawaii Press; in review.

- FRUMAU, K.F.A., L.A. BRUIJNZEEL & C. TOBON. 2006. *Hydrological measurement protocol for montane cloud forest*. Annex 2, Final Technical Report DFID-FRP Project R7991. Vrije Universiteit, Amsterdam, 105 pp.
- FUNDACIÓN ALEMANA PARA LA INVESTIGACIÓN (DFG). 2004. *Funcionalidad en un bosque tropical de montaña del sur de Ecuador: Diversidad, procesos dinámicos y potenciales de uso. Líneas de investigación*. Alemania, 44 p.
- GADE, D., 1999. *Nature and culture in the Andes*. The University of Wisconsin Press, Madison, WI.
- GALÁRRAGA, R. 2004. *Estado y Gestión de los Recursos Hídricos en el Ecuador*. HIDRORED: <http://tierra.rediris.es/hidrored/basededatosdocu1.html>. 2004.
- GALEANO, G.; S. SUÁREZ Y H. BALSLEV. 1999. «Vascular plant species count in a wet forest in the Choco area on the Pacific coast of Colombia». *Biodiv. Cons.* 7: 1563-1575.
- GENTRY, A.H. 2001. «Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas Neotropicales». En: M. KAPPELLE Y A.D. BROWN (eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- GENTRY, A.H. 1988. *Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients*. Ann. Missouri Bot. Gard. 75: 1-34.
- GENTRY, A.H. 1995. «Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests». En CHURCHILL, S.P.; H. BALSLEV; E. FORERO Y J.L. LUTEYN (Eds.): *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests*, pp. 103-126. Nueva York: NYBG.
- GENTRY, A.H. Y C.H. DODSON 1997. «Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest». *Biotropica* 19: 149-156.
- GENTRY, A. H. Y DODSON, C. H. 1987. «Diversity and Biogeography of Neotropical Vascular Epiphytes». *Ann. Missouri Botanic Gardens* 74: 205-233.
- GENTRY, A.H. Y C.H. DODSON. 1987a. «Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest». *Biotropica* 19: 149-156.
- GENTRY, A.H. Y C.H. DODSON. 1987b. *Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes*. Ann. Missouri Botanical Garden 74, 205-233.
- GENTRY, A.H. 1992. «Diversity and floristic composition of Andean forests of Peru and adjacent countries: implications for their conservation». En: YOUNG K.R. Y N.VALENCIA (Eds.). «Biogeografía, ecología y conservación del bosque montano en el Perú». *Memorias Museo de Historia Natural* 21: 11-29. UNMSM, Lima.
- GENTRY, A.H. Y LÓPEZ-PARODI, J.P. 1980. «Deforestation and increased flooding of the upper Amazon». *Science* 210: 1354-1356.
- GIBSON, C., M. MCKEAN Y E. OSTROM. 2000. «Explaining Deforestation: The Role of Local Institutions». 1-26. En: GIBSON, C., M. MCKEAN Y E. OSTROM (Eds.). *People and Forests: Communities, Institutions and Governance*. Massachusetts Institute of Technology Press. Massachusetts.
- GODOY, R.A. 1990. *Mining and agriculture in highland Bolivia*. University of Arizona Press Tucson.
- GOLLER, R., W. WILCKE, K. FLEISCHBEIN, C. VALAREZO, Y W. ZECH. 2006. «Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador». *Biogeochemistry* (2006) 77: 57-89.
- GOLLER, R. 2004. *Biogeochemical Consequences of Hydrologic Conditions in a Tropical Montane Rain Forest in Ecuador*. Thesis dissertation, Universität Bayreuth. Alemania, 2004. 103 p.
- GÓMEZ, N. 1990. *Atlas de Ecuador: geografía y economía- Colección Imágenes de la Tierra*. Quito, Editorial Ediguías.
- GÓMEZ-PERALTA, D., OBERBAUER, S.F., McCLAIN, M.E. Y PHILIPPI, T.E. 2008. «Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of Central Peru». *Forest Ecology and Management* 255 (2008): 1315-1325.
- GONZÁLEZ, J. 2000. «Monitoring cloud interception in a tropical montane cloud forest of the South western Colombian Andes». *Advances in Environmental Monitoring and Modelling* 1 (1): 97-117.
- GRAF, K. 1994. «Vegetación y clima de los Andes bolivianos durante la última época glacial». *Ecología en Bolivia* 23: 1-19.
- GRUBB, P. J Y T.C. WHITMORE. 1996. «A Comparison of Montane and Lowland Rain Forest in Ecuador II: The Climate and its Effects on the Distribution and Physiognomy of the Forests». *The Journal of Ecology* 54, No. 2: 303-333.

- HAFKENSCHIED, R.R.L.J. 2000. *Hydrology and biogeochemistry of tropical montane rain forests of contrasting stature in the Blue Mountains, Jamaica*. PhD Dissertation. Vrije Universiteit Amsterdam. Amsterdam.
- HAMILTON, A.C. 1982. *Environmental History of East Africa: A Study of the Quaternary* (Academic Press, New York, 1982).
- HAMILTON LS, JUVIK JO, SCATENA FN. 1995. «The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis». In *Tropical Montane CLOUD FORESTS*, HAMILTON LS, JUVIK JO, SCATENA FN (eds). Springer-Verlag: New York; 1–23.
- HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O., SCATENA, F.N., 1995a. *Tropical Montane Cloud Forests: Proceedings of an International Symposium*. Springer-Verlag, New York.
- HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O., SCATENA, F.N., 1995b. «The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis». En: HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O., SCATENA, F.N. Eds., *Tropical Montane Cloud Forests: Proceedings of an International Symposium*. Springer-Verlag, New York, pp. 1–23.
- HAMILTON, L.S., KING, P.N., 1983. *Tropical Forested Watersheds. Hydrologic and Soils Response to Major Uses or Conversions*. Westview Press, Boulder, CO, p. 168.
- HARDEN, C.P., 1993. «Upland erosion and sediment yield in a large Andean drainage basin». *Physical Geography* 14 (3): 254–271.
- HARDEN, C.P., 2001. «Soil erosion and sustainable mountain development: experiment, observations, and recommendations from the Ecuadorian Andes». *Mountain Research and Development* 21 (1): 77–83.
- HARDEN, C. 2006. *Human impacts on headwater fluvial systems in the northern and central Andes* *Geomorphology* 79 (2006): 249–263.
- HARDEN, C. P. 2001. «Soil Erosion and Sustainable Mountain Development, Experiments, Observations, and Recommendations from the Ecuadorian Andes». *Mountain Research and Development* 21 (1): 77–83.
- HARDEN, C.P. 1991. «Andean soil erosion: a comparison of soil erosion conditions in two Andean watersheds». *National Geographic Research and Exploration* 7 (2): 216–231.
- HARDEN, C.P. 1993. «Upland erosion and sediment yield in a large Andean drainage basin». *Physical Geography* 14 (3): 254–271.
- HARDEN, C.P. 1996. «Interrelationships between land abandonment and land degradation: a case from the Ecuadorian Andes». *Mountain Research and Development* 16 (3): 274–280.
- HARDEN, C.P. 2006. «Human impacts on headwater fluvial systems in the northern and central Andes». *Geomorphology* 79: 249–263.
- HARTIG, H. y E. BECK. 2003. The bracken fern (*Pteridium aquilinum*) dilemma in the Andes of South Ecuador. *Ecotropica* 9: 3-13.
- HERRMANN, R. 1970. «Vertically differentiated water balance in tropical high mountains – with special reference to the Sierra Nevada de Santa Marta/Colombia. Symposium on world water balance. International Association of Hydrological Sciences (IAHS)», *Publication* 93: 262–272.
- HOFSTEDE R. 1995. «The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands». *Plant Soil* 173:111–32.
- HOFSTEDE R. 1999. «El páramo como espacio para la fijación de carbono atmosférico». En: MEDINA G. y P. MENA (Eds). «El páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico». *Páramo* 1: 3–6.
- HOFSTEDE, R. y N. AGUIRRE. 1999. «Biomasa y dinámica del carbono en relación con las actividades forestales en la Sierra del Ecuador». En: MEDINA, G. y P. MENA. (Eds.). «El páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico». *Páramo* 1: 29–51.
- HOFSTEDE, R., 2005. «Distribución, impacto humano y conservación de los páramos neotropicales». En: KAPPELLE, M. y S. HORN (Eds.). *Páramos de Costa Rica*. Editorial INBio. Santo Domingo de Heredia.
- HOLDER, C.D., 2004. «Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala». *Forest Ecology and Management* 190: 373–384.
- HOLL, K., M. LOIK, E. LIN E I. SAMUELS. 2000. «Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment». *Restoration Ecology* 8: 339–349.
- HOLWERDA, F. 2005. *Water and energy budgets of rain forests along an elevation gradient under maritime tropical conditions*. PhD Dissertation, Amsterdam: Vrije Universiteit. Amsterdam.

- IBISCH, P.L. 1996. *Neotropische Epiphytendiversitaet – das Beispiel Bolivien. Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen 1*. Wiehl. 123 p.
- IBISCH, P. L., R. DARIUS, I. VARGAS Y E. CAMACHO. 2001. «El bosque de neblina “Laguna Verde” en las vecindades del Parque Nacional Amboró (Prov. M. M. Caballero, Dpto. Santa Cruz, Bolivia): diversidad florística, relaciones fitogeográficas y conservación». *Revista de la Sociedad Boliviana de Botánica* 3(1/2): 157-178.
- ILSTEDT, U., MALMER, A., VERBEETEN, E., MURDIYARSO, D. 2007. «The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis». *Forest Ecology and Management*, 251(1-2): 45-51.
- INGRAM, S.W. Y NADKARNI, N.M. 1993. «Composition and distribution of epiphytic organic matter in a neotropical cloud forest, Costa Rica». *Biotropica* 25: 370-383.
- INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT, IAVH. 1997. *Caracterización ecológica de cuatro remanentes de Bosque seco Tropical de la región Caribe colombiana*. Grupo de Exploraciones Ecológicas Rápidas, IAVH, Villa de Leyva. pág. 76
- INVAR, M. Y C. LLERENA. 2000. «Erosion Processes in High Mountain Agricultural Terraces in Peru». *Mountain Research and Development* 20 (1): 72-79.
- JARAMILLO, A. 2006. «Evapotranspiración de referencia en la región Andina de Colombia». *Cenicafé. Revista del Centro de Investigaciones de Café. Vol. 57, No. 4*: 288-298.
- JARAMILLO, O. 2002. *Protocolo para el Desarrollo de actividades de revegetalización con fines de restauración en la Reserva Forestal de Pantano Redondo y Nacimiento del Río Susaguá*, 64 p.
- JARVIS, A. 2000. «Quantifying the hydrological role of cloud deposition onto epiphytes in a tropical montane cloud forest, Colombia». Disponible en: <http://www.ambiotek.com/herb/hydjar.pdf>.
- JOHNSON, N., REVENGA, C. Y ECHEVERRÍA, J. 2001. «Managing water for people and nature». *Science*, 292: 1071-1072.
- JORDÁN, C. 1993. *Ecology of tropical forests*. En: PANCEL, L. (Ed). *Tropical Forestry Handbook 1*. Springer-Verlag. Londres.
- KAIMOWITZ, D., 2002. «Usefull myths and intractable truths: the politics of the link between forests and water in Central America». En: BONELL, M., BRUIJNZEEL, L.A. (Eds.), *Forest-Water-People in the Humid Tropics: Past Present and Future Hydrological Research for Integrated Land and Water Management*. Cambrige University Press, Cambrige, pp. 86-98.
- KALLIOTA, R. Y M. PUHAKKA. 1993. «Geografía de la selva baja peruana». En: R. KALLIOLA *et al.*, (Eds.). *Amazonía Peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. PAUT/ONERN. Jyväskylä.
- KANE, R.P. 2000. «El Niño/La Niña relationship with rainfall at Huancayo, in the Peruvian Andes». *International Journal of Climatology* 20: 63-72.
- KAPPELLE, M., Y A.D. BROWN. 2001. *Bosques nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- KAPOS, V. 1989. «Effects of isolation on the water status forest patches in the Brazilian Amazon». *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- KESSLER, M. 1999. «Plant species richness and endemism during natural landslide succession in a perhumid montane forest in the Bolivian Andes». *Ecotropica* 5: 123-136.
- KESSLER, M Y S. BECK. 2001. «Bolivia». En: KAPPELLE M., BROWN A.D. (Eds.), 2001. *Bosques nublados del Neotrópico*. INBio. Costa Rica.
- KITAYAMA, K. 1992. «An altitudinal transect study of the vegetation on Mount Kinabalu, Borneo». *Vegetatio* 102: 149-171.
- KITAYAMA, K., 1995. «Biophysical conditions of the montane cloud forests of Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia». En: HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O., SCATENA, F.N. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer Ecological Studies, vol. 110. Springer, New York, pp. 183-197.
- KNAPP, G., 1991. *Andean Ecology*. Westview Press. Boulder.
- KÖHLER, L., C. TOBÓN, K. FRUMAU Y L. BRUIJNZEEL. 2007. «Biomass and water storage dynamics of epiphytes in old-growth and secondary montane cloud forest stands in Costa Rica». *Plant Ecology* 193 (2): 171-184.

- KÜRSCHNER, H. y G. PAROLLY. 2004. «Phytomass and water-storing capacity of epiphytic rain forest bryophyte communities in S. Ecuador». *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 125: 489-504.
- LARA, M., R. ROLLENBECK, P. FABIAN y J. BENDIX. 2003. «Relaciones entre precipitación y vegetación en el bosque tropical de montaña». 2da conferencia. Ecología de bosques tropicales. Loja, Ecuador.
- LASCANO, M. 2002. «Pago por servicios ambientales: Una herramienta Municipal de Gestión Ambiental». Ponencia en el Congreso Iberoamericano de desarrollo y medio ambiente. Quito.
- LAUER, W. 1981. «Ecoclimatological conditions of the Páramo belt in the tropical high mountains». *Mountain Res. Development* 1: 209-221.
- LAWTON, R.O., U.S. NAIR, R.A. PIELKE SR y R.M. WELCH. 2001. «Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests». *Science* 294: 584-587.
- LEIGH, E.G. 1999. *Tropical forest ecology - a view from Barro Colorado Island*. Oxford: Oxford University Press. 134 p.
- LEO, A.L. 1994. «The importance of Tropical Montane Cloud Forest for Preserving Vertebrate Endemism in Peru: The Rio Abiseo National Park as a Case Study». En: HAMILTON L. S et al., (Eds.). *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer-Verlag.
- LIEBMANN B, G. KLIADIS, C. VERA, A. SAULO Y L. CARVALHO. 2004. «Subseasonal variations of rainfall in South America in the vicinity of the low-level jet east of the Andes and comparison to those in the South Atlantic Convergence Zone». *Journal of Climatology* 17: 3829-3842.
- LINIGER, H. y R. WEINGARTNER. 1998. «Montañas y recursos hídricos». *Unasyuva* 195 (49): 40-46.
- LLERENA, C. 1987. *Erosion and sedimentation issues in Peru. Erosion and Sedimentation in the Pacific Rim (Proceedings of the Corvallis Symposium, August, 1987)*. IAHS Publ. 165.
- LLERENA, C. 2003. «Servicios ambientales de las cuencas y producción de agua, conceptos, valoración, experiencias y sus posibilidades de aplicación en el Perú». *Foro regional sobre sistemas de pago por servicios ambientales (PSA)*, Arequipa (9-12 junio 2003).
- LLORET, P. 2000. *Problemática de los Recursos Hídricos en el Ecuador*. Foro de los Recursos Hídricos. CAMAREN. Quito.
- LOKER, W., R. VERA y K. REÁTEGUI. 1997. «Pasture performance and sustainability in the Peruvian Amazon, results of long-term on-farm research». *Agricultural Systems* 55: 385-408.
- LOVETT, G. M., S.E. LINDBERG, D.D. RICHTER y D.W. JOHNSON. 1985. «The Effects of Acidic Deposition on Cation Leaching from Three Deciduous Forest Canopies». *Can. J. Forest Res.* 15: 1055-1060.
- LUTEYN, J. L. 1992. «Páramos: why study them?» En: BALSLEV, H. Y J.L. LUTEYN (Eds.). *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*. Academic Press. Londres.
- LUTEYN, J.L. y S.P. CHURCHILL. 2000. «Vegetation of the tropical Andes: An overview». En: LENTZ, D. (Ed.) *Imperfect Balance: Landscape Transformations in the Precolumbian Americas*. Columbia University Press. Nueva York.
- MANSON, R. H., 2004. «Los Servicios Hidrológicos y la Conservación de los Bosques de México». *Madera y Bosques* 10 (1): 3-20.
- MARES, M. 1992. «Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity». *Science* 225: 967-979.
- MARKHAM, A., 1998. «Potential Impacts of Climate Change on Tropical Forest Ecosystems. Guest Editorial». *Climatic Change* 39: 141-143.
- MARTÍNEZ, R., BOUERI, M. A., ESCALONA, P. 2005. «Correlación entre la evaporación en tina y la evaporación calculada en cinco estaciones climatológicas». *Bioagro*, vol.17, no.2, p.79-83.
- MEDINA, G. y MENA VÁSQUEZ, P. 2001. «Los páramos en el Ecuador». En: MENA V., P. G. MEDINA Y R. HOFSTEDE (Eds.). *Los páramos del Ecuador*. Proyecto Páramo. Quito.
- MEIER, W. 1998. «Flora und Vegetation des Avila-Nationalparks Venezuela (Kuestenkordillere) unter besonderer Beruecksichtigung der Nebelwaldstufe». *Dissertationes Botanicae* 296. Berlín: Cramer. Abstract in English.

- MORALES, L. 2008. *Evaluación de las propiedades físicas e hidráulicas del suelo bajo influencia de tres coberturas vegetales en Porcé II*, Antioquia, Colombia. Tesis, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. 36 p.
- MORA-OSEJO, L. E. 2001. «La transpiración en las plantas del páramo y del bosque altoandino y sus relaciones con los factores ecoclimáticos». En LOZANO, J. Y PABÓN, J.D., (eds.) *Memorias del seminario taller sobre alta montaña colombiana*. Colección memorias, 3), Am.Sc.Nat. 279.
- MORA-OSEJO, L. E. & STURM, H. 1994. *Estudios Ecológicos del Páramo y del Bosque Altoandino, Cordillera Oriental de Colombia*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Editora Guadalupe. Bogotá. Colombia.
- MOSANDL, R., S. GÜNTER, B. STIMM, y M. WEBER. 2008. «Ecuador Suffers the Highest Deforestation Rate in South America». In BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN, y R. MOSANDL. (Eds.). 2008. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Analysis and Synthesis*. Ecological Studies, Vol. 198: 37-41.
- MOTZER, T., N. MUNZ, D. ANHUF y M. KÜPPERS. 2008. «Transpiration and microclimate of a tropical montane forest in southern Ecuador». *Second International Symposium Mountains in the Mist: Science for conserving and managing tropical montane cloud forest*. Hawaii Preparatory Academy (HPA). Waimea, Hawaii (July 27-August 2, 2004).
- MOTZER, T., N. MUNZ, M. KÜPPERS, D. SCHMITT y D. ANHUF. 2005. «Stomatal conductance, transpiration and sap flow of tropical montane rain forest trees in the southern Ecuadorian Andes». *Tree Physiology* 25: 1283-1293.
- MULLIGAN, M. y A. JARVIS. 2000. «Laboratory Simulation of Cloud interception by Epiphytes and implication for Hidrology of the Tambito Experimental Cloud Forest, Colombia». *Submitted Journal of Hidrology. Nature*, 403, 853-858.
- MURPHY, P.G. y A.E. LUGO, 1986. «Ecology of tropical dry forest». *Annals Review of Ecology and Systematics* 17: 67-68.
- NADKARNI, N.M., y R. SOLANO. 2002. «Potential effects of climate change on canopy communities in a tropical cloud forest: an experimental approach». *Oecologia* 131: 580-586.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.). 1993: *Sustainable agriculture and the environment in the humid tropics*. National Academy Press Washington D.C.
- NAVARRO, G., E., ZABROWSKI, S. ARRAZOLA, C. ANTEZANA, E. SARAVIA y M. ATAHUACHI. 1995. «Series de vegetación de los valles internos de los Andes de Cochabamba, (Bolivia)». *Rev. Bol. de Ecol.* 1(1): 3-20. Cochabamba.
- ODUM, H.T., ABBOT, W., SELANDER, R.K., GOLLEY, F.B., WILSON, R.F., 1970. «Estimates of chlorophyll and biomass of the Tabonuco forest of Puerto Rico». En: ODUM, H.T., PIGEON, R.F. (Eds.), *A Tropical Rain Forest*. United States Atomic Energy Commission, Washington, DC, USA.
- OESKER, M., HOMEIER, J. y DALITZ, H. 2008. «Spatial heterogeneity of throughfall quantity and quality in tropical montane forests in southern Ecuador». *Second international symposium mountains in the mist: science for conserving and managing tropical montane cloud forest*. Hawaii Preparatory Academy (HPA), Waimea (July 27-August 2, 2004).
- OHL, C. y BUSSMANN, R. 2004. «Recolonisation of Natural Landslides in Tropical Mountains Forest of Southern Ecuador». *Feddes Repertorium* 115: 3-4; 248-264.
- ORTEGA, L. A., M. MULLIGAN, J. GONZÁLEZ Y A. JARVIS. 2002. «Monitoreo ambiental en los bosques de niebla: Cuantificación de la precipitación oculta en bosques Subandinos y andinos». En: *Congreso Mundial de Páramos (II)*, Paipa.
- OSORIO, A. y BAHAMON, C. 2008. *Dinámica de la humedad del suelo en bosques alto andinos en el páramo de guerrero, Cundinamarca-Colombia*. Tesis, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. 63 p.
- PABÓN, J.D. y CORDOBA, S. 2008. «El monzón de la América Ecuatorial». *VII Congreso Colombiano de Meteorología. Adaptación a la Variabilidad y al Cambio Climático*. Bogotá, Colombia. 2008.
- PACHECO, E. y ATAROFF, M. 2005. Dinámica ecohidrológica en una selva nublada andina venezolana. Ataroff, M. y J.F. Silva (eds). *Dinámica Hídrica en Sistemas Neotropicales*. ICAE. Univ. Los Andes. Mérida.
- PACHECO, E. y ATAROFF, M. 2002. «Relación precipitación-percolación en una selva nublada andina venezolana». *Selvas y bosques nublados andinos*, 4-62.
- PALM, C., M. SWIFT y P. WOOMER. 1996. «Soil biological dynamics in slash-and burn agriculture». *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58: 61-74.

- PAULSCH, A., R. SCHNEIDER y K. HARTIG. 2001. «Land-use induced vegetation structure in a montane region of Southern Ecuador». *Die Erde* 132: 93-102.
- PEÑA, F., y VARGAS, V. 2006. «Mapa hidrogeológico de la cuenca del río Jequetepeque: regiones Cajamarca y La Libertad. XIII Congreso Peruano de Geología». *Resúmenes Extendidos Sociedad Geológica del Perú*. 466-470.
- PEREIRA, H.C., 1989. *Policy and Practice of Water Management in Tropical Areas*. Westview Press, Boulder, CO, p. 237.
- PIELOU, E. 1979. *Biogeography*. Wiley-Interscience Publishers. EUA.
- PODWOJEWSKI, P., POULENARD, J., ZAMBRANA, T., HOFSTEDE, R., 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.
- POHLE, P. 2008. «The People Settled Around Podocarpus National Park». In BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN, Y R. MOSANDL. (Eds.). 2008. *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Analysis and Synthesis*. Ecological Studies, Vol. 198: 25-37.
- POOK, E.W., MOORE, P.H.R., HALL, T. 1991. «Rainfall interception by trees of *Pinus radiata* and *Eucalyptus viminalis* in a 1300 mm rainfall area of southeastern New South Wales. I. Gross losses and their variability». *Hydrol. Process.* 5, 127-141.
- POULENARD J., P. PODWOJEWSKI, J.L. JEANNEAU y J. COLLINET. 2001. «Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian paramo: effects of tillage and burning». *Catena* 45: 185-207.
- POULENARD, J., P. PODWOJEWSKI y A. HERBILLON. 2003. «Characteristics of nonallophanic Andisols with hydric properties from the Ecuadorian páramos». *Geoderma* 117: 267-281.
- POUNDS, J.A., M.P.L.FOGDEN y J.H.CAMPBELL. 1999. «Biological response to climate change on a tropical mountain». *Nature* 398: 611-615.
- POVEDA G., O.J. MESA, L.F. SALAZAR, P.A. ARIAS, H.A. MORENO, S.CVIEIRA, P.A. AGUDELO, V.G. TORO y J.F. ÁLVAREZ. 2005. «The diurnal cycle of precipitation in the tropical Andes of Columbia». *Monthly Weather Review* 133: 228-240.
- PÓVEDA, G. y O. J. MESA, 1997: «Feedbacks between hydrological processes in tropical South America and large-scale ocean-atmospheric phenomena». *J. Climate*, 10, 2690-2702.
- RADA, F. 2002. «Los bosques andinos: reseña biogeográfica y elementos representativos». *Biología.org* 10: 1-16.
- RANGEL, O. 2000. *Colombia Diversidad Biótica III. La región de vida paramuna*. Universidad Nacional de Colombia- Instituto de Ciencias Naturales, Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.
- RHODES, C., G. ECKERT y D. COLEMAN. 1998: «Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter, implications for tropical montane forest restoration». *Restoration Ecology* 6: 262-270.
- RICHARDSON, B.A., RICHARDSON, M.J., SCATENA, F.N., McDOWELL, W.H., 2000. «Effects of nutrient availability and other elevational changes on bromeliad populations and their invertebrate communities in a humid tropical forest in Puerto Rico». *J. Trop. Ecol.* 16, 167-188.
- RICHTER, M. y A. MOREIRA-MUÑOZ. 2005. «Heterogeneidad climática y diversidad de la vegetación en el sur de Ecuador: un método de fitoindicación». *Revista Peruana de Biología* 12(2): 217- 238.
- RINCÓN, Y., M. ATAROFF y F. RADA. 2005. «Dinámica hídrica de un pastizal de *Pennisetum clandestinum*, *Hochst Ex Chiov*». ATAROFF, M. y J.F. SILVA (eds) 2005. *Dinámica Hídrica en Sistemas Neotropicales*. ICAE, Univ. Los Andes, Mérida, Venezuela.
- ROLLENBECK, R. 2006. «Variability of precipitation in the Reserva Biológica San Francisco / Southern Ecuador». *Lyonia* 9 (1): 43-51.
- ROLLENBECK, R., J. BENDIX y P. FABIAN. 2008. «Spatial and temporal dynamics of atmospheric water- and nutrient inputs in tropical mountain forests of Southern Ecuador». *Second international symposium mountains in the mist: science for conserving and managing tropical montane cloud forest*. Hawaii Preparatory Academy (HPA). Wai- mea (July 27-August 2, 2004).
- ROLLENBECK, R., P. FABIAN y J. BENDIX. 2006. «Precipitation dynamics and chemical properties in tropical mountain forests of Ecuador». *Advances in Geosciences* 6: 73-76.

- RUIZ, D. y L. SAINZ. 2004. «Bosques de Alto Valor de Conservación (BAVC)-Bolivia». Disponible en: www.wwf.cl/archivos_publicaciones/Bosques%20con%20Alto%20Valor%20de%20conservaci%F3n%20webfinal.pdf.
- SAFRAN, E., P. BIERMAN, R. AALTO, T. DUNNE, K. WHIPPLE y M. CAFFEE. 2005. «Erosion rates driven by channel network incision in the Bolivian Andes». *Earth Surface Processes and Landforms* 30: 1007–1024.
- SAGÁSTEGUI, A., S. LEIVA, P. LEZAMA, N. HENSOLD y M.O. DILLON. 1995. «Inventario Preliminar de la Flora del Bosque de Cachil». *Arnaldoa* 3(2): 19-34.
- SANABRIA, V.C.P. 2001. *Los bosques tropicales nublados de montaña en la quebrada Torahuaca, San Ignacio, Cajamarca y su influencia en la precipitación local*, Tesis Ing. For. UNALM.
- SANDSTROM, K. 1998. «Can Forests “Provide” Water: Widespread Myth or Scientific Reality?». *Ambio* 27 (2):132-138.
- SARMIENTO, F.O. y FROLICH, L.M. 2002. «Andean Cloud Forest Tree Lines: Naturalness, Agriculture and the Human Dimension». *Mountain Research and Development*, 22, 278-287.
- SARMIENTO, F.O., 2001. «Ecuador». En: KAPPELLE M., BROWN A.D. (eds.), 2001. *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- SARMIENTO, F. O., 1994. «Human Impacts on the Cloud Forests of the Upper Guayllabamba River Basin, Ecuador, and Suggested Management Responses». En: HAMILTON L. S. et al., (Eds.). *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer- Verlag.
- SARMIENTO, L. 2000. «Water balance and soil loss under long fallow agriculture in the Venezuelan Andes». *Mountain Research and Development* 20: 246–253.
- SARMIENTO, G. 1986. «Ecological features of climate in high tropical mountains». In: VIEULLUMIER, F.; MONASTERIO, M. (eds.). *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford University Press. P. 11-45.
- SARMIENTO, G., MONASTERIO, M., AZÓCAR, A., CASTELLANO, E., y SILVA, J. 1971. *Vegetación natural. Estudio integral de la Cuenca de los Ríos Chama y Capazón. Sub-proyecto No. III*. Oficina de publicaciones Geográficas, Instituto de Geografía, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. 63 p.
- SCATENA FN. 1990. «Watershed scale rainfall interception on two forested watersheds in the Luquillo Mountains of Puerto Rico». *Journal of Hydrology* 113: 89–102.
- SCHAWÉ, M., G. GEROLD, K. BACH y S.R. GRADSTEIN. 2008. «Hydrometeorologic patterns in relation to montane forest types along an elevational gradient in the Yungas, Bolivia». *Second international symposium mountains in the mist: science for conserving and managing tropical montane cloud forest*. Hawaii Preparatory Academy (HPA). Wai- mea (July 27-August 2, 2004).
- SCHEMENAUER, R.S. y H. BRIDGMAN. 1998. *Proceedings of the First International Conference on Fog and Fog Collection*, Vancouver, Canada, July 19–24. International Development Research Centre, Ottawa.
- SCHEMENAUER RS, CERECEDA P. 1994. «A proposed standard fog collector for use in high elevation regions». *Journal of Applied Meteorology* 33: 1313–1322.
- SCHNEIDER, R. 2000. *Landschaftsstrukturen anthropogen gestörter potentieller Waldstandorte in Südecuador*. Diplomarbeit. Lehrstuhl für Biogeographie. Universität Bayreuth. Bayreuth.
- SEILER, R.L. 1981. «Leaf turnover rates and natural history of the Central American tree fern *Alsophila salvinii*». *Am. Fern J.* 71, 75–81.
- SENTIR.ORG. 2001. «Selva andina o Bosque de Niebla». En: <http://www.sentir.org/zonas/bosqueniebla.htm>.
- SILVA, G. 2005. «La cuenca del río Orinoco: visión hidrográfica y balance hídrico». *Revista Geográfica Venezolana* 46.
- SMIET, A.C., 1987. «Tropical watershed forestry under attack». *Ambio*, 16, 156–158.
- SOETHE, N., A. LEHMANN y E. ENGELS. 2006. *The vertical pattern of rooting and nutrient uptake at different altitudes of a south Ecuadorian montane forest*. Plant Soil. DOI 10.1007/s11104-006-9044-0
- STADTMÜLLER, T. 2003. «Forests in watershed management as a means to reduce flood risks – the example of the PROMIC project». Presentation at the conference on “Multi-functional forestry and sustainable water management in development cooperation”, 26 February 2003. Berna.
- STADTMÜLLER, T. y AGUDELO, N. 1990. «Amount and Variability of CloudMoisture Input in a Tropical Cloud Forest». *Int. Assoc. Hydrol. Sci. Public.* 193, 25–32.

- STADTMÜLLER, T. 1987. *Cloud Forests in the Humid Tropics. A bibliographic review*. United Nations University, Tokyo y CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- STERN, M.J. 1992. *Ecosystem Response to Natural and Anthropogenic Disturbances in the Andean Cloud Forest of Ecuador*. Ph.D. Thesis. University of California.
- STILL, C.J., P. FOSTER y S. SCHNEIDER. 1999. «Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests». *Nature* 789: 608–610.
- STOYAN, R. 2000. *Aktivität, Ursachen und Klassifikation der Rutschungen in San Francisco/Südecuador*. Diplomarbeit. Lehrstuhl für Physische Geographie. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. Nürnberg.
- SUGDEN, A.M. 1981. «Aspects of ecology of vascular epiphytes in two Colombian cloud forests: II. Habitat preferences of Bromeliaceae in the Serrania de Macuira». *Selbyana* 5: 264-273.
- SUGDEN, A.M., y R.J. ROBBINS. 1979. «Aspects of the ecology of vascular epiphytes in Colombian cloud forests, 1. The distribution of the epiphytic flora». *Biotropica* 11: 173–188.
- TOBÓN, C., BRUIJZEEL, L.A., y FRUMAU, A. 2009a. «Physical and hydraulic properties of Tropical Montane Cloud Forest soils and their changes after conversion to pasture». *Proceedings of the Second International Symposium: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*, Waimea, Hawaii, July 27 – August 1, 2004.
- TOBÓN, C., L. KÖHLER; S. BRUIJZEEL; A. FRUMAU; y S. SCHMID. 2009b. «Water dynamics of epiphytic vegetation in a lower montane cloud forest: Fog interception, storage and its evaporation». *Proceedings of the Second International Symposium: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*, Waimea, Hawaii, July 27 – August 1, 2004.
- TOBÓN, C., GIL, G., y VILLEGAS, C. 2008. «Aportes de la niebla al balance hídrico de los bosques alto-andinos». En: *Ecología de Bosques Andinos*, Universidad Nacional de Colombia. J.D. León Ed. 213 p.
- TOBÓN, C., GIL, G., y VILLEGAS, C. 2008. *Aportes de la niebla al balance hídrico de los bosques alto andinos*. Ed. La Carreta, Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. 261 p.
- TOBÓN, C., y ARROYAVE, F. 2008. «Hidrología de los bosques alto-andinos». En: *Ecología de Bosques Andinos*, Universidad Nacional de Colombia. J.D. León Ed. 213 p.
- TOBÓN, C. y G. GIL. 2007. «Capacidad de interceptación de la niebla por la vegetación de los páramos andinos». *Avance en Recursos Hidráulicos* 18: 35-46.
- TOBÓN, C., y ARROYAVE, F. 2007. «Inputs by fog and horizontal precipitation to the páramo ecosystems and their contribution to the water balance». *Fourth International Conference on Fog Collection and Dew*. La Serena, Chile, 2007. Proceedings, pp. 233-236.
- TOBÓN, C. 1999. *Monitoring and modelling hydrological fluxes in support of nutrient cycling studies in Amazonian rain forest ecosystems*. Tropenbos series 17, Wageningen, the Netherlands. 169 pp.
- TORRES, Y. y PATIÑO, E. 1997. «Composición florística y estructura de bosques secos, zona norte cuenca del río Patía, departamento de Cauca». *Memorias Primer congreso de biología de la conservación*. Cali - Colombia, Julio 9-12, Universidad del Valle.
- ULLOA ULLOA, C. y P.M. JØRGENSEN. 1993. *Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador*. AAU y Abya Yala. Quito.
- UNITED NATIONS. 1990. *The water resources of Latin America and the Caribbean-Planning, hazards and pollution*. United Nations Economic Commission for Latin America and the Caribbean. Santiago.
- VAN DER HAMMEN, T., y HOOGHIEMSTRA, H. 2001. «Historia y Plaeoecología de los bosques montanos andinos neotropicales». En: KAPPELLE M y BROWN A.D (Eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- VAN DER HAMMEN, T. y A.M. CLEEF. 1986. «Development of the high páramo flora and vegetation». En: VULLEUMIER, F. y M. MONASTERIO (Eds.), *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford University Press. Nueva York.
- VANACKER, V., G. GOVERS, J. POESEN, J. DECKERS, G. DERCON y G. LOAIZA. 2003a. «The impact of environmental change on the intensity and spatial pattern of water erosion in a semi-arid mountainous Andean environment». *Catena* 51: 329–347.

- VANACKER, V., M. VANDERSCAEGHE, G. GOVERS, E. WILLEMS, J. POESEN, J. DECKERS Y B. DE BIEVRE. 2003b. «Linking hydrological, infinite slope stability and land-use change models through GIS for assessing the impact of deforestation on slope stability in highAndean watersheds». *Geomorphology* 52 (3-4): 299-315.
- VENEKLAAS, E. J. 1990. «Nutrient Fluxes in Bulk Precipitation and Through Fall in Two Montane Tropical Rain Forests». *J. Ecol.* 78: 974-992.
- VENEKLAAS, E.J. Y R. VAN EK. 1990. «Rainfall interception in two tropical montane rain forests, Colombia». *Hydrological processes* 4: 311-326.
- VENEKLAAS, E.J., R.J. ZAGT, A. VAN LEERDAM, R. VAN EK, A.J. BROEKHOVEN, M. VAN GENDEREN. 1990. «Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane rain forest». *Vegetatio* 89:183-192.
- VICUÑA-MIÑANO, E. 2005. «Las Podocarpáceas de los bosques montanos del noroccidente peruano». *Rev. Peru. Biol.* 12(2): 283 - 288.
- VILLEGAS, J.C., TOBÓN, C., y BRESHEARS, D.D. 2008. «Fog Interception by non-vascular epiphytes in the tropical cloud forests: dependencies on gauge type and meteorological conditions». *Hydrological Processes*, 22, 2484-2492.
- VIS, M. 1986. «Interception, drop size distributions and rainfall kinetic energy in four Colombian forest ecosystems». *Earth Surface Processes and Landforms* 11: 591-570.
- VOGELMANN, H. W. 1973. «Fog Precipitation in the Cloud Forests of Eastern Mexico». *BioScience* 23 (2): 96-100.
- VONK, J. 1988. «Soil conservation in Peru». En: MOLDENHAUER W. Y N. HUDSON (Eds.). *Conservation Farming on Steep Lands*. Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Society and World Association of Soil and Water Conservation. New York, USA.
- VUILLE, M., R. BRADLEY Y F. KEIMIG. 1999. «Climate Variability in the Andes of Ecuador and Its Relation to Tropical Pacific and Atlantic Sea Surface Temperature Anomalies». *Journal of Climate* 13: 2520-2535.
- WALKER, R. y M. ATAROFF. 2002. «Biomasa epifita y su contenido de nutrientes en una selva nublada andina, Venezuela». *Ecotropicos* 15 (2): 203-210.
- WALKER, R. y M. ATAROFF. 2005. «Intercepción y drenaje en las epifitas de dosel de una selva Nublada andina venezolana». En: ATAROFF, M. y J.F. SILVA (Eds.). *Dinámica Hídrica en Sistemas Neotropicales*. ICAE, Univ. Los Andes. Mérida, Venezuela.
- WALMSLEY, J.L., R.S. SCHEMENAUER Y H.A. BRIDGMAN. 1996. «A Method for Estimating the Hydrologic Input from Fog in Mountainous Terrain». *Journal of Applied Meteorology* 35: 2237-2249.
- WEAVER, P.L. 1972. *Cloud moisture interception in the Luquillo Mountains of Puerto Rico*. Caribbean J. Sci. 12, 129-144.
- WEBERBAUER, A. 1945. *El mundo vegetal de los Andes Peruanos*. Est. Experim. La Molina. Lima.
- WEBSTER, G.L. 1995. «The Panorama of Neotropical Cloud Forest». En CHURCHILL, S.P.; H. BALSLEV; E. FORERO y J.L. LUTEYN (eds.): *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*, 53-78. Nueva York: NYBG.
- WEISCHET, W. 1969. «Klimatologische Regeln zur Vertikalverteilung der Niederschläge in Tropengebigen». *Die Erde* 100: 287-306.
- WERNER, W.L. 1998. «The mountain forests of Sri Lanka—a world of its own». En: DOMROES, M.H.R. Ed., *Sri Lanka: Past and Present; Archaeology, Geography, Economics*. Bohler Verlag, Weikersheim, pp. 118-130.
- WHITE, S Y JENTSCH, A. 2001. *The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics*. Progress in Botany 62: 399-449.
- WHITE, S. 1985. *Relations of subsistence to the vegetation mosaic of Vilcabamba, southern Peruvian Andes*. Yearbook, Conference of Latin Americanist Geographers 11, 5-12.
- WHITE, S. y MALDONADO, F. 1991. «The use and conservation of natural resources in the Andes of southern Ecuador». *Mountain Research and Development* 11 (1): 37-55.
- WILCKE, W., S. YASIN, C. VALAREZO y W. ZECH. 2001. «Change in water quality during the passage through a tropical montane rain forest in Ecuador». *Biogeochemistry* 55: 45-72.

- WILCKE, W., S. YASIN, A. SCHMITT, C. VALAREZO, y W. ZECH. 2008. «Soils Along the Altitudinal Transect and in Catchments». En BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN, y R. MOSANDL (eds.). 2008. «Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Analysis and Síntesis». *Ecological Studies*, Vol. 198: 75-87.
- WILCOX, B. 2007. *Implementing HELP on the Jequetpeque Watershed, Peru. A Report to the IHP*. Rangeland Ecology and Management Texas A&M University. 16 p.
- YOUNG, K.R. 2006. «Bosques húmedos». En: MORAES R. *et al.*, (eds.). *Botánica Económica de los Andes Centrales*. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- YOUNG, K.R. y B. LEÓN. 2001. «Peru». En: M. KAPPELLE y A.D. BROWN (eds.). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Heredia. 698 p.
- ZADROGA, F. 1981. «The hydrological importance of a montane cloud forest area of Costa Rica». En: LAL, R. y E.W. RUSSELL (eds.). *Hydrology and Tropical Agriculture*. Wiley. New York.



El Programa Regional para la Gestión Social de Ecosistemas Forestales Andinos (ECOBONA) tiene un profundo interés en generar y difundir los conocimientos sobre la relación entre los bosques andinos y el agua. Para ello, conjuntamente con el Proyecto Páramo Andino, se acordó en identificar el estado del conocimiento del ciclo hidrológico en bosques andinos desde Venezuela hasta Bolivia. El interés de ambos programas es complementar la información ya generada para el ecosistema páramo y contar, en el futuro cercano, con una base de conocimiento sólida sobre la hidrología y la biodiversidad para todo el paisaje andino de montaña.

ECOBONA es un Programa Regional Andino de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Internacional (COSUDE), implementado en Bolivia, Ecuador y Perú por la Fundación Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Internacional (INTERCOOPERATION).

Trabaja para que las autoridades y la sociedad conozcan y valoren la importancia y potencialidad que tienen los *Ecosistemas Forestales Andinos* para el desarrollo económico y social.

El objetivo que persigue el ECOBONA es lograr que actores de nivel local, nacional y regional andino apliquen políticas, normas e instrumentos de gestión social de los recursos de Ecosistemas Forestales Andinos en las áreas geográficas priorizadas en cada país.

El Proyecto Páramo Andino surge como un punto de unión para el diseño, integración y puesta en práctica de iniciativas que contribuyan a la superación de las principales barreras para conservar la biodiversidad y salvaguardar las funciones hidrológicas de los páramos, compatibilizando la conservación y el uso sostenible. Cuenta con financiamiento GEF a través del PNUMA y es ejecutado a nivel regional por CONDESAN y a nivel nacional por el ICAE de la Universidad de los Andes en Venezuela, el Instituto Alexander von Humboldt en Colombia, la Fundación EcoCiencia en Ecuador, y el Instituto de Montaña en Perú.

