



Universidad de Navarra

Facultad de Ciencias

*GRADIENTES ECOLÓGICOS Y DISTRIBUCIÓN DE COMUNIDADES DE
PECES EN RÍOS DE MONTAÑA:
DE LA ECOLOGÍA A LA CONSERVACIÓN;
DE LOS PIRINEOS A LOS ANDES*

*ECOLOGICAL GRADIENTS AND FISH ASSEMBLAGE
DISTRIBUTION IN MOUNTAINOUS STREAMS:
FROM ECOLOGY TO CONSERVATION;
FROM THE PYRENEES TO THE ANDES*

Ibon Tobes Sesma



Universidad de Navarra

Facultad de Ciencias

GRADIENTES ECOLÓGICOS Y DISTRIBUCIÓN DE COMUNIDADES DE PECES EN RÍOS DE MONTAÑA: DE LA ECOLOGÍA A LA CONSERVACIÓN; DE LOS PIRINEOS A LOS ANDES

ECOLOGICAL GRADIENTS AND FISH ASSEMBLAGE DISTRIBUTION IN MOUNTAINOUS STREAMS: FROM ECOLOGY TO CONSERVATION; FROM THE PYRENEES TO THE ANDES

Memoria presentada por D. Ibon Tobes Sesma para aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Navarra

El presente trabajo ha sido realizado bajo mi dirección en el Departamento de Biología Ambiental y autorizo su presentación ante el Tribunal que lo ha de juzgar.

Pamplona, 16 de Mayo de 2016

Dr. Rafael Miranda Ferreiro
(Director)

Πάντα ρεῖ

Todo fluye

Ἡράκλειτος ὁ Ἐφέσιος

Heráclito de Éfeso

AGRADECIMIENTOS

ACKNOWLEDGMENTS

Este manuscrito representa solo una pequeña parte de lo que estos años de trabajo han significado para mí, ya que “el producto final de esta tesis doctoral no es este documento, sino toda la vida que desborda”. Y aunque la investigación científica ha sido la vertebradora de la experiencia, son las personas que han llenado estos años las que han hecho que todo el esfuerzo haya valido la pena. Espero haberos mostrado mi agradecimiento más allá de estas palabras.

Esta tesis doctoral ha sido posible gracias al apoyo y amistad de Rafael Miranda Ferreiro, a quien nunca podré agradecerle lo suficiente el haber confiado en mí. Gracias por haberme dado la oportunidad de embarcarme en esta aventura y por acompañarme. Gracias por soñar las Américas y compartirlas conmigo.

Gracias al Departamento de Biología Ambiental de la Universidad de Navarra, por el apoyo, los cafés, las ideas, las barcabas y las risas. Sin duda os habéis convertido en una de mis familias, mi familia científico-académica. Y también gracias a la Universidad de Navarra y a la Asociación de Amigos por haber confiado en mí y haberme brindado el apoyo financiero para la realización de la tesis.

Gracias también a todas las personas que han formado parte del trabajo de esta tesis con su consejo, apoyo, paciencia, sudor y tiempo.

Pero si hay alguien a quien debo estar especialmente agradecido es a mi familia, ya que a ellos les debo todo lo que soy. Mila esker, Aitatxo, Amatxo eta Iñigo. Eskerrik asko, Aitatxi eta Amatxi. Esker mila osaba, izeba, lehengusu eta lehengusiñei.

“Gu sortu ginen enbor beretik sortuko dira besteak”

Esta tesis doctoral es una colección de manuscritos en diferentes estados de publicación, cada uno de los cuales constituye un capítulo. Los manuscritos se reproducen íntegros y en el idioma en el que fueron publicados o enviados para su publicación, incluyendo siempre un resumen en castellano. Los artículos publicados han sido reproducidos con el permiso de las editoriales.

En cumplimiento de la normativa para la presentación de tesis doctorales en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Navarra se incluyen los siguientes apartados en castellano: (1) un Resumen integrador del contenido de la tesis doctoral; (2) una Introducción general que sitúa el trabajo realizado en su contexto teórico, planteando los Objetivos de la tesis doctoral; (3) una Discusión general, y (4) un apartado de Conclusiones generales.

RESUMEN GENERAL GENERAL ABSTRACT	13
INTRODUCCIÓN GENERAL GENERAL INTRODUCTION	19
CAPÍTULO 1ST CHAPTER	49
Diagnóstico de la integridad de los ecosistemas fluviales en la Reserva de la Biosfera de Ordesa-Viñamala, en los Pirineos centrales de España	
<i>Diagnosing stream ecosystem integrity in the Ordesa-Viñamala Biosphere Reserve, central Spanish Pyrenees</i>	
<i>Journal of Applied Ichthyology, 32(1), 229-239 (2016)</i>	
CAPÍTULO 2ND CHAPTER.....	71
Patrones de distribución espacial de las comunidades de peces en relación a los macroinvertebrados y a las condiciones ambientales de los ríos del piedemonte Andino Amazónico de Colombia	
<i>Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon</i>	
<i>Inland Waters 6(1), 89-104</i>	
CAPÍTULO 3RD CHAPTER.....	101
Relaciones longitud-peso de dieciséis peces del río Hacha y sus afluentes (cuenca Amazónica, Caquetá, Colombia)	
<i>Length-weight relationships of sixteen freshwater fishes from the Hacha River and its tributaries (Amazon Basin, Caquetá, Colombia)</i>	
<i>Journal of Applied Ichthyology, 28(4), 667-670</i>	
CAPÍTULO 4TH CHAPTER.....	111
Distribución de las comunidades de peces y los patrones ambientales a lo largo de la cuenca del río Suaza (Colombia): desde el Parque Nacional Natural Cueva de los Guácharos hasta los territorios de su cuenca baja	
<i>Fish assemblage distribution and environmental patterns in the Suaza River Basin (Colombia): from the Cueva de los Guacharos National Park to the downstream territories</i>	
CAPÍTULO 5TH CHAPTER.....	131
Relaciones biométricas de los peces del río Suaza (Departamento de Huila, Colombia)	
<i>Biometric relationships of freshwater fishes of the Suaza River (Huila Department, Colombia)</i>	
Enviado a <i>Acta Ichthyologica et Piscatoria</i>	

CAPÍTULO 6TH CHAPTER	143
Ecología y patrones de distribución de las comunidades de peces del río Alto Madre de Dios, Perú: implicaciones del conocimiento en la conservación y gestión	
<i>Ecology and distribution patterns of fish assemblages in the Alto Madre de Dios River, Perú: implications of knowledge in the conservation and management</i>	
CAPÍTULO 7TH CHAPTER	167
Relaciones de longitud-peso de los peces del río Alto Madre de Dios (Reserva de la Biosfera del Manu, Perú)	
<i>Length-weight relationships of freshwater fishes of the Alto Madre de Dios River (Manu Biosphere Reserve, Peru)</i>	
Enviado a <i>Journal of Applied Ichthyology</i>	
DISCUSIÓN GENERAL GENERAL DISCUSSION	175
CONCLUSIONES GENERALES GENERAL CONCLUSIONS	205
BIBLIOGRAFÍA REFERENCES	209

RESUMEN

ABSTRACT

Resumen

La humanidad se enfrenta en el siglo XXI a una crisis ambiental sin precedentes. Perdemos hábitats y biodiversidad, y con ellos, innumerables servicios esenciales que los ecosistemas nos proveen. Y entre todos los ecosistemas del planeta son los ríos los que se encuentran especialmente amenazados. Esto es debido a que integran las alteraciones que ocurren tanto en sus riberas y cauces como en todo el territorio de su cuenca de drenaje. Es esta cualidad de colectores la que los hace especialmente vulnerables a los impactos humanos. Y debido a esta degradación a gran escala a la que los ríos están expuestos, los organismos que los habitan irremediablemente sufren sus consecuencias. No es de extrañar entonces que los peces de agua dulce estén catalogados como el grupo de vertebrados más amenazado del planeta. A la luz de este escenario resulta prioritario desarrollar estrategias de protección que garanticen la conservación de estos hábitats y su biodiversidad. Sin embargo, muchos de estos ríos y especies que aspiramos a salvaguardar son en muchos casos desconocidos para la ciencia, lo cual representa un importante obstáculo para su gestión. Este vacío de conocimiento es especialmente significativo en el neotrópico, donde también se concentra la mayor diversidad de peces de agua dulce del planeta. Desgraciadamente, estos territorios tan biodiversos están actualmente expuestos a grandes amenazas que están destruyendo sus hábitats. La suma de ambos factores destaca a los Andes Tropicales como una región especialmente biodiversa y gravemente amenazada cuya conservación debe ser prioritaria. Sin embargo, cualquier acción de gestión ambiental debe estar basada y respaldada por un completo conocimiento ecológico que garantice su idoneidad. Es por ello que resulta prioritario llevar a cabo estudios científicos integrales que nos faciliten toda la información biológica posible. Con la intención de paliar tan apremiante necesidad de conocimiento científico, esta tesis doctoral aspira a evaluar la eficacia y utilidad de una metodología de muestreo para completar estudios ecológicos en ecosistemas fluviales, especialmente centrada en el estudio de los peces. La metodología busca ser versátil, integradora y sencilla, y ha sido puesta a prueba en distintos contextos biogeográficos. Así, se analizaron cinco cuencas fluviales (dos en los Pirineos y tres en los Andes Tropicales) llevando a cabo muestreos de pesca eléctrica, recolección de macroinvertebrados acuáticos, caracterizaciones del hábitat fluvial y aplicación de índices de calidad ambiental. Los resultados obtenidos fueron usados para analizar los procesos ecológicos que configuran los ríos a escala de cuenca y tramo y su influencia sobre la distribución de las comunidades de peces. También se evaluó la integridad de los ecosistemas fluviales intentando comprender las consecuencias de los impactos humanos sobre la biota y las problemáticas subyacentes. Una de las estrategias más habituales para la protección de ecosistemas y especies es la creación de áreas protegidas. Las de Reservas de la Biosfera aspiran a garantizar la conservación de la biodiversidad y promover el desarrollo sostenible de las comunidades humanas que en ellas habitan. Pero la escasez de información biológica disponible y la falta de estudios que evalúen la efectividad de estos espacios protegidos pueden estar obstaculizando la exitosa gestión y conservación de los ríos y los peces dentro de sus territorios. Los resultados obtenidos en esta tesis doctoral señalan que, aunque algunas Reservas de la Biosfera estén cumpliendo parcialmente su función protectora, se está descuidando su gestión, y sus planes de acción no se adaptan y no asimilan la información científica disponible para proteger los ríos y garantizar su conservación. Aunque las campañas de muestreo efectuadas aplicando la metodología mencionada nos han permitido conocer mejor los peces y los ríos y diagnosticar su integridad ecológica, la limitación de visitar una sola vez cada lugar impide comprender en profundidad su compleja realidad. Sin embargo, la información obtenida nos permite señalar como prioritaria la protección de las cabeceras de los Andes Tropicales. Son zonas muy bien conservadas, responsables de proveernos de una gran

variedad de servicios ecosistémicos y albergan una gran cantidad de especies de peces endémicos para cada una de las cuencas. Además, debido a la influencia que los impactos humanos ya están teniendo sobre estos hábitats, debemos llevar a cabo estudios ecológicos que nos permitan conocer los ríos en su estado previo a las alteraciones humanas para así contar con unas condiciones de referencia en la que basar las políticas de gestión y restauración. Esta demanda de conocimiento pone en evidencia la necesidad de seguir llevando a cabo campañas de muestreo de carácter exploratorio, que aspiren a cubrir los amplios vacíos de conocimiento aún existentes y que faciliten el trabajo a la biología de la conservación. El conocimiento de la biodiversidad en un territorio es el primer paso para protegerla, ya que, no valoramos lo que no conocemos, y no protegemos lo que no valoramos.

Abstract

River ecosystems integrate all the changes that occur throughout the territory of their basin and for this is why they are among the most threatened and altered ecosystems in the world. This loss of habitat has direct consequences on the organisms inhabiting them. Freshwater fish are the most threatened group of vertebrates on the planet. Therefore, we must prioritize their protection implementing effective management strategies capable to ensure the conservation of riverine habitats and species. Nevertheless, there is a big gap of knowledge involving these ecosystems and biota, hindering their management. This lack of knowledge is especially significant in the Neotropics, where the greatest diversity of freshwater fish of the planet water is found. Unfortunately, these highly biodiverse areas are exposed to great threats that are destroying their habitats. These facts point out the Tropical Andes as a particularly biodiverse but seriously threatened region whose conservation should be prioritized. However, management plans must be based on appropriate ecological studies, providing reliable biological information and guaranteeing the development of appropriate conservation strategies. In the light of this critical knowledge gap, this thesis aims to evaluate the effectiveness of a sampling methodology that aspires to be versatile, inclusive and simple, testing it in different biogeographic contexts. Thus, five river basins (two in the Pyrenees and three in the Tropical Andes) were analyzed conducting electrofishing surveys, collecting aquatic macroinvertebrates, characterizing river habitat and applying environmental quality indices. One of our main goals was to study the freshwater ecological processes and its influence on the distribution of fish communities. Additionally, we evaluated the integrity of river ecosystems, trying to understand the consequences of human impacts on the biota. One of the most common strategies for the protection of ecosystems and species is the creation of protected areas. The Biosphere Reserves aspire to protect biodiversity and promote the sustainable development of the communities inhabiting them. Nevertheless, the scarcity of available biological information and the lack of studies that evaluate the effectiveness of these protected areas may be hindering the successful management and conservation of rivers and fish inside them. Our results point out that, although some Biosphere Reserves are partially fulfilling their protective function, their management strategies should be revised and their action plans adapted to the new available scientific information. Our sampling campaigns provided us with a better understanding of the ecology of poorly known rivers and fish, and the methods proved to reliability to diagnose ecological integrity. Nevertheless, due to time and budgeted limitations, we could only visit once each of the basins, hindering our interpretation of their complex reality. However, the obtained data allows us to emphasize the urge of prioritizing the protection of the headwaters of the Tropical Andes. They still remain very well preserved, they provide invaluable and irreplaceable ecosystem services and host a large number of fish species endemic to each of the basins. In addition, given the increasing anthropogenic impacts threatening these ecosystems, it is mandatory to delve into ecological studies to understand the natural reference conditions of these rivers, necessary to the appropriate development of management policies and restoration. This urge for knowledge highlights the necessity to continue with exploratory sampling campaigns, aspiring to cover the large knowledge gaps we are facing, and to guarantee the effectivity of the conservation biology. Biodiversity and ecology knowledge are the foundations for protecting nature.

INTRODUCCIÓN

INTRODUCTION

“Anyone who thinks that you can have infinite growth on a planet with finite resources is either a madman or an economist”

Sir David Attenborough

Bienvenidos al Antropoceno

El planeta en el que vivimos, el único en todo el universo conocido capaz de albergar vida, está cada día un poco más cerca de su colapso (Meadows, Meadows, & Randers, 1992). En pleno siglo XXI, la era de la información, nadie se sorprenderá ante esta dramática afirmación, y muy pocos se atreverán a negarla. Una sentencia convertida en una verdad a gritos, una perogrullada, un lapidario veredicto ante el cual no solo no nos estremecemos, sino que apenas hace mella en nuestro cotidiano suicidio.

La historia de la Tierra ha estado marcada desde su comienzo por catastróficos eventos (glaciaciones e impactos de asteroides), que alteraron drásticamente las condiciones ambientales a escala planetaria, dando lugar a extinciones masivas que se llevaron por delante al 99,99% de las especies que alguna vez habitaron el planeta (Raup, 1991). Son estos cambios a escala global los que determinan el fin de una era geológica y el comienzo de la siguiente, los que marcamos en rojo en el calendario “mil-milenario” de la historia de la Tierra. Sin embargo, en la actualidad, somos los seres humanos los que hemos hendido la última de estas muescas en la superficie terrestre. Tenemos el dudoso honor de haber inaugurado nuestra propia era geológica, el Antropoceno, en la cual el catastrófico evento que pone en riesgo a toda la vida del planeta es nuestra existencia viral, nuestro cancerígeno *Progreso* (Zalasiewicz et al., 2011). Y no solo dejaremos nuestra huella en la litosfera en forma de una capa estratigráfica de plástico, emblema de nuestro tiempo (Zalasiewicz et al., 2011), hemos demostrado que somos mucho más eficientes que los meteoritos y las glaciaciones a la hora de exterminar formas de vida. Tenemos el récord. Somos responsables de la tasa de extinción de especies más drástica de la historia de la Tierra: se estima que podemos estar perdiendo 8700 especies al año, 24 especies al día (Convention on Biological Diversity, 2010). Somos los responsables de la desaparición de seres vivos únicos e irrepetibles, verdugos inconscientes de miles de formas de vida que ni siquiera hemos llegado a conocer (Kemp, 2015). Bastante dramático, ¿verdad?

Los ríos en la crisis global

“Hay mucha agua sin vida en el universo, pero en ninguna parte hay vida sin agua”

Sylvia A. Earle

Esta categórica afirmación encumbra al agua como el más vital de los recursos naturales. Sin embargo, solo el 3% de toda el agua del planeta es dulce (Shannon, 2008). Es la que hay, y hay la que es. No hay más. Y estamos dilapidándola y contaminándola como si nunca se fuera a agotar. A este desfalco¹ hay que sumarle el innegable, impredecible e inminente efecto que el cambio climático puede tener en su distribución y disponibilidad, lo que nos deja un escenario incierto y poco halagüeño (Meybeck, 2003).

Aproximadamente un 80% de la población del planeta se encuentra en una situación de alto riesgo debido a la vulnerabilidad de sus recursos hídricos (el agua empieza a escasear o está envenenada, o ambas) siendo los países más desfavorecidos los más expuestos a esta amenaza (Vörösmarty et al., 2010). Las estimaciones señalan que, en la actualidad, el 65% del agua dulce continental ya se encuentra en una situación de vulnerabilidad moderada o grave (Vörösmarty et al., 2010).

Los ríos son las venas de nuestro planeta, el sistema circulatorio de la Tierra, y su función en los ciclos biogeoquímicos (carbono, hidrógeno, oxígeno) es esencial para garantizar la continuidad de la vida tal y como la conocemos (Galy, Peucker-Ehrenbrink & Eglinton, 2015). Al igual que nuestras arterias, los ríos distribuyen materiales y nutrientes esenciales para la vida a lo largo de los ecosistemas por los que circulan (Verhoff, Melfi, & Yaksich, 1980). Así como nuestras venas se encargan de recoger los desechos indeseados de nuestro organismo para eliminarlos, los ríos desempeñan una función análoga para los ecosistemas terrestres que los rodean (Aylward et al., 2005). Además de encajar todos los golpes que directamente les infringimos sobre sus cauces y riberas, son los sumideros que sufren, integran y acumulan el daño causado por el hombre en toda su cuenca (Allan, 2004). Por este motivo, por su estrecha relación y dependencia con su entorno, los ecosistemas fluviales son en la actualidad los más expuestos y vulnerables frente a los impactos ambientales causados por el hombre

¹ Apropiación indebida de bienes o dinero ajenos por parte de la persona que ha de custodiarlos

(Karr, 1981). Son posiblemente los hábitats más amenazados del planeta (Gozlan et al., 2010).

Este escenario resulta especialmente dramático para los organismos que habitan los ríos, prisioneros en su propio hogar, más seriamente comprometidos que cualquier otro grupo animal o vegetal (Ricciardi & Rasmussen, 1999). Las consecuencias son obvias: masivas pérdidas de biodiversidad dulceacuícola a nivel mundial (Dudgeon et al., 2006). La desaparición de especies es sin duda una terrible tragedia, un daño irreparable que debemos paliar con urgencia. Pero no solo estamos perdiendo formas de vida únicas, sino que somos igualmente responsables de una masiva “defaunación” o merma en la abundancia de las poblaciones de animales: puede que ya hayamos perdido un 25% de todos los animales del planeta (Dirzo et al., 2014).

Los servicios de los ecosistemas fluviales y sus principales amenazas

Además de ser el único hogar para una infinidad de organismos vivos, los ecosistemas fluviales nos proveen de unos servicios ecosistémicos esenciales e irremplazables sin los cuales nuestra supervivencia estaría seriamente amenazada (Pimentel et al., 1997; Aylward et al., 2005; Brauman et al., 2007):

Nos aprovisionan de agua dulce: para beber, para uso doméstico, para regar nuestros cultivos, para completar procesos industriales y para generar energía eléctrica. También nos proporcionan vías de transporte y navegación y albergan muchos organismos acuáticos que aprovechamos para una gran variedad de usos.

Cumplen un servicio de regulación: mantienen la calidad y cantidad de agua, nos protegen ante crecidas e inundaciones y controlan la erosión a través de interacciones entre agua/tierra.

Tienen una importante función de soporte: por un lado, su rol en los ciclos de nutrientes y en la producción primaria es esencial (fertilidad de llanuras de inundación) y, por otro, dotan de resiliencia a los ecosistemas.

Poseen valores culturales y estéticos intangibles y nos proporcionan servicios recreativos (rafting, kayak, senderismo y pesca deportiva).

Sin embargo, todos estos servicios esenciales de los que somos absolutamente dependientes, están empezando a ser cada vez más disfuncionales debido al uso desmesurado y desconsiderado que de ellos hacemos (Brauman et al., 2007). Damos por sentado que los ríos siempre nos van a proveer de agua en cantidad y calidad y que los peces de los que nos alimentamos nunca se agotarán. Olvidamos todos los desechos que vertemos en sus aguas tan pronto como la corriente las arrastra lejos de nuestra vista. Pero nuestros actos tienen consecuencias, y aunque les demos la espalda, aunque sigamos pasándole la factura de nuestros excesos a los ecosistemas naturales “que todo soportan”, la magnitud e intensidad de nuestros desmanes está sobrepasando la capacidad de carga del planeta (Holling, 1986). Estamos sobrepasando la resiliencia de los ecosistemas abocándolos al colapso (Hughes, 2003). Ignoramos “convenientemente” que ni todo el dinero y la tecnología del mundo podrán jamás reemplazar los servicios vitales que nos regalan (d'Arge et al., 1997).

Esta sobrecarga de impactos antrópicos es especialmente intensa y preocupante para los ecosistemas fluviales debido a su papel como colectores (Allan, 2004). A continuación se presentan las seis principales amenazas con las que estamos comprometiendo la integridad de los ecosistemas fluviales y los servicios que nos brindan (Allan & Flecker, 1993; Lammert & Allan, 1999; Abell, 2002; Dudgeon et al., 2006; Olden et al., 2010; Vörösmarty et al., 2010):

Cambios de usos del territorio y degradación de la cuenca

El principal impacto a nivel de cuenca es causado por la deforestación del territorio drenado y su transformación en tierras de cultivo o pastos para ganadería. Las consecuencias son: alteraciones severas en el ciclo hidrológico (fuertes sequías e inundaciones); erosión, sedimentación y colmatación de los cauces; alteraciones en la carga de nutrientes (pérdida de los aportes naturales y entrada de agroquímicos y contaminación orgánica); pérdida de hábitats y biodiversidad asociada.

Contaminación

El masivo vertido de aguas residuales no tratadas (urbanas e industriales) envenena los ríos. A este impacto directo hay que sumarle la llegada de grandes cantidades de agroquímicos (abonos y pesticidas) arrastrados por las lluvias desde los campos de cultivo.

Represas y embalses

La creciente demanda energética ha provocado la proliferación de los proyectos hidroeléctricos en todo el planeta. Cada represa construida cercena la unidad de los ecosistemas fluviales, interrumpe su conectividad y compromete seriamente su integridad. Altera los ciclos hidrológicos, el transporte de sedimentos y nutrientes y obstaculiza las vitales migraciones de muchos peces.

Sobrepesca

Los peces de agua dulce son la principal fuente de proteínas para muchas sociedades rurales de países tropicales. La insaciable colonización de nuevos territorios y el exponencial aumento de las poblaciones humanas dependientes de este recurso alimenticio están agotando las pesquerías continentales debido a la sobreexplotación a la que están sometidas.

Especies exóticas

La invasión de especies alóctonas representa una grave amenaza para los organismos autóctonos y para la integridad de sus ecosistemas. La llegada de estas especies exóticas, casi siempre facilitada por los seres humanos (intencionada o accidentalmente), es una de los motivos principales de extinción de especies a nivel mundial.

Cambio climático

Es un hecho de sobra constatado que el clima del planeta está cambiando de forma drástica, posiblemente como nunca antes había ocurrido en la historia de la Tierra. Las implicaciones a nivel global son inciertas, pero parece una tendencia generalizada que allí donde las lluvias ya son escasas lo serán aún más y que aumentarán allí donde ya son abundantes. La capacidad de los ecosistemas para soportar y sobreponerse a las perturbaciones podría mitigar los efectos adversos del cambio climático. Sin embargo, la degradación de los hábitats, sumada al escenario de cambio global, acentuarán de forma sinérgica los problemas anteriormente expuestos.

Lo que sabemos que no sabemos pero que deberíamos saber

“Ser consciente de la propia ignorancia es un gran paso hacia el saber.”

Benjamin Disraeli

Vivimos en la era del conocimiento, un tiempo en el que la información, las ideas y la creatividad se han reivindicado como renovadores e inagotables recursos inmateriales, importantes agentes de cambio capaces de traer prosperidad y bienestar a las sociedades humanas (Duderstadt, 1997). Conscientes de que estamos inmersos en un contexto de cambio global cubierto por un velo de incertidumbre, estimamos, modelamos, proyectamos e intentamos imaginarnos en el futuro para empezar cuanto antes a prepararnos y adaptarnos al nuevo escenario global (Sala et al., 2000). Basamos nuestras predicciones en todo el conocimiento acumulado lo largo de la historia, lo compartimentamos para poder abarcarlo y entenderlo, y lo volvemos a ensamblar para construir modelos capaces de integrar tantas variables como podamos controlar (Norgaard, 2010). Y es este reto el que nos enfrenta a nuestras carencias. Cegados por un optimismo científico y tecnológico, muchas veces nos olvidamos de lo limitado de nuestro entendimiento en muchos ámbitos que pueden resultar vitales para nuestra supervivencia (Gibbons, 1994). Aspiramos a salvaguardar la integridad del planeta, queremos garantizar la funcionalidad de los ecosistemas y proteger a sus hábitats y habitantes, pero para ello resulta prioritario e indispensable que conozcamos en profundidad y de forma holística aquello que buscamos preservar (Jenkins, 1988).

Debemos conocer para conservar. Necesitamos información ecológica y taxonómica precisa en la que basar nuestras estrategias de adaptación y gestión, conocimiento que garantice la idoneidad de las medidas adoptadas. Estos vacíos de conocimiento representan importantes obstáculos para la gestión de los ecosistemas y su conservación: ¿cuánto territorio es necesario proteger para garantizar su viabilidad a largo plazo? ¿Con qué medidas de protección? ¿Cuáles son los hábitats prioritarios? ¿Y cuáles las estrategias de gestión adecuadas? (Thieme et al., 2007). Esta información resulta especialmente crítica cuando trabajamos con especies y hábitats vulnerables y amenazados, ya que una mala decisión puede resultar irreparable (Dejean et al., 2011).

Especialmente notable es el vacío de conocimiento que existe para los peces de agua dulce, y aunque puede que representen el 25% de las especies de vertebrados del planeta, son sin duda los vertebrados menos estudiados e históricamente relegados a un segundo plano (Winemiller, Agostinho, & Caramaschi, 2008). Como para la mayoría de los grupos animales, su diversidad es máxima en latitudes tropicales, y especialmente abundante en las grandes cuencas de Suramérica (Moulton & Wantzen, 2006). Esta carencia de conocimiento científico es especialmente significativa para los ecosistemas fluviales de los Andes tropicales donde todavía existen muchas especies de peces desconocidas para la ciencia y para las cuales apenas existe información relevante (Barthem et al., 2003). No existe información taxonómica o ecológica, desconocemos sus requerimientos ambientales, su relación con el medio en el que habitan, sus áreas de distribución o su grado de amenaza. Tampoco conocemos sus procesos de dispersión, las estructuras metapoblacionales, la viabilidad de sus poblaciones actuales, sus adaptaciones y dependencia en los regímenes naturales de caudal e inundación y mucho menos su tolerancia y respuesta a los cambios ambientales ejercidos por las presiones antrópicas (Allan & Flecker, 1993; Abell, 2002; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Lujan et al., 2013). Esto se debe a que aún existen amplios territorios inexplorados para la ciencia, ríos a los que jamás ha llegado un ictiólogo o un ecólogo fluvial (Wheeler, Raven, & Wilson, 2004; Junk & Piedade, 2004).

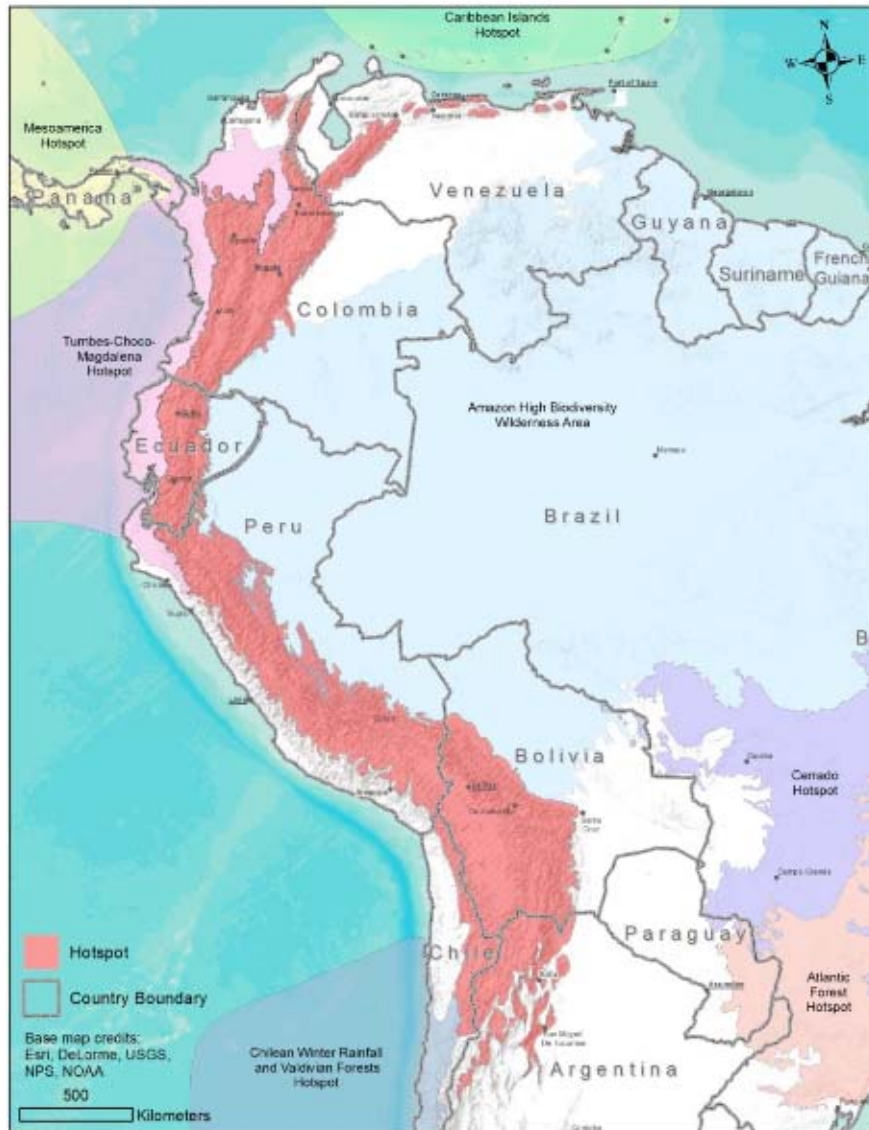
Además, muy pocas veces somos los científicos los primeros en llegar a “terra incognita”. Es demasiado habitual que a los biólogos nos precedan los impactos humanos y que los paisajes que estudiamos ya hayan sido alterados por la mano del hombre. Sin embargo, resulta esencial que conozcamos las condiciones previas a estos impactos y que estudiemos los ecosistemas antes de que hayan sufrido grandes alteraciones (Bailey et al., 1998). Son estas condiciones naturales las que usaremos como referencia para futuros planes y estrategias de conservación, y son también las condiciones que debemos aspirar a preservar pues son las que garantizan la funcionalidad y la integridad de los ecosistemas así como la supervivencia de los organismos que en ellos habitan (Pardo et al., 2012).

No obstante, nuestra escala de influencia sobre el medio ambiente es planetaria y posiblemente no exista un solo ecosistema prístino en la Tierra que no haya sufrido alteraciones debidas a nuestra presencia, aunque sea de forma indirecta (Sala et al.,

2000). Este escenario es especialmente dramático en Europa, el viejo continente; viejo por lo ajado y maltratado. Después de siglos de constante y creciente presión antrópica, después de soportar el nacimiento y apogeo de la revolución industrial, no existe un solo rincón del continente que no haya sufrido alteraciones de la mano del hombre, y la gran mayoría de sus paisajes actuales son el resultado de esta convivencia, por lo que hace siglos que se perdieron para siempre las condiciones de referencia de los ecosistemas europeos originales (Kalis, Merkt & Wunderlich, 2003). Sin embargo, aún existen en el planeta grandes extensiones de territorio que apenas han sido alteradas, especialmente en los trópicos, donde la presión ejercida sobre el medio tiene una historia reciente; ecosistemas donde el Progreso no ha llegado y que albergan la mayoría de la biodiversidad del planeta (Ceballos et al., 2009). Por lo que aún hay esperanza. Puede que todavía estemos a tiempo de actuar y frenar el acelerado deterioro ambiental al que están expuestos estos recónditos paisajes. Podemos adelantarnos a la llegada de nuestros impactos y evitar sus nefastas consecuencias. Debemos priorizar y proteger estos grandes reservorios naturales que apenas han sido alterados y conservar así sus intangibles valores (Harris, Jenkins, & Pimm, 2005).

Los Andes Tropicales: amenazas y oportunidades

Los Andes tropicales son uno de los puntos calientes o *hotspots* para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial. Se trata de ecosistemas cuya protección es prioritaria debido a la elevadísima diversidad de especies endémicas que albergan y al hecho de estar enfrentándose a una acelerada pérdida de hábitats (Tabla 1). Este *hotspot* está considerado como el más biodiverso de los 35 *hotspots* mundiales (Myers et al., 2000). Abarca la Cordillera de los Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y las porciones tropicales septentrionales de Argentina y Chile (Mapa 1). Su altitud oscila entre los 500 m hasta más de 6000 m y ocupa un total de 158.3 millones de hectáreas, un área tres veces el tamaño de España (Briand & Carret, 2012).



Mapa 1. Localización del *hotspot* de los Andes Tropicales (Briand & Carret, 2012)

El *hotspot* es también notable por los servicios ecosistémicos que proporciona. Es la fuente de agua, nutrientes y sedimentos de las principales cuencas megadiversas de Suramérica (Orinoco y Amazonas entre otras) (Albert & Reis, 2011). Se estima que hoy en día unos 40 millones de personas (en Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia) dependen directamente de estos ecosistemas que además de suministrar agua a grandes ciudades capitales e industriales, a la agricultura y a la producción de energía, proporcionan otros muchos servicios ecosistémicos y tienen una prominente importancia cultural (Josse et al. 2009).

En lo que a su biodiversidad se refiere, los Andes Tropicales contienen alrededor de la sexta parte de toda la vida vegetal del planeta, incluidas 30 000 especies de plantas

vasculares, lo que lo convierte en el *hotspot* con mayor diversidad de plantas. Cuenta con la mayor variedad de anfibios con 981 especies diferentes, de aves con 1.724 especies, de mamíferos con 570 especies, y ocupa el segundo lugar después del *hotspot* de Mesoamérica en diversidad de reptiles con 610 especies (Tabla 1). Lo especialmente significativo de este *hotspot* es que casi la mitad todas las especies que alberga son endémicas (Mittermeier et al., 2011). Gran parte de esta biodiversidad se encuentra en los territorios situados en el piedemonte Andino donde las tasas de biodiversidad son más elevadas (Malhi et al., 2008). Estos valles del piedemonte han sido históricamente menos afectados por la variabilidad climática y los cambios de usos del suelo, por lo que todavía son excepcionales reservorios de biodiversidad (Herzog et al., 2012).

Grupo taxonómico	Especies	Especies Endémicas	Porcentaje de Endemismo	Especies Amenazadas
Plantas	~30.000	~15.000	50.0	No evaluadas
Peces	380	131	34.5	7 (incompleto)
Anfibios	981	673	68.6	503
Reptiles	610	275	45.1	19 (incompleto)
Aves	1724	579	33.6	203
Mamíferos	570	75	13.2	82
Total	~34.265	~16.733	~48.8	814

Tabla 1. Diversidad del *hotspot* de los Andes Tropicales (Mittermeier et al., 2011)

En lo que a los peces se refiere, el total de especies estimadas para Suramérica se sitúa entre las 6000 (Reis et al. 2003) y las 8000 especies (Vari and Malabarba, 1998). Aproximadamente 100 nuevas especies son descritas cada año (Reis et al. 2003) la mayoría de ellas presentes en pequeños tributarios alejados de los ríos principales y los lagos (Castro, 1999). Para el *hotspot* de los Andes Tropicales se han documentado un total de 380 especies, de las cuales 131 son endémicas (Mittermeier et al., 2011). Sin embargo, a la luz del número total de peces presentes en el subcontinente, estos datos parecen subestimar la diversidad real de estos ecosistemas fluviales, ya que probablemente se limitan a los hábitats altoandinos, dejando fuera a un gran número de especies de los ecosistemas del piedemonte (Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011).

Desgraciadamente, el rápido crecimiento de las poblaciones humanas en los Andes Tropicales y la subsecuente explotación de los recursos naturales están causando una extensiva pérdida de hábitats y amenazan seriamente la integridad los ecosistemas y su biodiversidad (Brooks et al., 2002). En los Andes del norte las actividades humanas ya han alterado seriamente el 60–75% del territorio situado entre los 500 y 3000 m

(Etter & van Wyngaarden, 2000). Este acelerado crecimiento de las poblaciones está aumentando exponencialmente la demanda de agua y está provocando graves problemas de contaminación debido a los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales, comprometiendo gravemente las reservas y recursos hídricos (Postel & Mastny, 2005).

Otra de las principales amenazas es la deforestación masiva y los cambios de usos de suelo en los territorios más fértiles y aptos para la ganadería y agricultura (Herzog et al., 2012). Los productivos valles interandinos de Colombia y Ecuador son los que históricamente han estado más expuestos a la explotación de sus recursos y a la alteración de sus ecosistemas naturales (Josse et al., 2009). En la actualidad, el nuevo frente de conquista y explotación se sitúa en el “arco de la deforestación”, el cual se expande desde la periferia de la cuenca amazónica hacia su interior; desde el sur de Brasil creciendo hacia el norte; y descendiendo desde el piedemonte Andino-Amazónico y extendiéndose hacia el corazón de selva, hacia el este (Aldrich et al., 2012). A su paso, el bosque desaparece, y deja tras de sí vastas superficies ganaderas y monocultivos de soja y palma africana que se pierden en el horizonte (Ceballos et al., 2009).

La proliferación de proyectos hidroeléctricos a lo largo de toda la cordillera representa también una importante amenaza a la integridad de sus ecosistemas, especialmente para los ecosistemas fluviales (Lees et al., 2016). La construcción de represas es responsable de cambios irreparables e impredecibles que afectan tanto las cabeceras sobre las que impactarán directamente, como a las cuencas bajas que sufrirán importantes cambios en sus ciclos hidrológicos (Finer & Jenkins, 2012).

Todas estas problemáticas se verán agravadas por el efecto sinérgico del cambio climático. Los modelos climáticos sugieren futuros incrementos de temperatura en los Andes del orden de 2–3°C para la mitad del siglo XXI y de 3–4°C para finales del siglo XXI (Marengo et al. 2011). Este escenario de cambio afectará severamente los ciclos de lluvias, disminuyendo la precipitación en el altiplano y aumentando hasta un 20–25% en ambas vertientes de los Andes (Amazónica y Pacífica) (Malhi et al., 2008).

Las cabeceras y los valles del piedemonte Andino

Ante este dramático escenario es necesario actuar con premura para paliar la ya avanzada degradación de los Andes Tropicales. Para ello resulta fundamental fijar prioridades y dirigir nuestros esfuerzos para que resulten lo más efectivos y eficientes. Una posible línea de trabajo para asegurar la conservación de la biodiversidad andina puede ser garantizar la integridad de aquellos ecosistemas que todavía no han sido alterados y que albergan las mayores, mejores y únicas comunidades animales y vegetales, así como la mayor variedad de ecosistemas prístinos.

Esta línea de acción apunta directamente a las cabeceras y piedemonte andino, nacientes de la compleja red fluvial cuyas intrincadas venas se extienden por todo el subcontinente. Aunque representen una pequeña porción del territorio de estos grandes sistemas fluviales, las cabeceras andinas aportan más de un 40% de toda el agua que alimenta al Amazonas y al Orinoco, entre otros muchos (Goulding, Barthem & Ferreira, 2003). Por ello, la pérdida de estas fuentes pondría en grave riesgo la integridad de estas grandes cuencas megadiversas, y desconocemos las consecuencias del efecto dominó que podría desencadenar para todos los ecosistemas que de ellas dependen (Malhi et al., 2008). Por lo tanto, la conservación de las cabeceras de los ríos andinos es prioritaria para garantizar la integridad y funcionalidad de los principales ecosistemas fluviales de Suramérica (Junk & Piedade, 2004).

Las cabeceras y valles del piedemonte andino son también zonas de transición entre los ecosistemas de montaña y llanura, y son por ello uno de los territorios más biodiversos del continente (Thieme et al., 2007; Romero, Cabrera, & Ortiz, 2008) y albergan una gran diversidad de organismos y ecosistemas únicos e irremplazables (Herzog et al., 2012). Los endemismos son una característica común en las nacientes montañosas de los ríos, donde los gradientes altitudinales y climáticos restringen la dispersión de las especies (Boulton & Boyero, 2008). Estas cabeceras y los valles de las cuencas de los Andes Tropicales pueden ser considerados como islas, aislados unos de otros por la elevación de la cordillera y por las particulares condiciones ambientales a las que aparecen estrechamente relacionadas unas pocas especies (Schaefer & Arroyave, 2010). Este aislamiento salvaguarda la diversidad genética, un factor clave para la futura evolución de las especies (Allan & Flecker, 1993). Este fenómeno de aislamiento y especiación es notable en latitudes tropicales debido a la gran variedad de biomas que

existen en comparación a ríos similares en latitudes templadas (Boulton & Boyero, 2008). Aunque la diversidad piscícola adaptada a estos ecosistemas fluviales sea muchísimo más baja que la que podemos encontrar en las zonas más bajas de las cuencas, sus tasas de endemismo son altísimas (Tabla 1), con especies únicas para cada una de las cuencas, lo que convierte a estos ecosistemas en hábitats únicos e irremplazables (Schaefer et al., 2011).

Afortunadamente, debido en parte a su inaccesibilidad y su abrupta morfología, todavía existen cuencas prácticamente prístinas a lo largo de la cordillera que apenas han sido alteradas por la mano del hombre, ofreciendo esperanzadoras oportunidades para la conservación (Etter & van Wyngaarden, 2000). Sin embargo, debido a su difícil acceso y aislamiento, también son una de las regiones menos estudiadas de Suramérica, siendo especialmente notable la falta de trabajos sobre ríos y peces (Menezes, 1996).

Áreas protegidas

Ante la crisis ambiental a la que nos enfrentamos debemos actuar sin demora y empezar a proteger de forma estricta y efectiva ecosistemas, paisajes, hábitats y especies. Sin embargo, la falta de conocimiento a la que nos enfrentamos plantea un importante dilema: ¿deberíamos seguir estudiando en profundidad los ecosistemas para poder tomar las decisiones adecuadas, o deberíamos actuar inmediatamente usando estrategias que han demostrado su efectividad en otros territorios?

Los territorios designados para la conservación son habitualmente establecidos en base a la disponibilidad de un inventario de paisajes a escala regional, de los patrones biogeográficos de la biota terrestre o a la necesidad específica de proteger especies amenazadas, normalmente, especies terrestres. Uno de los criterios tradicionales para seleccionar territorios a proteger es elegir áreas que alberguen una alta biodiversidad, buscando garantizar su conservación a largo plazo (Giangrande, 2003). En consecuencia, la falta de registros biogeográficos completos da lugar a la creación de áreas de protección que excluyen hábitats o especies de interés, lo cual obstaculiza notablemente su función principal, la conservación.

Esta falta de conocimiento es común para muchos de los espacios protegidos a nivel mundial, y es demasiado habitual en América Latina (Junk & Piedade, 2004). No

existen estudios ecológicos que aborden los ecosistemas fluviales, y ni siquiera se conocen las especies de peces que habitan los ríos protegidos (e.g., Myer et al., 2000). Los peces son obviados demasiado a menudo en los planes de gestión, o en el mejor de los casos, la información existente es escasa e incompleta (Pino-Del-Carpio et al., 2011). Esta problemática resulta especialmente significativa para aquellos organismos que carecen de importancia económica o que no tienen interés para la investigación experimental, hablamos entonces de la inmensa mayoría de especies de peces que habitan el neotrópico (Olden et al., 2010). Paradójicamente, tal y como se exponía anteriormente, los peces de agua dulce son el grupo de vertebrados más amenazados del planeta.

Además, los espacios de conservación son habitualmente creados para proteger ecosistemas terrestres, sin tener muy en cuenta los ecosistemas fluviales (Herbert et al., 2010). Esta desconsideración hacia los ríos y los peces hace que los territorios de las áreas protegidas no sean congruentes con los patrones regionales de riqueza y distribución de los organismos acuáticos. Es por ello que las áreas protegidas diseñadas para la protección de los ecosistemas terrestres resultan habitualmente inadecuadas para los ecosistemas fluviales (Barletta et al., 2010; Herbert et al., 2010).

Finalmente, es innegable el consenso internacional que considera las áreas protegidas como figuras esenciales para la conservación de la biodiversidad en un mundo cambiante y hostil (Gaston et al., 2008; Chessman, 2013). Sin embargo, vedar completamente el acceso a grandes extensiones de territorio y aislarlas del mundo exterior para protegerlas no parece una estrategia realista. Es por ello que existen una gran variedad de figuras de protección ambiental más o menos restrictivas respecto al uso que se puede hacer de sus territorios, y con diferentes encajes socio-ambientales (Kemsey et al., 2012).

Reservas de la Biosfera

Una de las figuras de protección más interesantes y versátiles son las Reservas de la Biosfera, creadas por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en 1970 (UNESCO, 1970). Su figura fue concebida para responder a una de las preguntas esenciales del mundo contemporáneo: ¿cómo conciliar la preservación de la diversidad biológica y de los recursos naturales con su

uso sostenible? Según la definición de la UNESCO, son “*zonas de ecosistemas terrestres o costeros/marinos, o una combinación de los mismos, reconocidas en el plano internacional como tales en el marco del Programa sobre el Hombre y la Biosfera (MaB)*” y son establecidas “*para promover y demostrar una relación equilibrada entre los seres humanos y la biosfera*”. Así pues, las Reservas de la Biosfera son áreas protegidas que integran los usos humanos, donde la conservación de sus recursos y su aprovechamiento sostenible se presenta como un proyecto esencial. Para conseguir un equilibrio y encaje territorial de sus funciones, se establece la siguiente zonificación:

Zona núcleo: estrictamente protegidas, dedicadas a la conservación a largo plazo de la diversidad biológica y los ecosistemas. Su uso se restringe a la investigación y otras actividades poco perturbadoras (educación ambiental, etc.). Suelen coincidir con espacios protegidos ya existentes, como los Parques Nacionales.

Zona de amortiguamiento: generalmente circundando o colindantes a las zonas núcleo. Se destina a actividades compatibles con los objetivos de conservación de la zona núcleo, ayudando a su protección. Se desarrolla investigación y se promueve la formación científica, además de permitir actividades de educación ambiental, turismo y recreación (siempre que no resulten lesivas para el medio).

Zona de transición: es considerada una zona de uso múltiple, en la que deben fomentarse y desarrollarse formas de explotación sostenible de los recursos. Puede comprender variadas actividades agrícolas, asentamientos humanos, y otros usos, donde las comunidades locales, organismos de gestión, científicos, organizaciones no gubernamentales, sector económico y otros interesados, trabajan conjuntamente en la administración y desarrollo sostenible de los recursos de la zona.

Para el año 2013, la red mundial de Reservas de la Biosfera contaba ya con 651 espacios en 120 países distinguidos con esta figura de protección. Estos sitios aspiran a ser una muestra de la biodiversidad del planeta y de cómo el hombre puede habitarlo de forma sostenible (<http://www.unesco.org/new/es/santiago/natural-sciences/man-and-the-biosphere-mab-programme-biosphere-reserves/>).

Diseñando una metodología de muestreo buena, bonita y barata

*"La verdadera ignorancia no es la ausencia de conocimientos,
sino el hecho de negarse a adquirirlos"*

Karl Popper

Establecido el marco teórico y ante la necesidad de conocer para proteger, es hora de buscar una forma efectiva, poco costosa y rápida con la que llevar a cabo estudios ecológicos que nos permitan conocer tan a fondo como sea posible los ríos y su entorno, los peces y otros organismos que los habitan, su integridad y amenazas, y la relación que existe entre todos estos elementos. Ante esta necesidad metodológica son varias las preguntas que se nos plantean:

¿Se puede llevar a cabo un análisis integral de los ecosistemas fluviales con medios y tiempo limitados?

¿Cómo distribuimos los puntos de muestreo para obtener una imagen representativa de los distintos hábitats y comunidades biológicas?

¿Cuál es la información mínima necesaria que nos permite obtener una imagen general del estado ecológico de los ríos y de su cuenca?

¿Qué herramientas nos permiten llevar a cabo una caracterización de hábitats y diagnóstico ambiental de forma sencilla pero efectiva?

Selección de puntos de muestreo

A la hora de seleccionar los puntos de muestreo buscamos conseguir una red de localizaciones que pudiera ser representativa de toda la cuenca fluvial. Es un trabajo que se realiza “desde la oficina”, sobre el papel, basado en mapas e información ecológica, sin conocer *in situ* el territorio.

Como criterio base, buscamos una separación significativa entre los segmentos estudiados, estableciendo una distancia de unos 5 a 10 km entre los puntos seleccionados, suficiente para detectar cambios en las características del río, pero no tan alejados como para perdernos los cambios graduales en las condiciones ambientales y

en las comunidades biológicas (Karr, 1981). De forma complementaria, identificamos posibles puntos de cambio de hábitat basados en la información geomorfológica y territorial disponible para adaptar la distribución de las localidades a la variabilidad ambiental: pendiente, altitud, tipología de cauces, características de la cuenca, desembocadura de afluentes, presencia de impactos humanos, áreas protegidas, etc. (Bain, Finn & Booke, 1985). Sin embargo, todo biólogo ambiental sabe que, aunque el papel lo aguanta todo, al final es la naturaleza la que manda, por lo que las restricciones de acceso o la viabilidad de muestrear los tramos seleccionados sobre el papel habitualmente deben adaptarse a la realidad.

Análisis ecológico y diagnóstico ambiental

La cualidad integradora de los ríos los convierte en ecosistemas indicadores del estado ecológico de todo el territorio (Valero, Álvarez, & Picos, 2015). Si conocemos las condiciones de referencia, sus características naturales y las consecuencias que las alteraciones antrópicas tienen sobre ellos, al llevar a cabo un estudio de su estado ecológico podemos identificar la presencia de impactos, estimar su intensidad o grado de afectación e incluso identificar el origen de dicho impacto (Infante et al., 2008).

Siguiendo esta lógica, el estudio de las comunidades de peces y macroinvertebrados no solo nos da una información ecológica valiosa, sino que además, se trata de sensibles indicadores de la calidad ambiental, por lo que pueden ser usados llevar a cabo diagnósticos de la integridad de los ecosistemas (Fausch et al., 2002; Johnson et al., 2007). Su uso como indicadores ambientales está ampliamente reconocido y aplicado a nivel mundial (Friberg et al., 2011).

Sin embargo, para poder usar los peces y macroinvertebrados como bioindicadores, es esencial que conozcamos cómo las condiciones ambientales naturales configuran su distribución y abundancia a lo largo del río (Vannote et al., 1980; Schlosser, 1991). Es totalmente necesario que usemos las condiciones de referencia previas a cualquier impacto para establecer el estado base, así como tenemos que conocer la tolerancia de las diferentes especies y comunidades ante diferentes tipos y grados de alteración (Canton et al., 1984).

Estudio de las comunidades de peces: pesca eléctrica

En la actualidad, la pesca eléctrica es la técnica más ampliamente usada en todo el mundo para llevar a cabo estudios de comunidades de peces de agua dulce (Bain, Finn & Booke, 1985; Paller, 1996; Pusey et al., 1998; Survey, 2003; Bertrand, Gido, & Guy, 2006; Angermeier & Davideanu, 2004). Se trata de un método de colecta no selectivo que nos permite tener muestras representativas de toda la población de peces en un tramo de río vadeable y estudiar sus abundancias y comunidades con bajo riesgo de dañar a los individuos (Zalewski, 1985; Beaumont et al., 2002; Meador, McIntyre & Pollock, 2003; Angermeier & Davideanu, 2004). Consiste en someter a las aguas a un campo eléctrico creado por un generador de corriente que puede causar en los peces electrotaxis (natación obligada), electrotétanos (contracción muscular) y electronarcosis (relajación muscular), lo que facilita su captura (Bertrand et al., 2006). Es un método que permite una buena prospección de los tramos fluviales sin ocasionar daños en la fauna presente en el río, ya que los animales afectados por la corriente se recuperan rápidamente (Survey, 2003). Además, es suficiente contar con un equipo humano de dos a cuatro personas para poder completarlo exitosamente (Paller, 1996).

Existen diferentes metodologías para llevar a cabo prospecciones con pesca eléctrica: los muestreos pueden ser cualitativos o cuantitativos; y la estimación de las abundancias de peces pueden hacerse en base a la superficie muestreada (acotada o libre; con una o varias pasadas) o en base al esfuerzo de muestreo (tiempo muestreado) (Meador, McIntyre & Pollock, 2003). A la vista de las necesidades del presente proyecto de investigación, con el tiempo disponible como máximo limitante y la obtención de un inventario faunístico lo más completo posible como prioridad, seleccionamos una metodología de muestreo cuantitativa, basada en capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) medidas por tiempo. Con la idea de optimizar el esfuerzo de muestreo y extraer la máxima información que pueda ayudar a caracterizar la población piscícola, se obtuvieron datos de relación de longitud-peso de los individuos.

Sin embargo, aunque nadie ponga en duda la efectividad de la técnica para muestrear ríos en zonas templadas, existe mucha discrepancia sobre su efectividad en los ríos neotropicales cuyas conductividades son significativamente más bajas (Allard et

al., 2014). Algunos estudios la consideran ineficiente en ríos de estas características (Fisher & Brown, 1993; Penczack et al. 1997; Beaumont, 2002).

La efectividad de la pesca eléctrica depende principalmente de la conductividad del agua, aunque la profundidad y anchura del río, por lo tanto, el volumen del cuerpo de agua muestreado también influye en su eficacia (Allard et al., 2014). A profundidades mayores a un metro y en ríos con más de 10 metros de ancho, o cuando la conductividad es inferior a los $43 \mu\text{s cm}^{-1}$, los peces escapan con mayor facilidad (Murphy & Willis, 1996). Sin embargo, funciona perfectamente para ríos pequeños (<50 cm) y con conductividades superiores a los $43 \mu\text{s cm}^{-1}$ (Allard et al., 2014).

Otros autores mencionan que la baja temperatura del agua, las altas velocidades de la corriente, la baja visibilidad (ya sea por la turbidez o por ser aguas torrentosas) y la abundancia de refugios pueden mermar su efectividad (Zalewski, 1985). Además, es posible que la sensibilidad de las especies de peces sea distinta dependiendo de su comportamiento, morfología y fisiología (Reyjol, Loot & Lek, 2005). Un claro ejemplo lo constituyen las especies nocturnas como los gymnotiformes y muchos siluriformes, ambas abundantes en el neotrópico (Albert & Reis, 2011). Al estar ocultas durante el día, aunque el campo eléctrico les afecte se quedan paralizadas dentro de sus refugios y por ello son subestimadas.

Sin embargo, aunque la efectividad de la técnica pueda verse mermada en determinadas circunstancias, existen también muchos estudios que aseguran que la pesca eléctrica es perfectamente efectiva también en ríos neotropicales (Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Bührnheim & Fernandes 2003; Lujan et al., 2013). Por ello, a pesar de las posibles limitaciones, decidimos elegirla como técnica de muestreo y ponerla a prueba personalmente.

Muestreo de macroinvertebrados acuáticos

El estudio de los macroinvertebrados, además de ofrecernos una relevante información ecológica con un gran valor intrínseco, nos posibilita evaluar la integridad de los ecosistemas acuáticos (Utz, Hilderbrand, & Boward, 2009). Su uso está considerado como una de las mejores técnicas disponibles para diagnosticar la calidad ambiental de los ecosistemas fluviales (Rosenberg & Resh, 1993; Bonada et al., 2006;

Friberg et al., 2011). Para su recolección, aplicamos el protocolo habitual de toma y procesamiento de muestras para este tipo de estudios (Jaimez-Cuellar et al. 2002).

Para usar estas comunidades de invertebrados como indicadores de calidad ambiental, la metodología seleccionada fue la propuesta por el Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Barbour et al., 1999). Se trata de la metodología más habitual y que ha demostrado su fiabilidad después de haber sido aplicada por todo el mundo (Thorne & Williams, 1997; Junqueira & Campos, 1998; Mustow, 2002).

Aunque el índice BMWP es una herramienta de gran utilidad, es totalmente necesario que se base en un conocimiento integral y completo de la ecología de los taxones usados como referencia (Johnson et al., 2007). Su validez depende de una correcta ponderación con las condiciones de referencia, del estudio de la sensibilidad de las diferentes familias ante las alteraciones y del conocimiento de su respuesta ante la presencia de los impactos ambientales (Utz, Hilderbrand & Boward, 2009). Es por ello que resulta indispensable contar con adaptaciones locales del índice, ajustadas en función a las características ambientales de cada región. En nuestro caso utilizamos la adaptación para la Península Ibérica, IBMWP (Alba Tercedor et al., 2002), y una adaptación para ecosistemas neotropicales, el BMWP/Col (Roldán, 2003).

Caracterización ecológica e índices de calidad ambiental

Resulta esencial para interpretar los datos faunísticos conocer cuáles son los factores ambientales o antrópicos que condicionan su distribución. Es por ello que la metodología de muestreo incluyó un procedimiento de caracterización de hábitat que analizaban las propiedades físico-químicas del agua (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, presencia de contaminantes) y las características hidromorfológicas de los cauces (velocidad del agua, tipo de sustrato, anchura, profundidad, sombra) (Armantrout, 1998).

Como herramienta diagnóstica complementaria a los índices bióticos basados en las comunidades de macroinvertebrados, incluimos en la metodología varios índices de calidad ambiental. Estos índices cuentan con una larga trayectoria histórica (Ott, 1978) y son en la actualidad ampliamente aceptados y usados en todo el mundo (Pykh, Kennedy & Grant, 2000). Nos aportan una información estandarizada de la integridad ecológica

de los ecosistemas, permitiéndonos comparar distintas localizaciones y facilitándonos la identificación de zonas impactadas y su grado de alteración (Munne et al., 2003). La facilidad con la que pueden ser aplicados sin conocimientos especializados, su bajísimo coste y su versatilidad los han convertido en una metodología útil, sencilla y muy usada (Chapman, 1996).

A la hora de elegir los índices más adecuados para obtener un diagnóstico ambiental integral, buscamos índices complementarios que nos permitieran evaluar distintos componentes del ecosistema fluvial, desde el cauce y los hábitats dentro del río al estado de las riberas. Sin embargo, tal y como ocurre con los índices bióticos basados en las comunidades de macroinvertebrados (Friberg et al., 2011) o peces (Karr, 1981), estos índices requieren un conocimiento ecológico base que debe ser usado para calibrar sus puntajes y adaptarlos a las diferentes realidades biogeográficas (Chapman, 1996). Es por esto que los índices elegidos fueron aquellos que, además de haber demostrado su solidez metodológica y valía como herramientas diagnósticas, pudieran ser aplicados en lugares tan dispares como los estudiados en esta tesis doctoral. Así, elegimos el índice QHEI (Rankin, 1989) para estudiar el hábitat fluvial, debido a su aplicabilidad en diferentes contextos biogeográficos (An, Par & Shin, 2002; Arimoro, 2009; Beyene et al., 2009; Song et al., 2015), y lo complementamos con el Índice de Hábitat Fluvial, IHF (Pardo et al., 2002), desarrollado para la península ibérica, pero que cuenta con una adaptación para ecosistemas andinos (Acosta et al., 2009). Por esta misma razón seleccionamos el Índice de Calidad de Bosque de Ribera, QBR (Fornells, Solá & Munné, 1998), desarrollado en España, pero adaptado también a ecosistemas de los Andes (Acosta et al., 2009).

Presentación de casos y justificación

Con el objetivo de poner a prueba la metodología de muestreo y evaluar su validez como herramienta de diagnóstico ambiental, el presente proyecto de investigación pasó a su fase práctica. Para ello se seleccionaron cinco cuencas con realidades muy distintas pero que comparten unas características comunes (Tabla 2). Dos de las cuencas, el río Ara y el río Gállego, se encuentran en los Pirineos españoles. Las otras tres se sitúan en los Andes tropicales, las cuencas de los ríos Hacha y Suaza, en Colombia, y la cuenca del Alto Madre de Dios en Perú.

	Max. alt. (m)	Min. alt. (m)	Cuenca (km ²)	Longitud (km)	Caudal (m ³ s ⁻¹)	Población	Protección
Río Gállego	2200	840	300	26	28,1	4000	RB: Trans
Río Ara	2930	867	350	26	18,2	900	RB: Buffer
Río Hacha	2575	240	490	65	35,7	167000	Otra
Río Alto Madre de Dios	3500	300	410	80	-	4790	RB: Trans
Río Suaza	2840	800	660	35	41,2	47272	RB: Núcleo

Tabla 2. Características de las cuencas estudiadas. Altura máxima (Alt. Max.) y mínima (Alt. Min) del territorio de la cuenca; superficie de la cuenca estudiada (Cuenca); longitud de la cuenca estudiada (longitud); caudal medio anual (caudal); habitantes del territorio de cuenca estudiado (población); Reserva de la Biosfera (RB); Zona de transición (Trans); Zona de amortiguación (Buffer); Zona núcleo (Núcleo); Zona de Reserva Forestal de la Amazonía Colombiana (Otra).

Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala

La Reserva de la Biosfera de Ordesa-Viñamala fue declarada por la UNESCO en 1977. Su zona núcleo la compone el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, el segundo Parque Nacional más antiguo de España, declarado en 1918. La Reserva comprende una extensión de 51 396 hectáreas, con un rango altitudinal que va desde los 3555 m hasta los 800 m. Es una de las mejores representaciones de ecosistemas pirenaicos de montaña y distingue entre dos sectores bien diferenciados: el occidental y el oriental (Ruiz & Bono, 2001).

El sector occidental está constituido por la Alta Cuenca del Río Gállego, cuya naciente está a 2200 m y su punto más bajo dentro de la reserva se sitúa 26 km aguas abajo, a la altura del pueblo de Biescas, a 840 m. El Gállego es el principal río de la cuenca y tiene un caudal medio anual de 28,1 m³/s. Su cuenca de drenaje abarca una superficie de 300 km² y constituye la zona de transición de la Reserva de la Biosfera. En su territorio habitan de forma permanente 4000 personas, aunque al tratarse de una zona con alta actividad turística (pistas de esquí, balnearios, abundante infraestructura hotelera y campings) la presión poblacional llega a doblarse en épocas de mayor afluencia turística (verano e invierno). La cuenca presenta también tres grandes embalses, que sumados a la notable presencia humana ejercen un notable impacto sobre los ecosistemas fluviales.

El sector oriental está constituido por la cuenca del río Ara, cuya naciente se sitúa a 2930 m y el punto en el que abandona el territorio de la reserva está a 860 m, en el municipio de Broto. El río Ara tiene un recorrido de 26 km dentro de la reserva, una cuenca de 350 km² y un caudal medio anual de 18.2 m³/s. Todo el territorio de su cuenca está situado dentro de la zona *buffer* (o amortiguación) de la reserva, colindante

con la zona núcleo, el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En total habitan unas 900 personas en la zona, y aunque también cuenta con infraestructura turística, la presión ejercida es significativamente menor que para la cuenca del Alto Gállego, por lo que los impactos antrópicos son notablemente menores. Además, el río Ara es el último río libre del Pirineo, el único que todavía no ha sido represado.

Este contexto territorial con dos sistemas hidrográficos paralelos, con características ambientales e geomorfológicas muy similares, pero expuestos a dos realidades muy diferentes representa un interesante caso de estudio. Una cuenca hidrográfica con una protección ambiental más estricta (zona *buffer* de la reserva) y menos alterada, frente a otra con una protección mucho más laxa (zona de transición) y mucho más impactada. El escenario es ideal para poner a prueba la efectividad de nuestra metodología de muestreo, para llevar a cabo un diagnóstico ambiental y comparar los resultados de estas dos realidades de gestión ambiental sobre los ecosistemas fluviales. Así, este trabajo sirve de referencia a la hora de analizar el pasado, presente y futuro de las otras cuencas fluviales estudiadas, que, aunque diferentes biogeográficamente, se enfrentan a las mismas amenazas con perspectivas de futuro similares.

Los ríos de los Andes Tropicales

Río Hacha – Colombia

El río Hacha está situado al sur de Colombia, en el piedemonte Andino-Amazónico de la cordillera oriental. Comprende una cuenca de 490 km² con un caudal medio anual de 35.7 m³/s, y fluye a lo largo de 65 km en un rango altitudinal que va desde su nacimiento a 2575 m hasta los 240 m en su confluencia con el río Orteguzaza. Sus aguas drenan al río Caquetá, el principal afluente del Amazonas en Colombia. El territorio de la cuenca está habitado por unos 167 000 habitantes, concentrados la mayoría en la ciudad de Florencia.

La mayoría de la cuenca (un 89%) pertenece al piedemonte de los Andes, con fuertes pendientes (media de 7,3%), valles estrechos en forma de V, con fuertes corrientes y cauces casi lineales y muy erosivos. A partir de los 300 m, la pendiente empieza a disminuir hasta el 0.06%, al entrar en llanura Amazónica. Es aquí donde se sitúa la ciudad de Florencia. A partir de este punto el río se ancha, la velocidad del agua

disminuye y se forma un cauce meándrico que constituye un extenso valle aluvial. Las cabeceras boscosas (por encima de los 1000 m) están muy bien conservadas y protegidas dentro de la Zona de Reserva Forestal de la Amazonia Colombiana desde 1959. La ganadería es la principal actividad y ocupa un 19,9% del territorio. La agricultura es de subsistencia y apenas cubre un 1.8% del área de la cuenca.

Río Suaza – Colombia

El río Suaza nace dentro del Parque Nacional Natural Cueva de los Guácharos, primer parque nacional declarado en Colombia en 1960, y pertenece a la Reserva de la Biosfera Cinturón Andino, nombrada por la UNESCO en 1979. Se ubica al sur de la cordillera oriental de los Andes Colombianos y es la cuenca hidrográfica colindante al río Hacha. Sin embargo, está situada al otro lado de la divisoria de aguas, por lo que en lugar de pertenecer a la cuenca Amazónica forma parte del sistema hidrográfico del río Magdalena, cuyas aguas fluyen al mar Caribe.

La porción de cuenca estudiada fluye a lo largo de unos 70 km, desde su nacimiento a 2840 m, hasta las inmediaciones del municipio de Suaza, a uno 900 m, y abarca una superficie de unos 660 km². Su caudal medio anual es de unos 41,2 m³/s. La parte alta de la cuenca, situada dentro del parque nacional y siendo también la zona núcleo y *buffer* de la reserva de la biosfera, está totalmente cubierta de bosque primario y la forman estrechos y empinados valles en forma de “v”. A los 1280 m, ya fuera de los límites de la Reserva de la Biosfera, la pendiente disminuye, el valle se abre y aparecen los primeros asentamientos humanos. La mayoría de la cuenca a partir de ese punto está deforestada (en un 75%) y predominan grandes superficies de pasto para usos ganaderos. La población total de la zona suma unas 52 000 personas, y aunque existen dos núcleos urbanos situados a las orillas del río Suaza (Suaza y Acevedo), casi el 80% de los habitantes están dispersos en pequeños asentamientos rurales.

Río Alto Madre de Dios – Perú

La cuenca del Alto Madre de Dios está situada en el piedemonte Andino-Amazónico de Perú, al suroeste del país. Conformar la zona de transición de la Reserva de la Biosfera del Manu, declarada por la UNESCO en 1977, siendo el Parque Nacional de Manu (establecido en 1973) su zona núcleo. El territorio estudiado abarca una cuenca

de 410 km² por la cual el río Alto Madre de Dios fluye a lo largo de 80 km desde una altitud de 3500 m hasta los 300 m. Hasta los 700 m de altura la cuenca está formada por estrechos valles montañosos que discurren por las pendientes de los Andes, totalmente cubiertas de bosque primario, para dar paso después a territorios de llanura, con valles aluviales más abiertos. Es aquí donde aparecen los asentamientos humanos, con el pueblo de Pilcopata como núcleo principal, y que suman un total de 4790 habitantes. Una vez la cuenca abandona las estribaciones de los Andes es cuando empiezan a aparecer cambios en los usos del territorio, con zonas deforestadas por la explotación maderera y parte del territorio dedicada a explotaciones ganaderas extensivas.

Características comunes de las cuencas estudiadas

Aunque aparentemente muy diferentes, las cinco cuencas estudiadas comparten unas características que las hacen comparables y hacen replicable la metodología de muestreo seleccionada. Todos los ecosistemas fluviales estudiados son ríos de montaña (Pirenaicos y Andinos). Aunque su rango altitudinal sea muy amplio (desde los 3500 m de el Alto Madre de Dios, hasta los 250 m del río Hacha), todos ellos presentan un patrón hidromorfológico similar y muestran un solapamiento de patrones ambientales y antrópicos.

La mayoría del territorio de todas las cuencas estudiadas corresponde a ríos de montaña: pronunciadas pendientes; valles estrechos y encajados en forma de “v”; fuertes corrientes; cauces erosivos; sustratos de gran tamaño; aguas oligotróficas, frías, con bajas conductividades y muy oxigenadas; cuencas poco alteradas y cubiertas de bosque primario; organismos fuertemente adaptados. Y en todos los casos, en el punto en el que la geomorfología cambia y las pendientes montañosas dan paso a zonas más llanas, el territorio y los ecosistemas fluviales presentan características comunes: valles abiertos más abiertos con llanuras de inundación; cauces anastomosados; corrientes más lentas; procesos de sedimentación; sustratos finos; aguas mesotróficas, más calientes, menos oxigenadas, con conductividades más altas; presencia de asentamientos humanos y presiones antrópicas; sin protección ambiental (o con protección laxa); territorios de la cuenca alterados; cambio a usos del suelo productivos (ganadería extensiva y agricultura).

Presentación de los capítulos

A continuación se presentan brevemente los trabajos resultantes de esta tesis doctoral y se explica el orden y formato elegidos para su exposición:

El primer capítulo incluye el análisis y comparación de las cuencas pirenaicas de los ríos Gállego y Ara. Los otros seis capítulos presentan los casos estudiados en los Andes Tropicales. Aunque separados por cuestiones relacionadas con objetivos de publicación, deben ser considerados como tres bloques. El primer capítulo de cada bloque expone de forma detallada el estudio ecológico y diagnóstico para las cuencas del río Hacha (Capítulo 2), río Suaza (Capítulo 4) y río Alto Madre de Dios (Capítulo 6). Complementarios a cada uno de estos trabajos, los capítulos restantes son notas técnicas con los resultados de las relaciones longitud-peso de las especies de peces más abundantes para la cuenca del río Hacha (Capítulo 3), río Suaza (Capítulo 5) y río Alto Madre de Dios (Capítulo 7).



CAPÍTULO 1ST CHAPTER

DIAGNOSTICANDO LA INTEGRIDAD DEL ECOSISTEMA FLUVIAL EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA ORDESA-VIÑAMALA

*Diagnosing stream ecosystem integrity in the Ordesa-Viñamala
Biosphere Reserve*

Tobes I, Gaspar S, Oscoz J, Miranda R

Journal of Applied Ichthyology, 32 (1): 229-239 (2016)

Resumen

Este trabajo estudia la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales dentro de la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala. A pesar de su estado de protección, la Reserva de la Biosfera Ordesa-Viñamala sufre una considerable presión antrópica. El presente trabajo aspira a evaluar y comparar el estado de conservación de las dos cuencas que se encuentran dentro del área protegida. La cuenca del río Gállego, situada dentro del área de transición de la Reserva de la Biosfera, permite un amplio rango de actividades humanas. De forma paralela, la cuenca del Ara, está situada dentro del área de amortiguamiento, donde sólo se permiten prácticas ecológicamente respetuosas. El estado medioambiental de los ecosistemas fluviales fue analizado estudiando las comunidades de peces y macroinvertebrados, las características del hábitat, las variables físico-químicas y calculando varios índices de calidad ambiental. Desde agosto a septiembre de 2011 se muestrearon un total de 14 lugares. Los muestreos de peces se realizaron usando un equipo de pesca eléctrica y los macroinvertebrados se muestrearon aplicando los procedimientos IBMWP y IASPT. Nuestros resultados mostraron que, mientras el río Ara mantiene una buena integridad ecológica, el río Gállego muestra importantes alteraciones del hábitat. La trucha, la especie dominante y exclusiva del río Ara, estaba ausente y reemplazada por ciprínidos nativos translocados en algunos puntos del río Gállego. Esta colonización se explicó por la alteración de los ecosistemas fluviales y su homogeneización. El estudio de las comunidades de macroinvertebrados y la diagnosis obtenida con los índices de calidad ambiental también mostró la deficiente integridad ecológica de algunos lugares en el río Gállego. Nuestros resultados sugieren que la figura de la Reserva de la Biosfera no está proporcionando una protección adecuada a los ríos dentro de sus límites, que conducen a una degradación importante de su integridad biológica.

Palabras clave: *peces endémicos, calidad medioambiental, índices bióticos, evaluación del estado ecológico.*

Abstract

This work studied the ecological integrity of river ecosystems inside the Ordesa-Viñamala Biosphere Reserve, in the central Spanish Pyrenees. Despite its protected status, the Ordesa-Viñamala Biosphere Reserve endures a considerable number of human stresses, so we aimed to evaluate the conservation status of the two river basins inside the protected area: The Gállego River Basin, located inside the transition zone of the protected area, allowing a wide range of human activities; and the Ara River Basin, inside the buffer zone, where only sound ecological practices are authorised. The environmental status of river ecosystems was analysed by studying fish and macroinvertebrate communities, hydrochemical and habitat characteristics and by calculating environmental quality indices. From August to September 2011 a total of 14 sites were sampled. Fish sampling was conducted using an electrofishing gear and macroinvertebrate was sampling by applying the IBMWP and IASPT procedures. Our results showed that, while the Ara River Basin keeps a good ecological integrity, the Gállego River Basin endures important habitat alteration. Trout, the dominant and exclusive species in the Ara River, were absent and replaced by translocated native cyprinids in the Gállego River Basin. This colonisation was explained by the alteration of the stream ecosystems and their homogenisation. The study of macroinvertebrate communities and the diagnosis obtained with the environmental quality indices also enhanced the deficient ecological integrity of some sites in the Gállego River. Our results suggest that the figure of the Biosphere Reserve is not providing an adequate protection to streams inside its boundaries leading to a major degradation of their biological integrity.

Key words: endemic fishes, environmental quality, biotic indices, ecological assessment.

Introduction

Protected areas are a mainstay of biodiversity conservation throughout the world (Gaston et al., 2008; Chessman, 2013), but uncertainty relative to their effectiveness is particularly high in the cases where biodiversity indicators are used in freshwaters (Herbert et al., 2010). Protected status per se may not adequately conserve freshwater biodiversity especially where the principal threats are habitat destruction and interferences caused by arriving alien species (Maceda-Veiga, 2012).

Biosphere Reserves (BR) are internationally recognized protected areas within the framework of the “UNESCO Programme on Man and the Biosphere (MaB)” (UNESCO, 1996) created for reconciling conservation and sustainable use of the resources. They comprise three different protection zones: (a) core area, securely protected; (b) buffer zones, allowing low-impact activities; (c) transition areas, used for managing and developing resources that can be utilized by man in a sustainable manner.

At a time when the region is facing increasing development pressures it is necessary to detect existing environmental issues, make steps forward for solving them and prevent future threats. As rivers integrate all that happens in their landscapes, their biological condition tells much about the side effects of human actions detecting the causes and consequences of change, especially those that alter living systems (Karr, 1998). Therefore streams and biological communities are sensitive indicators of the relative health of the aquatic ecosystems and their surrounding catchment (Fausch et al., 2002; Hering et al., 2006).

The aims of this paper were 1) to carry out an integral evaluation of the environmental status of freshwater systems inside the Ordesa-Viñamala BR, in the central Spanish Pyrenees, emphasizing the fish communities 2) to detect environmental impacts and to study their origin, processes and consequences, and 3) to evaluate the effectiveness of the protected area for the conservation of the river ecosystems within the reserve.

Materials and methods

Study area

The Ordesa-Viñamala BR is located within the central Spanish Pyrenees with the headwater area of the Gállego and the Ara River systems (Fig. 1). Both rivers belong to the Ebro River Basin and flow in parallel through two adjacent valleys.

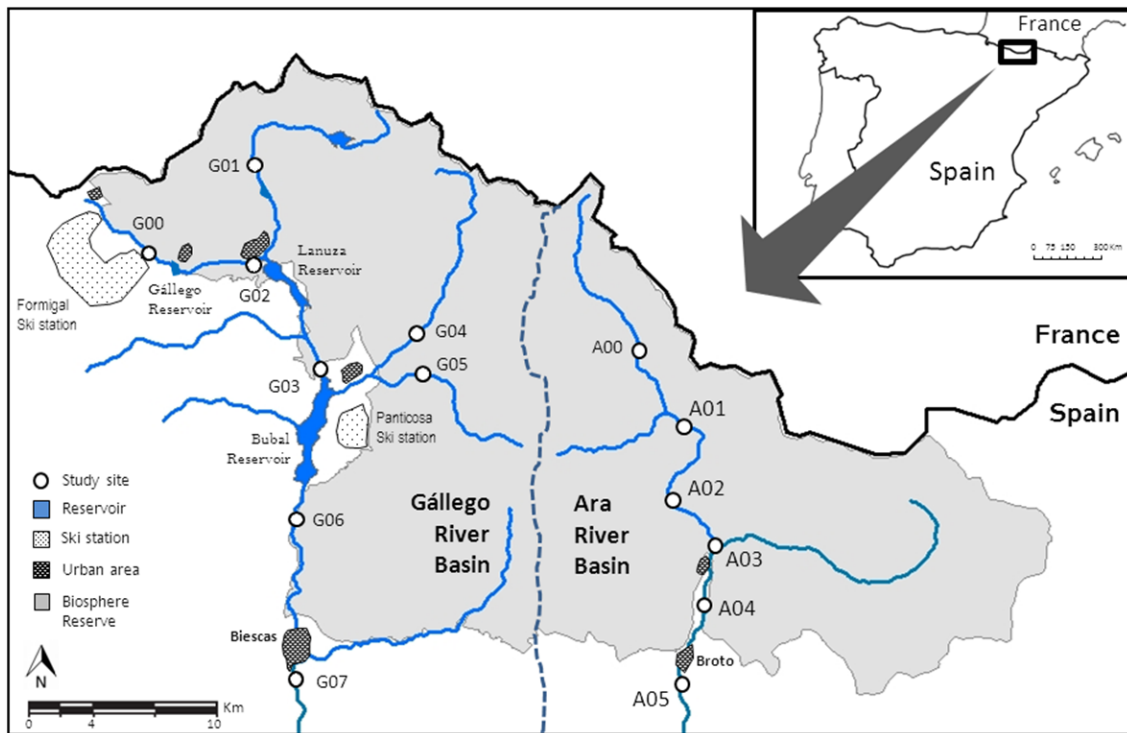


Figure 1. Location of study sites in the Ara and Gállego River Basins, in the Ordesa-Viñamala Biosphere Reserve. Dark-dotted areas represent urban surfaces. The coding of samples sites is used in all figures and tables.

The climate in the area is quite heterogeneous due to the extreme geomorphology and ranges from mountainous territories with oceanic influence, rainfalls totalling 2000 mm year⁻¹ and a mean annual temperature of 5°C, to dryer mountainous areas with a marked continentality. The Reserve is dominated by mixed mountain and highland systems, with extensive areas of rocky habitats. Forested areas have mixed woodlands of beech (*Fagus sylvatica* L.) and conifers such as *Pinus sylvestris* L. Higher reaches are occupied by black mountain pine (*Pinus uncinata* Ram. ex A.DC.) and widespread pasturelands (Pérez and Alonso, 1994).

The upper Gállego River (drainage area 300 km²) runs 26 km from its source at 2200 meters above sea level (m a.s.l.) to the village of Biescas (840 m a.s.l.), and encompasses three tributaries, the Aguas Limpias (G01), Caldares (G04) and Bolatica

Rivers (G05). Three reservoirs collect the water of the Gállego River (Fig. 1). A large skiing area is also within the basin. The average multi-annual water flow downstream Bubal Reservoir is $28.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Several towns are in the area (about 4000 inhabitants). The Gállego River draws the western boundary of the BR, and only the eastern side of its basin is located inside the reserve, in the transition zone.

The headwater area of the Ara River Basin is the contiguous watershed (Fig. 1) covering about 350 km^2 and runs 26 km from its source at 2 930 m a.s.l. to the village of Broto at 867 m a.s.l. There are few towns in the area (about 900 inhabitants). The Ara River is the last “free running” river in the Pyrenees, without any dams. The average multi-annual water flow is $18.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. The watershed is located in the core and the buffer area of the BR.

Data collection

From August to September 2011 a total of 14 sites were sampled along the Gállego River Basin (five sites for the Gállego River and three sites for its tributaries) and the Ara River (six sites) (Fig. 1).

At each sampling site, temperature (precision $0.1 \text{ }^\circ\text{C}$), dissolved oxygen (precision 0.01 mg l^{-1}), pH, and electrical conductivity (precision $1 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) were measured with a multi-parameter water quality monitoring system (WTW Multi 340i). The instruments were calibrated daily during sampling period. Besides water samples were collected. These samples were stored in ice and processed in the laboratory one day later. Anions were analysed using ion chromatography (Dionex ICS-2000) and cations were measured using an inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS, Agilent 7500a). The analysed parameters were chloride (Cl^{-1}) (mg l^{-1}), sulphate (SO_4^{2-}) (mg l^{-1}), nitrate (NO_2) (mg l^{-1}) and nitrite (NO_3) (mg l^{-1}) as indicators of trophic status of the area (Table 1) (Pesce and Wunderlin, 2000). Habitat structures were characterised by factors such as depth (m), water velocity (m s^{-1}), tree canopy shading percentage and dominant substrate, categorised as fines ($<2 \text{ mm}$), gravels (2-64 mm), cobbles (64-256 mm), boulders ($>256 \text{ mm}$) and bedrock (Table 1) (Armantrout, 1998).

Four environmental quality indices were applied: the Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI (Rankin, 1989), the Fluvial Habitat Index, IHF (Pardo et al., 2004), the Riparian Forest Quality Index, QBR (Munné et al., 2003) and the Riparian Quality Index, RQI (González del Tánago et al., 2006).

Fish sampling was conducted using a backpack electrofishing unit (Hans Grassl model IG200/2D, 300-600 V, 0.2-2 A). Semi-quantitative surveys with a constant unit of effort were carried out, giving fish densities by catch per unit of effort (CPUE, number of specimens captured per hour) (Meador et al., 2003). This single-pass approach effectively sampled fish communities in the studied rivers (Sály et al., 2009). With the aim to obtain a representative sampling, one hour of electrofishing were carried out in all the sampling points (Pierce et al., 1985). Collected fish were anesthetized and subsequently counted, measured, weighed and released after the survey.

Macroinvertebrate sampling was conducted by applying the IBMWP and IASPT procedures (Iberian Biological Monitoring Working Party and Iberian Average Score Per Taxon, respectively) (Alba-Tercedor et al., 2002). Invertebrates were collected using a hand-net (25 cm x 25 cm aperture, 100-mm-mesh size) by kicking and sweeping in all microhabitats in accordance with the protocol for the biotic index estimations (Armitage et al., 1983). Samples were fixed in 5% buffered formaldehyde. Specimens were later identified to the family level and the IBMWP and IASPT scores were obtained.

Data analysis

For analysing and comparing the attributes of the study sites two Principal Components Analysis (PCA) were executed. The first PCA for habitat characterisation was applied using a combined matrix including hydro-chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity) and habitat structure features (mean depth, water velocity, substrate type, and shade percentage) (Table 1), with the purpose of analysing the natural features of the streams and classifying them attending to their habitat traits. The second PCA was applied to analyse environmental quality, including concentrations of potential water pollutants (nitrite, nitrate, sulphate and

chloride), hydro-chemical parameters susceptible to alteration and indicators of human impact (temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen) (Pesce and Wunderlin, 2000) and environmental and habitat quality indices (IHF, QBR, QHEI, RQI and IBMWP) (Table 1). These selected parameters may show up the anthropogenic influence that study sites endure and enable their classification attending to their conservation status. The use of these two paired PCAs enabled the separated interpretation of natural and human induced aspects of the study sites.

In order to identify fish and macroinvertebrate assemblages Bray-Curtis similarity analyses were executed. A matrix of abundances was used for studying fish community clustering using PAST statistical software (Hammer et al., 2001). For macroinvertebrates the matrix included the presence/absence of the families.

For PCA calculations, environmental data and mean depth were $\log(x)$ transformed. Remaining habitat structure data (with a bimodal distribution) were $\text{Arcsen}(\sqrt{x})$ transformed, and the relative abundances of species were square root transformed. For verifying the robustness of the general model of the PCAs significance tests based on permutation tests (1000 permutations) were carried out. PAST software was used to conduct the PCA statistical analysis and plots (Hammer et al., 2001).

Results

Habitat characterisation

The PCA analysis for habitat characterisation (Fig. 2) accounted for 58.82% of the variance on its first two axes. Localities on the Ara River were grouped together on the middle-left section of the graph showing marked habitat homogeneity. Although A00 and A05 (the highest and the lowest site) appeared to be slightly different, for the rest of the sites high dissolved oxygen concentrations, low conductivities, cold water temperatures and the presence of boulders were their main features. Sites on the Gállego River Basin were outspread all over the diagram due to their marked habitat heterogeneity. Sites G02 and G00 were differentiated by high conductivities, high water temperatures and fines and gravels as predominant substrates, and appeared displaced on the right of the graph, markedly different from the rest of sites. G04, G05 and G06 were grouped close to sites on the Ara River Basin, sharing habitat aspects. The

remaining sites, G01, G03 and G07 formed another cluster on the left bottom area of the diagram, distinguished by high water velocities and pebbles as dominating substrate.

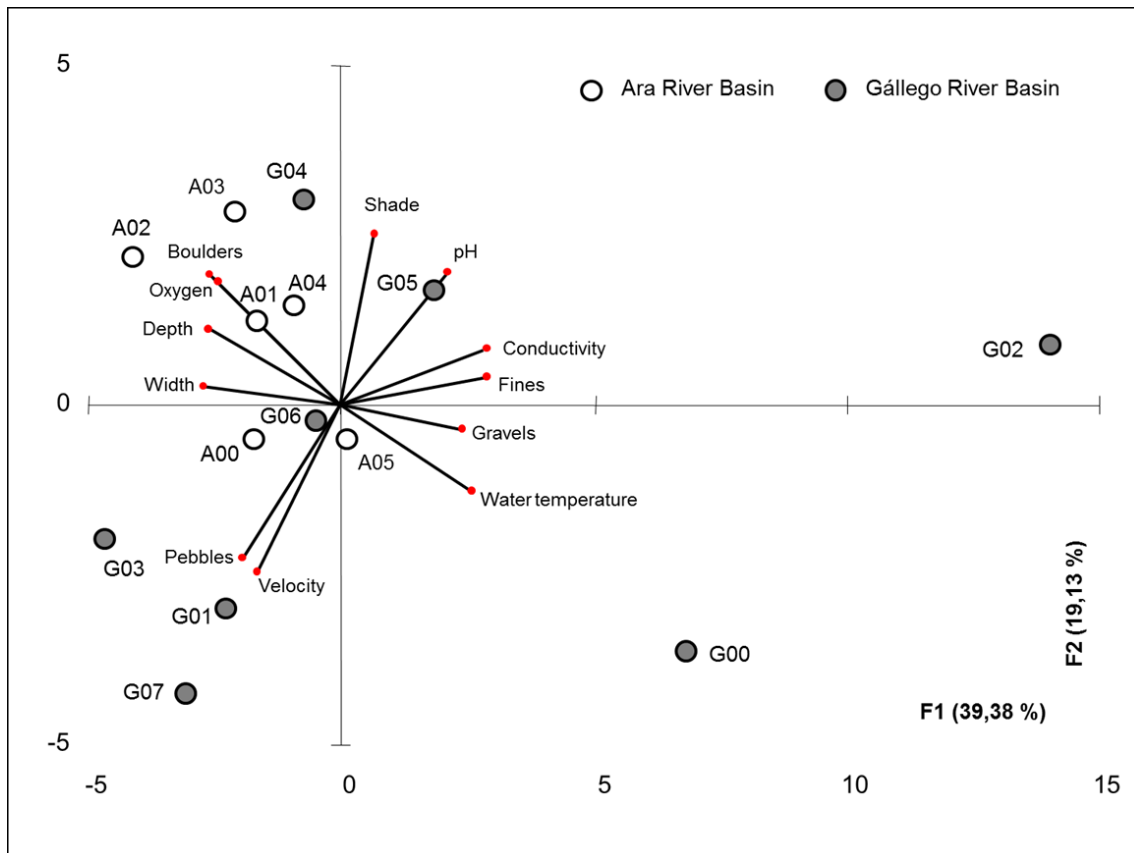


Figure 2. PCA biplot of study for habitat characterisation: Water physicochemical parameters (temperature, oxygen concentration, pH and conductivity) and physical habitat parameters (substrate type, mean width, mean depth, mean water velocity and shaded percentage of the river channel).

Environmental quality

The PCA biplot for environmental quality accounted on its two first axes for 66.30% of the variance (Fig. 3). The first axis explained 42.69% of the variability, separating sites with good environmental quality on the left, influenced by high values of the environmental quality indices, opposed to high concentrations of water nutrients. All the sites on the Ara River except A05 were located on this area of the plot among sites G01, G04, G05 and G06 showing good ecological integrity. Site G02 appeared notoriously displaced on the right upper area of the plot, showing the highest anthropogenic alteration.

The second axis accounted for the remaining 23.61% of variability and discriminated sites showing greater physical habitat degradation but with lesser water

pollution, distributing them on the right bottom area of the graph. The lowest sites on both basins, A05 and G07 were grouped here suffering similar alteration due to the presence of urban areas, canalisation and sewage. Site G03, on the central bottom area of the plot, presented low concentrations of water pollutants but important physical habitat degradation, explained by the almost artificial morphology of the river channel that flows excavating the tail sediments area of the Bubal Reservoir. Finally, site G00 appeared on the right bottom area of the graph, presenting remarkable water and habitat alterations.

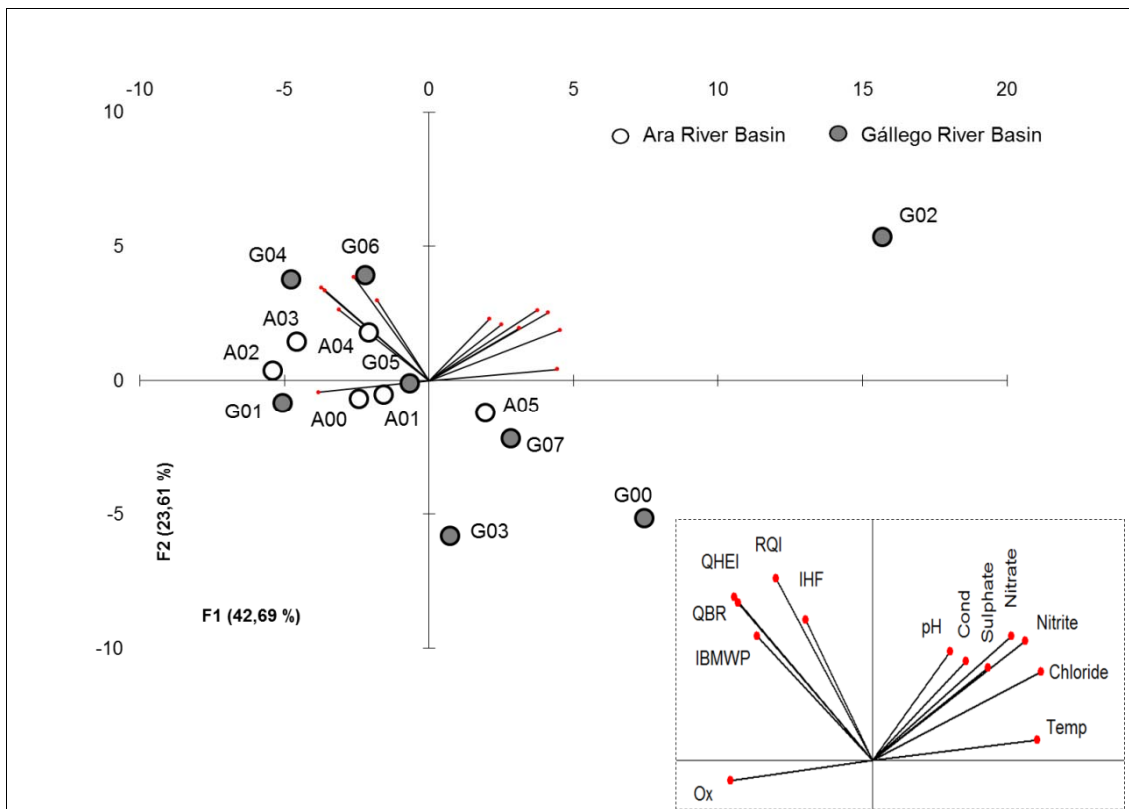


Figure 3. PCA biplot of study sites for ecological integrity: Environmental quality indices (QHEI, QBR, RQI, IHF and IBMWP), nutrients (nitrite, nitrate, chloride and sulphate concentration) and hydrochemical parameters (temperature, oxygen concentration, pH and conductivity).

Fish and macroinvertebrate species composition

A total of 1,978 specimens (four species of two families) was collected (Table 2). All species were native: one autochthonous salmonid (brown trout *Salmo trutta* Linnaeus 1758) and three endemic cyprinids (Ebro nase *Parachondrostoma miegii* Steindachner 1866, Pyrenean gudgeon *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira 2004 and Pyrenean minnows *Phoxinus bigerri* Kottelat 2007). The cluster analysis for fish separated sites in three groups (Fig. 4). The majority of them were grouped together

showing great similarity as they were exclusively dominated by brown trout. Another cluster, gathered the lower study sites in the Gállego River, G06 and G07, because, in addition to trout, the Pyrenean minnows were found. Finally, sites G02 and G03 formed a remarkably different cluster, distinguished by the absence of brown trout, with great abundances of Pyrenean minnow and presence of the Pyrenean. Nevertheless, these two study sites showed some dissimilarity because the Ebro nase was exclusively found on site G03.

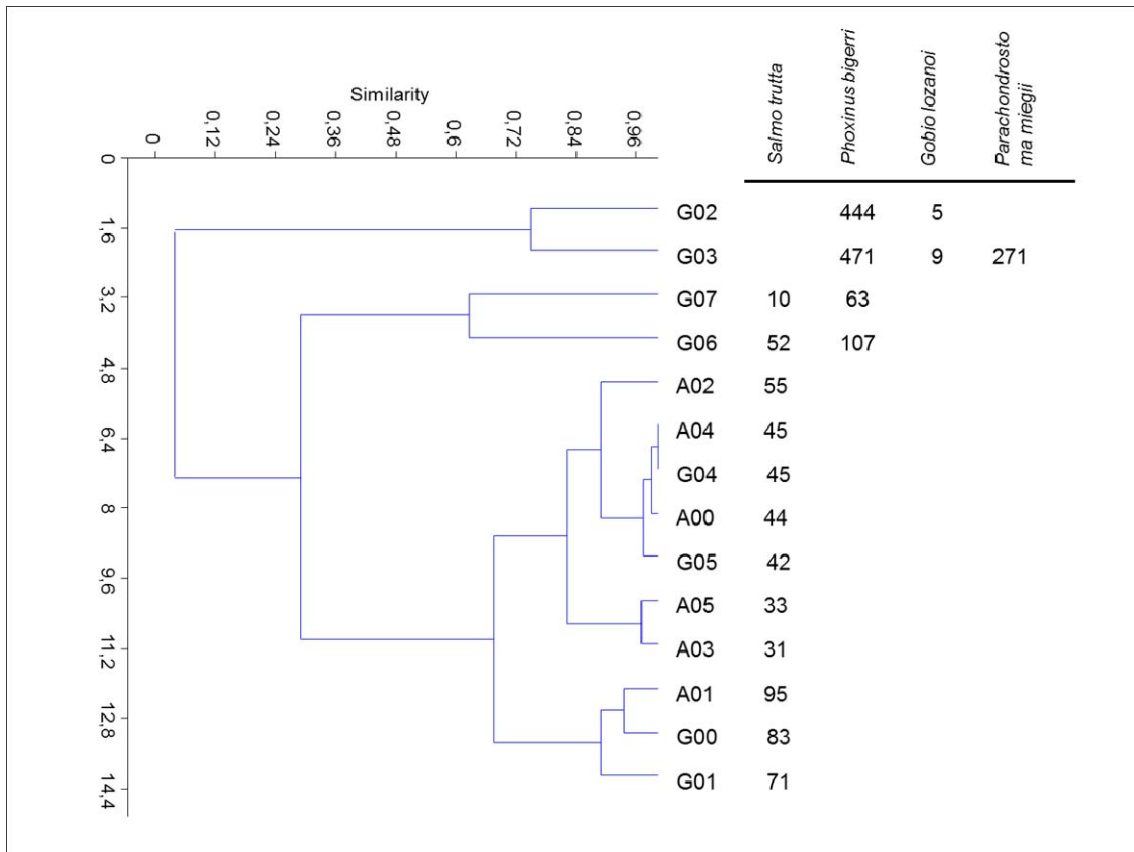


Figure 4. Cluster analysis of study sites based on fish abundances using the Bray-Curtis index of similarity. Fish densities by catch per unit of effort (CPUE, number of specimens captured per hour).

Fortynine taxa of benthic macroinvertebrates were identified for the estimation of biotic indices (Table 2). The cluster analysis for macroinvertebrates (Fig. 5) grouped the G02 and G03 sites together, remarkably differentiated from the rest. Both localities got low IBMWP and IASPT scores and consequently were classified, attending to the categories defined for the application of the IBMWP index, with a “Moderate” ecological status. In the big cluster containing the remaining sites, only A05 was classified with a “Moderate” ecological status, clustered together with G07, classified with “Good” ecological status. Site G00 with only 103 points for the IBMWP index was

tightly classified with “Good” ecological status, exhibiting signs of disturbance. The remaining sites were classified inside “Good” and “Very Good” categories.

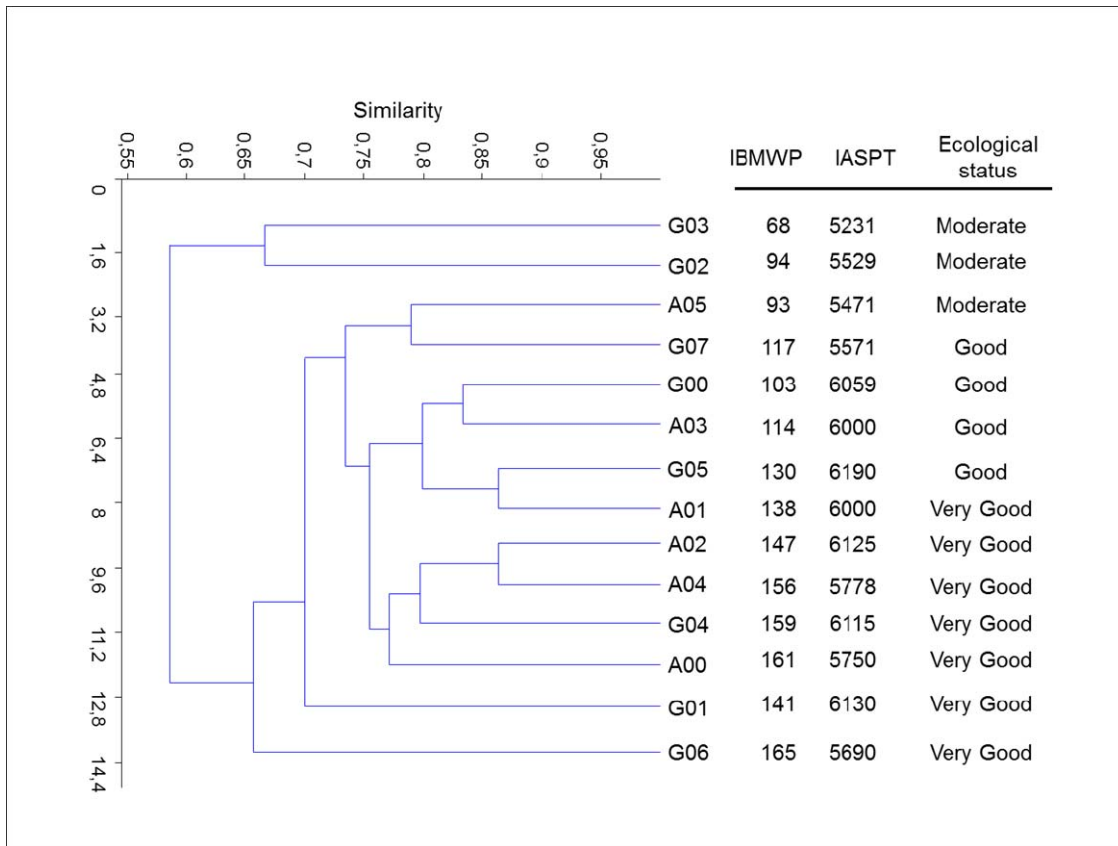


Figure 5. Cluster analysis of study sites based on presence/absence of macroinvertebrate families using the Bray-Curtis index of similarity. Scores for IBMWP/IASPT indices and the classification of their ecological status.

Discussion

This research has been carried out in the study area at one time. So, the entire study is no more than a static picture, ignoring seasonal and inter-annual variability – which is natural and actually need to be known to allow for a trend assessment. Therefore, this study can only be the first step of monitoring and ecosystem integrity assessment. Consequently, further research should be undertaken to establish a true baseline which must include seasonal and inter-annual variability.

Analysing the results of the PCA analyses for habitat characteristics (Fig. 2) and environmental quality (Fig. 3), it comes to light that the Ara River Basin presents a remarkably good conservation status and endures mild human impact. The results obtained for the macroinvertebrate fauna (Fig. 5, Table 2) reinforced that statement.

Concerning fish fauna, streams were exclusively dominated by brown trout (Fig. 4) as expected for this sort of rivers.

On the other hand, the results obtained for the Gállego River Basin highlighted a remarkable human impact. The PCA analysis for environmental quality brought out the degraded sites that combined with the PCA for habitat characterisation and cluster analyses for macroinvertebrates and fish helped identify the most damaged river stretches.

Site G00 was identified as an altered locality by both PCA analyses, although it was not stressed as impacted by the invertebrate and fish analyses. The fish community was exclusively composed by brown trout, showing one of the most abundant populations (Table 2). The majority of the trout individuals were fry with +0 or +1 age. That fact, along with the features of the habitat, distinguished by the abundance of gravels and shallow waters, pointed out the site as a trout spawning area (Shirvell and Dungey, 1983). Comparing it with the G01 site in the Aguas Limpias River (another trout spawning area found in the adjacent valley at same elevation and sharing similar natural features) or even with A01 (also an analogous locality in the Ara River), the difference between them was notorious. While G01 and A01 localities demonstrated a remarkable high environmental quality for the river and for the surrounding landscape, G00 showed several traces of habitat degradation. The PCA for habitat characterisation (Fig. 2) addressed the outstanding high water temperatures, the lack of shade and the presence of fine substrates, while the environmental quality PCA analysis also addressed the physical habitat and water quality degradation. This river stretch is totally isolated from the rest of the basin due the presence downstream of the Gállego Reservoir. In addition to the impact of the dam, urban areas, sewage and ripraps affect its ecological integrity. However the greatest menaces upon this river stretch are the increase of water temperature due to the total exposure of the river channel lacking riparian vegetation and the remarkable siltation process caused by major soil erosion, as a consequence of the extensive deforestation of the hillsides occupied by the Formigal ski slopes (David et al., 2009). Both impacts, accentuated by the presence of physical barriers that impede migration, can lead to the siltation and disappearance of suitable spawning areas (Acornley and Sear, 1999) and together with the thermal habitat alteration (Elliott, 1976) finally can cause the extinction of trout populations in this area.

The faunal composition of streams is thought to reflect ambient conditions and integrate the influences of water quality and habitat degradation (Allan, 2004). Therefore the unexpected reophilic cyprinids communities on G02 and G03 sites pointed out an outstanding change in the river ecosystem (García de Jalón, 1996). The abundance of these fish out of their expected distribution range could be considered as a native fish invasion (Scott and Helfman, 2001; Leunda, 2010) and an indicator of the habitat alteration (Courtenay and Moyle, 1996).

The process of invasion necessarily involves habitat destruction (Moyle and Leidy, 1992) prior to human introduction of those new fish species, usually by the hand of anglers utilising them as bait or forage (Maceda-Veiga et al., 2010). Unique and limiting elements like the flood occurrence and clean cold waters are displaced and eventually replaced by common, widespread elements (Scott and Helfman, 2001). Water temperatures and sediment loads increase due to the lack of riparian vegetation (Acuña et al., 2013), flood occurrence disappears controlled by dams (García de Jalón et al., 1988), reservoirs provide suitable lentic habitats (Clavero et al., 2004) resulting in invasions of the streams that flow into them (García de Jalón, 1996) and nutrient enrichment enhances phyto-benthic biomass and favours phytophagous omnivorous species like the Ebro nase (Maceda-Veiga, 2012). In consequence, highland stream conditions change sufficiently to facilitate the establishment of widespread native fish like the Ebro nase and the Pyrenean Minnow (Jones et al., 1999). At the same time, these new habitat conditions may turn out to be adverse for upland endemics like the trout (Elliot, 1976) and the presence of new fish species like the Pyrenean minnow, that may result in trophic competition for resources at the larval and juvenile stages (Oscoz et al., 2008), could end up with the disappearance of trout from these streams.

The replacement of trout from these headwater streams is usually overlooked because these native invasions first lead to no change in diversity and perhaps even an increase in diversity (Courtenay and Moyle 1996), a fact that has been found in a variety of aquatic systems subject to invasions (Rahel, 2000). As stated by Pusey et al. (2006) there is no reason to believe that the consequences derived from the introduction of non-native indigenous species would be any different to those arising from the introduction of fishes from other countries (del Carpio et al., 2010). This is the case of the studied streams, being the Ebro nase, the Pyrenean minnow and the Pyrenean gudgeon the

translocated fish species (Leunda, 2010). Therefore, such invasions should be recognized as an early warning sign of the homogenization process of the river ecosystem (Scott and Helfman, 2001) and considered as a wake-up-call of major environmental alteration.

The early detection of environmental threats is becoming essential for developing efficient strategies and to prevent major and irreversible alterations (Allan, 2004). The present work proved the reliability of the study of the ecological integrity of the streams for detecting impacts in the surrounding landscape (Karr, 1998). Even for idyllic sceneries like the central Pyrenees, where everything looks pristine and uncorrupted, rivers, as impact collectors, highlight the anthropogenic pressure endured by the territory.

The studied area possesses a remarkable number of protected zones with a wide range of protection levels (National Park designed by the Spanish Government and Biosphere Reserve by UNESCO, among others). There is no doubt about the effectiveness of the designation of a National Park and core area of a BR, but concerning the protection given by the buffer and transition zones, it was remarkable the different ecological integrity shown by the sites located on the buffer zone and the ones on the transition zone. As seen before, the Ara River Basin located mostly inside the buffer zone demonstrated a very good conservation status. In contrast, the Gállego River Basin located on the transition zone, with the Gállego River drawing the limits of the reserve, presented a remarkable alteration at some localities. This is due to the wider range of land uses that the transition area endures and because only the left margin of the basin is found inside the reserve, leaving the right margin unprotected. Terrestrial protected areas often include only part of a river's catchment or use rivers as boundaries rather than fully including them (Nel et al., 2007). Consequently, rivers within protected areas are often vulnerable to transmission of impacts from land and water use beyond their boundaries (Pringle 2001). Furthermore, some stretches of the Gállego River are not even included inside the BR, even as a boundary. These areas were excluded from the designation of the territories inside the reserve because they were already urbanized or occupied by reservoirs. This fact enhances the inconsideration of the Gállego River as complex, interdependent and unitary ecosystem worthy of being protection target, demoting it to merely drawing the limits of the protected area. Therefore, if we aspire to

effectively preserve these freshwater ecosystems, we should respect their entirety, we should take into account all the ecological processes involved in their configuration, we should reckon their tight interconnection with the territories of their watershed and we should develop specific conservation efforts for guaranteeing their safeguard.

Acknowledgments

This study was sponsored by the Environmental Biology Department of the Universidad de Navarra, providing logistic and economic resources to complete the work. We are grateful to I. Azcona, M. E. Elizalde, A. Zapata, I. Vedia, E. Cinto, I. Salvo, L. Capdet and K. Westfall who assisted carrying out the fieldwork and data collection.

Table 1. Locality and sampling data, habitat characterisation parameters, environmental quality indices and water nutrients values at study sites along the Ara and the Gállego River Basins. Sampling codes correspond to shown in Figure 1. IHF: Fluvial Habitat Index, QBR: Riparian Forest Quality Index, QHEI: Qualitative Habitat Evaluation Index, RQI: Riparian Quality Index, IBMWP: Iberian Biological Monitoring Working Party, IASPT: Iberian Average Score Per Taxon.

Sampling code	G00	G01	G02	G03	G04	G05	G06	G07	A00	A01	A02	A03	A04	A05
Altitude (m)	1503	1418	1271	1077	1238	1146	963	837	1627	1361	1293	1100	908	867
Latitude	N42°46.551'	N42°47.866'	N42°46.142'	N42°43.255'	N42°43.799'	N42°43.283'	N42°39.763'	N42°36.967'	N42°43.325'	N42°41.935'	N42°40.540'	N42°38.985'	N42°37.063'	N42°35.786'
Longitude	W00°22.593'	W00°19.989'	W00°19.971'	W00°18.248'	W00°16.093'	W00°16.806'	W00°19.368'	W00°19.447'	W00°08.309'	W00°06.896'	W00°07.447'	W00°06.253'	W00°06.866'	W00°07.395'
Date	27/08/11	30/08/11	29/08/11	27/08/11	30/08/11	27/08/11	29/08/11	28/08/11	21/08/11	20/08/11	20/08/11	20/08/11	21/08/11	21/08/11
Water temperature (°C)	17.8	13.3	19.6	14.6	14.3	14.5	16.1	17.6	12.7	14.5	12.7	13.5	16.2	17.1
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	450	88	550	66	149	233	216	161	95	159	194	270	289	290
Dissolved Oxygen ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	8.12	8.55	7.7	9.63	8.91	9.23	9.02	8.13	8.7	9.04	10.3	9.7	8.91	8.78
Dissolved Oxygen (%)	102.4	94.7	97.8	107	101.5	102.3	102.3	95.1	100.1	105.1	109.8	106.1	101.5	101.4
pH	8.04	7.77	8.44	8.08	8.06	8.32	8.09	7.94	8.04	8.04	8.13	8.12	8.27	8.32
Width mean (m)	5.5	9.7	5.0	13.6	5.0	7.7	11.0	15.6	9.9	13.8	19.0	18.7	16.4	9.7
With range (m)	(4.4-6.12)	(8-11.4)	(3.9-6.5)	(11.47-17.6)	(3.73-6)	(4.8-9.5)	(7.8-14.4)	(0-24.2)	(6.3-13.52)	(12-16.5)	(8.8-25.9)	(14.73-21.96)	(12.6-23)	(0-14.4)
Shade (%)	0	0	17	0	67	17	17	0	0	8	17	0	17	25
Depth														
Depth mean (cm)	17.9	22.2	14.5	42.3	28.3	42.7	43.6	56.2	31.3	45.1	45.9	83.3	61.3	51.0
Depth range (cm)	(8-31)	(10-39)	(3-32)	(18-100)	(0-74)	(3-107)	(13-76)	(32-110)	(6-81)	(17-64.5)	(5-98)	(38-155)	(18-150)	(21-93)
Low depth (% <30 cm)	92	92	92	42	67	42	33	0	58	33	50	0	8	42
Moderate depth (%30-60 cm)	8	8	8	33	33	42	42	56	33	42	25	33	67	25
High depth (% >60 cm)	0	0	0	25	8	17	25	44	8	25	25	67	25	33
Water velocity														
Mean water velocity	0.56	0.58	0.26	0.72	0.41	0.44	0.37	0.81	0.46	0.26	0.42	0.45	0.58	0.50
Low velocity (% <0.3 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	16.67	16.67	50.00	0.00	41.67	58.33	33.33	0.00	33.33	58.33	25.00	66.67	25.00	25.00
Moderate velocity (% 0.3-0.75 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	50	58	50	50	42	17	58	33	42	42	67	8	42	50
High velocity (% 0.75-1.2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	33	17	0	50	17	17	8	67	17	0	8	25	25	25
Very High velocity (% >1.2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	0	8	0	0	0	8	0	0	8	0	0	0	8	0
Substrate type														
Fines (% <2 mm)	3	3	51	0	0	0	0	0	3	3	0	8	0	0
Gravels (% 2-64 mm)	43	14	36	17	3	25	8	7	19	13	18	22	19	15
Pebbles (% 64-256 mm)	40	49	11	57	19	25	67	70	38	53	54	11	31	58
Boulders (% >256 mm)	0	17	0	17	58	6	3	10	33	30	25	49	38	28
Bedrock and concrete (%)	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0
Environmental quality indices														

IHF	63	64	63	59	78	69	76	60	62	67	64	66	60	58
QBR	5	90	40	30	100	40	90	30	60	60	90	95	90	65
QHEI	48	68	58	53.5	84	63	75	61.5	69.5	65.5	74	80	76.5	62
RQI	18	87	62	33	94	62	82	52	46	51	71	97	95	72
IBMWP	103	141	94	68	159	130	165	117	161	138	147	114	156	93
IASPT	6059	6130	5529	5231	6115	6190	5690	5571	5750	6000	6125	6000	5778	5471
Stream class	II	I	III	I	I	II	I	II	I	I	I	II	I	II
Ecological status	Good	Very good	Moderate	Moderate	Very good	Good	Very good	Good	Very good	Very good	Very good	Good	Very good	Moderate

Table 2. Number of fish caught (time surveyed 60 minutes), size range (total length in millimeters), total biomass measured (in grams) and occurrence of taxa of benthic macroinvertebrates (dark circles) collected at study sites along the Ara and the Gállego River Basins.

Sampling code	G00	G01	G02	G03	G04	G05	G06	G07	A00	A01	A02	A03	A04	A05
Date	27/08/11	30/08/11	29/08/11	27/08/11	30/08/11	27/08/11	29/08/11	28/08/11	21/08/11	20/08/11	20/08/11	20/08/11	21/08/11	21/08/11
Number of collected fish														
<i>Gobio lozanoi</i>			5	9										
<i>Parachondrostoma miegii</i>				271			1							
<i>Phoxinus phoxinus</i>			444	471			107	63						
<i>Salmo trutta</i>	83	71			45	43	52	10	44	95	55	31	45	33
Size range (mm)														
<i>Gobio lozanoi</i>			(80-125)	(93-129)										
<i>Parachondrostoma miegii</i>				(84-192)			(93-93)							
<i>Phoxinus phoxinus</i>			(25-91)	(48-98)			(29-99)	(39-90)						
<i>Salmo trutta</i>	(49-269)	(37-196)			(58-250)	(57-245)	(64-345)	(71-384)	(41-259)	(43-249)	(48-222)	(50-232)	(54-261)	(58-309)
Biomass (g)														
<i>Gobio lozanoi</i>			63	131										
<i>Parachondrostoma miegii</i>				4236			8							
<i>Phoxinus phoxinus</i>			834	1081			303	209						
<i>Salmo trutta</i>	1709	739			1477	1609	3707	571	1990	3945	1524	947	2283	2031
Macroinvertebrates														
Coleoptera														
Dryopidae														
		•												
Dytiscidae														
					•		•		•	•	•	•	•	•
Elmidae														
•	•				•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Gyrinidae														
							•							
Halplidae														
		•					•							
Hydraenidae														
•	•				•	•	•		•	•	•	•	•	•
Hydrophilidae														
		•												
Scirtidae (Helodidae)														
							•							
Diptera														
Anthomyiidae														
			•						•				•	•
Athericidae														
•	•				•	•		•	•	•	•	•	•	•
Blephariceridae														
							•		•			•		
Ceratopogonidae														
									•					
Chironomidae														
•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Dixidae														
	•						•		•		•			
Empididae														
•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Limoniidae														
•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Psychodidae														
		•						•	•					
Rhagionidae														
					•								•	
Simuliidae														
•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Tabanidae														
		•												
Tipulidae														
		•	•	•	•				•					
Ephemeroptera														
Baetidae														
•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Caenidae														
•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ephemerellidae														
•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

Ephemeridae							•							
Heptageniidae	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Leptophlebiidae					•				•					
Heteroptera														
Gerridae							•							
Veliidae		•												
Hirudinea														
Erpobdellidae													•	
Mollusca														
Ancylidae			•		•		•	•		•		•	•	
Lymnaeidae							•	•						
Acari														
Hidracarina	•	•				•		•	•	•	•	•	•	•
Oligochaeta														
Oligochaeta			•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
Plecoptera														
Chloroperlidae		•				•				•				
Leuctridae	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Nemouridae		•			•	•			•	•	•	•	•	
Perlidae	•	•	•		•	•	•		•	•	•	•	•	
Turbellaria														
Dugesidae									•					
Planariidae		•			•		•	•	•	•	•	•	•	•
Trichoptera														
Glossosomatidae		•			•						•		•	
Hydropsychidae	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Hydroptilidae			•			•							•	
Lepidostomatidae													•	
Limnephilidae	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•
Philopotamidae					•		•							
Polycentropodidae							•							
Rhyacophilidae	•	•	•	•	•	•	•	•			•		•	
Sericostomatidae					•	•	•	•		•	•			



CAPÍTULO 2ND CHAPTER

PATRONES DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LAS COMUNIDADES DE PECES RELATIVOS A LOS MACROINVERTEBRADOS Y LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN RÍOS DEL PIEDEMONTE DE LA AMAZONÍA COLOMBIANA

Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon

Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R

Inland Waters, 6: 89-104 (2016)

Resumen

El presente trabajo ofrece una visión única de la biodiversidad y los procesos ecológicos de unos ecosistemas neotropicales de agua dulce apenas estudiados. El río Hacha, situado al suroeste de Colombia, en el piedemonte andino-amazónico, alberga una biodiversidad rica y desconocida y está sufriendo la creciente influencia de los impactos humanos causados por la ciudad de Florencia. Se analizaron los cambios en las características naturales del hábitat y la calidad del medio ambiente y se relacionaron con la distribución de los peces y macroinvertebrados. Se aplicaron cuatro índices de calidad ambiental y se midieron las concentraciones de potenciales contaminantes del agua. Todos los índices de calidad ambiental utilizados mostraron su fiabilidad, ya que evaluaron de forma conjunta y coherente la integridad ecológica de los sitios de estudio y fueron inversamente proporcionales a las posibles concentraciones de contaminantes del agua. Las comunidades de peces y macroinvertebrados cambiaron notablemente en respuesta a las diferencias en la calidad ambiental, reforzando las evaluaciones de integridad ecológica. Sin embargo, los gradientes naturales que influyen en las distribuciones de peces y macroinvertebrados mostraron una superposición con los cambios en la calidad ambiental. Esta superposición enmascaró las influencias de las alteraciones naturales confundiéndolas con las alteraciones provocadas por el hombre, lo cuál limita nuestra capacidad de discernir entre ambas y atribuir a las alteraciones de hábitat los notables cambios observados en los grupos de peces.

Palabras clave: *ríos neotropicales, Colombia, contaminación del agua, evaluación del estado ecológico, distribución piscícola, impacto humano, seguimiento biológico.*

Abstract

The present work provides unique insight into an Andean-Amazonian river system by conducting a comprehensive study of the biodiversity and ecological processes in a poorly studied neotropical freshwater ecosystem. Hacha River, in western Colombia, harbours a rich and unknown biodiversity and is experiencing an increase in human impacts from the city of Florencia. Changes in natural habitat characteristics and environmental quality were analysed and related to the distribution of fish and macroinvertebrates. Four environmental quality indices were applied and concentrations of potential water pollutants were measured. All environmental quality indices used were reliable, as they produced similar assessments of the ecological integrity of the study sites and were inversely related to the potential water pollutant concentrations. Fish and macroinvertebrate communities notably changed in response to differences in environmental quality reinforcing the ecological integrity assessments. Nevertheless, natural gradients that influence fish and macroinvertebrate distributions showed an overlap with changes in environmental quality thereby confounding the ability to discern the influence of natural and human-induced alterations and to confirm an initial shift in fish assemblages due to anthropogenic impacts.

Key words: Neotropical stream, Colombia, water pollution, environmental quality indices, fish assemblages, human impact, biomonitoring.

Introduction

Freshwater ecosystems are among the most threatened systems and are especially vulnerable to degradation from anthropogenic activities (Vörösmarty et al. 2010). In this respect, knowledge of species distribution and diversity patterns are crucial for developing conservation strategies, especially when focal species are threatened or endangered. Unfortunately, knowledge on species diversity is still low in some geographic areas. In particular, fish assemblage distribution in mountain streams of the Andes are poorly understood, where only a few descriptive studies have been conducted (e.g. Barthem et al. 2003, Maldonado-Ocampo et al. 2005).

Colombia harbours more than 10% of total global biodiversity; however, it represents only 0.7% of the planetary surface (McNeely et al. 1990). This makes Colombia among the top five countries in the world with respect to biodiversity. Although detailed biological inventories for the entire Colombian territory are not yet available, evidence suggests that the highest biodiversity occurs in the piedmonts of mountain ranges (Romero et al. 2008). These territories belong to the tropical Andes biodiversity *hotspots* for conservation priority due to the exceptional number of endemic species experiencing habitat loss (Myers et al. 2000). Furthermore, expansive areas of the tropical Andes still remain poorly studied, potentially concealing an enormous and unknown biological richness (Romero et al. 2008).

There are 1435 described fish species inhabiting freshwater ecosystems in Colombia, and 311 are endemic to the country. The Amazonian hydrographical system is the main source of this biological richness (Maldonado-Ocampo et al. 2008). Although the study of fishes in the Amazon Basin in Colombia has a long history beginning at the end of the 19th century, most major water bodies still remain unexplored, and consequently, species richness is most likely underestimated (Bogotá-Gregory and Maldonado-Ocampo 2006).

One of the central tasks of freshwater research is to identify and explain how environmental gradients configure the distribution and abundance of organisms along a stream (Vannote et al. 1980, Schlosser 1991, Ward et al. 2002). Studies on stream synecology have emphasised this relationship between species and their changing environment as a prerequisite for species conservation and land management (Allan

2004). Organisms are influenced by numerous drivers operating at multiple spatial scales (e.g. topography, geology) and landscape scale (e.g. climate). These drivers determine factors at smaller scales, including type and availability of energy resources, physical habitat or hydrochemical characteristics (Allan et al. 1997).

Biological communities are sensitive indicators of the relative health of aquatic ecosystems and the surrounding catchment (Fausch et al. 2002, Allan 2004, Hering et al. 2006). The use of macroinvertebrates is widely recognised as a biological monitoring tool due to their sensitive response to changes in environmental conditions and the biotic indices obtained from macroinvertebrates are accepted as reliable environmental quality indicators (Bonada et al. 2006, Friberg et al. 2011). Similarly, fish also are potentially effective indicators of aquatic ecosystem conditions because different species exhibit diverse ecological, morphological, physiological and behavioural adaptations to their natural habitat. Numerous studies have demonstrated the bioindicator potential of fish communities (Karr 1981, Matthews and Hough 1992, Joy and Death 2002, Hued and Bistoni 2005).

Human activities at the landscape scale have been increasingly recognised as a major threat to the ecological integrity of river ecosystems, impacting habitat, water quality, and biota via numerous and complex pathways (Allan et al. 1997, Bojsen and Barriga 2002, Habit et al. 2006). Agriculture, cattle-raising and urbanisation represent important sources of environmental impacts to riverine landscapes, as they are responsible for major changes in the hydrochemical parameters of rivers. Organic enrichment caused by these activities is a major threat (Hellowell 1986, Friberg et al. 2011). Some studies report changes in fish community composition and species abundance below areas of concentrated anthropogenic impacts, proving their value as human impact indicators (e.g., Lyons et al. 1995, Ortega et al. 2010b). Nevertheless, a general response model does not exist (Paul and Meyer 2001), especially for the neotropical region where relevant information is even more scarce (Alexandre et al. 2010).

The eastern Andean piedmont is a rapidly changing landscape where the recent growth of human populations and the exploitation of natural resources have led to extensive reductions in native vegetation and subsequent impacts on river habitats (Brooks et al. 2002).

The main goal of this study is to achieve a better understanding of the local ichthyofauna, examining how environmental variables and anthropogenic perturbations affect and structure fish and macroinvertebrate assemblages, with the aim of identifying patterns of association between fish assemblages and habitat variables, including human activities. Several environmental quality indices were used to assess the presence and intensity of human impacts. Although these indices are effective and widely used in temperate regions, they are just starting to be applied in neotropical areas (Roldán, 2003; Acosta et al., 2009; Kutschker et al., 2009; Sirombra and Mesa, 2012), therefore the reliability of the adapted versions of these indices was tested.

Materials and methods

Study area

This study was conducted along the Hacha River and its tributaries (Fig. 1). The Hacha River Basin belongs to the Caquetá River Basin, the largest tributary of the Amazon River in Colombia. The Hacha River Basin has a drainage area of 490 km² and the river flows 65 km south from its source at the peaks of the eastern Andes range descending the piedmont to its confluence with the Orteguzza River in the Amazonian plateau. Basin altitude ranges from 2575 m a.s.l. at the highest reach to 240 m a.s.l. at the lowest point. The mean annual discharge is 35.7 m³ s⁻¹, with a maximum value of 59.2 m³ s⁻¹ in July and a minimum of 18.8 m³ s⁻¹ in January (Rincón and Olarte, 2005).

The Hacha River runs through Florencia, the capital city of the Caquetá region, and is the only substantial settlement in the basin with an estimated 167 000 inhabitants and an annual population growth rate of 1.9% (Rincón and Olarte, 2005). The city, founded in 1902, has experienced very rapid growth in an area that remained almost pristine a century ago; therefore, its expansion represents a major impact to the area. The city lacks a wastewater treatment plant, and consequently, all residential waters flow directly into the river system without any prior treatment. The principal sewage discharge is located upstream of the Q15 study site (Fig. 1) and represents a major environmental impact. Other, smaller sewage outflows are located near study site Q16 and in the stretch of river between the H09 and H12 study sites.

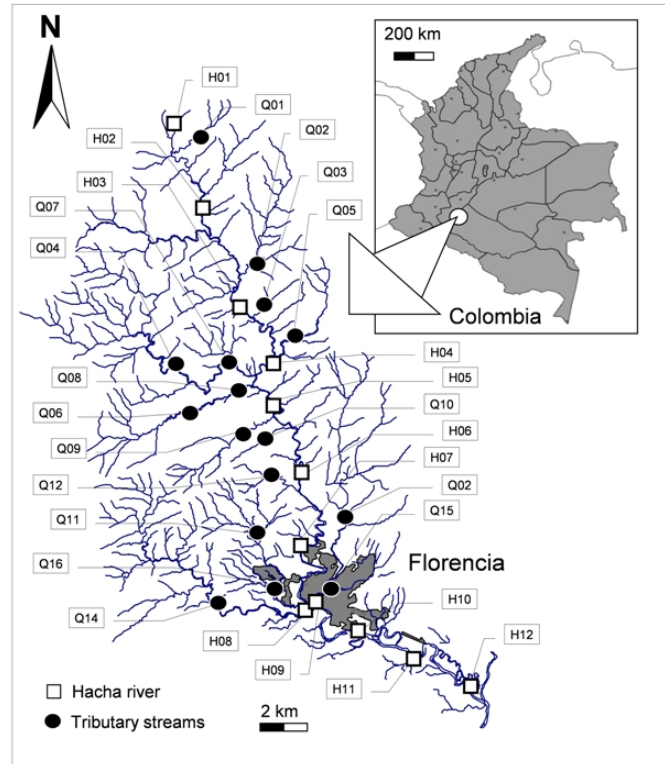


Figure 1. Location of study sites in the Hacha River Basin, Florencia, Colombia. “H” indicates sites located on the Hacha River. “Q” indicates sites located on the tributaries. Areas in grey represent urban surfaces.

Before passing through Florencia, the river forms a V-shaped narrow valley, has high current velocity, and runs almost straight in some areas resulting in a large erosion potential with an average slope of 7.3%. This area, representing 89% of the basin area, belongs to the eastern Andean piedmont. As the Hacha River approaches the city, it enters the Amazonian plateau, the average slope drops to 0.06%, and the river changes to a meandering channel with slower current velocity and forming a flat alluvial valley. This area represents the remaining 11% of the territory (Rincón and Olarte, 2005).

The climate in the region is characterised by high rainfall totalling 3500-5000 mm year⁻¹, with a rainy season occurring from March to November and a dry season occurring from December to February. The temperature is warm and uniform, with values ranging from 24 - 29°C (Rincón and Olarte, 2005).

The vegetation, according to Holdridge’s classification (Holdridge, 1967), is composed of lower montane rainforest above 2000 m a.s.l., premontane rainforest between 2000 and 1000 m a.s.l., and tropical wet forest below 1000 m a.s.l. Almost all

forests above 1000 m a.s.l. remain in good conservation status, as they are protected as part of the “Amazonian Forest Reserve” representing 47.4% of the basin area. Areas below the limits of the forest reserve have suffered massive deforestation and only scattered forest stands remain. The slash-and-burn technique has been widely used along the basin to convert land for agriculture. Those lands are mainly used for cattle-raising, which represents the primary economic activity of the region occupying the 19.9% of the territory. Agriculture is a minor activity in the basin represented by some subsistence farming lands occupying only the 1.8% of the territory (Rincón and Olarte 2005).

Data collection

A total of 28 sites were sampled once in the Hacha River (12 sites) and its tributaries (16 sites) located between 2132 and 248 m a.s.l. (Fig. 1) from December 2008 to February 2009. The sampling period comprised the stable dry season in the tropical rainforest climate. Study sites were distributed along the catchment area at approximately five kilometre intervals to provide a comprehensive view of the basin and to detect changes along the altitudinal gradient. Nevertheless, the selection of sites was strongly limited by the poor accessibility. Stream reaches at each site were chosen on the basis of ease of sampling and to avoid the deepest areas and very high current velocities. Water temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen (mg l^{-1}), pH, and specific conductance ($\mu\text{S cm}^{-1}$) were measured at each sampling site with a multi-parameter water quality monitoring system (WTW Multi 340i). To assess water quality, samples were collected and analysed for ammonium (N-NH_4) (mg l^{-1}), orthophosphate (PO_4^{3-}) (mg l^{-1}), nitrate (NO_2) (mg l^{-1}) and nitrites (NO_3) (mg l^{-1}) using standard methods (Bartram 1996). These parameters were selected as possible indicators of water pollution (Pesce and Wunderlin 2000). Habitat structure was characterised at three locations along each of five to ten cross transects (depending on habitat heterogeneity) distributed along the stream reach. Habitat parameters included depth (m), current velocity (m s^{-1}), % tree canopy shading, and dominant substrate categorised as fines (<2 mm), gravels (2-64 mm), cobbles (65-256 mm), boulders (>256 mm) and bedrock and concrete (Armantrout 1998).

Three environmental quality habitat-based indices were applied: the Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI), the Andean adapted versions of the Fluvial Habitat Index (“Índice de Habitat Fluvial” or IHF) and the Riparian Forest Quality Index (“Qualitat del Bosc de Ribera” or QBR). The QHEI index (Rankin 1989) focuses on physical features that affect fish communities and other aquatic life. The IHF index (Acosta et al., 2009; Pardo et al., 2004) characterises the physical habitat of streams and rivers and evaluates the relationship between habitat heterogeneity and the physical variables of the stream channel. The QBR index (Acosta et al. 2009; Munné et al. 2003) is an easy-to-use field method for assessing the habitat quality of riparian forests.

Fish sampling was conducted using a backpack electrofishing unit (Hans Grassl model IG200/2D, 300-600 V, 0.2-2 A). Semi-quantitative surveys with a constant unit of effort (60 minutes per survey) were conducted (Meador et al., 2003), yielding fish densities by catch per unit effort (CPUE, number of specimens collected per hour).

In the laboratory, fish were preserved in alcohol (75%) and identified to species, when possible, or to higher taxonomic levels (i.e., genus or family) when taxonomic information was insufficient for a reliable identification. Fish were identified using taxonomic keys and other published literature (Mojica et al., 2005, Galvis et al., 2006, Maldonado-Ocampo et al., 2008, Gaspar et al., 2012) as well as the collaborative efforts of L. C. Chaves (Universidad de la Amazonia), J. I. Mojica and G. Galvis (Universidad Nacional de Colombia). Fish fauna of this area are not well known. Most species have complex taxonomic relationships that are unclear at present, and researchers are not in full agreement on their taxonomic status. For this reason, the nomenclatural assignments of Eschmeyer (2013) were used.

Macroinvertebrate sampling was conducted for evaluating water quality and applying the BMWP procedure (Biological Monitoring Working Party) (Armitage et al. 1983). The BMWP is a procedure for measuring water quality using macroinvertebrates as biological indicators. This method is based on the principle that aquatic invertebrate taxa have different tolerances to pollutants, so the presence/absence of invertebrate families can provide an assessment of water quality.

Qualitative macroinvertebrate samples were collected at each sampling site. A representative stream reach was selected and a total of 20 kicks were taken

proportionally distributed in all microhabitats present at the site (Barbour et al. 1999). A hand-net (25 cm x 25 cm aperture, 100- μ m-mesh size) was used for the collection. Kick-net contents were checked and deposited periodically in 2 litre plastic jars to avoid losing organisms by overflow from the net. Samples were preserved in 5% buffered formaldehyde for later identification in the laboratory. Specimens were identified to the family level and the adapted BMWP index for Andean rivers developed to Colombia (BMWP/Col) was applied (Roldán 2003), obtaining water quality values for all sampling sites.

Data analysis

Differences in habitat variables and environmental quality among sample sites were explored using two Principal Components Analyses (PCA), one assessing variation of natural habitat characteristics across all sites, and one assessing environmental quality across all sites. The first PCA for natural habitat characteristics was applied using a combined matrix including hydrochemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity) and habitat structure characteristics (mean depth, water velocity, substrate type, and % canopy cover) (Table 1). The second PCA for environmental quality included concentrations of potential water pollution indicators (nitrite, nitrate, ammonium and orthophosphates), hydrochemical parameters influenced by anthropogenic alterations (temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen) (Pesce and Wunderlin, 2000) and scores from environmental and habitat quality indices (IHF, QBR, QHEI, and BMWP/Col) (Table 1). Thus, two independent PCA analyses were obtained to infer differences among sites for natural habitat characteristics and environmental quality.

Shannon's diversity (Shannon and Weaver, 1949) and Dominance indices (Landau, 1951) for fish were estimated and the Bray-Curtis index of similarity was used to compare fish and macroinvertebrate assemblages between study sites. A matrix of abundances was used for studying fish community clustering using PAST statistical software (Hammer et al., 2001) (Table 2). For macroinvertebrates, the matrix included the presence/absence of families found at each site. This analysis provides a different approach for studying the potential habitat distribution inferred from the similarity and grouping of sites, and highlights different habitat ranges exclusively related to the faunistic assemblages.

Distribution of fish in response to habitat variables and environmental quality among localities was explored by means of two Canonical Correspondence Analyses (CCA). This multivariate direct gradient analysis was developed to relate community composition to known variation in the environment, where ordination axes are chosen in the light of known environmental variables by imposing the extra restriction that the axes be linear combinations of environmental variables. In this way community variation can be directly related to environmental variation (Ter Braak 1986). A canonical correspondence analysis (CCA) was used on a matrix of the relative abundance of species by site (Table 2) to evaluate the distribution of fish among study sites and their relationship with natural habitat characteristics. To reduce the influence of rare species on the multivariate analyses, species occurring in only one site were excluded from the analysis and taxa were grouped by genus (with the exception of Cichlidae, which were grouped together, and taxa classified as Gymnotiformes and Cyprinodontiformes grouped by order because of the low number of specimens collected). The natural habitat characteristics data matrix included hydrochemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity) and habitat structure characteristics (depth, water velocity, substrate type, and % canopy cover) (Table 1).

A second CCA analysis was applied to evaluate the distribution of fish species among study sites and their relationship with environmental quality. A matrix of relative abundances of fish families and a matrix of environmental quality including concentrations of potential water pollution indicators (nitrite, nitrate, ammonium and orthophosphate), hydrochemical parameters (temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen) and scores of environmental quality indices (IHF, QBR, QHEI, RBMWP/Col) was used (Table 1). Similar to the PCA analyses, the comparison of both CCAs show two different approaches for studying fish distribution and assemblages along the basin in response to natural habitat characteristics and environmental quality.

For PCA and CCA calculations, environmental data and mean depth were log (x) transformed. Remaining habitat structure data (with a bimodal distribution) were Arcsin (\sqrt{x}) transformed, and relative abundances of species were square root transformed. These transformations were performed with the aim of improving linearity and as a solution for asymmetry (Legendre and Legendre 2012). XLSTAT software was used to conduct the PCA and CCA analyses and plots (Fahmy, 2006).

Results

A total of 2347 fish in 72 species, 51 genera and 17 families were collected (97 fish were unidentified) (Table 2).

Shannon's diversity values gradually increased with distance from the river origin. Headwaters had very low fish diversity and the richest fish fauna was found at the lowest elevation sites furthest from the origin (Fig. 2). This pattern was opposite for dominance, which decreased at downstream sites and was highest in headwater sites (Fig. 2).

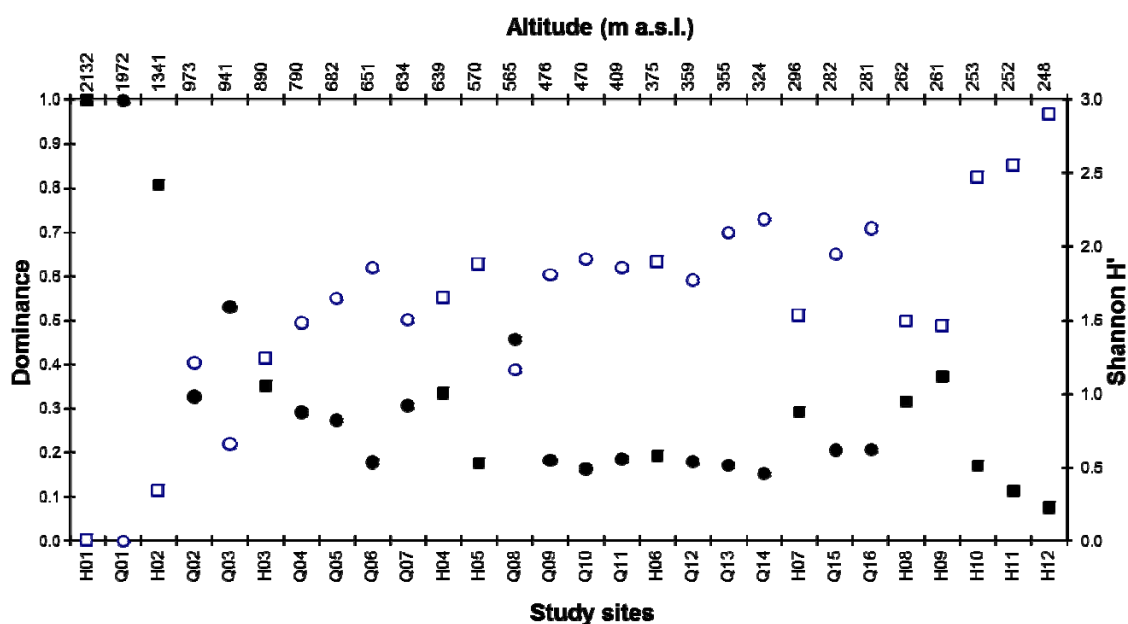


Figure 2. Shannon's diversity index (open) and Dominance (filled) for fish with decreasing elevation along study sites in the Hacha River (squares) and tributaries (circles). Dominance: from 0, lowest dominance (habitat shared by the maximum number of species); to 1, highest dominance (only one species dominating the habitat). Shannon's diversity: from 0, lowest diversity (only one species present), to 3 highest diversity value.

The PCA biplot of the study sites and natural habitat characteristics showed that the first two axes accounted for 53.95% of the variance (Fig. 3a). The first axis explained 37.94% of the variability and separated lowland sites, on the right of the plot, from mid-section and headwater sites, on the left of the plot. Lowland sites were related to fine substrates, low water velocities, large channel widths, moderate depths and high water temperatures and conductivities. These sites were all located on the Hacha River along with one of the lowland tributaries (Q15) that presented similar characteristics. Sites on the left side of the plot were characterized, in general, by larger-sized

substrates, lower water conductivity, lower temperatures, higher pH and faster running waters.

The second axis explained 16.01% of the variability and represented the elevation gradient. Those sites located at high elevations and the mid-section of the basin appear in the lower half of the graph, characterised by deep and wide channels with boulders and fast running waters.

Lowland tributaries were found on the upper portion of the plot corresponding to shallow, narrow and well-shaded channels, with medium sized substrates and higher water temperatures and conductivities.

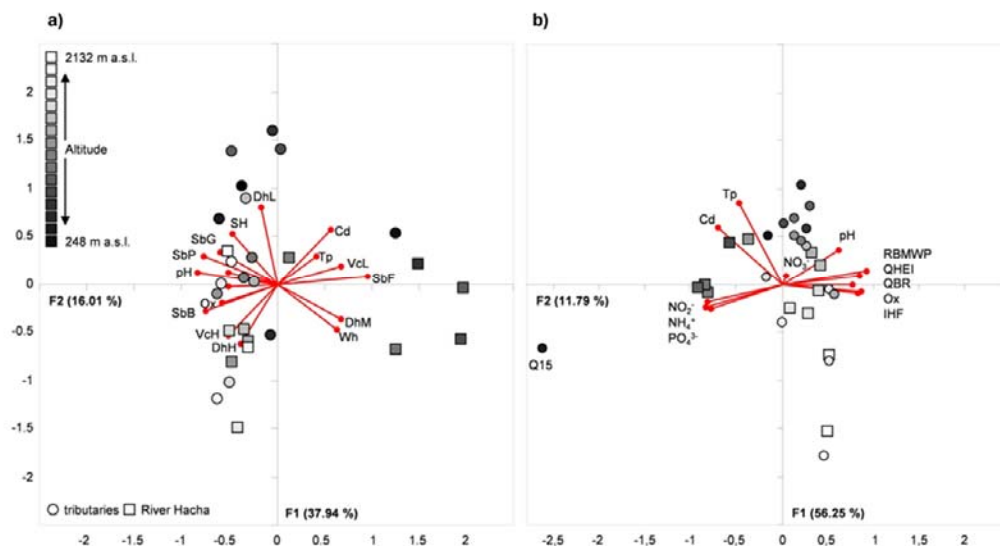


Figure 3. PCA biplots of study sites in the Hacha River (squares) and tributaries (circles). Vectors represent the variables used in the analysis and their length is proportional to the explained variability. Code of abbreviations for vectors on Table 1. a) PCA biplot for natural habitat characteristics: hydrochemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity) and habitat structure characteristics (mean depth, water velocity, substrate type, canopy cover). b) PCA biplot for environmental quality: potential water pollutants (nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate), environmental quality indices (IHF, QBR, QHEI, BMWP/Col), and hydrochemical parameters subject to anthropogenic alteration (temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity).

The second PCA biplot corresponding to environmental quality showed that the first two axes accounted for 68.04% of the variance (Fig. 3b). The first axis explained 56.25% of the variability. Environmental quality indices, dissolved oxygen and pH were positively correlated, whereas they were inversely correlated to water pollution indicators (nitrate, ammonium and orthophosphate).

Study sites in the lower portion of the river were associated with low habitat quality values (Fig. 3b). Among these sites, Q15 showed the most evident degradation. In contrast, sites located on the right portion of the plot were characterised by high habitat and water quality. The distribution along the second axis, explaining 11.79% of the variability, was principally correlated with changes in water temperature, conductivity and pH. Headwater sites were grouped on the bottom of the plot, mid-section sites were distributed on the middle and lowland tributaries appeared on the top of the plot.

Macroinvertebrate families along the study sites were separated into three main groups by the Bray-Curtis similarity index (Fig. 4a). Sites corresponding to the upper and middle locations on the basin appeared as a large unique group. Smaller clusters were found within the larger cluster in response to the longitudinal location of sites along the basin and corresponding to altitudinal ranges. Sites on the lowest areas of the Hacha River formed a second group and were the same sites identified on the PCAs for the lowest areas of the basin and the most impacted sites. Site Q15, grouped by the PCAs with the sites on the lowest areas and showing the highest anthropogenic impact, remained separated and alone in the cluster analysis, showing high dissimilarity to other sites.

Cluster analysis of fish species using the Bray-Curtis similarity index (Fig. 4b) matched the analysis of macroinvertebrates. Sites at the lowest areas were clustered together as seen for macroinvertebrates and on the PCA analyses, and again, Q15 appeared different. The highest elevation headwater streams H01 and Q01 were similar to each other but were different from the rest of sites.

Although Q15 was dissimilar from the rest of the sites in the cluster analyses of macroinvertebrate and fish communities, this site was grouped with the lowland sites with respect to fish, and showed no similarity with the rest of the sites and appeared distinct with respect to macroinvertebrates (Fig. 4).

CCA plots (Fig. 5) exhibited a notable horseshoe deformation due to the high number of fish groups included in the analysis; nevertheless, some distribution patterns are evident. Permutation tests (1000 replicates) support the significance of the results ($p < 0.001$). The first CCA (Fig. 5a), which related natural habitat characteristics and

abundance of fish species, showed that the first two axes accounted for 51.67% of the explained variance. Sites and fish were distributed along the first component, mainly in response to substrate type, channel width, dissolved oxygen, temperature and conductivity. The second component was influenced primarily by temperature, conductivity and pH. Headwater streams were distributed along the lower right side of the plot, corresponding to the most elevated headwater sites with the coldest waters and lowest conductivity, to the centre of the graph, as sites were getting closer to the mid-section of the basin. Lowland sites were distributed on the left side of the graph, representing fine substrates, wide channels and higher temperatures and conductivities. A difference was noticeable among lowland sites as the lowest four sites of the Hacha River, H09 to H12, and Q15 were found in the left bottom quarter of the plot, whereas the two lowland tributaries, Q14 and Q16, and the site located upstream in the Hacha River, H08, were located in the left upper quarter of the plot.

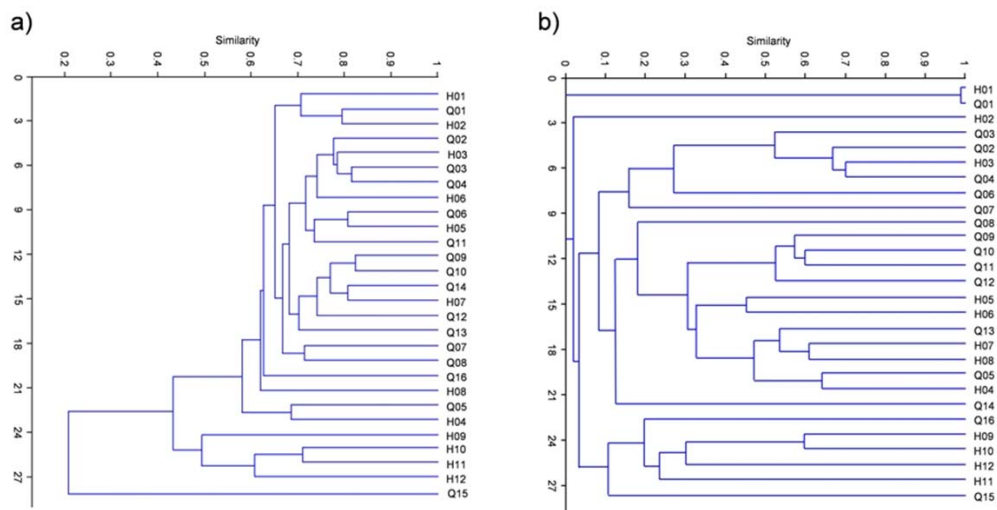


Figure 4. Cluster diagrams of study sites based on macroinvertebrate families and fish species. Similarity: from 0, the two sites have the same taxa; to 1, sites do not share any taxa a) Cluster diagram based on presence/absence of macroinvertebrate families using the Bray-Curtis index of similarity. b) Cluster diagram based on abundances of fish species using the Bray-Curtis index of similarity.

Natural habitat characteristics influenced the distribution of fish as indicated by the presence of *Astroblepus* in headwater streams. Fish assemblages in sites located in the middle section of the basin were represented by the order Cyprinodontiformes and the genera *Cordylancistrus*, *Boehlkea*, *Chasmocranus*, *Creagrutus*, *Astyanax* and *Parodon*, whereas fish assemblages at lower sites were represented by *Farlowella*,

Bunocephalus, *Leporinus*, *Imparfinis*, *Loricaria*, *Loricariichthys*, *Odontostilbe* and *Pimelodella*, one undetermined species of Characidae and taxa in the family Cichlidae.

The second CCA (Fig. 5b), which related environmental quality with abundances of fish species among study sites, explained 58.35% of the variance with the first two axes. Dispersion along the first component corresponded to environmental quality indices and water quality variables. Environmental quality indices were positively correlated to pH and dissolved oxygen and inversely correlated to temperature, conductivity and high concentrations of potential water pollution indicators (nitrate, ammonium and orthophosphate). The second component, influenced by temperature, conductivity and pH, distributed sampling points related with a decreasing altitudinal gradient, also related to the longitudinal location, from the bottom of the diagram to the top.

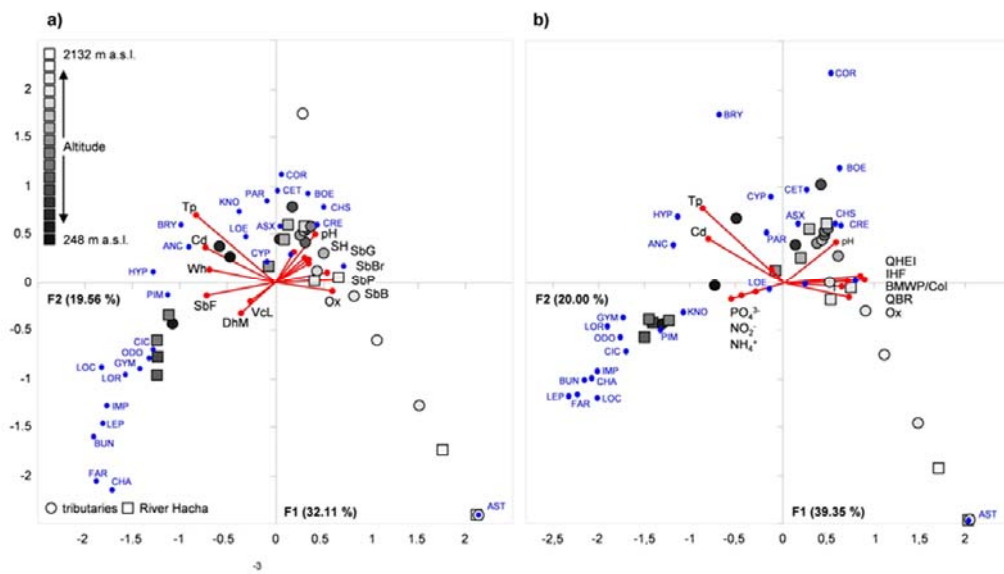


Figure 4. CCA biplots. Squares for the Hacha River; circles for tributaries. Vectors represent the variables used in the analysis and their length is proportional to the explained variability. Code of abbreviations for vectors on Table 1 and for fish on Table 2. a) CCA biplot for sites, fish abundances and natural habitat characteristics (hydrochemical parameters: temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity; and habitat structure characteristics: mean depth, water velocity, substrate type, canopy cover). b) CCA biplot for sites, fish abundances and environmental quality (potential water pollutants: nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate; environmental quality indices: IHF, QBR, QHEI, BMWP/Col; and hydrochemical parameters subject to anthropogenic alteration: temperature, dissolved oxygen, pH, and conductivity).

Fish distribution in relation to environmental quality coincided with the distribution shown in the first CCA. Sites on the right side of the plot (Fig. 5b) had good

environmental quality and were represented by *Astroblepus*, *Creagrutus*, *Chasmocranus*, *Boehlkea*, *Cordylancistrus* and *Astyanax*, whereas sites on the left side of the graph had habitat alteration and were represented by *Farlowella*, *Bunocephalus*, *Leporinus*, *Imparfinis*, *Loricaria*, *Loricariichthys*, *Odontostilbe* and *Pimelodella* and undetermined Characidae and Cichlidae.

Discussion

Two distinct regions were identified in the Hacha River Basin as a result of the observed environmental gradients, the upper region, from the source at 2000 m a.s.l. to approximately 300 m a.s.l., and the lower region, from approximately 300 m a.s.l. to its confluence with the Orteguzza River. This zonation matches with the geomorphologic changes occurring in the basin where the upper and middle sections are part of the eastern Andean slopes, including sites from H01 to H07 in the Hacha River and tributary streams from Q01 to Q14, and where the floodplain is on the Amazonian plateau, represented by sites on the Hacha River between H08 and H12 and the Q15 and Q16 tributary streams. The change in the geomorphology occurs abruptly near the city of Florencia, changing from steep slopes to a flat plateau, and has a direct and major influence on the hydromorphology of streams. The city of Florencia is located where the transition occurs.

Changes in hydromorphology directly influence the biotic distribution and, consequently, the structure and composition of fish assemblages in terms of morphology and habitat use (Gorman and Karr, 1978; Matthews, 1998; Ward et al., 2002; Jaramillo-Villa et al., 2010). Fish assemblages associated with river zonation are evident, as the highest headwaters, lowland floodplains and the middle section sites show corresponding fish groups, as indicated by CCA (Fig. 5) and Bray-Curtis similarity analyses (Fig. 4).

The distributional range of freshwater fish species is related to a general increase in the size and heterogeneity of habitats that provide more abundant and diverse food resources and refuges (Matthews, 1998; Walters et al., 2003). This increase in habitat diversity is directly related to changes in geomorphology, which can influence fish community structure along altitudinal gradients (Robinson and Rand, 2005). Environmental changes related to changes in geomorphology and the subsequent response of the fish fauna was evident in the study area. Fish diversity along the Hacha

River Basin was highest in the lowest elevation sites corresponding to the floodplain where the river becomes more suitable for a larger range of species and offers a wider range of possible niches (e.g., Gorman and Karr, 1978).

Correspondingly, species richness decreased with increasing altitude and only a few species increased in dominance. At the highest localities in the basin, *Astroblepus* (climbing catfishes) were found to be strongly and exclusively related to the headwaters, indicating turbulent, cold and highly oxygenated streams that still remain almost pristine. This dominance of a few species at high altitudes seems to be a compensating mechanism for adjusting populations to scarce available resources (Matthews, 1998; Lomolino, 2001). Climbing catfishes occur in streams across a wide range of elevations (100–4600 m) and ecosystems from Panama to Bolivia, with most occurrences between 500 and 2000 m and associated principally with high elevation and headwaters (Jaramillo-Villa et al., 2010; Schaefer and Arroyave, 2010; Anderson and Maldonado-Ocampo, 2011).

Although limnological characteristics of rivers represent a major influence on river ecosystems and subsequently on fish assemblages (Matthews and Hough, 1992) due to increasing human uses of the land, anthropogenic influence is leading to a notable alteration and degradation of riverine landscapes and is strongly affecting natural distribution patterns (Booth and Jackson, 1997, Hering et al., 2006). Detecting those impacts and their magnitude is crucial for guiding conservation efforts. Environmental and water quality indices represent a valuable tool for identifying, evaluating and locating human impacts and habitat degradation.

The values of the environmental quality indices QHEI, the Andean adaptations of IHF and QBR and the adaptation of BMWP for Colombia agreed in their environmental quality evaluation, identifying the same impacted sites. Although they focus on different aspects of the river ecosystem, as one unique and complex interrelated functional unit, the riverine landscape responds jointly to human influence, so changes in one of the landscape components affects the others (Allan, 2004; Wiens, 2002). A deterioration in water quality was observed in the study sites affected by the city of Florencia, where concentrations of potential anthropogenic water pollutants (nitrate, nitrite, ammonium and orthophosphates) increased along with conductivity and temperature, whereas dissolved oxygen concentration decreased, indicating a decline in

water quality due to sewage (Fig. 3b) (Pesce and Wunderlin, 2000). Therefore, the inverse relationship between concentrations of potential water pollutants and scores for environmental quality indices is consistent with the joint environmental quality assessment. The concordance of selected water quality indicators and environmental quality indices also supports the suitability of the selected parameters for detecting water quality alterations.

Fish assemblages, as part of the riverine landscape, are intensely influenced by human impacts and habitat degradation, so changes in fish assemblages are directly related to the intensity and magnitude of these perturbations (Schlosser, 1991; Booth and Jackson, 1997). This relationship is evident with the CCA analysis (Fig. 5b), where various fish clusters were directly related to sites presenting different degrees of anthropogenic influence, as *Astroblepus* appeared to be exclusively related to pristine headwater sites, and cichlids, *Bunocephalus*, *Imparfinis*, *Farlowella* and *Loricariichthys*, were found only in sites showing notable degradation. This group of fishes is associated with areas of slow current velocity and low elevation extending into the Amazonian plateau, and they are more tolerant of human impact than other Andean species (Reis et al., 2003; Pouilly et al., 2006; Alexandre et al., 2010). Fish assemblages associate with specific sites were also observed with the Bray-Curtis similarity analysis (Fig. 4b). When compared to the macroinvertebrate similarity analysis (Fig. 4a), a noticeable clustering was detected where the lowest areas of the basin were clustered together and were dissimilar to the remaining sites.

In these same analyses, macroinvertebrate and fish communities corresponding to the site experiencing the greatest and most direct anthropogenic effects, Q15, were dissimilar from all other sites, although the difference was considerably greater for macroinvertebrates (Fig. 4). Sites below H09, downstream of the confluence of the Hacha River and the Q15 tributary, clustered together and were clearly separated from the other sites. It is clear that the influence of polluted water entering the Hacha River from Q15 affected both macroinvertebrate and fish populations (Coimbra et al., 1996; Trujillo-Jiménez et al., 2010). Furthermore, due to the influence of this pollution source, two sites occurring in close proximity appeared to be clearly distinct in both ordination analyses. Site H09, located downstream of the confluence with Q15, receives polluted water, and H08, located immediately upstream of the confluence, was not influenced by

the presence of sewage, and therefore presented healthier fish and macroinvertebrate communities that was more similar to communities several kilometres upstream (at H07) than to communities found a few meters downstream at H09 (Fig. 4).

The observed correlation between fish abundances and presence/absence, macroinvertebrate distribution, and the BMWP/Col biotic index in response to environmental quality indicates that fish have some predictive value as bioindicators (Muotka et al., 1999; Carlisle et al., 2009). Nonetheless, although the fish and macroinvertebrate cluster distributions and dissimilarity patterns were analogous, the distinctiveness between sites and groups based on fish was less pronounced than for macroinvertebrates. This suggests that macroinvertebrates may be more sensitive indicators of water pollution than fish and, therefore, using macroinvertebrates as bioindicators may be adequate for biomonitoring. Nevertheless, several studies have found that macroinvertebrates are more sensitive to local habitat degradation than fish, whereas fish are strongly correlated with land-use and catchment level variables, emphasising the necessity of using both for conducting thorough environmental quality assessments (Lammert and Allan, 1999; Freund and Petty, 2007).

Gradients of anthropogenic land-use are frequently superimposed on underlying gradients of natural factors such as geology, soil type, topography, etc. (Allan, 2004). This pattern was clearly observed along the Hacha River Basin. The part of the basin located on the Andean slopes is characterised by narrow and V-shaped valleys with steep slopes, which are less suitable for human land-use than floodplains with their flat alluvial valleys. As a result, agriculture, cattle-raising and urbanisation occur in the floodplain of the basin, concentrating the majority of human impacts below the H07 study site. The differences among Andean slopes and floodplain area not only affect human settlement, it also noticeably influences streams and their environmental characteristics, directly causing a significant change in fish diversity where the basin becomes part of the Amazonian floodplains. Consequently, although fish community changes related to anthropogenic impacts were observed (Alexandre et al., 2010), those changes were also confounded by the distributional range of freshwater fish species along the altitudinal gradients of the basin (Schlosser, 1991; Buisson et al., 2008). This overlap of factors was apparent as the fish distributions shown by the CCA for natural habitat characteristics (Fig. 5a) almost completely matched the CCA for environmental

quality indicators (Fig. 5b). Therefore, fish assemblages and distribution could not solely be attributed to human impacts, as they overlapped with the natural change of environmental variables. These results demonstrate the necessity of studying both natural environmental conditions and those anthropogenically impacted to correctly interpret information from faunal censuses. Ignoring important aspects such as habitat or resource availability when using fish censuses for estimating environmental quality or detecting the effects of anthropogenic disturbances can lead to misinterpretation of the data, to the incorrect application of environmental quality indicators, and finally to the implementation of inappropriate management decisions.

Although the application of environmental quality indices and the use of fish and macroinvertebrates as bioindicators and as biomonitoring tools has been widely shown to be useful for estimating ecological integrity in river ecosystems (Joy and Death, 2002; Leunda et al., 2009), the use of indices and fauna censuses must be combined with a comprehensive knowledge of taxonomy, habitat requirements, and physiology of the organisms being used as bioindicators. Furthermore, some studies show that changes in fish assemblages do not occur immediately when human impacts begin but may take many years of exposure, causing a gradual replacement of species (Fitzgerald et al., 1998). This demonstrates the need for continued and prolonged monitoring, leading to an accurate understanding and detection of changing fish assemblages (Appelberg et al., 1995; Gutreuter et al., 1995).

Our results may show an initial shift of fish assemblages due to increasing human impacts, but additional studies conducted in unimpacted rivers with similar characteristics are necessary to verify if the observed patterns and fish assemblages correspond to the presence of these impacts (Mercado-Silva et al., 2006; Carey and Mather, 2008). Nevertheless, with further studies, fish assemblages might serve as an important tool in the future to assess the condition of the environment or to diagnose the causes of environmental changes.

Due to the paucity of information concerning neotropical fish biodiversity and ecology and the few works studying the consequences of human impacts, it is difficult to exclusively attribute observed changes in fish diversity to anthropogenic causes. Consequently, if the goal is to develop adequate conservation policies and apply them properly, there is a major need for additional research. A better understanding of the

wide range of processes occurring in riverine landscapes will allow us to quickly identify potential threats and properly apply effective measures to control them.

Acknowledgments

This study was sponsored by the fellowship program III-B of the Ministry of External Affairs of the Government of Spain (MAEC-AECID). The vice-rectory of Research of the Universidad de la Amazonia provided logistic and economic resources to complete this work. We are grateful to J. I. Mojica, G. Galvis (Universidad Nacional de Colombia) and L. C. Chaves (Universidad de la Amazonia), who aided in the identification of the fish; to D. Sierra, H. A. Peláez, Y. M. Salas, Y. A. Jara, D. Godoy, C. A. Ospina and I. Sandoval, who assisted in fish collection and measurement; and to A. F. Díaz, who helped with the SIG software and the cartography.

Table 1. Natural habitat characteristics and values for environmental quality estimation. “H” indicates sites on the Hacha River and “Q” indicates sites on the tributaries. Sampling points are ordered by altitude and distance from the origin. A column with the abbreviation codes for the variables is included.

Site	Code	H01	Q01	H02	Q02	Q03	H03	Q04	Q05	Q06	H04	Q07	H05	Q08	Q09
Coordinate (N)		1°52'40.7"	1°52'6.8"	1°50'2.6"	1°47'41.4"	1°46'16.6"	1°46'28.8"	1°43'34.1"	1°44'55"	1°43'10"	1°44'38.0"	1°44'46"	1°43'33.7"	1°43'44.3"	1°42'42.2"
Coordinate (W)		75°40'44.1"	75°40'11.9"	75°40'4.7"	75°38'47.2"	75°38'21.3"	75°39'13.8"	75°40'3.6"	75°37'45"	75°39'54.3"	75°37'59.1"	75°78'34.5"	75°38'12.8"	75°7'49.5"	75°38'2.4"
Elevation (m)		2132	1972	1341	973	941	890	790	682	651	639	634	570	565	476
Water temperature (°C)	Tp	13.5	14.1	17.3	19.0	20.8	19.4	18.9	21.8	21.7	20.5	20.7	21.2	22.5	22.7
pH	pH	7.1	7.1	7.3	7.3	7.3	7.7	7.1	7.4	7.4	7.4	7.3	7.3	7.4	7.5
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Cd	15.0	7.5	11.0	14.5	14.5	11.0	9.5	23.5	24.5	16.0	11.5	13.5	26.0	28.0
Dissolved Oxygen (mg l^{-1})	Ox	10.60	8.12	8.10	8.27	8.27	8.34	8.40	7.93	8.00	8.39	8.27	8.39	7.92	8.24
Canopy cover (%)	SH	83	33	33	10	44	0	40	21	24	27	80	8	67	33
Width mean (m)	Wh	1.7	5	16	10	7	36	24	7	23	22	17	27	18	9
<i>Depth</i>															
Low depth (% <30 cm)	DhL	42	62	33	19	57	13	20	63	43	33	40	42	21	33
Moderate depth (% 30-60 cm)	DhM	71	38	50	38	40	60	53	38	43	27	20	33	38	50
High depth (% >60 cm)	DhH	0	0	25	43	3	27	33	0	14	40	40	25	46	17
<i>Water velocity</i>															
Low (% <0.3 m s^{-1})	VcL	25	38	42	14	30	20	27	33	43	27	33	17	33	28
Moderate (% 0.3-0.75 m s^{-1})	VcM	58	62	42	29	37	40	53	67	48	53	47	75	63	72
High (% 0.75-1.2 m s^{-1})	VcH	17	0	17	52	33	40	20	0	10	20	20	8	4	0
<i>Substrate</i>															
Fines (% <2 mm)	SbF	0	13	14	3	1	11	6	8	9	9	8	18	15	13
Gravels (% 2-64 mm)	SbG	13	8	11	9	8	13	11	20	20	6	17	11	30	11
Pebbles (% 64-256 mm)	SbP	28	28	20	24	20	23	17	27	18	27	12	11	18	24
Boulders (% >256 mm)	SbB	22	25	35	47	35	47	35	20	30	14	5	18	13	23
Bedrock and concrete (%)	SbBr	12	7	0	3	19	0	19	9	10	23	41	23	12	8
<i>Chemical parameters</i>															
Nitrate (mg l^{-1})	NO ₂ -	0.531	0.366	0.493	0.736	0.531	0.689	0.336	0.303	1.687	0.372	1.961	1.459	1.459	0.107
Nitrites (mg l^{-1})	NO ₃ -	0.026	0.026	0.037	0.026	0.000	0.026	0.014	0.043	0.020	0.043	0.000	0.017	0.017	0.031
Ammonium (mg l^{-1})	N-NH ₄ ⁺	0.918	0.429	0.163	0.102	0.306	0.612	0.301	0.224	0.341	0.286	0.268	0.228	0.228	0.163
Orthophosphate (mg l^{-1})	PO ₄ ³⁻	0.013	0.083	0.017	0.022	0.002	0.017	0.008	0.057	0.007	0.025	0.005	0.018	0.018	0.053
<i>Environmental indices</i>															
IHF	IHF	66	73	71	62	70	63	81	57	71	66	79	68	66	64
QHEI	QHEI	65	72	78	59	74	65	66	61	72	67	72	67	62	73
QBR	QBR	100	90	100	30	100	65	100	70	80	65	90	95	80	95
RBMWP/Col	RBMWP/Col	185	209	234	182	212	213	168	109	172	136	186	212	199	203

Site	Code	Q10	Q11	H06	Q12	Q13	Q14	H07	Q15	Q16	H08	H09	H10	H11	H12
Coordinate (N)		1°42'20.2"	1°38'58.7"	1°40'48.2"	1°40'48.4"	1°40'09.1"	1°36'22.6"	1°38'31.3"	1°36'34.2"	1°36'55.9"	1°36'21.9"	1°36'20"	1°35'39.1"	1°35'9.9"	1°33'19.2"
Coordinate (W)		75°37'39.6"	75°38'34.7"	75°37'18.9"	75°37'27.8"	75°35'47.3"	75°39'08.5"	75°37'3.6"	75°36'46.5"	75°37'40.8"	75°36'37"	75°36'32.4"	75°35'42.1"	75°33'19.6"	75°31'55"
Elevation (m)		470	409	375	359	355	324	296	282	281	262	261	253	252	248
Water temperature (°C)	Tp	23.6	24.1	22.1	24.0	24.4	25.3	22.4	25.4	24.9	25.1	24.0	23.6	23.9	24.5
pH	pH	7.5	7.4	7.4	7.5	7.5	7.7	7.5	6.8	7.4	7.4	6.9	6.7	6.6	6.7
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Cd	36.0	30.5	16.5	33.0	22.0	27.0	15.5	55.5	27.5	26.5	32.0	29.0	29.0	34.0
Dissolved Oxygen (mg l^{-1})	Ox	8.05	8.09	8.36	7.38	8.37	7.98	8.31	4.54	7.56	8.34	7.43	7.60	7.10	7.11
Canopy cover (%)	SH	63	84	33	89	42	17	42	24	50	8	22	0	0	11
Width mean (m)	Wh	4	9	30	6	17	27	68	21	12	69	70	120	90	100
<i>Depth</i>															
Low depth (% <30 cm)	DhL	70	70	58	78	17	72	17	19	78	50	11	56	22	56
Moderate depth (% 30-60 cm)	DhM	23	30	8	22	58	28	42	67	28	50	78	56	89	56
High depth (% >60 cm)	DhH	7	4	33	0	25	0	42	14	0	0	11	0	0	0
<i>Water velocity</i>															
Low (% <0.3 m s^{-1})	VcL	37	85	17	56	50	0	8	48	28	8	56	100	78	44
Moderate (% 0.3-0.75 m s^{-1})	VcM	63	15	33	44	33	78	83	52	50	67	44	0	22	56
High (% 0.75-1.2 m s^{-1})	VcH	0	0	50	0	17	22	8	0	22	25	0	0	0	0
<i>Substrate</i>															
Fines (% <2 mm)	SbF	5	26	14	29	14	11	7	52	13	29	58	70	70	70
Gravels (% 2-64 mm)	SbG	21	21	0	2	3	19	6	15	17	25	0	0	0	0
Pebbles (% 64-256 mm)	SbP	31	23	0	20	25	38	27	10	36	35	0	0	0	0
Boulders (% >256 mm)	SbB	21	13	13	19	41	19	45	0	27	0	16	0	0	0
Bedrock and concrete (%)	SbBr	0	5	49	8	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Chemical parameters</i>															
Nitrate (mg l^{-1})	NO ₂ -	0.462	0.410	0.208	0.266	0.542	0.427	0.323	0.523	0.666	0.358	0.543	0.652	0.874	1.292
Nitrites (mg l^{-1})	NO ₃ -	0.046	0.006	0.000	0.034	0.011	0.011	0.000	0.100	0.026	0.057	0.057	0.040	0.049	0.023
Ammonium (mg l^{-1})	N-NH ₄ ⁺	0.163	0.082	0.041	0.224	0.612	0.000	0.061	3.673	1.551	0.673	2.082	1.020	0.980	0.367
Orthophosphate (mg l^{-1})	PO ₄ ³⁻	0.042	0.018	0.002	0.060	0.003	0.007	0.002	0.338	0.028	0.002	0.048	0.002	0.038	0.042
<i>Environmental indices</i>															
IHF	IHF	73	71	68	68	69	61	57	37	60	49	49	41	41	39
QHEI	QHEI	79	73	70	69	66	66	70	36	67	54	54	40	40	50
QBR	QBR	70	85	90	95	90	80	85	25	80	65	70	45	45	75
RBMWP/Col	RBMWP/Col	187	212	149	162	183	197	159	9	168	107	72	61	111	120

Table 2. Relative abundances of fish species (catch per unit effort). “H” indicates sites located on the Hacha River and “Q” indicates sites located on the tributaries. Sampling points are ordered by altitude and distance from the origin. A column with abbreviation codes is included.

	Code	H01	Q01	H02	Q02	Q03	H03	Q04	Q05	Q06	Q07	H04	H05	Q08	Q09	Q10	Q11	H06	Q12	Q13	Q14	H07	Q15	Q16	H08	H9	H10	H11	H12	Total	
Anostomidae																															
<i>Leporinus striatus</i> Kner 1858	LEP																							2				1	1		4
Characidae																															
<i>Astyanax fasciatus</i> Cuvier 1819	AST																							4	7						11
<i>Astyanax maximus</i> Steindachner 1877	AST								1	1					7		12	2					1								24
<i>Astyanax symmetricus</i> Eigenmann 1908	AST																					6									6
<i>Astyanax</i> sp1 Baird & Girard, 1854	AST							1	12			1	3	21	24	36	7	3	25			2						2		2	139
<i>Astyanax</i> sp2 Baird & Girard, 1854	AST											1		2		30			18	2		2		3		5	3	3	2	71	
<i>Astyanax</i> sp3 Baird & Girard, 1854	AST																											5		5	
<i>Boehlkea</i> sp Géry 1966	BOE								2	7	1	6	1		30	44	42	10	28	11	4					1				187	
<i>Bryconamericus hypopterus</i> Fowler 1943	BRY																				16						1		2	19	
<i>Bryconamericus</i> sp Eigenmann 1907	BRY																				30									30	
<i>Ceratobranchia binghami</i> Eigenmann 1927	CER						7				14	2	1								2			6						32	
<i>Creagrutus amoenus</i> Fowler 1943	CRE							9	7	7		2	4	2	13	62	42	17	42	11	11	4	1							234	
<i>Creagrutus cochui</i> Géry 1964	CRE				13		19	12		1	2	4	2					4												57	
<i>Creagrutus</i> sp Günther 1864	CRE																							3	10					13	
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> Cope 1870	CTE																										2	12		14	
<i>Hemibrycon</i> sp Günther 1864	HEB																						24							24	
<i>Hemigrammus boesemani</i> Géry 1959	HEG																											2		2	
<i>Hyphessobrycon</i> sp Durbin 1908	HYP																											2		2	
<i>Knodus breviceps</i> Eigenmann 1908	KNO																									2				2	
<i>Knodus megalops</i> Myers 1929	KNO																								65					65	
<i>Moenkhausia robertsi</i> Géry 1964	MOE																						4						1	5	
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope 1870	ODO																						4							4	
<i>Odontostilbe</i> sp Cope 1870	ODO																					2			11		4	10	1	28	
Undetermined	CHA																									2		14	13	29	
Crenuchidae																															
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	CHM																						1		6	3		1	1	9	21
<i>Characidium</i> sp1 Reinhardt 1867	CHM				5		2	2	8	14	2	3	3	4	4			2												49	
<i>Characidium</i> sp2 Reinhardt 1868	CHM															11														11	
Curimatidae																															
<i>Steindachnerina bimaculata</i> Steindachner 1876	STE																							3						1	4
Erythrinidae																															
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch 1794	HOP																								1			1		2	
Parodontidae																															
<i>Parodon pongoensis</i> Allen 1942	PAR																					3			1					4	

<i>Farlowella gracilis</i> Regan 1904	FAR				1	12	22	8	43
<i>Hypostomus plecostomus</i> Linnaeus 1758	HYP	12						2	14
<i>Hypostomus</i> sp1 Lacepède 1803	HYP				2	1			3
<i>Hypostomus</i> sp2 Lacepède 1803	HYP	1							1
<i>Lasiancistrus schomburgkii</i> Günther 1864	LAS							3	3
<i>Loricaria</i> spp Linnaeus 1758	LOR		1	2		1		2	6
<i>Loricariichthys</i> sp Bleeker 1862	LOC				11	4		2	17
<i>Otocinclus macrospilus</i> Eigenmann & Allen 1942	OTO						1	1	2
<i>Peckoltia vittata</i> Steindachner 1881	PEC					2			2
<i>Spatuloricaria</i> sp Schultz 1944	SPA		2						2
<i>Sturisoma</i> sp Swainson 1838	STU						1		1
<i>Sturisomatichthys</i> sp Isbrücker & Nijssen 1979	STR						1	1	2
Synbranchidae									0
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	SYN		1	1					2

CAPÍTULO 3RD CHAPTER

RELACIONES LONGITUD-PESO DE DIECISEIS PECES DE AGUA DULCE DEL RÍO HACHA Y SUS TRIBUTARIOS (CUENCA DEL AMAZONAS, CAQUETÁ, COLOMBIA)

Length-weight relationships of sixteen freshwater fishes from the Hacha River and its tributaries (Amazon Basin, Caquetá, Colombia)

Gaspar S, Tobes I, Miranda R, Leunda PM, Peláez M
Journal of Applied Ichthyology, 28: 667-670 (2012)

Resumen

Se estimaron las relaciones del peso y la longitud corporal de dieciséis especies nativas de peces (diez Characidae, tres Loricariidae, dos Heptapteridae y un Astroblepidae), todas ellas especies de pequeño tamaño. Los muestreos se llevaron a cabo mediante pesca eléctrica en la cuenca del río Hacha (Caquetá, Colombia), situada en el piedemonte andino-amazónico. Éstos son los primeros parámetros longitud-peso y longitud-longitud registrados para estas especies, principalmente endémicas de la cuenca amazónica. Además, en este estudio se registran las máximas longitudes en ocho de las dieciséis especies. El conocimiento de estos datos biométricos y sus relaciones pueden ser relevantes en la gestión y conservación de los recursos pesqueros y la biodiversidad ictiológica local.

Palabras clave: *peces endémicos, luz de malla, relaciones longitud-envergadura, gestión pesquera local.*

Abstract

Body lengths and weight relationships were estimated for sixteen native freshwater fish species, (ten Characidae, three Loricariidae, two Heptapteridae and one Astroblepidae, mainly small-sized fish) collected in the Andean piedmont Hacha River (Caquetá, Colombia) by electrofishing. These are the first length-weight and length-length parameters reported for these species, mostly endemic to the Amazonian basin. Besides, maximum lengths in eight of the sixteen studied species are reported in this study. The knowledge of these biometric data and relationships can be relevant in the management and conservation of local fish and fisheries.

Key words: endemic fishes, size mesh, girth-length relationships, local fisheries management.

Introduction

Inland freshwater fishery resources are exploited both commercially and for subsistence in the Andean Amazon. Commercial fishing is carried out predominantly by mobile and often urban-based professional fishermen, while subsistence fishing is carried out locally by rural people resident in the riverside areas (Almeida and Lorenzen, 2003).

The length-weight relationships (LWRs) of fishes are required in fishery management and conservation because they are helpful to evaluate the production of fish populations when only length measurements exist, enable the computation of condition indexes and allow comparisons of species growth trajectories (between sexes, seasons or regions) (Froese, 2006). In addition, relationships of total, standard and fork lengths of fishes are also important in management for comparative growth studies (Moutopoulos and Stergiou, 2002).

Besides, the morphological parameter of maximum girth is related to the effectiveness of capture methods in fisheries (Jawad et al., 2009) because it is the main size factor determining the size of fish caught by different mesh sizes (Kurkilahti et al., 2002). Good selection efficiency would lower the pressure on undersized fish, and thereby increase the future size of exploitable stock (Grimaldo et al., 2008; Sistiaga et al., 2009).

Few LWRs are known for freshwater fish species that are distributed in less-studied areas (e.g., Hossain et al., 2009; Miranda et al., 2009). For example, according to FishBase (Froese and Pauly, 2010) length-weight relationships have been determined in this database for less than 8% of the native freshwater fish species registered in Colombia. In fact, according to FishBase, none of the endemic freshwater fishes of Colombia have published length-weight relationships.

Colombia is, after Brazil, the American country with the greatest freshwater fish diversity, with more than 2,000 species, and the general knowledge on the biology of these fishes is poor (Maldonado-Ocampo, 2006). Indeed, Colombia possesses the highest diversity of mountain fishes within the Northern Andean region with 220 species, 37% of which are endemic (Jaramillo-Villa et al., 2010). In this area, fishes for

local consumption are caught with angling and traditional cast nets (atarraya in Spanish).

In this paper we report the length-weight, length-length (total, standard and fork length) and length-girth relationships of sixteen native freshwater fish species from the Hacha River, in the (Caquetá, Colombia). Thirteen of them are endemic to the Amazon basin and nine are endemic to the Upper Amazon (Colombia and Peru).

Materials and Methods

Sixteen freshwater fish species (ten Characidae, three Loricariidae, two Heptapteridae and one Astroblepidae) were caught in the Hacha River and some little tributaries (Amazon Basin, Colombia, 01°52'-01°33' N and 75°31'-75°40' W). Fish specimens were obtained using a back-pack electrofishing unit (Hans-Grassl GmbH, Model IG200-2C, voltage from 350 to 800 V and frequency from 35 to 100 pulses per second) from November 2008 to March 2009. Twentyeight sites were sampled into the Hacha River (12 sites) and their tributaries (16 sites). Altitude of sampling points varies between 2132 m close to the source and 248 m near to its confluence with the River Orteguaza (Amazon Basin).

Fish captured were anaesthetized with 2-phenoxyethanol, identified and measured to the nearest 0.1 cm total length (*TL*), standard length (*SL*), fork length (*FL*), height (*HL*) and width (*WL*). Subsequently, fish were weighted with a digital balance to an accuracy of 0.05 g, before being returned to the river. In this study, both sexes have been combined. Voucher specimens were euthanized by an overdose of anaesthesia and transported to the laboratory for taxonomic verification.

In the laboratory, fishes were preserved in alcohol (75%) and identified using taxonomic keys (Maldonado-Ocampo et al., 2005; Mojica et al., 2005; Galvis et al., 2006) and the collaboration of L. C. Chaves (Universidad de la Amazonia), J. I. Mojica and G. Galvis (Universidad Nacional de Colombia). Most of these species have complex taxonomic relationships that presently are unclear, and researchers are not in full agreement on their taxonomic status. For this reason, the nomenclatural assignments of Eschmeyer (2010) were used. Once identified, specimens were deposited in the fish collection of the Universidad de la Amazonia (Florencia, Colombia).

Length-weight relationships for all species were determined by the equation $\log W = \log a + b \log TL$, where W is the weight of the fish in grams, TL is the total length in centimetres. Prior to regression analysis of $\log W$ on $\log TL$, log-log plots of length and weight values were performed for visual inspection of outliers. Only extreme outliers attributed to data error were omitted from analyses (Froese, 2006). The length-weight relationship calculated here is for adults and should not be used for juveniles since it is likely that the relationship changes with maturity. Additionally, the b -value for each species was tested by t-test to verify if it was significantly different from the isometric growth ($b = 3$, Zar, 1999), where the body weight of fishes varies as the cube of linear dimensions (Oscoz et al., 2005).

Maximum Girth (G) of fishes were obtained from the maximum height and width, using the approximate formula proposed by Ramanujan in 1914 (Arfken and Weber, 2000). Perimeter of ellipse (where minor and mayor radii are the maximum height and width) is more accurate than maximum circumference to estimate the real perimeter of body fish. The length-girth relationships (LGRs) between fish TL and maximum girth were estimated by linear regression analysis: $G = a + bTL$.

Length-length relationships (LLRs) were also estimated by linear regression analysis: $TL = a + bFL$ and $TL = a + bSL$, where FL is the fork length and SL is the standard length. Total and fork lengths relationship was not estimated for *Chaetostoma alternifasciatum*, since caudal fin is truncated (Maldonado-Ocampo et al., 2005). In all the regressions estimated, parameter a is the intercept and b the slope of the regression line. The 95% confidence limits (CL) of b were calculated to estimate differences between species (Zar, 1999).

Results

The size-class and the estimated parameters of the LWRs of the sixteen species are given in Table 1. All LWRs were significant ($p < 0.01$) with r^2 values greater than 0.9, except for *Boehlkea fredcochui* (0.88). *Farlowella gracilis*, *Pimelodella conquetaensis*, *Boehlkea fredcochui*, *Chaetostoma alternifasciatum* and *Creagrutus amoenus*, showed significant positive-allometric growth ($b > 3$) and the remaining species showed isometric growth ($b = 3$). The estimated parameters of the LGRs and LLRs of the same species are presented in Table 2.

Discussion

The parameters of the calculated length-length, length-weight and length-girth relationships can vary significantly according to sex and season (e.g., Kawamura, 1972; Hossain et al., 2006), or due to other factors such as growth phase, stomach contents, gonad development, habitat and health (e.g., Bagenal and Tesch, 1978; Leunda et al., 2006). Since the individuals were collected over an extended period of time, these data are not representative of a particular season or time of the year and for comparative purposes should be considered only as mean annual values. Besides, positive allometric growth has been widely reported in fishes, indicating an increase in relative body fatness during the growth (Froese, 2006).

Gill and trammel nets selectivity are determined by girth and body length, along with other biological and technical aspects as, for example, the existence of body protuberances and spines, the fish behaviour, the mesh size or the hanging ratio (Santos et al., 2006). Such is the case of the family Loricaridae (e.g. *Chaetostoma alternifasciatum* or *Cordylancistrus platyrhynchus*) that presents pectoral and dorsal fin spines that increase the gillnet capturability. Except for this family, girth is expected to be more closely related to mesh size than length, because girth at the point of capture has to be equal or slightly higher than the mesh perimeter for a fish to be retained. Therefore, the information reported herein is particularly important for the management of multispecies fisheries, which exploit a highly diversified fish fauna. This is the case of the local Amazon fisheries, where practically all captured fish species by gill nets are locally consumed.

To the authors' best knowledge, this is the first published study in the consulted literature that relates girths with other somatic measures in low commercial interest freshwater fishes (Froese and Pauly, 2010). In spite of this, the knowledge of these relationships has a relevant importance for management of local fisheries. These relationships can avoid exploiting juveniles or immature specimens, using the correct mesh size, providing the maintenance and the conservation of local fish populations. However, the information presented in this study is preliminary and more detailed studies are needed to answer several questions related to gillnet selectivity in inland fisheries.

Acknowledgments

This study was sponsored by the fellowship program III-B of the Ministerio de Asuntos Exteriores of the Government of Spain (MAEC-AECID). Vice-rectory of Research of the Universidad de la Amazonia provided logistic and economics resources for the achievement of this work. We are grateful to J. I. Mojica, G. Galvis (Universidad Nacional de Colombia) and L. C. Chaves (Universidad de la Amazonia) who collaborated in the fish's identification; and to D. Sierra, H. A. Peláez, Y. M. Salas, Y. A. Jara, D. Godoy, C. A. Ospina and I. Sandoval, who assisted in the collection and measurement of the fish.

Table 1. Total length (TL), fork length (FL) and standard length (SL) size-class (cm) reported of sixteen species of freshwater fish of the Hacha River (Caquetá, Colombia). Total length-weight relationships and t-student test of difference of b-parameter from the isometric growth ($b = 3$). Maximum length reported data in bold (according to FishBase).

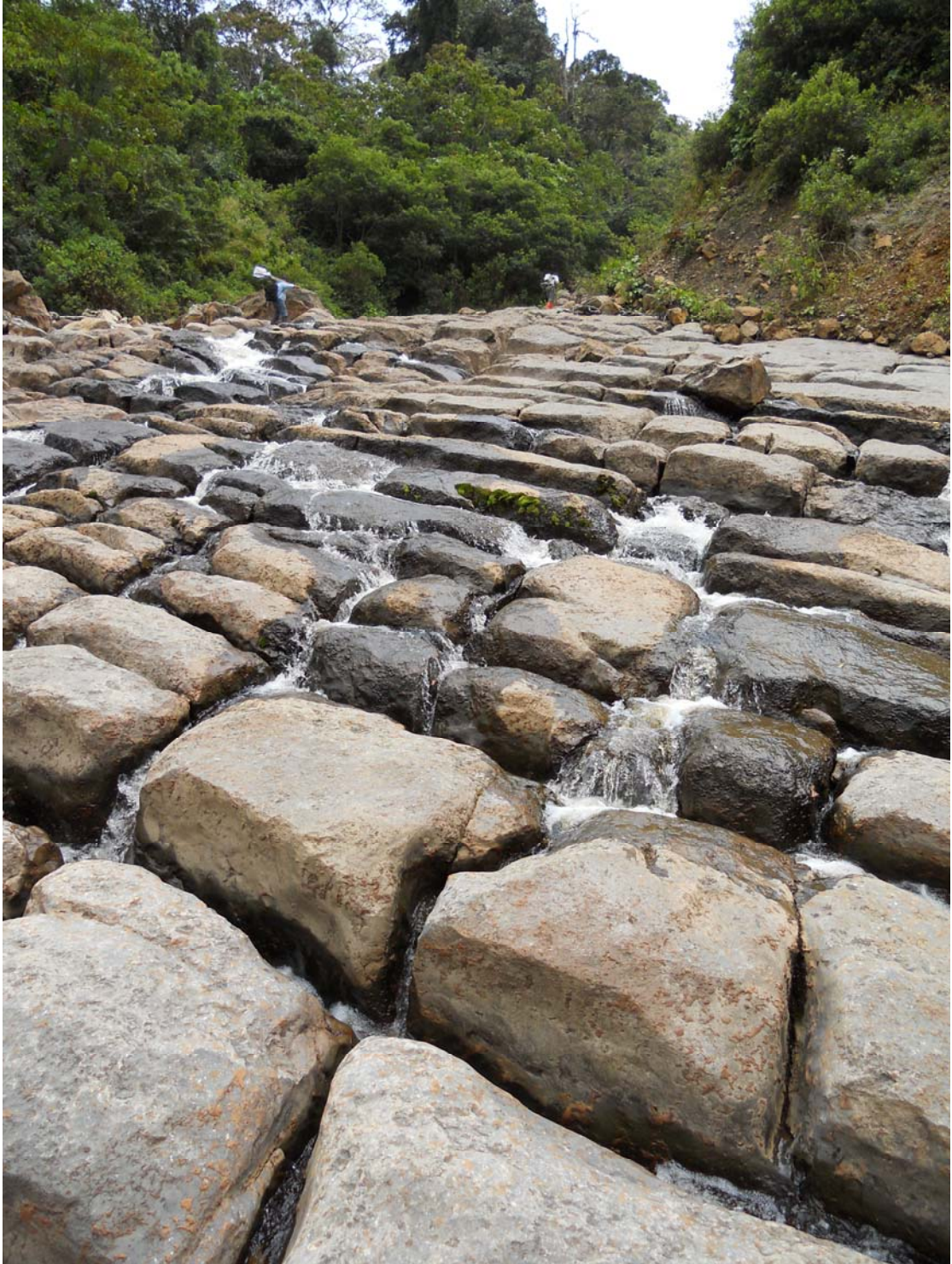
Family / Species	TL class	FL class	SL class	n	a	b	95% CL of b	r ²	t-value	p
Astroblepidae										
<i>Astroblepus caquetae</i> Fowler 1943	4.9-8.7	-	-	65	-2.014	3.009	2.897 - 3.174	0.976	0.145	0.885
Characidae										
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	6-11	5.3-10.1	4.7-8.8	11	-2.042	3.127	2.775 - 3.545	0.967	0.655	0.527
<i>Astyanax maximus</i> (Steindachner 1877)	7.8-25	6.8-22.2	6-20.8	69	-2.008	3.084	3.003 - 3.162	0.986	1.955	0.055
<i>Boehlkea fredcochui</i> Géry 1966	3.6-5.4	3.3-5	2.6- 4.5	183	-2.124	3.254	3.089 - 3.386	0.881	2.857	0.005
<i>Bryconamericus hypopterus</i> Fowler 1943	4.2- 6.4	3.9-5.6	3.4-5	19	-1.861	2.854	2.653 - 3.118	0.944	-0.871	0.395
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	5-6.7	4.6-6.1	4.2-5.7	21	-2.198	3.225	3.084 - 3.389	0.981	2.162	0.043
<i>Creagrutus amoenus</i> Fowler 1943	4-10.2	3.6-9.2	3.2-8.5	224	-2.173	3.272	3.171 - 3.380	0.971	7.128	0.000
<i>Creagrutus cochui</i> Géry 1964	5.2-11.3	4.6-9.1	4.2- 8.6	73	-1.939	2.997	2.825 - 3.255	0.970	-0.044	0.965
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i> (Cope 1870)	4.7-7.9	4.2-7	3.7-6.1	14	-1.881	3.003	2.283 - 3.513	0.969	0.014	0.989
<i>Knodus megalops</i> Myers 1929	4.3- 6.9	3.9-6.2	3.5-5.5	65	-1.857	2.949	2.809 - 3.102	0.969	-0.773	0.442
<i>Odontostilbe fugitiva</i> Cope 1870	2.9-4.4	2.6-3.9	2.4-3.5	32	-1.930	2.863	2.457 - 3.250	0.902	-0.797	0.432
Heptapteridae										
<i>Chasmocranus rosae</i> Eigenmann 1909	3.8-9.7	3.4-8.6	3.1- 7.9	63	-2.037	2.930	2.625 - 3.177	0.916	-0.621	0.537
<i>Pimelodella conquetaensis</i> Ahl 1925	6.2-14	5.7-11.1	5.1- 10.3	119	-2.367	3.179	3.02 - 3.331	0.943	2.519	0.013
Loricariidae										
<i>Cordylancistrus platyrhynchus</i> (Fowler 1943)	6.8-8.2	-	5.4-6.4	20	-1.649	2.812	2.631 - 2.947	0.978	-1.882	0.075
<i>Chaetostoma alternifasciatum</i> Fowler 1945	4.8-9.7	-	2.5-8	186	-1.889	3.116	3.017 - 3.214	0.965	2.661	0.008
<i>Farlowella gracilis</i> Regan 1904	10-25.5	9.6-23	9.2- 22.4	32	-3.300	3.253	3.13 - 3.393	0.994	3.958	0.000

n, sample size; a and b, equation parameters; CL, confidence limits; r², coefficient of determination.

Table 2. Length-girth (Total length-maximum girth TL-G) and length-length (Total length-Fork length TL-FL and Total length-Standard length TL-SL) relationships of studies species of freshwater fish of the Hacha River (Caquetá, Colombia).

Family / Species	TL-G					TL-FL				TL-SL			
	n	a	b	95% CL of b	r ²	a	b	95% CL of b	r ²	a	b	95% CL of b	r ²
Characidae													
<i>Astyanax fasciatus</i>	11	-0.357	0.678	0.554-0.803	0.944	0.418	1.085	1.001-1.169	0.988	0.445	1.203	1.134-1.272	0.994
<i>Astyanax maximus</i>	69	-0.524	0.685	0.648-0.722	0.953	0.761	1.060	1.036-1.085	0.991	0.907	1.158	1.140-1.177	0.996
<i>Boehlkea fredcochui</i>	27	-	-	-		0.359	1.007	0.905-1.109	0.948	0.105	1.195	1.089-1.301	0.965
<i>Bryconamericus hypopterus</i>	16	-0.036	0.613	0.498-0.727	0.904	-0.502	1.212	1.027-1.397	0.934	-0.526	1.356	1.181-1.532	0.952
<i>Characidium zebra</i>	11	-0.55	0.545	0.411-0.679	0.904	-0.280	1.148	1.005-1.290	0.974	0.24	1.131	0.971-1.291	0.966
<i>Creagrutus amoenus</i>	60	-0.695	0.666	0.625-0.708	0.946	0.059	1.107	1.080-1.133	0.992	0.129	1.216	1.162-1.269	0.973
<i>Creagrutus cochui</i>	52	-0.762	0.638	0.59-0.686	0.934	0.312	1.057	1.029-1.086	0.991	0.698	1.072	1.004-1.141	0.952
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	14	-1.336	1.058	0.925-1.190	0.959	0.107	1.109	1.026-1.192	0.985	0.146	1.246	1.156-1.336	0.987
<i>Knodus megalops</i>	40	0.067	0.64	0.571-0.709	0.903	0.364	1.052	0.976-1.129	0.952	0.176	1.205	1.141-1.269	0.975
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	11	-0.117	0.581	0.461-0.700	0.931	-0.026	1.131	0.953-1.309	0.947	-0.178	1.321	1.148-1.494	0.967
Heptapteridae													
<i>Chasmocranus rosae</i>	23	-0.232	0.455	0.406-0.503	0.948	-0.111	1.140	1.100-1.180	0.994	0.185	1.209	1.157-1.260	0.991
<i>Pimelodella conquetaensis</i>	29	0.085	0.398	0.349-0.447	0.912	-0.299	1.235	1.163-1.306	0.978	-0.050	1.302	1.228-1.377	0.979
Loricariidae													
<i>Chaetostoma alternifasciatum</i>	69	-0.628	0.748	0.700-0.796	0.935	-	-	-	-	0.117	1.212	1.177-1.247	0.986
<i>Farlowella gracilis</i>	32	-0.646	0.216	0.191-0.241	0.916	-0.106	1.061	1.040-1.082	0.998	0.063	1.090	1.060-1.119	0.995

n, sample size; a and b, parameters of the equation; CL, confidence limits; r², coefficient of determination.



CAPÍTULO 4TH CHAPTER

DISTRIBUCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y PATRONES AMBIENTALES A LO LARGO DE LA CUENCA DEL RÍO SUAZA (COLOMBIA): DESDE EL PARQUE NACIONAL NATURAL CUEVA DE LOS GUÁCHAROS HASTA LOS TERRITORIOS DE SU CUENCA BAJA

Fish assemblage distribution and environmental patterns in the Suaza River Basin (Colombia): from the Cueva de los Guacharos National Park to the downstream territories

Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R

Resumen

*Las comunidades de peces en ríos de montaña de los Andes tropicales son poco conocidas y el conocimiento se limita a lugares accesibles. Este trabajo presenta el primer estudio biológico del remoto río Suaza, en los Andes de Colombia. El río fue estudiado desde la fuente, en el Parque Nacional Cueva de los Guácharos, casi hasta su confluencia con el río Magdalena. En el estudio da una visión mecanicista de los patrones ecológicos y los gradientes del río, se centra en la distribución espacial de las comunidades de peces y su relación con las variables ambientales y las características del hábitat. Se llevaron a cabo pesca eléctrica y toma de muestras de macroinvertebrados, se caracterizó el hábitat del río, se han aplicado tres índices de calidad ambiental y se hicieron mediciones de las concentraciones de potenciales contaminantes del agua. Se registraron veintisiete especies de peces, dos de ellos exóticos (*Poecilia reticulata* y *Xiphophorus helleri*) y se clasificaron cuarenta y cinco familias de macroinvertebrados. La riqueza de especies de peces aumentó en altitudes más bajas, cuando la pendiente disminuye y la temperatura, el tamaño y la heterogeneidad del hábitat aumentaron. Aunque la diversidad de macroinvertebrados aumentó ligeramente aguas abajo siguiendo un patrón similar, se redujo en los lugares más bajos. La distribución de los peces se zonificó en tres grupos, correspondientes a las cabeceras, el curso medio y la sección inferior del río Suaza, mostrando correlaciones con algunos factores ambientales y sugiriendo preferencias de hábitat. Aunque el río Suaza permanece virgen en la zona de cabecera dentro del Parque Nacional, se detectó la influencia de los asentamientos humanos, la agricultura y la cría de ganado como responsables de una alteración incipiente del ecosistema fluvia en sus tramos bajos.*

Palabras clave: *estructura poblacional, macroinvertebrados, Andes tropicales, índices de calidad ambiental, ríos neotropicales, áreas protegidas*

Abstract

The fish assemblages in mountain streams of the Tropical Andes are poorly understood and the knowledge is restricted to accessible places. This study represents the first biological survey of the remote Suaza River, in the Colombian Andes. The river was studied from the source, in the Cueva de los Guacharos National Park, almost to the confluence with the Magdalena River. The paper gives a mechanistic insight into the ecological patterns and gradients of the river, focusing on the spatial distribution of fish communities and their relationship with environmental variables and habitat characteristics. Electrofishing and macroinvertebrate sampling were carried out, river habitat was characterized, three environmental quality indices were applied and measurements of concentrations of potential water pollutants were made. Twentyseven fish species were recorded, two of them exotic (*Poecilia reticulata* and *Xiphophorus helleri*) and forty five macroinvertebrate families were classified. Fish species richness increased at lower altitudes, when slope decreased and temperature and the size and heterogeneity of the habitat rose. Although macroinvertebrate diversity slightly increased downstream following a similar pattern, it declined at lower sites. Fish assemblages were distributed in three clusters corresponding with the headwaters, middle section and lower reaches of the Suaza River, showing correlations with some environmental factors and suggesting habitat preferences. Although the Suaza River remains pristine on the headwaters area inside the National Park, the influence of human settlements, agriculture and cattle rising was detected as responsible of an incipient alteration of the river ecosystem.

Key words: fish assemblages, macroinvertebrates, Tropical Andes, Environmental quality indices, Neotropical Stream, protected area.

Introduction

Studies on stream fish assemblages and the relationship between species and their environment has been highlighted as a requisite for species conservation, since it is necessary to know ecological issues and habitat requirements to develop adequate management plans of freshwater ecosystems.

The Tropical Andes hotspot comprises a very high richness and diversity of fauna and flora, and high numbers of endemic species (Myers et al., 2000). Comprising this extraordinary biodiversity, freshwater fishes of the Andean basins represent an unknown vertebrate group, including an extraordinary number of endemic species. Unfortunately, freshwater fishes of this area are severely exposed and already experiencing high levels of species loss given present and projected oil and gas exploitation (Finer et al., 2008), mining (Swenson et al., 2011), hydroelectric dams (Finer and Jenkins 2012), deforestation trends and climate change (Malcom et al., 2006).

Colombia harbours the highest diversity of mountain fishes within the Northern Andes region with 184 native species (Maldonado-Ocampo et al. 2005) being 37% endemic to the area (Anderson and Maldonado-Ocampo, 2010). Considering that 80% of the socioeconomic development in this country is focused in the Andean region (Rodríguez et al., 2004), it is essential to increase knowledge of freshwater fishes in order to understand how their populations are affected by human activities. This information is required to reduce the effects of human impact and generate effective conservation plans and management strategies.

Despite of the increasing research effort in the last years focusing Andean biodiversity (Arbeláez-Cortés, 2013; Lujan et al., 2013), we still have a poor understanding of the taxonomic and geographical limits of many stream species, and of the ecological processes that may affect species distributions across the Andean rivers. For addressing this issue and to assess anthropogenic threats to Andean streams, we investigated physicochemical conditions and aquatic community structure in the Suaza River: the upstream mountain river that flows through the emblematic Cueva de los Guácharos National Park and its buffer area, the first National Park of Colombia.

The aims of the study were to (1) describe fish assemblage and its spatial variation of a remote Andean river, (2) to assess the influence of biotic and abiotic factors (physicochemical water quality variables) on species richness and distribution and (3) to investigate how fish community composition varies dependant to environmental variables.

Material and Methods

Study Area

The Suaza River belongs to the Magdalena basin drainage, the largest river system in Colombia draining most of the Colombian Andes, flowing to the Caribbean Sea (Kettner et al., 2010). The source of the Suaza River is found in the heights of La Fragua Peaks, inside the Cueva de los Guácharos National Park (Sesana, 2016). The park gets its name from the cave where thousands of oilbirds nest (*Steatornis caripensis*) and it's the first National Park of Colombia, declared in 1960. It's also one of the three territories that comprise the Cinturón Andino Biosphere Reserve, declared by UNESCO in 1979. The river flows among mountains and primary tropical forest into the National Park. Areas below the limits of the forest reserve have suffered massive deforestation and only scattered forest stands remain. The slash-and-burn technique has been widely used along the basin for gaining land for agriculture and cattle-raising, which represents the primary economic activity of the region (Fig. 1). In this area, the vegetation on the banks of the river has been modified and removed for stockbreeding.

The Suaza River runs 136 km, south to north, through Huila Department to its confluence with the Magdalena River, draining an area of approximately 660 km². The annual average flow is approximately 41 m³ s⁻¹ and collects the streams of the El Chorro, Seca, Lindosa, Cresta, Cuadro and Chanchiras, and many others of minor importance. The climatic regime is tropical rainforest with summer rains (June to October) and dry season (November to May). Mean annual temperature is 21.5°C and annual rainfall is about 1680 mm year⁻¹.

Population density in the Suaza River valley is low, with scattered settlements and two principal villages (Suaza and Acevedo), with a global population of 52 000 inhabitants in the area, according to the Statistical National Administrative Department of the Colombian Government.

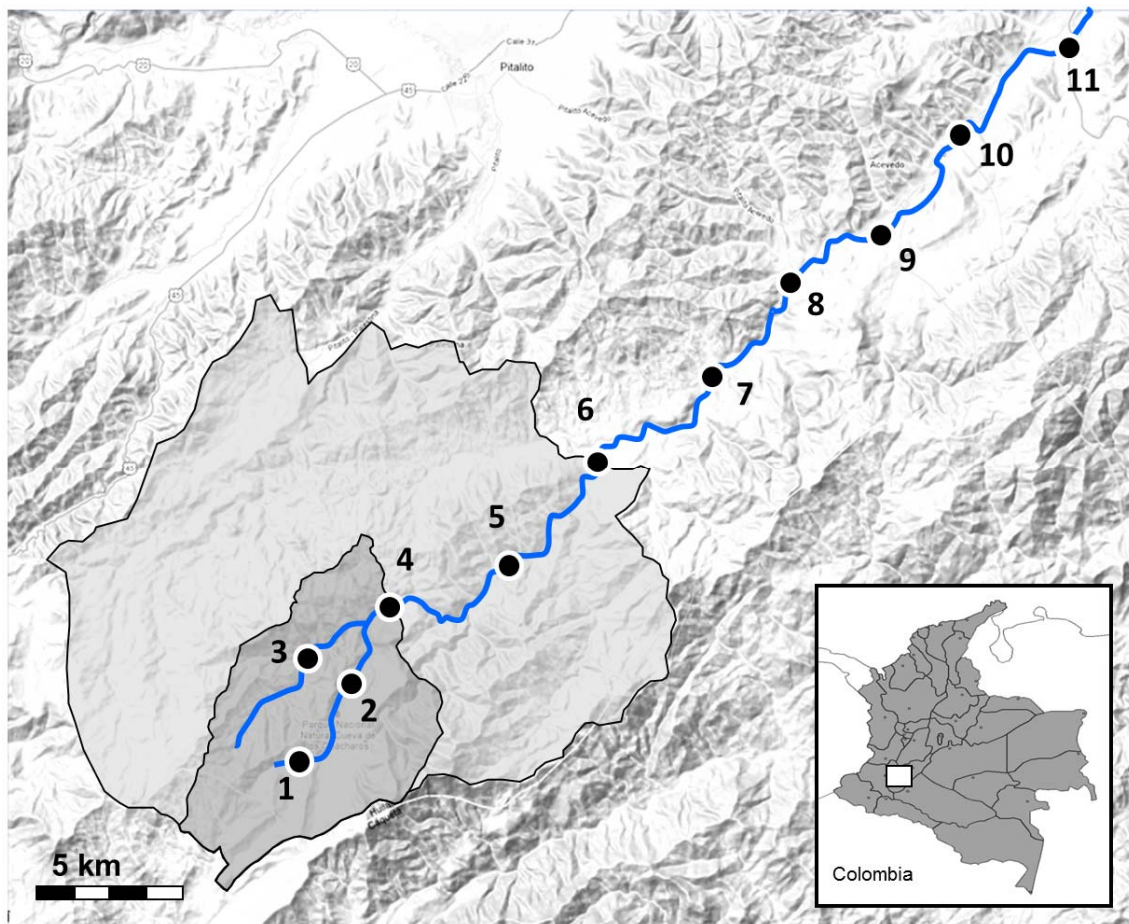


Fig. 1. Location of study sites in the Suaza River Basin, Huila, Colombia. Areas in grey represent the core area (dark) and the buffer zone (light) of the Cueva de los Guácharos National Park.

Field sampling and analysis

We sampled eleven sites along the Suaza River in January 2011 (Fig. 1), during the dry season. To access the remote core area of the Cueva de los Guácharos National Park (altitude between 1953-1662 m.s.a.l.) and to carry on the sampling of the upper region of the basin the logistic effort was noteworthy. For entering the park we got a two hour jeep lift along dirt roads from Palestina, the closest village, to the point where the boundary of the protected area is found, where the road ends. From there, we had to walk six hours through a steep and muddy forest track to finally reach the visitors centre. We sampled three of the sites located close enough of the field station while using the available infrastructure as our base camp. But for reaching the remaining and remote locations inside the area of the park, we had to pack all our gear (electrofisher,

waders, multiparametrics, some supplies etc.) and walk for two days through the jungle guided by an experienced park ranger.

At each sampling site, conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), water temperature ($^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen (mg l^{-1}) and pH were measured in situ with a multi-parameter probe (Hanna Instrument, HI 98129 Combo Waterproof). As indicators of water pollution and with the aim to assess water quality, samples were collected and analysed for ammonium (NH_4^+ , mg L^{-1}), orthophosphate (PO_4^{3-} , mg L^{-1}), nitrite (NO_2^- , mg L^{-1}), and nitrate (NO_3^- , mg L^{-1}) using standard methods (APHA et al., 1992).

Characterization of habitat structure was done using transects according to Armantrout (1998), and included depth (m), width (m), water velocity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), percent tree canopy shading and dominant substrate categorized as fines (<2 mm), gravels (~ 2 – 64 mm), pebbles (~ 64 – 256 mm), boulders (>256 mm), or bedrock and concrete. Additionally, three habitat quality indices were measured: the Qualitative Habitat Evaluation Index QHEI (Rankin, 1989), the Andean-adapted versions of the Fluvial Habitat Index (Indice de Habitat Fluvial, or IHF) and the riparian forest quality index QBR (Acosta et al., 2009) (Table 1). QHEI jointly considers different habitat parameters, such as bottom substrate and embeddedness, instream structure, velocity and depth regime, canopy cover, channel alteration and pool/riffle or run/bend ratios. The IHF characterises the physical habitat of streams and rivers and evaluates the relationship between habitat heterogeneity and the physical variables of the stream channel. QBR index includes aspects of the riparian forest such as total riparian vegetation cover, cover structure, cover quality and channel alterations.

Fish assemblages were sampled in January 2011, in the dry season, following a standardized protocol. Length of stream sampled was typically around 100 m and covered all habitat types in the vicinity (e.g., riffles, runs and pools). Fish sampling was taken by electrofishing surveys (Hans Grassl model IG200/2D, 300-600V, 0.2–2A) following a single-run depletion methodology and estimating fish abundance. Semi-quantitative surveys with a constant unit of effort (30 minutes per survey) were conducted (Meador et al. 2003), yielding fish densities by catch per unit effort (CPUE, number of specimens collected per hour). Collected fish were anesthetized with 2-phenoxyethanol (0.1 - 0.2 mg l^{-1}) and subsequently counted, measured and released after

the survey. For each individual, total length (TL) was measured to the nearest 0.01 cm, and whole body weight (W) was taken on a digital balance with 0.05 g accuracy.

Voucher specimens of each species were euthanized and taken to the laboratory, fish were preserved in alcohol (75%) and identified to species, when possible, or to higher taxonomic levels (i.e., genus or family) when taxonomic information was insufficient for a reliable identification. Fish were identified using taxonomic keys and other published literature (Mojica et al. 2005, Galvis et al. 2006, Maldonado-Ocampo et al. 2008, Gaspar et al. 2012) as well as the collaborative efforts of J. I. Mojica (Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C., Colombia), F. Provenzano (Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela) and J. A. Maldonado-Ocampo (Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C., Colombia). Most species have complex taxonomic relationships that are unclear at present, and researchers are not in full agreement on their taxonomic status. For this reason, the nomenclatural assignments of Eschmeyer et al. (2016) were used.

Macroinvertebrate sampling was conducted for evaluating water quality and applying the BMWP procedure (Biological Monitoring Working Party) (Armitage et al. 1983). The BMWP is a procedure for measuring water quality using macroinvertebrates as biological indicators. A hand-net (25 cm x 25 cm aperture, 100- μ m-mesh size) was used for the collection. Samples were preserved in 5% buffered formaldehyde for later identification in the laboratory. Specimens were identified to the family level and the adapted BMWP index for Andean rivers developed to Colombia (BMWP/Col) was applied (Roldán 2003), obtaining water quality values for all sampling sites.

Data analysis

From fish community compositional data, richness (Margalef's index $R = (S-1)/\ln N$), diversity (Shannon–Wiener index $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$) and dominance (Simpson's index $D = \sum p_i^2$) measures were calculated, where p_i is the proportion of species «i» at a given site and S is the number of species (Margalef, 1980). Besides, Bray-Curtis index of similarity was used to compare fish assemblages between study sites. A matrix of abundances was used for studying fish community clustering using PAST statistical software (Hammer et al. 2001; Table 2). This analysis provides a different approach for studying the potential habitat distribution inferred from the similarity and grouping of

sites and highlights different habitat ranges exclusively related to the faunistic assemblages.

We studied the association between the diversity and relative abundance of fishes and the environmental variables of sampling points using Canonical Correspondence Analyses (CCA). The main result is a scatterplot ordination diagram displaying the pattern of fish assemblage variation along the environmental variables shown as vectors. Vector direction and length indicate the relative magnitude and influence of a particular variable on fish assemblages. To reduce the influence of rare species on the multivariate analyses, poorly represented species (occurring in only one site) were removed from this analysis, and taxa were grouped by genus. The significance of the analyses was assessed by a permutation test with 999 random permutations.

A CCA was used on a matrix of the relative abundance of species by site (Table 2) to evaluate the distribution of fish species among study sites and their relationship with natural habitat characteristics, related to depth, width, canopy cover, water velocity and substrate of riverbed. The percentage of bedrock and concrete (poorly represented) was eliminated to avoid problems of multicollinearity among substrate predictor variables. A second CCA analysis was applied to evaluate the distribution of fish among study sites and their relationship with environmental quality. We used a matrix of relative abundances of fish families and a matrix of environmental quality including concentrations of potential water pollution indicators (nitrite, nitrate, ammonium, and orthophosphate), hydrochemical parameters (temperature, conductivity, pH, and dissolved oxygen), and scores of environmental quality indices (IHF, QBR, QHEI, and RBMWP/ Col; Table 1).

To improve linearity, environmental data were transformed by using $\ln(x + 1)$. Particularly for percentage data, logit-transformation was used, since Warton and Hui (2011) recommend this method to analyse proportions in ecology research, as an alternative to arcsine square root transformation. Abundance fish data were root transformed. Assumptions of normality of distributions and homogeneity of variances were verified through Shapiro-Wilks and Levene's tests, respectively. The significance level was set at $P\text{-value} = 0.05$. The statistical analyses were conducted with PAST (v2.17) statistical software ((Hammer et al. 2001).

Results

A total of 667 specimens were collected along the 11 sampling sites, twenty five native and two alochtonous species (the guppy *Poecilia reticulata* Peters 1859 and the green swordtail *Xiphophorus hellerii* Heckel 1848) (Table 2). Among the 25 taxa, three species of *Astroblepus*, three of *Cetopsorhamdia* and two of *Trichomycterus* were undetermined. Astroblepids were the most abundant taxon with 28% of the specimens, followed by heptapterids (25%), characids (19%), loricarids (13%), crenuchids (6%), trichomycterids (3%), parodontids (2%) and poecilids (1.6%). The remaining fish belonged to apteronotids, sternopygids, and cichlids, with only one species and only one collected specimen.

Regarding diversity indices, values presented a marked altitudinal pattern. Shannon–Wiener and Margalef’s indices showed negative correlations with altitude, whereas Simpson’s index showed positive correlation (Fig. 2). Site 7 presented the highest diversity and hosted alone the 56% of the total fish species (15 spp). On the other hand, two first headwater places with more than 1800 m a.s.l., only had two species of genus *Astroblepus*, showing the lowest value of diversity.

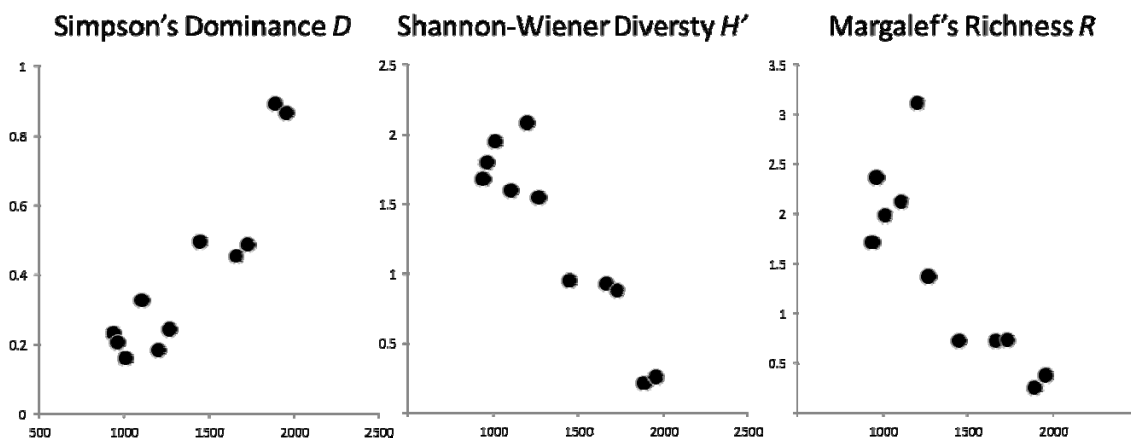


Fig. 2. Diversity indices estimated for each sampling points distributed according to their elevation (m a.s.l.)

Cluster analysis of fish species using the Bray-Curtis similarity index show sampling points ordered according to their altitude and distance to the river origin (Fig. 3). Sites in the lowest areas were clustered together, and separated from the first five points (> 1400 m a.s.l.), places situated inside the protected area of the National Park.

The result of the CCA analyses for studying the relationship between relative abundances of species and environmental variables was significant (permutation test, 1000 replicates, $P < 0.01$). The CCA plots (Fig. 4) exhibited the same distribution pattern that cluster analysis, grouping first five headwaters sites inside the protected area with the presence of *Astroblepus* and *Bryconamericus* fishes. The first CCA (Fig. 4a), which related habitat characteristics and abundance of fish species, showed that the first two axes accounted for 70.45% of the explained variance. Sites and fish were distributed along the first component, mainly in response to gravels proportion in the riverbed, channel width and depth, water velocity and canopy cover. The second component was influenced primarily by the presence of fines and pebbles in the riverbed and, again, the canopy cover.

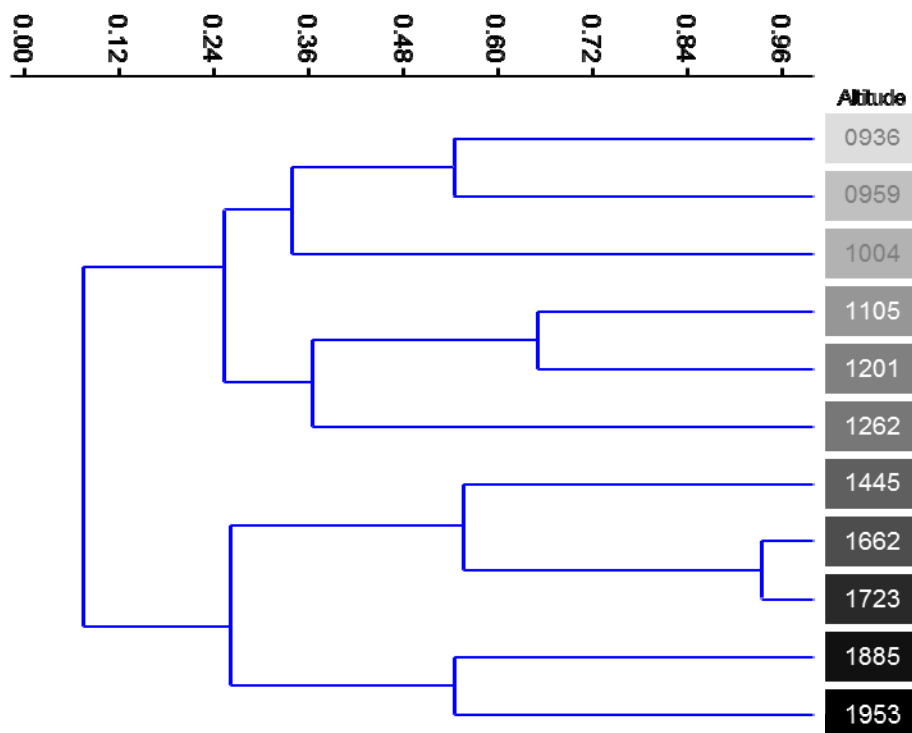


Fig. 3. Cluster diagram based on abundances of fish species using the Bray-Curtis index of similarity.

The second CCA (Fig. 4b), which related environmental quality with abundances of fish species among study sites, explained 64.64% of the variance with the first two axes. Dispersion along the first component corresponded to environmental quality indices and water quality variables. Environmental quality indices were inversely correlated to temperature, oxygen, and concentrations of potential water

pollution indicators (nitrate and orthophosphate). The second component, influenced by conductivity and pH, distributed sampling points along a decreasing altitudinal gradient, also related to longitudinal location, from the bottom of the diagram to the top.

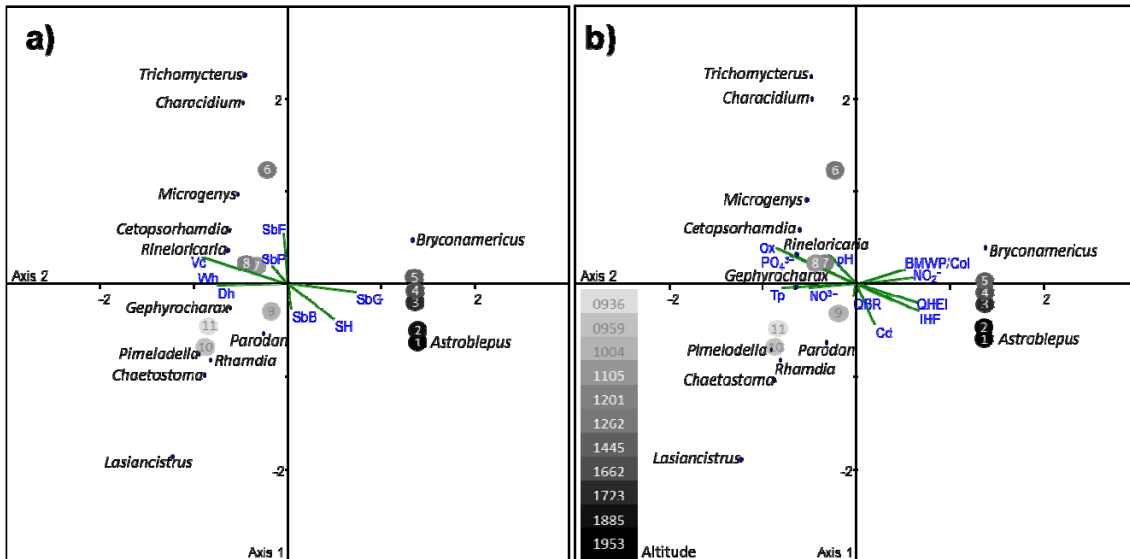


Fig. 4. CCA biplots for Suaza River sites (circles) and fish genera (points). Vectors represent the variables used in the analysis, and their length is proportional to the explained variability. Code of abbreviations for vectors on Table 1. (a) CCA biplot for sites, fish abundances, and natural habitat structure characteristics: mean depth, water velocity, substrate type and canopy cover. (b) CCA biplot for sites, fish abundances, and environmental quality (potential water pollutants: nitrite, nitrate, ammonium, orthophosphate; environmental quality indices: IHF, QBR, QHEI, BMWP/Col; and hydrochemical parameters subject to anthropogenic alteration: temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity).

Headwater streams were distributed along the lower right side of the plots, corresponding to the most elevated headwater sites with the coldest waters and higher environmental quality indices. Lowland sites were distributed on the left side of the graph, representing open, wide and deep channels, with higher water flows and higher temperatures. Natural habitat characteristics influenced the distribution of fish, relating the presence of *Astroblepus* and *Bryconamericus* to headwater streams, above 1445 m a.s.l. Fish assemblages in the middle section of the basin were mainly represented by the genera *Trichomycterus* and *Characidium*, whereas the assemblages at lower sites were represented by *Lasiancistrus*, *Pimelodella*, *Chaetostoma*, *Rhamdia*, *Parodon* and *Gephyrocharax*.

Discussion

Two distinct regions were identified in the Suaza River Basin as a result of the observed environmental gradients and fish distribution: the upper region above 1400 m a.s.l. and the lower region from 1400 m a.s.l. to its confluence with the Magdalena River. The upper region, comprising the Cueva de los Guácharos National Park, is characterized by the primary forest with steep slopes, deep valleys and gorges, and pristine streams.

Downstream the sixth sampling point at 1280 m a.s.l., just in the limits of buffer zone of the protected area (Fig. 1), the landscape change is remarkable. The slope decreases and the river opens to a wider basin, followed by the appearance of the first human settlements. Downstream this site the basin is extensively deforested. The slash-and-burn technique has been widely used for obtaining land for agriculture and mainly for cattle-raising. The exploitation of quinine in the 19th century and the involvement of several companies in the Suaza River were responsible of the significant decrease of the floral biodiversity of the valley (Sesana, 2006).

Changes in the valley morphology directly influence the structure and composition of fish assemblages in terms of morphology and habitat use (Jaramillo-Villa et al. 2010). Fishes show noticeable morphological and physiological adaptations for survival in tropical Andean rivers (Anderson and Maldonado-Ocampo, 2010), and changes of habitat characteristics and environmental quality levels modify severely the fish abundance and distribution. The fish species diversity increased at lower altitudes of the Suaza River, when slope decreased and temperature increased, primary productivity increases and the river becomes more suitable for a wider range of species (Pouilly et al., 2006).

At the highest localities in the basin, climbing catfishes (*Astroblepus*) were found to be strongly and exclusively related to the headwaters, indicating turbulent, cold streams that remain almost pristine. Climbing catfishes occur in streams across a wide range of ecosystems from Panama to Bolivia, with most occurrences between 500 and 2000 m a.s.l. and associated principally with headwaters (Jaramillo-Villa et al., 2010). Genus *Bryconamericus* appeared in higher elevations, close to *Astroblepus* populations, associated with both lentic and lotic environments (Anderson and Maldonado-Ocampo,

2011), and related to clean waters and substrate composed to gravels and stones (Román-Valencia 2003). Similar altitudes and environmental features were found for other *Bryconamericus* populations (Román-Valencia and Muñoz, 2001; Valencia et al., 2008). However, this genus appears often related to low elevation streams (~300 m a.s.l.), wide stretches, high temperature and smooth slopes in a contiguous basin in the Andean-Amazonian piedmont (Tobes et al., 2016).

Regarding to *Trichomycterus* and *Characidium*, these genera are related to shallow and turbulent waters and substrates with gravels, fines and pebbles, although they can be present in a wide range of river habitats (Maldonado-Ocampo et al. 2005). Fishes related to lowland places of Suaza River (*Lasiancistrus*, *Chaetosotma*, *Rhamdia*, *Pimelodella* and *Parodon*) are related to the medium stretches of rivers with rocky substrates and torrent waters (Fialho et al., 2008; Tobes et al. 2016).

The presence of two exotic fishes (*Poecilia reticulata* and *Xiphophorus helleri*) is an alarming discovery. Both species have been widely introduced in all continents (ISSG, 2015) and their impact over other native fishes has been extensively studied (e.g. Courtenay and Meffe, 1989). These species are popular aquarium species and their presence in the Suaza River may be the result of escapes or releases from aquaria (Gozlan et al. 2010). It is mandatory to manage and eradicate these populations because of the major threat they represent for native fauna.

From the 27 studied species, only one species (*Bryconamericus huilae*) has been evaluated and included in the IUCN Red List of Threatened Species as “least concern” (IUCN, 2015). Four of the collected fish species (*Bryconamericus huilae*, *Creagrutus magdalenae*, *Chaetostoma thomsoni* and *Cynodonichthys magdalenae*) are endemic of Magdalena Basin, and the present study reports the first occurrences of these species in the upper Magdalena. Regarding the knowledge of freshwater fishes in this area, it is incipient, with some species recently described (namely *Bryconamericus huilae*; Román-Valencia, 2003), a genus recently revised as *Lasiancistrus* (Armbruster, 2005) or *Cynodonichthys* (Costa, 2011), or species recently recognized as *Rhamdia guatemalensis*, considered to date a synonymy of *Rhamdia quelen* in the northern South America (Hernández et al., 2015). In the matter of the biology of these freshwater fishes, in many cases only the environmental data included on the description of new species are known, leaving an enormous knowledge gap concerning ecological

information. Because many rivers have never been inventoried, tropical Andean fishes remain among the least studied and described vertebrates on the world (Jacobsen 2008).

The tropical Andes hotspot is considered as the most diverse biodiversity hotspot in the world regarding its richness and endemism (Myers et al. 200). Unfortunately, our lack of knowledge is very high about its biodiversity, and this void is especially significant for freshwater fishes. However, this poor knowledge is due to a complex reality that does not reflect scientific negligence (Arbeláez-Cortés, 2013). The access to remote areas is not only difficult because of the complex logistics, it is also a dangerous task. These faraway territories have been historically used as hiding places for many outlaw organizations, as the FARC guerrilla or the paramilitary groups in Colombia. They are frequently used for coca and opium plantations and certain areas are sowed with anti-personnel mines (Thoumi, 2002). Therefore, sampling biodiversity in these remote locations becomes an adventurous and risky duty and represents an major impediment for science. However, there is a bright side, these dangerous territories are avoided not only by scientist but also for any other kind of land uses, so the “restriction” guarantees conservation. Nevertheless, there is an urgent priority to change the current scenario, with the aim to improve our knowledge of Colombian biodiversity, “a unique, irreplaceable, and very important natural resource of the country”, according to Arbeláez-Cortés (2013).

Besides, many remote places of Andes are seriously threatened for current and future exploitation projects (Finer et al. 2008, Finer and Jenkins 2012). These projects will impact specially rivers and water resources, so future efforts should be focused on the study of freshwater fishes of this singular region before it turns too late. Before we lose unique biodiversity we haven't even met.

Acknowledgments

The authors are grateful to the Aljemiro Escobar, Darwin Lenin Morabowen and Kevin Usnavy Osorio for their invaluable field assistance and friendship. We thank the collaborative efforts of J. I. Mojica (Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C., Colombia), F. Provenzano (Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela) and J. A. Maldonado-Ocampo (Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C., Colombia) for assistance to identification of species. The authors are grateful to the Asociación de Amigos – University of Navarra, which awarded Ibon Tobes a doctoral grant (2012-2014). Vice-rectory of Research of the Universidad de la Amazonia provided logistic and economics resources for the achievement of this work.

Table 1. Sampling sites and environmental variables in Suaza River, Colombian Andes. Sampling points are ordered by altitude and distance from the origin. A column with the abbreviation codes for the variables is included.

Site	Code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Coordinate (N)		1°03'42"	1°37'01"	1°38'21"	1°38'37"	1°38'56"	1°42'42"	1°45'08"	1°48'45"	1°52'42"	1°56'04"	1°59'11"
Coordinate (W)		76°06'17"	76°06'14"	76°06'19"	76°05'47"	76°03'23"	76°00'10"	75°56'37"	75°52'30"	75°48'50"	75°47'40"	75°47'29"
Date		19/01/2007	19/01/2007	20/01/2007	20/01/2007	21/01/2007	24/01/2007	24/01/2007	24/01/2007	23/01/2007	23/01/2007	23/01/2007
Elevation (m)	Alt	1953	1885	1723	1662	1445	1262	1201	1105	1004	959	936
Water temperature (°C)	Tp	16.2	15.4	16.0	19.3	18.4	17.9	20.7	22.3	23.4	22.8	21.3
pH	pH	7.96	7.78	7.6	7.96	8.04	7.93	8.2	8.13	7.92	7.91	7.82
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Cd	69	96	38	82	67	51	54	61	58	65	70
Dissolved Oxygen (mg l^{-1})	Ox	7.24	7.36	7.80	7.31	7.65	8.49	8.62	7.98	8.12	8.45	8.24
Canopy cover (%)	SH	100	8	25	25	8	0	11	22	22	0	11
Width mean (m)	Wh	5.0	13.8	9.3	9.9	12.0	18.4	49.3	35.7	76.3	43.3	50.4
<i>Depth</i>		35.1	42.8	23.3	32.3	47.5	53.2	56.4	45.7	55.7	92.6	50.6
Low depth (% <30 cm)	DhL	33	42	67	42	33	22	0	11	44	0	11
Moderate depth (% 30-60 cm)	DhM	56	33	33	67	42	33	56	78	0	0	67
High depth (% >60 cm)	DhH	11	25	0	0	33	44	44	11	56	100	33
<i>Water velocity</i>		0.438	0.274	0.356	0.429	0.360	0.850	0.537	0.811	0.656	0.900	0.756
Low (% <0.3 m s ⁻¹)	VeL	33	50	42	17	33	11	0	0	33	0	0
Moderate (% 0.3-0.75 m s ⁻¹)	VeM	56	50	50	75	58	33	89	44	22	33	56
High (% 0.75-1.2 m s ⁻¹)	VeH	0	0	8	8	8	22	11	44	11	44	33
Very High (% >1.2 m s ⁻¹)	VeVH	11	0	0	0	0	33	0	11	33	22	11
<i>Substrate</i>												
Fines (% <2 mm)	SbF	13	22	45	19	28	37	41	41	44	7	30
Gravels (% 2-64 mm)	SbG	11	6	8	18	5	3	0	0	22	0	0
Pebbles (% 64-256 mm)	SbP	19	33	5	32	25	44	18	14	30	17	36
Boulders (% >256 mm)	SbB	57	40	36	14	42	16	41	44	3	77	34
Bedrock and concrete (%)	SbBr	0	0	6	17	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chemical parameters</i>												
Nitrate (mg l^{-1})	NO ₂ -	0.351	0.103	0.267	0.267	0.267	0.003	0.213	0.409	0.235	0.465	0.357
Nitrites (mg l^{-1})	NO ₃ -	0.000	0.022	0.003	0.003	0.003	0.001	0.000	0.002	0.001	0.001	0.000
Ammonium (mg l^{-1})	N-NH ₄ ⁺	0.179	0.175	0.174	0.174	0.174	0.171	0.180	0.172	0.175	0.172	0.171
Orthophosphate (mg l^{-1})	PO ₄ ³⁻	0.015	0.010	0.038	0.038	0.038	0.044	0.039	0.050	0.047	0.043	0.054
<i>Environmental indices</i>												
IHF	IHF	85	100	100	100	100	75	55	85	85	90	65
QHEI	QHEI	64	72	75	82	84	62	71	57.5	65	69	64
QBR	QBR	42	59	68	66	73	52	68	50	69	60	69
RBMWP/Col	RBMWP/Col	139	137	118	133	116	144	106	94	137	120	64

Table 2. Relative abundances of fish species (catch per unit effort). "Sampling points are ordered by altitude and distance from the origin.

Species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Total
Apteronotidae												
<i>Apteronotus rostratus</i> (Meek & Hildebrand 1913)										2		2
Astroblepidae												
<i>Astroblepus</i> sp.1	26	98	74	72	22	2			30			324
<i>Astroblepus</i> sp.2	2	6	4	2								14
<i>Astroblepus</i> sp.3			4	8	12		4	12				40
Characidae												
<i>Bryconamericus huilae</i> Román-Valencia 2003			36	44	82	12	12					186
<i>Creagrutus magdalenae</i> Eigenmann 1913									2			2
<i>Gephyrocharax melanocheir</i> Eigenmann 1912							34			4		38
<i>Microgenys</i> sp.						14		2	6	4		26
<i>Roeboides dayi</i> (Steindachner 1878)							2					2
Cichlidae												
<i>Andinoacara latifrons</i> (Steindachner 1878)							2					2
Crenuchidae												
<i>Characidium fasciatum</i> Reinhardt 1867						58	12	10		2		82
Heptapteridae												
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.1										2	2	4
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.2						38	62	74	12	2	26	214
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.3								2				2
<i>Pimelodella chagresi</i> (Steindachner 1876)							8	8		16	8	40
<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Günther 1864)							10	12	12	30	10	74
Loricariidae												
<i>Chaetostoma thomsoni</i> Regan 1904							4	10	16	28	44	102
<i>Lasiancistrus caucanus</i> Eigenmann 1912										42	18	60
<i>Rineloricaria jubata</i> (Boulenger 1902)						2	2	4	2		6	16
Parodontidae												
<i>Parodon suborbitalis</i> Valenciennes 1850							2		20			22
<i>Saccodon dariensis</i> (Meek & Hildebrand 1913)					6							6
Poeciliidae												
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859							4					4
<i>Xiphophorus hellerii</i> Heckel 1848							18					18
Rivulidae												
<i>Cynodonichthys magdalenae</i> (Eigenmann & Henn 1916)									12			12
Sternopygidae												
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)										2		2

Trichomycteridae
Trichomycterus sp.1
Trichomycterus sp.2

	2	2	2	6
34				34

CAPÍTULO 5TH CHAPTER

RELACIONES BIOMÉTRICAS DE LOS PECES DEL RÍO SUAZA (DEPARTAMENTO DE HUILA, COLOMBIA)

*Biometric relationships of freshwater fishes of the Suaza River
(Huila Department, Colombia)*

Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R
Enviado a *Acta Ichthyologica et Piscatoria*

Resumen

El conocimiento de peces de agua dulce en las remotas cabeceras de los Andes Tropicales es escaso y se limita a examinar el cambio de la distribución de ocurrencia a lo largo de un gradiente específico. El alto número de especies endémicas de peces requiere más estudios en cuanto a su biología y su estado de conservación. Las relaciones talla-peso, longitud- y envergadura- longitud son útiles para estimar la biomasa y las tallas de estos peces, y resulta una herramienta básica para su estudio. El presente trabajo presenta las estimaciones de las relaciones morfométricas de nueve especies nativas de peces de agua dulce (tres Loricariidae, dos Characidae, dos Heptapteridae, un Crenuchidae y un Parodontidae) colectados en el río Suaza (Huila, Colombia). Estas son las primeras relaciones talla-peso reportadas para todas estas especies, en su mayoría endémicas de los Andes colombianos. El informe también proporciona el nuevo tamaño máximo de cuatro especies.

Palabras clave: *longitud, peso, envergadura, peces neotropicales, ríos de montaña, Andes.*

Abstract

Knowledge of freshwater fishes in the remote Andean mountains is scarce and restricted to examining the change of occurrence distribution along a specific gradient. The high number of endemic fish species requires further studies regarding their biology and their conservation status. The length-weight, length-length and length- girth relationships are useful to estimate the biomass and lengths of these fishes, and this is a basic tool for their study. The present work presents the estimates of morphometric relationships for nine native freshwater fish species (three Loricariidae, two Characidae, two Heptapteridae, one Crenuchidae and one Parodontidae) collected in the Suaza River (Huila, Colombia). These are the first length-weight relationships reported for all these species, mostly endemic to the Colombian Andes. The report also provides the new maximum size for four species.

Key words: length, weight, girth, Neotropical fishes, mountain river, Andes

Tobes I, Gaspar S, Peláez-Rodríguez M, Miranda R. Biometric relationships of freshwater fishes of the Suaza River (Huila Department, Colombia). [Acta Ichthyologica et Piscatoria](#) [under revision].



CAPÍTULO 6TH CHAPTER

ECOLOGÍA Y PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE PECES DEL RÍO ALTO MADRE DE DIOS, PERÚ: IMPLICACIONES DEL CONOCIMIENTO EN LA CONSERVACIÓN Y GESTIÓN

Ecology and distribution patterns of fish assemblages in the Alto Madre de Dios River, Perú: implications of knowledge in the conservation and management

Tobes I, Miranda R, Pino-del-Carpio A, Araujo-Flores JM, Ortega H

Resumen

Este estudio analiza la ecología y la distribución espacial de las comunidades de peces relacionadas con las variables ambientales del río Alto Madre de Dios. Los resultados presentados aportan nuevos datos ecológicos de estos remotos ecosistemas de agua dulce apenas estudiados. El área de estudio se encuentra entre los 300 y 2811 m, en el piedemonte amazónico de los Andes del Sur del Perú, dentro de la Reserva de Biosfera del Manu. Mediante el uso de técnicas de electropesca se colectaron un total de 1934 ejemplares de peces pertenecientes a 78 especies, 42 géneros y 15 familias. Los carácidos fueron la familia más abundante sumando un 43% de las especies, seguidos por los loricaridos (14%), trichomycteridos (8%), astroblepidos, cíclidos y heptapteridos (7% cada uno). La riqueza de especies y la diversidad disminuyeron al aumentar la altitud, mientras que la dominancia mostró un patrón inverso. Se llevaron a cabo análisis de correspondencias canónicas para obtener una visión general de la estructura de las comunidades de peces en relación a los parámetros de hábitats acuáticos. Así mismo, se aplicaron tres índices de calidad ambiental cuyos resultados destacaron el buen estado de conservación de los ecosistemas estudiados. Sin embargo, la gran falta de conocimiento en torno a la ecología de estos ríos y sus comunidades de peces supone un importante obstáculo para el desarrollo de iniciativas de conservación y de gestión. Esta carencia pone de manifiesto la urgente necesidad de nuevos estudios sistemáticos y ecológicos en torno a la fauna de agua dulce de la región.

Palabras clave: *Andes tropicales, índices de calidad ambiental, ríos neotropicales, dieta de los peces*

Abstract

This study analyses the ecology and spatial distribution of fish assemblages related to environmental variables of the Alto Madre de Dios River, contributing with new ecological data for these scarcely studied and remote freshwater ecosystems. The study area is located between 300 and 2811 m.a.s.l. on the Amazonian piedmont of the Southern Peruvian Andes, inside the Manu Biosphere Reserve. A total of 1934 fish specimens belonging to 78 species, 42 genera and 15 families were collected using electrofishing techniques. Characids were the most abundant taxon with 43% of the species, followed by loricarids (14%), trichomycterids (8%), astroblepids, cichlids and heptapterids (7% each one). Species richness and diversity declined rapidly with altitude, whereas dominance increased. Canonical correspondence analyses were performed to obtain an overview of the fish community structure in relation to aquatic habitat parameters. Some environmental quality indices were applied highlighting the almost pristine conservation status of the streams. However, the great lack of knowledge concerning freshwater ecology and fish communities represents an important restraint for conservation and management initiatives, therefore systematic and ecological studies of the freshwater fish fauna of this unique region are certainly needed.

Key words: Tropical Andes, environmental quality indices, neotropical stream, fish diet

Introduction

Freshwater ecosystems are often referenced among those that are most altered and threatened by anthropogenic impacts (Gozlan, Britton, Cowx, & Copp, 2010) and their fauna is at greater risk than any other animal and plant groups (Ricciardi & Rasmussen, 1999). The decline in freshwater biodiversity is alarming and far greater than in the most affected terrestrial ecosystems, positioning it as the over-riding conservation priority worldwide (Dudgeon et al., 2006). In this respect, precise knowledge of ecological aspects like species distribution and requirements are a key point for conservation strategies, especially when the focal species are threatened or endangered (Dejean et al., 2011). Unfortunately, our limited taxonomic knowledge and incomplete information on species distributions for broad territories is very high, and represents an insurmountable obstacle for documentation of imperilment and extinction of freshwater biodiversity (Allan & Flecker, 1993). In particular, fish assemblage variations in mountain streams of the Andes are poorly understood, where only few descriptive studies have been carried out (Barthem et al., 2003; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Lujan et al., 2013).

The tropical Andes is regarded as the richest of the 25 recognized global biodiversity hotspots and its streams are ecologically important as the headwaters of the megadiverse lowland river systems in South America (Albert & Reis, 2011). They are responsible of delivering major loads of inorganic sediment and organic carbon to lowlands (Townsend-Small et al., 2008) and play a key role in the ecological processes along the Andes-to-Amazon fluvial continuum (Laraque et al., 2009). Furthermore, the Andean flank of the Amazon hosts the highest biodiversity rates and has been least affected by historical climate variability and land use (Malhi et al., 2008).

However, the Andean-Amazonian piedmont is a rapidly changing landscape, part of the “arc of deforestation” (Aldrich et al., 2012), caused foremost by the expansion of cattle and soybean production (Myers, 1993). The recent growth of human populations and the exploitation of natural resources are leading to extensive reductions in habitats and subsequent impacts on rivers (Brooks et al., 2002). Additionally, the proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon valleys represents a major threat for the integrity of these ecosystems and may lead to irreversible and unpredictable changes both in the

headwaters and specially for the lowland areas in the Amazon (Finer & Jenkins, 2012). Fortunately, many opportunities for protecting these habitats yet exist, particularly in Peru, where entire river systems are still relatively intact and where there are few large dams and other major structural changes to river channels (Nilsson et al., 2005).

Our study area, the Alto Madre de Dios River Basin, in the south west of Peru, is an almost pristine basin. It's located in the Andean-Amazonian piedmont, in the transition zone of the Manu Biosphere Reserve, bordered on the northwest by the Manu National Park, and on the southeast by the Amarakaeri Communal Reserve, two important protected areas of the Peruvian Amazon. This region has long been known to tropical biologists as a region high in species diversity, as well as some of the world's largest expanses of pristine tropical forest (Yu, Hendrickson & Castillo, 1997). Pitman et al. (Pitman et al., 2008) reviewed all the scientific studies generated on the Department of Madre de Dios, and found that only 2.8% of the analysed manuscripts focus on fish or hydrobiology. Just lichens have received less attention than fish. Other research works regarding plants or mammals comprise 21.3% and 16.6% of the total scientific literature respectively.

However, Peru is home to 1,010 fish species (Ortega et al., 2010a), more than the 7% of all the globally known freshwater species. Most of them (more than 800) are found in the Amazonian Basin (Ortega & Hidalgo, 2008). Only during the past decade 155 new species were named in Peru (Ortega et al., 2012) and the experts estimate the total number of Peruvian freshwater fishes at approximately 1,200 spp. (Ortega & Chang, 1998). But as seen before, there have been few ecological surveys focusing on fish and the majority point out the uneven level of knowledge for this group of vertebrates (Ortega & Hidalgo, 2008), with some taxa itemized at the species level, whereas others routinely are catalogued at family level, order or even phylum (Allan & Flecker, 1993).

Given the pessimistic predictions for the sustainability and conservation of the Andean biodiversity due to environmental alterations (Vuille et al., 2008; Jaramillo-Villa, Maldonado-Ocampo & Escobar, 2010; Swenson et al., 2011) studies on the biotic and abiotic factors conditioning the abundance and distribution of Andean fish are critical to document the primary characteristics of the original communities and thereby contribute to the delimitation of appropriate conservation areas and/or to recovery strategies. Furthermore, Andean rivers are ecologically relevant as the upstream branches of the mega-diverse wetlands in the

Amazon plain, and freshwater fish should be considered as fundamental indicators of ecological conditions in these critical regions (Finer & Jenkins, 2012).

In the present study we examine the freshwater ecology for the Alto Madre de Dios River focusing on its ichthyofauna and to evaluate the environmental integrity of the studied ecosystems. Our specific objectives are to (1) describe spatial variation of fish assemblage of an unstudied Andean-Amazonian stream, and (2) to identify patterns of association between fish assemblages and habitat variables.

Materials and methods

Study area

The Manu National Park has been considered one of the world's most important tropical protected areas since its creation in 1973 (Shepard et al., 2010). It is located in the southern Peruvian Amazon rainforest and constitutes the core of the Manu Biosphere Reserve and an IUCN World Heritage Site (Salvador, Clavero & Pitman, 2011). The southern buffer zone of Manu Biosphere Reserve includes the Alto Madre de Dios basin (11°00'-13°30'S, 73°30'-68°30'W) (Fig. 1). The river flows, south to north, for 275 km through the rainforest of Cusco and Madre de Dios Departments, draining an area of approximately 1600 km². The altitude in the basin varies from up to 3500 to 300 m.a.s.l. in the Manu River junction, spanning five Andean vegetation zones: puna (4500–3500 m), upper cloud forest (3500–2500 m), lower cloud forest (2500–1000 m), piedmont (1000–400 m) and lowlands (400–50 m) (Brack & Mendiola, 2000). Our highest sampling site was located at 2411 m.a.s.l. while to lowest was at 398 m.a.s.l., 80 kms downstream. Rivers flow through deep and narrow valleys and steep slopes from the source to around 700 m.a.s.l., where the valleys open to wide and flat lowland floodplains. Flow regime is highly responsive to rainfall, and presents the greatest discharge period from November to April, decreasing progressively in the dry season (from May to October). The rivers remain turbid through the year, with highest sediment loads during the rainy season.

Population density in the Alto Madre de Dios valley is low, with scattered settlements which are under the administration of the village of Pilcopata in the District of Kosñipata,

Department of Cusco (pop. 4790 in 2007, according to the Statistical National Institute of the Peruvian Government).

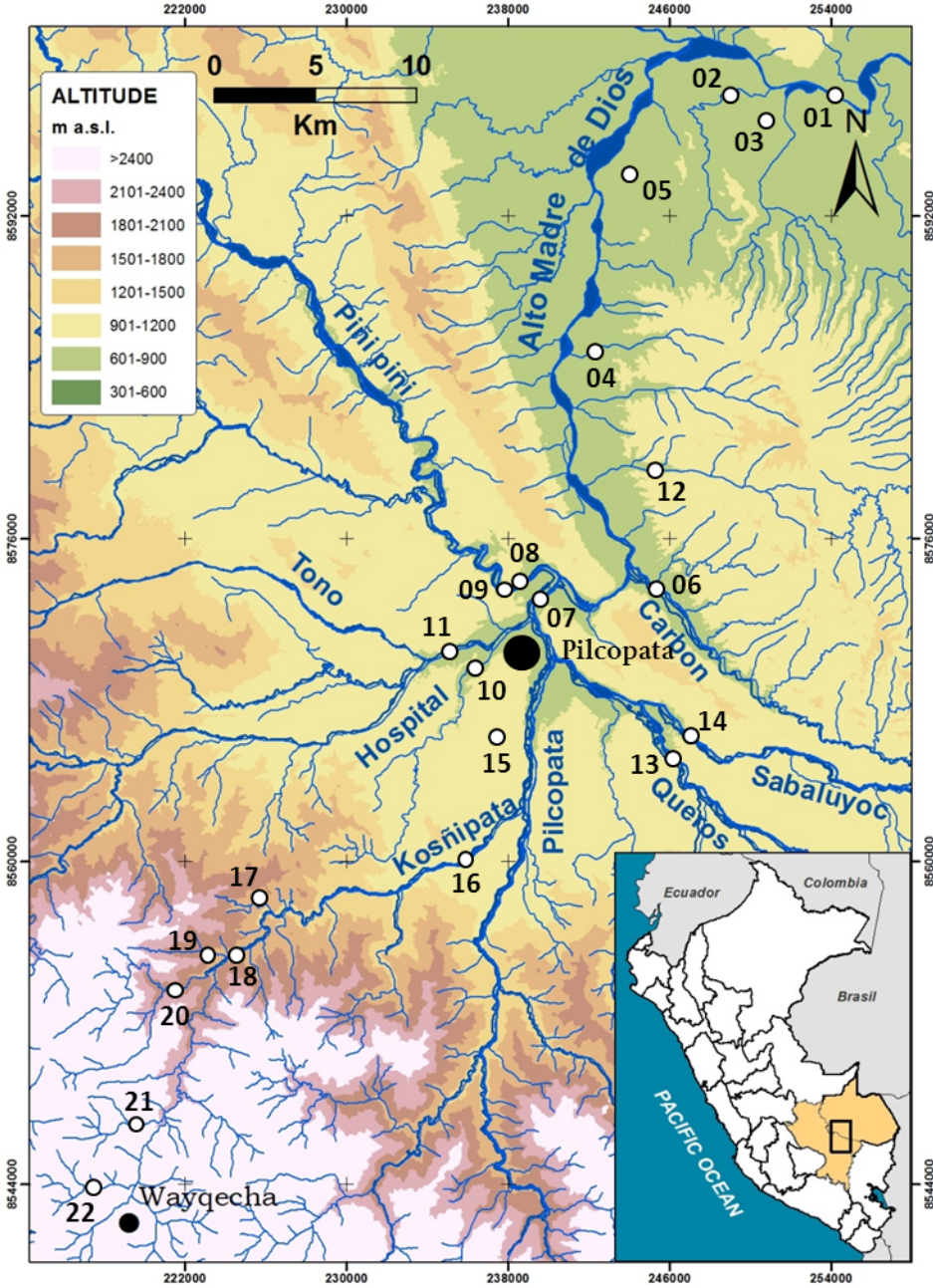


Fig. 1. Location of study the sites in the Alto Madre de Dios Basin, Perú.

Nowadays, the majority of land is still covered by primary Amazonian forest, although some areas have being deforested and are used for cattle raising. Tourism facilities - lodges

and a network of forest trails - are used by a relatively low number of tourists in comparison with other lodges in Madre de Dios area (Yu, Hendrickson & Castillo, 1997).

Field sampling and analysis

Our survey was conducted at twenty-two sampling sites in June 2012 (Fig. 1). The following environmental variables were recorded at each site using a multiparametric probe (Hanna Instrument, HI 98129 Combo Waterproof): conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), water temperature ($^{\circ}\text{C}$), and pH. Characterization of habitat structure was done using transects according to Armantrout (1998), and included depth (m), width (m), water velocity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), percent tree canopy shading and dominant substrate categorized as fines (<2 mm), gravels (~ 2 –64 mm), pebbles (~ 64 –256 mm), boulders (>256 mm), or bedrock and concrete. Additionally, two habitat quality indices were measured: the Qualitative Habitat Evaluation Index QHEI (Rankin, 1989), and the Andean adapted version of the riparian forest quality index QBR (Acosta et al., 2009) (Table 1). QHEI jointly considers different habitat parameters, such as bottom substrate and embeddedness, instream structure, velocity and depth regime, canopy cover, channel alteration and pool/riffle or run/bend ratios. QBR index includes aspects of the riparian forest such as total riparian vegetation cover, cover structure, cover quality and channel alterations.

Fish sampling was carried out by electrofishing surveys, using a backpack electrofishing gear (Hans Grassl model IG200/2D, 300-600V, 0.2-2A) following a single-run depletion methodology and estimating fish abundance based on catch per unit effort (CPUE) (Meador, McIntyre & Pollock, 2003). Collected fish were anesthetized and subsequently counted, measured to the nearest 0.1 cm total length (TL), weighed with a digital scale to an accuracy of 0.05 g, and released after the survey, with the exception of some voucher specimens kept for posterior identification.

Voucher specimens were deposited in the fish collection of the Natural History Museum of National University of San Marcos (Lima, Peru). In the laboratory, fish were preserved in alcohol (75%) and identified by Ana María Cortijo, Jessica Espino and Hernán

Ortega, members of the Department of Ichthyology of Museum. Scientific names were validated according to W. N. Eschmeyer's Catalog of Fishes (Eschmeyer, 2013).

Data analysis

From fish community compositional data, richness (Margalef's index $R = (S-1)/\ln N$), diversity (Shannon–Wiener index $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$) and dominance (Simpson's index $D = \sum p_i^2$) measures were calculated, where p_i is the proportion of species «i» at a given site and S is the number of species (Margalef, 1980).

Canonical correspondence analysis (CCA) was used to identify relationships between environmental variables and fish abundances. The main result is a scatterplot ordination diagram displaying the pattern of fish assemblage variation along the environmental variables shown as vectors. Vector direction and length indicate the relative magnitude and influence of a particular variable on fish assemblages. To reduce the influence of rare species on the multivariate analyses, poorly represented species (occurring only in three or less samples) were removed from this analysis, and taxa were grouped by genus. The significance of the analyses was assessed by a permutation test with 100 random permutations. To improve linearity, environmental variables were log transformed. Proportional data (substrate types) and abundance fish data were transformed (arcsine and root transformed, respectively). All statistical procedures were performed with PAST software package (Hammer et al., 2001).

Results

A total of 1934 specimens were collected and 78 fish taxa were identified belonging to 42 genera and 15 families (Dataset S1). Twenty seven species were undetermined, 10 were identified as species affinis, and only 41 species were correctly identified. Characids were the most abundant taxon with 43% of the species, followed by loricarids (14%), trichomycterids (8%), astroblepids, cichlids and heptapterids (7% each one) and crenuchids (3%). The remaining fish belonged to ten families with only one represented species.

Regarding diversity indices, values presented a marked altitudinal pattern. Shannon–Wiener and Margalef's indices showed negative correlations with altitude, whereas Simpson's index showed positive correlation (Fig. 2). Site 13 presented the highest diversity

and hosted alone the 28% of the total fish species (22 spp). On the other hand, highest sites, 21 and 20, only had two species (*Astroblepus* sp. and *Trichomycterus* sp.). Site 15 shown strange values that didn't fit with the observed patterns. Its environmental characteristics, habitat quality and diversity indices values were unusual and poor compared to the other sampling sites. Due to its peculiar characteristics, it was discarded for subsequent analysis.

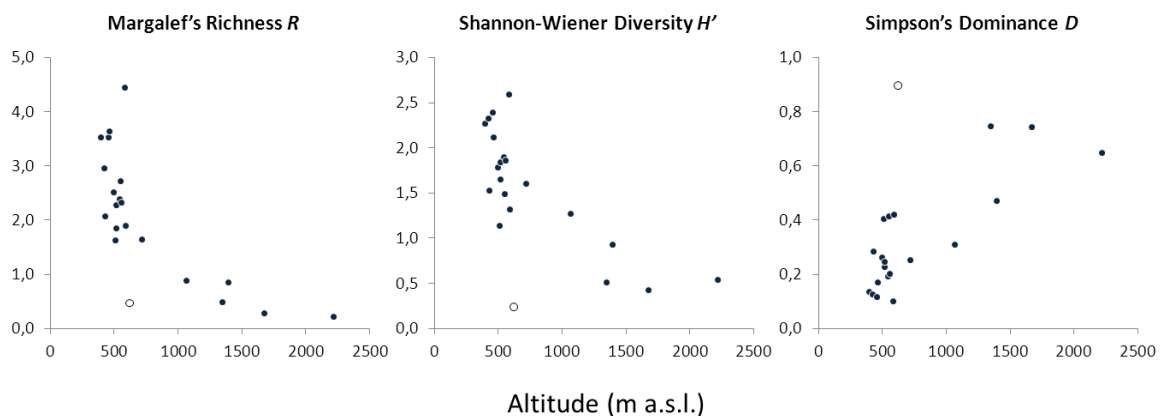


Fig. 2. Richness, Diversity and Dominance indices estimated for each sampling points distributed according to their elevation (m a.s.l.)

A Canonical Correspondence analysis (Fig. 3) for all the sites (with the exception of site 15) was carried out to analyze the relation between environmental variables and fish community along the basin ($p < 0.05$, permutation test with 100 permutations). The first two canonical axes accounted a total of 63.6% of the variation. The first axis explained 46,59% of the variability and separated species and sites related to elevation, with sites above 700 m.a.s.l. being distributed on the right area of the graph (with the exception of site 12) and sites below that altitude spread in the left area. The second axis explained 16.99% of variability and mainly influenced distribution of sites and species bellow 700 m.a.s.l. spreading them along the axis by different habitats, depending on stream-flow, substrate types and hydrochemical parameters (Fig. 3). On the right area of the graph a first species group composed by *Trichomycterus* (Fig. 4) and *Astroblepus* genera (Fig. 5) was separated from the remaining and it was positively related to headwaters showing distinctive features: high velocities of water, big boulders and lower temperatures. *Bryconamericus* genera species were also related to these headwater streams, although they don't appear so high in the altitudinal

gradient. A second group of fish composed by *Astyanax*, *Corydoras*, *Knodus* and *Creagrutus* genera, located on the bottom-left area of the graph, was positively related to still waters with low velocities, higher conductivities and fine substrates (mainly sands). A third cluster, located on the top-left area of the graph, included *Hemibrycon*, *Hoplias*, *Chaetostoma* and *Rineloricaria*; related to open places with wide riverbed and mainly pebbles in the substrate. Finally, on the central area of the diagram the rest of the genera and sites were gathered together.

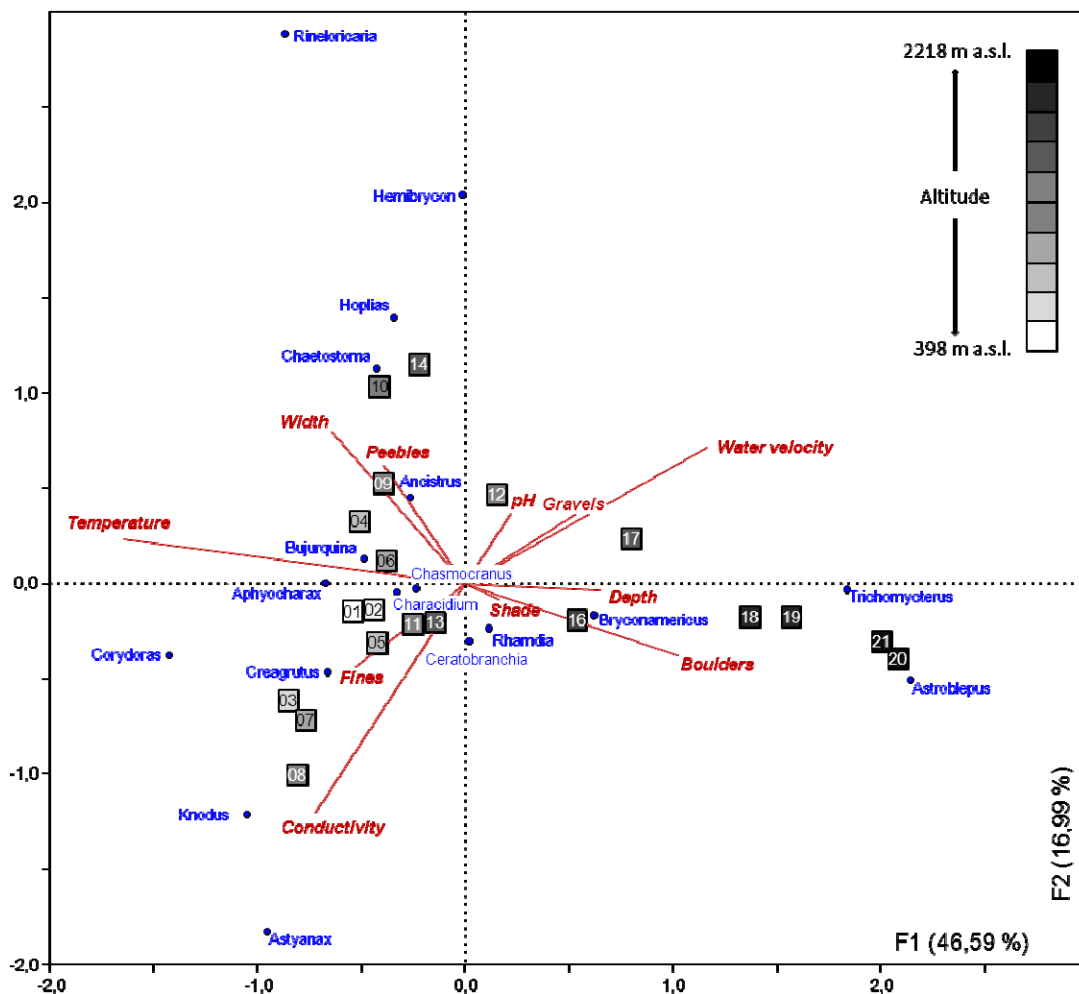


Fig. 3. CCA biplots for sites (squares) and fish genera (points). Vectors represent the variables used in the analysis, and their length is proportional to the explained variability.

Attending to fish distribution and trophic specialization along the altitudinal gradient (Fig. 6), no fish were found above 2200 m.a.s.l. *Astroblepus* and *Trichomycterus* genus were the only genus found on highest reaches, feeding exclusively on invertebrates, but even

though they appear tightly related to headwaters, they were found all along the basin with occasional and scarce occurrence in lowland streams. At 1400 m three new genera appear; one invertivorous *Bryconamericus*, and the first two herbivore-detritivores *Chaetostoma* and *Ancistrus* genera. Above the 700 m other four invertivorous genera were found: *Characidium*, *Rhamdia*, *Creagrutus* and *Chasmocranus*. The rest of the fish taxa were found below 622 m, representing the majority of the diversity. The first piscivorous species were found at this altitude.

Discussion

According to some ecological studies and inventories carried out in this area (Ortega, Corahua & Palacios, 2006; Araújo-Flores, 2015), more than 130 species of freshwater fishes have been reported in the Alto Madre de Dios. In the present study, only 78 species were collected, due to two main reasons: (1) the limitations of the electrofishing technique and (2) the location of the sampling sites, mainly distributed in the piedmont area.

Regarding electrofishing, only wadeable stretches were sampled, whereas bigger courses or deep stretches were avoided. This limitation directed our sampling efforts to smaller rivers and tributaries where the electrofisher gained efficiency (Allard et al., 2014). Although this represents a significant impediment for carrying out a complete biological survey, also brings up new opportunities. Most of the ichthyofaunal studies undertaken in Amazonia have focused on the large rivers and commercially valuable species, therefore small and none commercial fishes and secondary streams have been usually overlooked (Mendonça et al., 2005). Guided by our limitations, part of our surveying efforts were concentrated on this poorly studied ecosystems and species.

Besides the restrictions for choosing samplings sites, fish resistance to electrofishing was significant. This resistance was favored by low water conductivity and temperature, high velocities, shelter's abundance or low visibility (Zalewski, 1985). Furthermore, capture efficiency depended on the mobility of species: little benthic fish were collected easily, in contrast to bigger well-swimmer species that escaped the electrofishers range. However, according to other authors (Zalewski, 1985; Meador et al., 2003) electrofishing is the best sampling method when your objectives are to estimate and quantify freshwater fish

populations in streams and wadeable rivers and to correlate these abundances with environmental features, habitat characteristics, hydrochemical parameters or other ecological measures. Besides, although electrofishing surveys have been widely achieved on the world, they have been scarce in remote places like the Alto Madre de Dios Basin due to the more complex logistics.

If we match our results with the survey carried out with seine nets by Araújo-Flores in 2013 (reported in Araújo-Flores, 2015) we find remarkable differences. Comparing the total 44 spp. reported by Araújo-Flores with our 78 spp. only 17 of them were captured by both studies. Nevertheless, survey of Araújo-Flores focused on two rivers and its tributaries (Pilcopata and Piñi-Piñi Rivers), distributing 10 sampling sites in a smaller area with a limited altitudinal range (500-600 m.a.s.l.). If we compare our data for the three sites coinciding with the survey of Araújo-Flores (sites 7, 8 and 9), although our sampling effort was lower (3 vs 10 sites) and our captured diversity smaller (26 vs 44 spp.), we collected 15 spp. missing in the survey of Araújo-Flores. Therefore, although electrofishing is not as effective in tropical streams as it is for temperate streams, it may be more effective for capturing some species that seem to be underestimated by other techniques. Consequently, as we focused on understudied small rivers and streams, catching poorly known small fish, using an uncommon technique for tropical freshwaters, our study presents new and relevant taxonomic and ecological information, providing data for some fish never captured before by previous surveys in the area.

Concerning the diversity indices, a gradual increase in species richness and diversity is expected along longitudinal gradients in lotic systems; associated with changes in resource availability, channel morphology, flow regime and substrate type (Hoeinghaus, 2004; Alexandre et al., 2010). Addition of species is usually related to an increase of habitats motivated for the structural diversification of the environment downstream (Leunda et al., 2012). Our study confirms this pattern (Fig. 2), with the only exception of one sampling point 15, that doesn't fit the trend due to its low diversity values, explained by its peculiar features as seen later.

All the studied environmental variables were correspondent with the values reported by other works for natural and unaltered streams of this territory (Jaramillo-Villa et al., 2010; Schaefer & Arroyave, 2010; Lujan et al., 2013; Tobes et al., 2016). Quality indices of riparian

and fluvial habitat (QBR and QHEI) got very high scores in all the sampling points, highlighting the good environmental quality, with some remarkable exceptions. Riparian forest (and adjacent jungle) on the right bank of the sampling point 13, in the Queros River, was inexistent due to deforestation for extensive cattle raising. Besides, sampling point 15 showed significant differences both in environmental and diversity features, as already mentioned. This site belongs to a special type of aquatic ecosystem of Amazon forest, known as Aguajal. They are backswamp forests, defined as forest on low-lying areas outside of streams courses, usually dominated by palms (*Mauritia flexuosa*), although other tree species like figs (*Ficus* spp.) can be abundant as well (Hamilton et al., 2007). They also tend to be clear and acidic, in contrast to the higher turbidity and circumneutral pH of the streams around (Goulding et al., 2003). Sampling point 15 presented the described characteristics and showed low habitat quality indices (Table 1) and very low diversity of fishes (Fig. 2), with only three species present: *Moenkhausia oligolepis*, *Crenicichla semicineta* and *Hoplias malabaricus*. In particular, this Aguajal was confined by extensive cattle pastures surrounding it and was used as drinking reservoir for cattle, showing a remarkable eutrophication. Because of its special and no-comparable characteristics, this peculiar sampling point has been excluded for the general comparative analysis.

Fish abundance and distribution in response to environmental variables was represented using the CCA analysis (Fig. 3). The observed distribution of species along the longitudinal gradient of the basin was comparable to other fish assemblages found in rivers with similar characteristics in adjacent areas (Maldonado-Ocampo et al., 2005; Jaramillo-Villa et al., 2010; Lujan et al., 2013; Tobes et al., 2016). This biotic zonation corresponds to discontinuities in river geomorphology or abiotic conditions, and are usually related to smooth transitions of abiotic factors contributing to nested patterns of assemblage composition along the altitudinal gradient (Tejerina-Garro et al., 2005). The graph highlights this zonation, distributing headwater sites and their fish assemblages on the right of the diagram, related to fast running waters, boulders and low water temperatures, opposed to lowland streams on the left of the graph related to fine substrates, higher water temperatures and low velocities. The boundary between both zones is located at 700 m.a.s.l. when the basin changes from the steep piedmont streams flowing through narrow valleys, to flat and wide floodplains where river channels widen.

Genera *Astroblepus* and *Trichomycterus* co-occur in high reaches, being the unique species present on the sites close to the sources. These genera are adapted to headwaters, related to rocky substrates and cold, clean and well oxygenated water (Fig. 3). They are benthonic species without scales and a powerful sucker mouth or opercular odontodes (Schaefer & Arroyave, 2010) Nevertheless, they occasionally occur in lower areas, although their distribution is usually limited to elevations greater than 400 m.a.s.l. (Lujan et al., 2013). *Bryconamericus*, a rheophilic genus, is the next genus joining the headwater assemblage at 1400 m.a.s.l. (Fig. 6). They prefer areas of moderate to strong current and present even in the torrential flows (Maldonado-Ocampo et al., 2005; Jaramillo-Villa et al., 2010), occupying intermediate places between mountain upstream and jungle downstream. We also found some *Chaetostoma* and *Ancistrus* fishes at this reaches, although they appeared closely related with lower middle section streams (Fig. 3).

The shift in assemblage composition in response to geomorphological changes in the basin is significant under the 700 m.a.s.l. We found the majority of the species related to these lower reaches, distributed along the left area of the CCA (Fig. 3). Habitats with fine substrata, very slow water velocities and more conductivity due to organic decomposition were related with some characid genera (*Astyanax*, *Knodus* and *Creagrutus*) and genus *Corydoras*, grouped on the bottom left area of the diagram (Fig. 3) (Aranha et al., 1998; Pouilly et al., 2006). Other lotic places with a substrate dominated by pebbles and wide riverbed were distributed on the top left of the diagram, related with *Hemibrycon* genera characids and loricarids like *Rineloricaria*, *Chaetostoma* and *Ancistrus* (Barthem et al., 2003; Alexandre et al., 2010; Goulding et al., 2003).

We also observed a remarkable zonation related to trophic niches (Fig. 6). Headwaters were dominated exclusively by invertivorous *Astroblepus* (Fig. 5) and *Trichomycterus* (Fig. 4) fishes due to the scarcity of other food resources in these clean waters (Schaefer & Arroyave, 2010). Although the first herbivore-detritivore *Chaetostoma* and *Ancistrus* individuals were found starting at 1400 m.a.s.l., they got more abundant below 1000 m.a.s.l., once the river carries enough organic matter coming from the surrounding forest offering a new trophic niche (Tobes et al., 2016). The first piscivorous species, *Hoplias malabaricus* and *Crenicichla semicineta*, were distributed around 600 m.a.s.l. and below, first found at site 15, the aguajal, where the *Moenkhausia oligolepis* community was very abundant providing

enough biomass to feed the predators. This distribution pattern perfectly fits with the observations of Lujan et al. (2013).

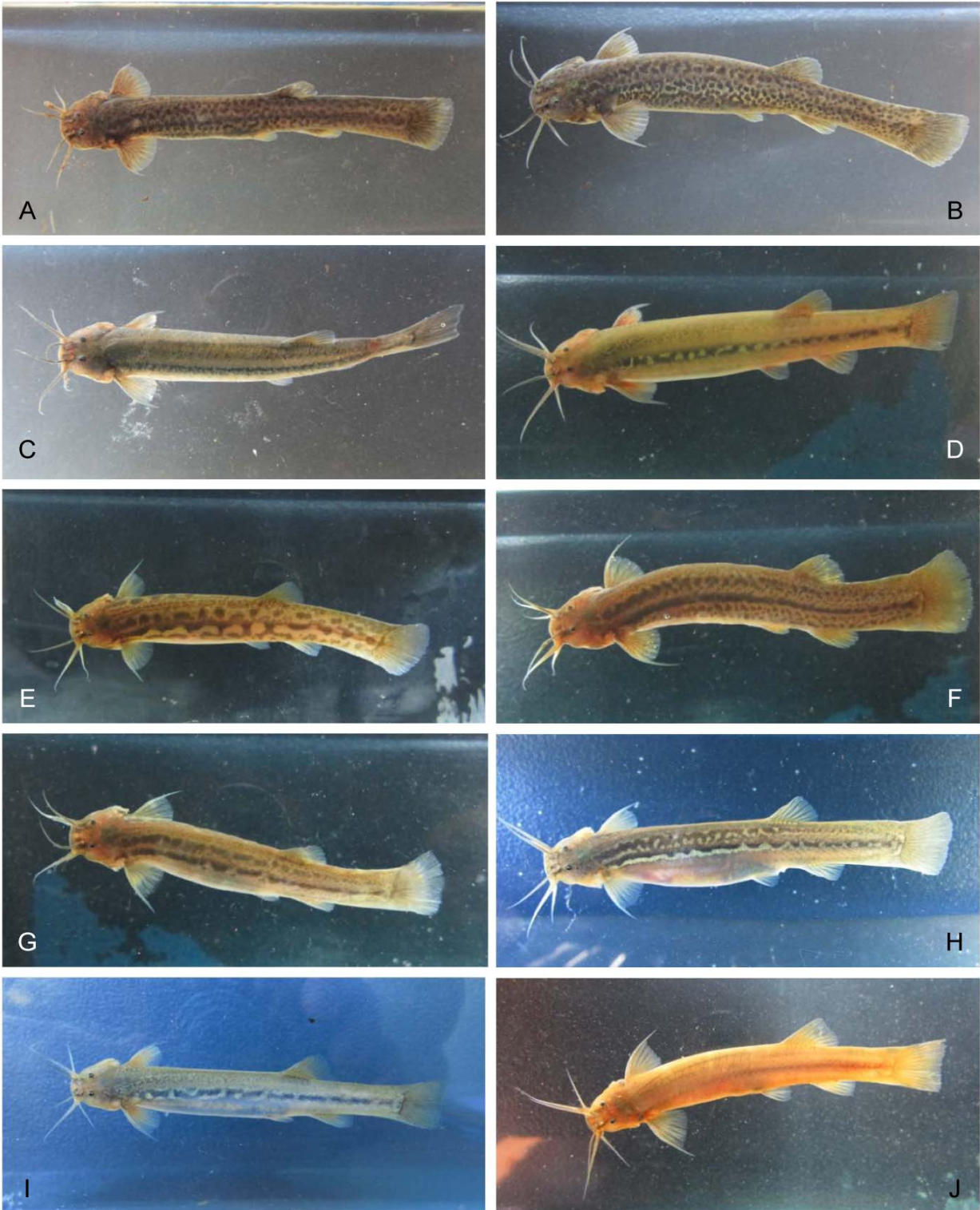


Fig. 4. *Trichomycterus* fish species, classified as ten different taxa on the field, were later grouped as six different species after a detailed taxonomic work on the laboratory. All of them were identified to genus level.

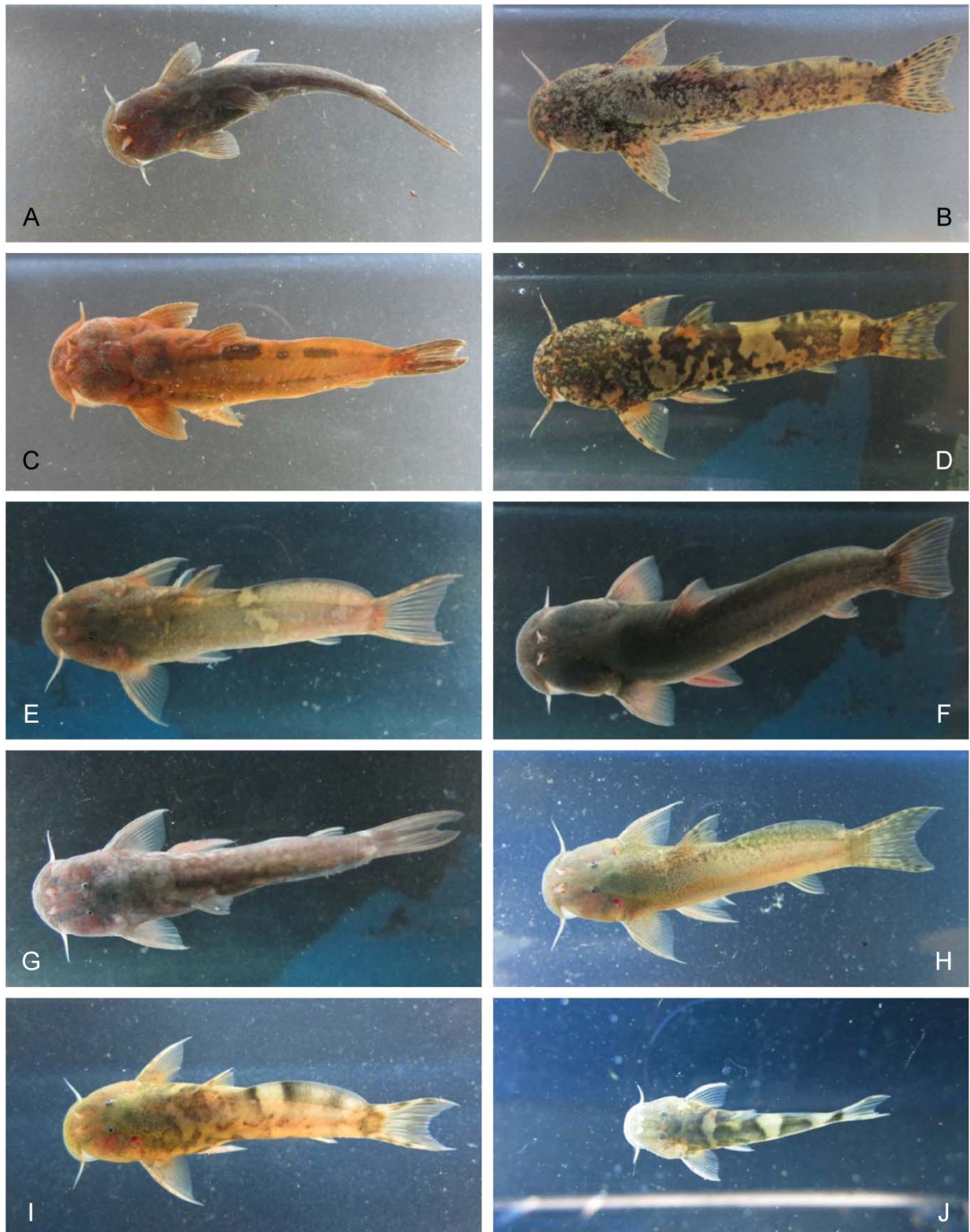


Fig. 5. *Astrolepus* fish species, classified as ten different taxa on the field, were later grouped as five different species after a detailed taxonomic work on the laboratory. *Astrolepus mancoi* (B & D); *Astrolepus* aff. *trifasciatus* (I & J); *Astrolepus* aff. *longifilis* (E & H). Other two species were identified to genus level.

In general terms, environmental variables correspond to natural conditions and -with the exception of some little forest exploitation and human settlements- there are not important human impacts in the area. However, there are five principal threats over Alto Madre de Dios basin: logging, gold mining, climate change, fossil fuel extraction and hydropower projects. Logging activities are already taking place in the area, nevertheless their intensity is much lower than for other Amazonian areas (Chávez-Huamán, 2009), probably because road connection is still not very good and increases the costs of transportation. Although gold mining is one of the major treats for the Madre de Dios Basin, being responsible of severe negative effects over river ecosystems (Swenson et al., 2011), it is still absent in the Alto Madre de Dios River, probably because gold is not as abundant for higher reaches of the basin as it is for lowland areas.

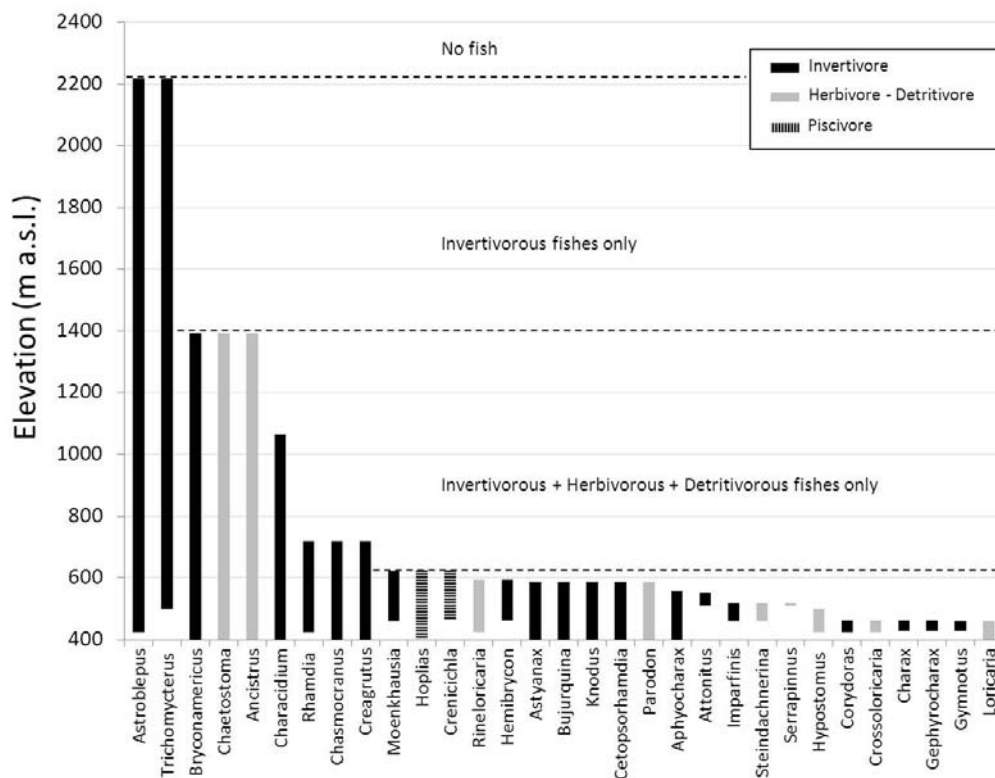


Fig. 6. Elevational ranges and trophic specializations of fish species occurring at elevations > 400 m a.s.l. in tributary and main-channel sites within the Alto Madre de Dios watershed, south-eastern Peru.

According to Vuille et al. (Vuille et al., 2011) the tropical Andes may experience a temperature increase on the order of 4.5–5 °C by the end of the 21st century, affecting more

severely high mountains than lower elevations (Bradley et al., 2006). Additionally, predicted changes may cause an increase in precipitation during the wet season and a decrease during the dry season, drastically modifying the seasonal hydrological cycle for the region (Vuille et al., 2018).

The effects of this climate change, intensified by deforestation, would be catastrophic for freshwater fauna, especially for the species with low mobility, strongly adapted to specific seasonal changes. In addition, aquaculture is gaining importance as economic activity especially along lower reaches of the basin (i.e. <400 m.a.s.l.) although it is still scarce in the Alto Madre de Dios (Ortega & Hidalgo, 2008). However, the studied area presents a long-lasting tradition of fish culture, and Pilcopata River has been catalogued with a high fish production potential (Chávez-Huamán, 2009). Unfortunately, aquaculture of exotic species (tilapias and carps) is promoted and growing in the Alto Madre de Dios, representing an important threat to local diversity. Gas and oil extraction is responsible of critical environmental impacts in the Amazon, caused by the construction of drilling platforms and pipelines, and the contamination of rivers from oil spills and wastewater discharges (Finer et al., 2008). Besides, it requires the creation of new roads that are responsible of several indirect impacts like increase of human settlements, illegal colonization, logging, hunting and wild meat trade (Suarez et al., 2009). One of the oil blocks under contract between Peruvian government and a multinational company may be exploited in a near future inside the Amarakaeri Communal Reserve, on the eastern Alto Madre de Dios River (Finer et al., 2008), representing a major treat for the ecosystems and indigenous people in the area. Finally, there proliferation of hydroelectric dams is threatening the integrity of many of the headwater valleys draining the Amazon from the Andes, and would cause a major break in connectivity from the sources to lowland areas and massive deforestation (Finer & Jenkins, 2012).

These threats over the Alto Madre de Dios Basin and the predicted changes for river ecosystems highlight the necessity of taking action as soon as possible. The development and implementation of management plans is crucial for anticipating and mitigating future impacts. Nevertheless, the principal threat for this peculiar area, with high endemic biodiversity and very good conservation status, is the lack of knowledge regarding its fauna and flora. Studies of the fish fauna are critical to document the primary characteristics of the original communities and thereby contribute to the delimitation of appropriate conservation areas

and/or to recovery strategies for degraded streams (Casatti et al. 2005). Therefore Peruvian freshwater fish faunal inventory (including the Alto Madre de Dios River Basin) is a priority (Ortega & Hidalgo, 2008). There are many remote areas, with poor accessibility, where knowledge of freshwater fish fauna is negligible and for most fish taxa basic taxonomic work is still required, not only for this area, but for all the Amazon and adjacent basins (Ortega et al., 2012). Besides, there is even less information, in some cases null, on the ecology of many species. This knowledge gap highlights the necessity of basic taxonomic works and the creation of field guides providing new research projects an essential tool (Lowe-McConnell, 1998). Fortunately, there are some remarkable guides for the Madre de Dios Basin (Barthem et al., 2003; Goulding et al., 2003) and adjacent areas (Galvis et al., 2006; Carvalho et al., 2012) that offer inestimable material about freshwater fishes in this region, although, the information in these guides is incomplete for many species. Scientists working in these areas have felt this lack of knowledge as an impediment that reduces their possibility to study community-level trends or events (Wheeler, Raven & Wilson, 2004).

River basins can be considered as islands, bounded by elevated land (Schaefer & Arroyave, 2010). In the case of mountain headwaters, downstream environmental conditions (i.e. temperature, dissolved oxygen, etc.) and the elevation represent another boundary to their peculiar fish fauna, adapted to specific conditions found on higher reaches. This is why, although Andean fish diversity is much smaller compared to the lowland Amazon ecosystems, it is highly endemic and rich, with unique species found for each basin, making them irreplaceable and precious (Schaefer et al., 2011).

Concerning this taxonomic constraint, freshwater fishes of high headwaters demand special attention. After a review in the IUCN Red List of the 43 genera of fishes found in our surveys, there are only four species belonging to these genera catalogued as threatened: *Astroblepus ubidiai* (Pellegrin 1931) (Ecuador, Critically Endangered), *Bryconamericus plutarcoi* Román-Valencia 2001 (Colombia, Vulnerable), *Trichomycterus chungaraensis* Arratia, 1983 (Chile, Vulnerable) and *Trichomycterus venulosus* (Steindachner 1915) (Colombia, Critically Endangered). All of them are Andean species and live in high altitudes, areas where human settlements and their subsequent impact has a longer and more intense presence, compared with Amazonian streams. We found five different species of *Astroblepus* (Fig. 5), two of them undetermined, five species of *Bryconamericus* and six species of

Trichomycterus, all of the last genus undetermined (Fig. 4). Astroblepids and trichomycterids are typically restricted in their geographical distribution and endemic to single or adjacent river systems of the Andes, and its taxonomy is an especially confusing and in constant revision (Schaefer et al., 2011). Advances on the taxonomic and ecological knowledge of these high mountain species, related to tropical montane cloud forests, are mandatory for the design of conservation and management plans in the area.

According to Ortega et al. (2008), there is not an official national Peruvian red list of freshwater fishes because of this lack of knowledge (despite several attempts and proposals). Although conservation lists have their limitations and critics, they represent an essential tool required for protecting biodiversity (Jelks et al., 2008). Therefore, it is imperative to continue with the study of freshwater fish species in Peru with the aim of improving management actions and conservation plans.

The majority of the Andean-Amazonian basins, recognized as one of the global biodiversity conservation hotspots are severely threatened (Myers et al., 2000). Although they comprise a minor portion of the Amazon Basin's total area, they contribute with the 40% of the Amazon's total discharge (Goulding et al., 2003) and provide essential ecosystem services both in their adjoining territories and to the lowland rivers (Anderson et al., 2011), therefore their conservation is essential for guaranteeing the future to the whole Amazon. In the light of this scenario where no Andean-Amazon Basin will remain untouched, the Alto Madre de Dios River Basin still preserves healthy ecosystems, with mild human impacts affecting some stretches, but showing a good environmental quality overall. Therefore, this makes the basin a perfect candidate for being preserved and considered as a reference basin for these seriously endangered ecosystems.

One of the main tasks of conservation biology is to select places on the basis of their biodiversity value and uniqueness, prioritizing those that have the highest values and that are irreplaceable (Le Saout et al., 2013). To fulfill this task, first of all, the biodiversity in target sites should be assessed. To assign an adequate biodiversity value to these sites the knowledge of freshwater fish species is crucial, especially in areas where many species are dependent on freshwater ecosystems. Having this in mind additional systematic and ecological studies of the freshwater fish fauna in this particular region will undoubtedly be needed to address this issue.

Acknowledgments

Invaluable field assistance and friendship was provided by Américo Quispe. We are grateful for the unreserved cooperation of Hugo Pepper, who provided logistic and data support. We thank the members of the Department of Ichthyology of MUSM for their help and assistance. The Asociación para la Conservación de la Cuenca Aemazónica (ACCA), kindly provided valuable information, collaboration and lodging during our fieldwork. The authors are grateful to the Asociación de Amigos – University of Navarra, which awarded Ibon Tobes a doctoral grant. Vice-rectory of Research of the Universidad de la Amazonia provided logistic and economics resources for the achievement of this work.

Table 1. Sampling sites and environmental variables in Alto Madre de Dios River, Peruvian Amazon.

Code	River	Location	Date	Geographic coordinates		Alt	pH	Ta	Tw	Cd	Wh	Dh	Vc	QBR	QHEI
01R	Alto Madre de Dios	Aguas Calientes	13/06/2012	12°40'18"S	71°16'02"W	398	7.95	24.3	21.7	105	18.2	25.1	0.51	100	72
02R	Shintuya	Shintuya	12/06/2012	12°40'17"S	71°18'18"W	424	8.07	24.4	24.4	99	11.2	13.7	0.23	90	72
03A	Quebrada Anaconda	Shintuya	13/06/2012	12°40'54"S	71°17'50"W	428	7.37	26.4	21.4	119	3.45	16.8	0.05	95	61
04Q	Quebrada Mascuitania	Mascuitania	14/06/2012	12°47'24"S	71°23'09"W	459	6.82	29.0	25.4	44	7.86	25.6	0.25	85	67
05Q	Quebrada Puente a km 250	Dos cincuenta	14/06/2012	12°41'18"S	71°20'54"W	462	8.03	26.1	22.4	169	5.54	18.7	0.15	100	74
06R	Carbón	Atalaya	11/06/2012	12°53'33"S	71°20'56"W	499	8.78	26.3	25.3	102	14.4	34.5	0.41	100	85
07R	Pilcopata	Villa Carmen	10/06/2012	12°53'44"S	71°23'59"W	511	6.94	24.8	25.0	119	15.7	15.6	0.04	100	74
08R	Piñi-Piñi	Villa Carmen	07/06/2012	12°53'19"S	71°24'21"W	518	6.86	22.3	22.0	131	6.86	44.1	0.19	100	88
09Q	Quebrada en Piñi-Piñi	Villa Carmen	07/06/2012	12°53'19"S	71°24'21"W	518	7.20	22.3	20.6	126	4.51	5.11	0.13	100	62
10R	Hospital	C N Huacari	08/06/2012	12°55'14"S	71°25'21"W	547	7.63	23.1	19.9	26	28.3	36.6	0.74	100	84
11R	Tono	C N Huacari	08/06/2012	12°55'01"S	71°25'44"W	551	7.70	19.1	18.5	50	6.94	22.1	0.30	100	68
12R	Salvación	Salvación	11/06/2012	12°50'23"S	71°21'09"W	558	7.26	24.0	23.2	33	4.42	30.1	0.39	100	66
13R	Queros	Pampa Azul	09/06/2012	12°58'07"S	71°20'28"W	587	8.00	20.0	18.3	61	10.4	39.5	0.31	80	82
14R	Sabaloyacu	Sabaloyacu	09/06/2012	12°57'27"S	71°20'09"W	593	7.70	19.7	21.2	44	22.9	31.0	0.43	100	87
15A	Aguajal	Agua Santa	17/06/2012	12°56'33"S	71°24'46"W	622	5.77	23.9	22.0	26	2.49	57.4	0.04	50	63
16R	Kosñipata	Asunción	10/06/2012	13°00'36"S	71°25'50"W	720	7.40	26.4	19.3	65	5.16	19.9	0.32	100	78
17Q	Quebrada Quitacalzon	Consuelo	16/06/2012	13°01'34"S	71°29'59"W	1064	7.83	20.9	18.7	52	4.07	31.4	0.45	100	88
18R	Kosñipata	San Pedro	16/06/2012	13°03'23"S	71°32'36"W	1347	7.53	22.2	16.0	89	6.42	24.4	0.15	95	70
19R	Río San Pedro	San Pedro	16/06/2012	13°03'19"S	71°32'48"W	1394	7.81	20.1	18.5	43	7.74	49.4	0.48	95	88
20R	Unión	Unión	17/06/2012	13°04'17"S	71°34'11"W	1673	7.72	20.2	15.3	64	8.41	32.0	0.72	75	66
21Q	Quebrada Américo	Wayquecha	18/06/2012	13°07'46"S	71°34'41"W	2218	7.40	17.3	11.4	51	3.99	30.2	0.83	100	84
22Q	Pacchayoc	Pacchayoc	18/06/2012	13°09'30"S	71°35'51"W	2411	4.41	16.1	11.7	188	6.11	23.9	0.89	100	82

Alt: Altitude (m), Ta: Air temperature (°C), Tw: Water temperature (°C), Cd: Conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH, Wh: Mean width (m), Dh: Mean depth (cm), Vc: Water velocity, QBR: riparian forest quality index and QHEI: qualitative habitat evaluation index.

CAPÍTULO 7TH CHAPTER

RELACIONES DE LONGITUD-PESO DE LOS PECES DEL RÍO ALTO MADRE DE DIOS (RESERVA DE LA BIOSFERA DEL MANU, PERÚ)

*Length-weight relationships of freshwater fishes of the Alto
Madre de Dios River (Manu Biosphere Reserve, Peru)*

Tobes I, Miranda R, Pino-del-Carpio A, Araujo-Flores JM, Ortega H

Enviado a *Journal of Applied Ichthyology*

Resumen

El presente trabajo presenta las estimaciones de las relaciones morfométricas de 34 especies nativas de peces de agua dulce (diecinueve Characidae, cinco Loricariidae, tres Heptapteridae, dos Cichlidae, dos Astroblepidae, uno Crenuchidae, un Curimatidae y un Erythrinidae) colectados en el río Alto Madre de Dios (Cusco y Madre de Dios, Perú). Los peces fueron capturados en junio de 2012 con una unidad de pesca eléctrica móvil. Estas son las primeras relaciones talla-peso reportadas para veinticuatro de estas especies, en su mayoría endémicas de la cuenca del Amazonas. El conocimiento de estas relaciones biométricas puede ser relevante en la gestión y conservación de la biodiversidad ictiológica y los recursos pesqueros locales.

Palabras clave: *longitud, peso, especies neotropicales, río de montaña, Andes*

Abstract

This work presents the estimates of morphometric relationships for 34 native freshwater fish species (nineteen Characidae, five Loricariidae, three Heptapteridae, two Cichlidae, two Astroblepidae, one Crenuchidae, one Curimatidae and one Erythrinidae) collected in the Alto Madre de Dios River (Cuzco and Madre de Dios, Peru). The fishes were sampled in June 2012 using a mobile backpack electrofishing unit. These are the first length-weight relationships reported for twentyfour of these species, mostly endemic to the Amazonian basin. The knowledge of these biometric relationships can be relevant in the management and conservation of local fish and fisheries.

Key words: length, weight, girth, Neotropical fishes, mountain river, Andes

Introduction

Fish length is often more rapidly and easily measured than its weight on field surveys of freshwater fishes; biomass determination is useful where only the length is available. In addition, this kind of data and information are needed to analyze fish distributions and they are the most important biological parameters for management and conservation of natural populations (Hossain et al., 2012).

Few LWRs are known for fish without a prominent commercial interest that use to be restricted to remote areas (Gaspar et al., 2012). This may be the case of the Andean Amazon where inland freshwater fisheries are a relevant resource both from the commercial and subsistence fishing point of view. Fisheries trade is carried out predominantly by urban-based professional fishermen while in remote and sparsely populated areas, local subsistence fishing is carried out by rural people resident (Almeida and Lorenzen, 2003).

The Amazon Basin hosts the greatest richness of freshwater fish species in the world (Thieme et al., 2007) and Peru is acknowledged as one of the ten biologically megadiverse countries of the world. The freshwater fish diversity in this country is very high with 1064 reported species, the majority of which inhabit the Amazon, and with many new species described every year (Ortega et al., 2012).

Our study estimates these relationships of 31 species of fish captured from ecological survey in the Alto Madre de Dios River, located on the Peruvian Andean-Amazon piedmont, as a first approach to the study of the biology of fish species in this remote area. Of this group of fishes no species have been evaluated and included in the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2015), and the lack of knowledge of their biology is virtually complete; the taxonomic description the only available information for most of these species.

Materials and methods

The study was conducted on the southern buffer zone of Manu Biosphere Reserve, in the Alto Madre de Dios Basin (11°00'-13°30'S, 73°30'-68°30'W). The river flows, South to North, for 275 km through the rainforest of the Cusco and Madre de Dios Departments, draining an area of approximately 1600 km². The altitude varies

from more than 2700 to 300 m a.s.l. in the Manu River junction. The fishes were collected using mobile backpack electrofishing unit (300–600 V, 0.2–2 A; IG200, Hans Grassl GmbH, Schönau, Germany) at different sampling sites in June 2012.

The collected fishes were anesthetized and subsequently measured to the nearest 0.1 cm total length (TL), weighed with a digital scale to an accuracy of 0.01 g, and released after the survey, with the exception of some voucher specimens kept for posterior identification. In the laboratory, fish were preserved in alcohol (75%) and identified by Ana María Cortijo, Jessica Espino and Hernán Ortega, members of the Department of Ichthyology of the Natural History Museum of the National University of San Marcos (Lima, Peru). Voucher specimens were labeled and stored in the fish collection of the Museum. Scientific names were validated according to the Catalog of Fishes of California Academy of Sciences (Eschmeyer and Fricke, 2015).

The parameters of LWRs were estimated using the allometric model as $W = a \cdot TL^b$, where W is the total body weight (expressed in grams), TL is the total length (expressed in centimeters), a is the intercept and b the slope of the regression line. Prior to regression analysis plots of W and TL were used to detect and exclude outliers (Froese, 2006). Only extreme outliers attributed to data error were omitted from analyses. The 95% confidence limits (CL) of b were calculated (Zar, 1999) to estimate differences between calculated slopes and those reported in FishBase database for this species (Froese and Pauly, 2015). Statistical analyses were performed using PAST software package (Hammer et al., 2001).

Results

A total of 1170 specimens belonging to eight families and 34 species were analyzed, being nineteen Characidae, five Loricariidae, three Heptapteridae, two Cichlidae, two Astroblepidae, one Crenuchidae, one Curimatidae and one Erythrinidae. Results of the regression analyses along with the descriptive statistics are shown in Table 1. All regressions were highly significant ($P < 0.001$), with r^2 values greater than 0.902. From 27 species of the 34 analyzed, LWRs for these species were previously unknown according to FishBase database (Froese and Pauly, 2015). This study also provides new maximum sizes for 18 of studied species (Table 1).

Discussion

The high number of new LWRs for 24 species and maximum sizes recorded for 19 species supports and confirms the notion that the knowledge about Andean Amazon fishes is poor and scarce.

Differences in b values were found only on three species. The slope b of *Astyanax bimaculatus* population was higher than estimated to this species in Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil (Benedito-Cecilio et al., 1997). The obtained b value for LWRs of *Characidium zebra* population was higher than estimated to this species in Taquari River, Paranapanema Basin, Brazil (Nobile et al., 2015). Finally, the slope b of *Rhamdia quelen* population was higher than estimated to this species in the Santa Lucía river basin, Canelones-Montevideo, Uruguay (Teixeira-de Mello et al., 2009).

These differences in b values can be attributed to the combination of one or more factors including habitat, area, seasonal effect, degree of stomach fullness, gonad maturity, sex, health, preservation techniques and differences in the observed length ranges of the captured specimens (Miranda et al., 2009; Hossain et al., 2012; 2015).

These results are useful for further studies or for other key parameters needed for fisheries management; and serve as baseline data for species without previous information on length–weight relationships and for comparison with future studies of Andean Amazon freshwater fishes.

Acknowledgments

Invaluable field assistance and friendship was provided by Américo Quispe. We are grateful for the unreserved cooperation of Hugo Pepper, who provided logistic and data support. We thank the members of the Department of Ichthyology of MUSM for their help and assistance. The Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA), kindly provided valuable information, collaboration and lodging during our fieldwork. The authors are grateful to the Asociación de Amigos – University of Navarra, which awarded Ibon Tobes a doctoral grant. Vice-rectory of Research of the Universidad de la Amazonia provided logistic and economics resources for the achievement of this work.

Table 1. Length-weight relationships of 34 species of freshwater fish caught in the Alto Madre de Dios River (Manu Biosphere Reserve, Peru). Species without parameters of the length-weight relationship in FishBase (Froese and Pauly, 2015) are in bold. Length's Maximum length reported data in bold. Total length (TL) was measured to the nearest 0.1 cm; body weight was measured to an accuracy of 0.01 g.

Species	TL class	<i>n</i>	<i>a</i>	95% CL of <i>a</i>	<i>b</i>	95% CL of <i>b</i>	<i>r</i> ²
<i>Astroblepus trifasciatus</i>	2.1-7.8	26	0.0158	0.0125-0.0190	2.734	2.615-2.870	0.98
<i>Astroblepus mancoi</i>	2.2- 10.2	40	0.0079	0.0042-0.0152	3.126	2.807-3.421	0.96
<i>Aphyocharax pusillus</i>	2.7- 8.1	60	0.0173	0.0138-0.0238	2.615	2.374-2.709	0.95
<i>Astyanax bimaculatus</i>	3.2-11.3	73	0.0075	0.0063-0.0090	3.234	3.115-3.347	0.97
<i>Astyanax maximus</i>	3.2- 14.6	20	0.0067	0.0051-0.0091	3.251	3.075-3.393	0.98
<i>Attonitus bounites</i>	3-4.9	32	0.0217	0.0119-0.0275	2.528	2.338-3.025	0.93
<i>Bryconacidnus ellisi</i>	3.9-7.2	6	0.0065	0.0046-0.0125	3.423	3.066-3.653	1.00
<i>Bryconamericus diaphanus</i>	3.5- 13	55	0.0076	0.0043-0.0132	3.146	2.890-3.410	0.97
<i>Bryconamericus pectinatus</i>	4- 8	62	0.0073	0.0068-0.0326	3.329	3.146-3.521	0.92
<i>Ceratobranchia binghami</i>	2.6- 6.2	134	0.0082	0.0068-0.0104	3.160	2.999-3.292	0.94
<i>Ceratobranchia delotaenia</i>	3.1- 4.6	23	0.0139	0.0077-0.0223	2.774	2.433-3.280	0.92
<i>Creagrutus muelleri</i>	2.9-5.7	20	0.0085	0.0069-0.0105	3.078	2.933-3.213	0.99
<i>Creagrutus unguis</i>	3.8- 10.9	21	0.0124	0.0088-0.0192	2.925	2.730-3.088	0.99
<i>Creagrutus yanatili</i>	2.5- 10	66	0.0070	0.0058-0.0079	3.217	3.152-3.312	0.99
<i>Hemibrycon jelskii</i>	2.9-4.6	15	0.0043	0.0028-0.0164	3.531	2.627-3.848	0.95
<i>Knodus geryi</i>	3.2-6.6	62	0.0110	0.0074-0.0173	2.950	2.687-3.182	0.94
<i>Knodus hypopterus</i>	2.6- 5.8	14	0.0114	0.0068-0.0326	2.907	2.259-3.215	0.95
<i>Knodus moenkhausii</i>	3.3- 5.9	26	0.0124	0.0096-0.0168	2.878	2.685-3.052	0.96
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	3.1-9	61	0.0073	0.0050-0.0107	3.363	3.152-3.562	0.97
<i>Prodonotocharax melanotus</i>	3.3- 6.8	13	0.0120	0.0041-0.0176	2.839	2.550-3.737	0.94
<i>Serrapinnus notomelas</i>	2.9- 4.6	9	0.0066	0.0024-0.0231	3.303	2.317-4.011	0.94
<i>Bujurquina eurhinus</i>	5.4- 11.1	14	0.0187	0.0136-0.0214	2.910	2.842-3.056	0.99
<i>Crenicichla semicineta</i>	2.9-10.8	8	0.0152	0.0080-0.0301	2.720	2.372-3.044	0.98
<i>Characidium zebra</i>	4- 6.9	16	0.0040	0.0020-0.0061	3.399	3.150-3.762	0.98
<i>Steindachnerina guentheri</i>	3.9-10	9	0.0087	0.0045-0.0153	3.145	2.837-3.518	0.98
<i>Hoplias malabaricus</i>	5.4-21.2	15	0.0063	0.0049-0.0090	3.115	2.961-3.213	0.99
<i>Chasmocranus quadrizonatus</i>	4.4- 6.3	7	0.0093	0.0017-0.0178	2.899	2.503-3.771	0.97
<i>Imparfinis stictionotus</i>	2.7- 5.7	14	0.0074	0.0034-0.0139	2.775	2.293-3.402	0.90
<i>Rhamdia quelen</i>	8-22.7	15	0.0055	0.0038-0.0074	3.101	2.988-3.247	0.99
<i>Chaetostoma lineopunctatum</i>	1.9-11.1	46	0.0149	0.0128-0.0177	2.984	2.888-3.077	0.99
<i>Chaetostoma marcapatae</i>	2.4-12.4	136	0.0143	0.0116-0.0173	2.942	2.821-3.073	0.96
<i>Crossoloricaria rhami</i>	4.6-11.2	23	0.0028	0.0015-0.0063	3.195	2.830-3.494	0.97
<i>Hypostomus oculus</i>	2.9-7.7	6	0.0146	0.0073-0.0209	2.722	2.388-3.238	0.99
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	4.8- 12.3	23	0.0013	0.0009-0.0024	3.444	3.201-3.640	0.98

n, sample size; *L* class, length class (cm); *a* and *b*, parameters of the equation; CL, confidence limits; *r*², coefficient of determination.



DISCUSIÓN GENERAL

GENERAL DISCUSSION

Evaluación de la metodología de muestreo

¿Es efectiva la pesca eléctrica?

La pesca eléctrica es la técnica más usada en la actualidad para llevar a cabo estudios de la fauna piscícola en ecosistemas fluviales (Bain, Finn & Booke, 1985; Paller, 1996; Pusey et al., 1998; Bertrand, Gido, & Guy, 2006; Survey, 2003), pero, tal y como se mencionaba con anterioridad, existen discrepancias en cuanto a su eficacia en ríos del neotrópico.

Para el desarrollo de esta tesis doctoral se llevaron a cabo un total de 75 muestreos de pesca eléctrica, 14 de ellos en el Pirineo español y 61 en el neotrópico. Las pescas llevadas a cabo en España fueron en ríos que presentaban las condiciones óptimas para las que fue desarrollada la técnica, y por ello los resultados fueron muy buenos (Capítulo 1). Las poblaciones y abundancias de peces se correspondieron con lo esperable para ríos de estas características, probando la robustez del método. Pero, en cuanto a las 61 pescas eléctricas llevadas a cabo en el neotrópico, en Colombia (Capítulo 2 y 4) y Perú (Capítulo 6), es posible que la eficacia del método fuera menor. Esta incertidumbre sobre la efectividad de las colectas se debe a la falta de estudios que nos sirvan de referencia para comparar y evaluar su eficacia. Aunque no pudiéramos cuantificarlo, la impresión general era que en algunas localidades la técnica no resultaba tan efectiva como al pescar en los ríos la Península Ibérica. Observábamos como había peces que escapaban del rango de acción del equipo, por lo que posiblemente las abundancias fueron subestimadas para algunos puntos de muestreo.

Solo para el caso de la cuenca del Alto Madre de Dios, en Perú, existía información previa a nuestro trabajo. Un inventario llevado a cabo usando redes de arrastre reportó un total de 130 especies de peces para toda la cuenca del río Madre de Dios (Ortega, Corahua & Palacios, 2006). Nuestros muestreos de pesca eléctrica sumaron un total de 78 especies, casi la mitad, aunque Ortega, Corahua y Palacios abarcaron una extensión de cuenca mucho mayor, incluyendo zonas bajas, mientras que nuestro esfuerzo se concentró en el territorio del río Alto Madre de Dios, la subcuenca que conforma la cabecera.

También pudimos comparar nuestros resultados con un trabajo llevado a cabo por Araujo-Flores (2015), quien inventarió con redes de arrastre una porción de la cuenca del Alto Madre de Dios incluida en nuestros muestreos. De las 44 especies reportadas por Araujo-Flores, solo 17 coincidieron con las 78 capturadas por nosotros. Y al comparar las tres localizaciones de nuestro trabajo coincidentes con las localizaciones de Araujo-Flores, frente a sus 44 especies nosotros capturamos solo 26, aunque 15 de ellas estaban ausentes en el trabajo de Araujo-Flores.

A la luz de estos resultados, parece obvio que la eficacia de la pesca eléctrica es significativamente menor en el neotrópico comparada con los ríos de zonas templadas, especialmente al trabajar en grandes masas de agua y con conductividades muy bajas (Penczak & Lasso, 1991). Estas limitaciones restringen la fiabilidad de la técnica a pequeños ríos con suficiente conductividad (Pusey et al., 1998). Sin embargo, aunque la técnica esté subestimando la abundancia de las especies, algunos autores destacan su utilidad para llevar a cabo inventarios faunísticos, ya que la estimación de la riqueza de especies parece no verse afectada (Allard et al., 2014). Además, parece ser que usando la pesca eléctrica se capturan especies que escapan a los muestreos con redes, y con ella pueden muestrearse con mucha efectividad pequeños ríos poco profundos en los cuales las redes no resultan efectivas (Dewey, 1992).

Debido a las limitaciones demostradas por la pesca eléctrica y las redes, hay autores que defienden el uso de rotenona en latitudes tropicales como la técnica más fiable para completar estudios precisos de las comunidades de peces y sus abundancias (Głowacki & Penczak, 2005). Aunque su efectividad sea incuestionable, intoxicar un río y sacrificar toda la población de peces (y otros organismos con agallas) para poder estudiarla no parece ser muy compatible con los objetivos de conservación. Sin embargo, para ríos profundos o con conductividades muy bajas, la rotenona sigue siendo el único método que permite estudiar de forma rápida y completa la comunidad de peces (Allard et al., 2014).

Por todo ello, la pesca eléctrica parece ser una técnica fiable para llevar a cabo inventarios de biodiversidad o para realizar estudios de comunidades y abundancias de peces en ríos pequeños y con conductividades no demasiado bajas (Allard et al., 2014). Aún así, parece recomendable complementarla con otras técnicas como las redes, sobre todo en aquellos lugares donde pierde efectividad. Sin embargo, al ser una técnica

todavía poco habitual en latitudes tropicales donde la mayoría del esfuerzo científico se ha centrado en grandes ríos y en especies de interés comercial, todavía existe un gran vacío de conocimiento relativo a los ríos y especies de menor tamaño, para las cuales, el uso de esta metodología puede resultar de gran utilidad (Mendonça, Magnusson, & Zuanon, 2005).

¿Sirven las comunidades de peces y macroinvertebrados como bioindicadores?

Las comunidades biológicas, como parte del paisaje fluvial, están directamente influenciadas por la intensidad y magnitud de las alteraciones antrópicas por lo que son buenos indicadores de la integridad de los ecosistemas fluviales y sus cuencas (Allan, 2004). Sin embargo, carecer de una base ecológica sólida en la que basarnos puede llevarnos a malinterpretar cambios naturales en la composición de las comunidades y atribuirlos erróneamente a alteraciones antrópicas (Capítulo 3).

Afortunadamente, tanto para la península ibérica (Alba Tercedor et al., 2002) (Capítulo 1) como para Colombia (Roldán, 2003) (Capítulo 2 y 4) ya existían adaptaciones del índice BMWP que nos permitieron llevar a cabo diagnósticos de calidad ambiental usando las comunidades de macroinvertebrados, con la seguridad de que los resultados obtenidos eran fiables y representativos de las condiciones de los ríos analizados.

Sin embargo, aunque también muestreamos los invertebrados acuáticos en la cuenca del Alto Madre de Dios, en Perú (Capítulo 6), todavía no existe una adaptación del índice BMWP para esta región, por lo que los resultados obtenidos, aunque aparentemente consistentes, carecen de una base científica sólida que nos garantice la fiabilidad del diagnóstico. Afortunadamente, recientes investigaciones están llevando a cabo trabajos ecológicos que finalmente permitirán desarrollar un índice adaptado a estos territorios (Medina et al., 2010).

El uso de esta técnica demostró su valía como herramienta diagnóstica y nos permitió identificar aquellos lugares donde el río estaba más alterado (Capítulo 1, 2 y 4). Los resultados obtenidos fueron consistentes con las alteraciones detectadas en las comunidades de peces, con los puntajes de los índices de calidad ambiental y con las medidas de presencia de contaminantes, lo que refuerza y demuestra la fiabilidad de la técnica.

Son también abundantes los estudios han probado el potencial de las comunidades de peces como bioindicadores (Hued & Bistoni, 2005; Joy & Death, 2002; Karr, 1981; Matthews & Hough, 1992), aunque todavía no existe para muchas regiones un modelo estandarizado de respuesta ante el cambio, especialmente para regiones neotropicales. Este conocimiento permitiría llevar a cabo diagnósticos precisos de la integridad ecológica del río, identificando la presencia, origen e intensidad de los impactos (Alexandre & Esteves, 2010).

Aun y todo, los resultados obtenidos mediante el presente trabajo de investigación, aunque no nos permitan evaluar de forma cuantitativa el grado de alteración del ecosistema basándonos en un puntaje relacionado con la presencia o ausencia de taxones, o relativo a sus abundancias (tal y como se hace con los macroinvertebrados), sí que nos han servido identificar posibles alteraciones en las condiciones ambientales. Resulta especialmente notable el caso de Ordesa (Capítulo 1), para el cual sí disponíamos de unas condiciones de referencia naturales sobre las que trabajar, el río Ara. Sus características pusieron en evidencia la notable alteración de los hábitats fluviales del río Gállego, en el cual habitaban especies de peces que en unas condiciones originales nunca podrían haber sobrevivido. Sin embargo, hacer una interpretación como esta para los ríos estudiados en el neotrópico es imposible, ya que carecemos de información sobre las condiciones de referencia en las que basarnos.

Además, la correspondencia entre las comunidades de peces, sus abundancias y su distribución han mostrado un patrón que encaja perfectamente con el diagnóstico ambiental llevado a cabo usando los índices de calidad y las comunidades de macroinvertebrados, lo que confirma su utilidad como bioindicadores (Muotka et al., 1999, Carlisle et al., 2009). Sin embargo, los macroinvertebrados han demostrado ser indicadores más sensibles a la contaminación de las aguas y degradación de hábitat a escala local (Capítulo 2), posiblemente debido a su limitada movilidad y mayor exposición a los impactos sobre el medio (Lammert & Allan 1999). Además, su muestreo no presenta tantas limitaciones metodológicas como la pesca eléctrica y la logística necesaria es más sencilla, lo cuál destaca su mayor versatilidad como bioindicadores. Aun así, hemos observado que las comunidades de peces también cambiaban ante impactos humanos, pero especialmente en respuesta a alteraciones a escala de cuenca hidrográfica (Capítulo 2). Esto pone de manifiesto la necesidad de usar tanto peces como macroinvertebrados como bioindicadores si queremos obtener

diagnósticos ambientales integrales, tanto a escala de tramo como a escala de cuenca (Freund & Petty, 2007).

¿Sirven de los índices de calidad ambiental como herramientas de diagnóstico?

Los índices de calidad ambiental han mostrado ser una herramienta fiable para diagnosticar el estado de salud de los ríos. Los valores obtenidos por el QHEI (Rankin, 1989), IHF (Pardo et al., 2002) y QBR (Fornells, Solá & Munné, 1998) y sus adaptaciones andinas (Acosta et al., 2008), han sido coherentes y han identificado conjuntamente aquellos tramos más alterados (Capítulos 1, 2, 4 y 6). Además, su diagnóstico ha sido consistente con el de las adaptaciones del BMWP (Alba Tercedor et al., 2002; Roldán, 2003) y con la presencia de contaminantes. Es por ello que el uso de estos índices puede considerarse como una herramienta fiable y fácil de usar para evaluar la calidad ambiental.

Sin embargo, para poder contar con mayor objetividad a la hora de ser aplicados, es recomendable que el muestreador sea el mismo, para que los criterios de valoración se mantengan. Aunque los índices busquen ser lo más objetivos posibles y que cualquier persona que los aplique llegue al mismo resultado, es imposible evitar cierta subjetividad.

Aunque a menudo criticados, los índices de calidad ambiental han demostrado ser una útil herramienta que nos ha ayudado a cuantificar y estandarizar observaciones personales. Nos permiten evaluar y comparar el estado ecológico de forma empírica, y nos obligan a analizar el ecosistema con más detalle y atención, ayudándonos a comprender mejor aquello que estudiamos. Además, sus hojas de datos, complementadas con fotografías y con el resto de los datos ambientales, pueden volver a acercarnos a las orillas del río sin salir de la oficina de forma más objetiva que con un simple recuerdo, pudiendo ser un gran apoyo a la hora de analizar e interpretar los resultados.

Consideraciones generales y limitaciones de la metodología empleada

A la vista de los resultados, podemos afirmar que la metodología elegida ha dado unos resultados suficientemente buenos para sentar una base de conocimiento allí

donde nada se sabía. Y su logística ha resultado lo suficientemente versátil como para poder llevárnosla allí donde nadie había llegado antes a hacer ciencia.

Pero sin duda, uno de los mayores obstáculos, incluso mayor que la inaccesibilidad y peligrosidad de los lugares elegidos, ha sido el tiempo. Siempre es el tiempo. El tiempo limitado para poder llevar a cabo una campaña de muestreos siempre ambiciosa. Ha sido él quien ha restringido el número de puntos de muestreo, pero, sobre todo, su falta no nos ha permitido ir más que una vez a cada lugar. Por ello, los resultados obtenidos deben ser interpretados desde esta limitación, ya que lo obtenido ha sido una “foto” de un momento concreto para una realidad compleja y dinámica.

Los ríos son ecosistemas en constante cambio, “ningún hombre puede bañarse dos veces en el mismo río”, así que, si queremos realmente saber que está pasando en cada una de las cuencas estudiadas deberíamos seguir monitoreando. Para saber como cambian el río y sus habitantes en las distintas estaciones, para valorar como responden a impactos ambientales que no solo no cesan, sino que se intensifican, y para evaluar si las medidas de protección están funcionando, resulta necesario prolongar la investigación en el tiempo. Es por ello que nuestra fotografía ha dejado fuera del encuadre gran parte de una compleja realidad ambiental.

Pero también nos han fallado las lentes. Solo hemos llevado una, la de la biología. Y estas complejas realidades tienen una dimensión humana que no hemos considerado más allá de las negativas consecuencias de su presencia. Hablamos de gestionar ecosistemas, de desarrollo sostenible, aportamos información ecológica, detectamos amenazas, pero no incluimos en nuestras investigaciones a las personas que allí viven. ¿Cuál es su relación con los ríos, con el territorio, con los peces? ¿Cómo podemos ayudarles de la mejor forma para que alcancen un desarrollo que les garantice la armonía con el medio del que dependen? Son preguntas que dejamos sin responder. Respuestas necesarias para conseguir un desarrollo consciente y cuidadoso con el medio.

Utilidad de los trabajos descriptivos y relaciones de longitud-peso

Una de las ideas recurrentes en esta tesis doctoral es la falta de conocimiento existente referente a los peces del neotrópico, y en concreto a las especies de los Andes

Tropicales (Albert & Reis, 2011). Este vacío, nos ha supuesto y supone para todos los ictiólogos y ecólogos fluviales una barrera difícil de superar (Brooks et al., 2002).

Las consecuencias del impedimento taxonómico, en la práctica, se presentan así:

- *Y este pez... ¿Qué será?*
- *Sí se parece a estos otros, ¿no? Entonces, manchita negra opérculo, aleta amarilla. ¿Otro más!*
- *Y este... ¿Este no es lo mismo! Este es otra cosa... Es como estos otros, ¿no?*
- *Pues... ¿Sin manchita aleta amarilla? ¿Apunto otros siete?*
- *¡Dale! Y este otro...*

Aunque contamos con el apoyo de los principales expertos en ictiología de Colombia (Javier Maldonado-Ocampo y José Iván Mojica) y Perú (Hernán Ortega), de las 177 especies de peces colectadas en los Andes Tropicales 87 no pudieron ser identificadas, quedando la mayoría clasificadas a nivel de género, con algunas pocas que no pasaron del nivel de familia.

Este “impedimento taxonómico” (Taylor, 1983) y ecológico representa un importante obstáculo para la biología de la conservación, y es por esto que resulta prioritario llevar a cabo trabajos descriptivos e inventarios que permitan rellenar estos vacíos de conocimiento (Abell et al., 2008). Estos trabajos descriptivos aportan una base sistemática y taxonómica referencial, fundamentada en inventarios históricos y en la constante actualización de catálogos y colecciones de biodiversidad (Nielsen & West, 1994). Desgraciadamente, aunque posean un valor intrínseco indiscutible, los trabajos puramente descriptivos son cada vez más escasos debido a las dificultades existentes a la hora de publicarlos en revistas científicas (sustento y vara de medida para un investigador), y son habitualmente infravalorados y rechazados (Underwood, 1996). Es por ello que los estudios ecológicos descriptivos tan comunes en el pasado, los grandes inventarios taxonómicos de la era de los exploradores, son minoritarios en el siglo XXI.

Este “impedimento taxonómico”, un problema endémico del neotrópico, ha dado lugar a un movimiento “parataxonómico” llamado “suficiencia taxonómica”, un enfoque pragmático para esquivar el problema (Ellis, 1985). Esta idea se acabó convirtiendo en algo común para la biología de la conservación y dio lugar a que la riqueza de taxones o unidades taxonómicas sustituyeran a la riqueza de especies (Faith, 1994). Sin embargo, solo el uso del más preciso nivel de clasificación, la especie,

garantiza unas estimaciones de biodiversidad consistentes y comparables (Pleijel & Rouse, 2000).

En nuestro caso, para salvar este obstáculo hemos abordado el estudio de la ecología de los peces a nivel de género. Pero sin duda es insuficiente. Al trabajar a esta escala asumimos que todos los peces del mismo género compartirán ciertas preferencias de nicho, y así, estudiamos su ecología de forma conjunta. Pero las evidencias nos muestran que en muchos casos puede resultar insuficiente tal y como se expondrá más adelante.

Por ello, además de la utilidad innegable de los trabajos descriptivos, resultan igualmente valiosos los reportes de relaciones de longitud-peso de las diferentes especies colectadas (Capítulos 3, 5 y 7). Aunque aparentemente tengan una relevancia menor, aportan una información que puede ser muy útil en varios contextos: pueden ser usadas a la hora de desarrollar planes de pesca selectiva y sostenible, ya que nos proporcionan una información con la que adaptar la luz de las redes para capturar ciertos individuos y dejar escapar a otros (Almeida, Lorenzen & McGrath, 2003); sirven de referencia para comparar poblaciones de diferentes lugares pudiendo poner en evidencia inconsistencias taxonómicas (Doadrio, Carmona & Fernandez-Delgado, 2002); nos informan del estado de los peces y sus poblaciones, ya que gracias a ellas podemos ver si hay peces de todas las edades (Appelberg et al., 1995), si la población es estable y tiene un buen reclutamiento (Gabelhouse, 1984), si los peces están en buenas condiciones físicas, o si por el contrario existen problemas que estén afectando a las comunidades (Froese, 2006). Así, el estudio de las tallas de los peces puede resultar también una herramienta muy útil a la hora de detectar alteraciones ambientales, e incluso puede ser usada sin falta de conocimiento taxonómico, permitiéndonos evaluar el estado de las comunidades de peces y la integridad del ecosistema allí donde la información existente sea escasa (Benejam et al., 2015).

Biodiversidad y ecología de las cuencas estudiadas

La influencia de las condiciones ambientales en los ríos: la altitud como variable

Una de las principales líneas de investigación en ecología, y uno de los objetivos principales de esta tesis doctoral, ha sido determinar cómo las características

ambientales, a escala de paisaje y escala local, conforman distintos hábitats y limitan la distribución de las especies.

El estudio de los gradientes ambientales y la influencia que tienen sobre los patrones de distribución de los organismos en ecosistemas fluviales tiene una larga historia. En el caso de la composición y distribución de las comunidades de peces, estos patrones han sido asociados con cambios temporales y espaciales en la morfología de los cauces y la disponibilidad de recursos (Schlosser, 1982), a los cambios en el caudal (Taylor et al., 1996), al tamaño del río y su cubierta vegetal (Angermeier & Karr, 1983), al tamaño del río y la velocidad del agua (Meffe & Sheldon, 1988), al tamaño del río y la alcalinidad de sus aguas (Peterson & Gale, 1991), a la presencia de barreras (caídas de agua) y cambios en la estructura de los hábitats (Pusey et al., 1998), al régimen termal de las aguas, la ecoregión y el tamaño del río (Lyons, 1996), o a cambios graduales en el hábitat (sustratos, profundidad, cantidad y tipo de refugio disponible) (Angermeier & Karr, 1984).

También son abundantes los trabajos que han estudiado la influencia de las variables ambientales en la distribución longitudinal de los peces en el neotrópico. Ibarra & Steward (1989) atribuyeron los cambios en las comunidades a lo largo del gradiente longitudinal de los ríos a los grandes cambios en la composición del sustrato (dominancia de rocas y cantos rodados en zonas altas y su ausencia en los tramos bajos). Abes y Agostinho (2001) relacionaban la diversidad de especies con el orden del río, y afirman que según este aumenta los mesohábitats también aumentan de tamaño y se vuelven más diversos, dando lugar a una mayor diversidad de peces. Casatti & Castro (1998) hablan de la velocidad del agua y el tipo de sustrato como los principales factores que configuran las comunidades de peces y Reyes-Gavilán (1996) concluye que, en términos generales, las variaciones en la composición de especies a lo largo del curso del río están determinados por factores abióticos en los tramos de cabecera y por las interacciones bióticas en las zonas bajas.

Existe también una marcada tendencia que analiza la variación de las comunidades de los organismos acuáticos en relación al gradiente altitudinal y que relaciona los rangos de distribución de las especies con la elevación (Schlosser, 1982; Ormerod et al., 1994; Tejerina-Garro et al., 2005; Miranda-Chumacero, 2006; Nogués-Bravo et al., 2008; Jaramillo-Villa, Maldonado-Ocampo, & Escobar, 2010; Lorion,

Kennedy, & Braatne, 2011; Lujan et al., 2013). Esto es también habitual para muchos trabajos de investigación llevados a cabo en los ríos de los Andes. Bistoni & Hued (2002) relacionaron para los ríos argentinos la riqueza de especies con la altitud, la distancia al origen y el orden del río. Otros trabajos en Chile (Campos, 1982), Ecuador (Ibarra & Steward, 1989), Colombia (Jiménez et al., 1998) y al sureste de Brasil (Abes & Agostinho, 2001) relacionaron los patrones de distribución de especies y sus comunidades con las condiciones físico-químicas del agua y la altitud.

Pero esto es un error, ya que la altitud no es una variable ambiental, es una variable geográfica, de posición. Nos indica dónde está el punto de muestreo respecto al nivel del mar. Por ello, incluir la altitud como un variable que condiciona las características del río puede dar lugar a interpretaciones erróneas, ya que son las características del territorio y no la altitud las que definen los límites entre zonas hidrobiológicas. Aun así, la elevación está sin duda en estrecha relación con las variables ambientales, y comparando tramos a lo largo del mismo río a diferentes altitudes podemos afirmar casi con total seguridad que, cuanto más abajo, el agua estará más caliente, menos oxigenada, tendrá mayor conductividad, fluirá más despacio, etc. Pero esto no quiere decir que dos lugares situados a la misma altitud en dos ríos diferentes vayan a compartir valores ambientales.

Si analizamos esta problemática en base a nuestros resultados, vemos que en el río Hacha, por encima de los 300 metros, aún teníamos un ecosistema con marcado carácter montañoso con unas comunidades adaptadas a sus hábitats particulares (Capítulo 2). Sin embargo, en el Alto Madre de Dios, a los 700 metros, el río ya se volvía de llanura y la composición de especies cambiaba notablemente (Capítulo 6). Y en la cuenca del río Suaza (con un nivel base mucho más elevado al tratarse de un valle interandino) este salto ecológico ocurría a los 1280 metros de altitud (Capítulo 4).

Es por ello que, la altitud es una variable relativa que no puede tomarse como referencia para comparar diferentes cuencas, y que además no explica la variabilidad ambiental sino la espacial. Así, incluirla como variable ambiental en los análisis estadísticos es un error. También porque es una variable redundante, ya que los cambios del resto de los factores medidos a lo largo de su curso (e.g. oxígeno, temperatura, conductividad) nos aportan ya esta información sobre el cambio gradual a lo largo del río.

Diversidad, riqueza y dominancia

Tal y como se exponía anteriormente, podemos atribuir el rango de distribución de los peces a un aumento en la cantidad y heterogeneidad de los hábitats disponibles, los cuales ofrecen una mayor variedad de recursos alimenticios y refugios aguas abajo (Matthews, 1998, Walters et al., 2003). Este aumento en la diversidad de hábitats está directamente relacionado a los cambios en la geomorfología, los cuales influyen directamente la estructura de las comunidades de peces a lo largo de los gradientes altitudinales (Robinson & Rand 2005) y crean un gradiente de productividad biológica que aumenta aguas abajo. Es por ello que la diversidad de especies es mayor cuanto más alejado está el tramo de su origen, y, por el contrario, la dominancia de unas pocas especies se reduce con el aumento del número de especies (Schlosser, 1982). Este aumento en la riqueza aguas abajo se incrementa a un ritmo mucho mayor en latitudes tropicales en comparación con zonas templadas (Welcomme, 1979).

Este fenómeno se ha visto claramente reflejado en los ecosistemas estudiados. En las tres cuencas de los Andes Tropicales, la riqueza y diversidad de especies aumentaba significativamente aguas abajo, mientras que la dominancia de especies disminuía de forma proporcional (Capítulos 2, 4 y 6).

No ha sido así sin embargo para el caso de Ordesa (Capítulo 1). Además de que el aumento de la riqueza de especies es mucho menor en climas templados, los ríos estudiados se restringían a zonas de cabecera donde de forma natural solo habita una especie, *Salmo trutta*, tal y como se observó en el río Ara. Es por ello que el aumento en la diversidad de especies del río Gállego es una consecuencia directa de las alteraciones del hábitat debidas a presiones antrópicas. Es posible que este mismo fenómeno esté ocurriendo en los ríos de los Andes, pero la falta de referencias de las condiciones originales nos impide atribuir el aumento en la riqueza de especies a los impactos humanos.

Sinecología fluvial: quién, dónde y por qué

Llegados hasta aquí resulta evidente que la composición y distribución de las comunidades de peces responden directamente a las condiciones ambientales y a la diversidad y abundancia de otros organismos. Estos procesos sinecológicos han sido ya analizados en cada capítulo, caso por caso para, cada una de las cuencas. A

continuación, intentaré hacer una interpretación en conjunto de como las variables ambientales determinan la distribución de los peces.

Tal y como se ha comentado anteriormente, existe una clara zonificación de las cuencas fluviales marcada por las variables geomorfológicas e hidrobiológicas. Se pueden identificar por ello dos regiones marcadamente diferentes, las cabeceras y las zonas de llanura, y entre ambas, podemos identificar una zona de transición o curso medio.

Sin embargo, resulta muy difícil establecer un criterio geográfico o espacial que nos permita definir estas zonas de forma conjunta para todas las cuencas estudiadas, ya que este cambio de zona de cabecera a curso medio se da por una acumulación gradual de influencias ambientales. La lógica nos empuja a pensar en rangos altitudinales que nos permitan establecer los límites, pero tal y como se ha expuesto anteriormente, resulta una aproximación errónea. Por lo tanto, la zonificación que a continuación se presenta responde a unos rasgos comunes agrupan tramos fluviales por sus características ambientales. Pero, como incluso bajo esta visión resulta difícil establecer un límite concreto. El criterio usado responderá también a cambios significativos en la composición de la comunidad de peces, lo cual es un signo inequívoco de un cambio en el hábitat.

Las composición de las comunidades y su distribución a lo largo de las cuencas presentadas a continuación muestran patrones similares a los descritos por estudios anteriores, lo cual refuerza nuestros resultados, tanto para las cuencas de los Andes Tropicales (Angermeier & Karr, 1983; Arratia, 1983; Winemiller, 1983; Sabino & Castro, 1990; Flecker, 1997; Aranha et al., 1998; Sabino & Zuanon, 1998; Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000; Lemes and Garutti, 2002; Tejerina-Garro et al., 2005; Cotapata & Miranda-Chumacero, 2006; Nogués-Bravo et al., 2008; Jaramillo-Villa, Maldonado-Ocampo, & Escobar, 2010; Lorion, Kennedy, & Braatne, 2011; Lujan et al., 2013), como para las cuencas pirenaicas (García de Jalón et al., 1988; García de Jalón, González de Tánago, & Casado, 1992; García de Jalón, Mayo, & Molles, 1996; Alonso-González et al., 2008; Leunda et al., 2009; Miranda et al., 2012).

Ríos de cabecera

Estas zonas definidas como cabeceras abarcan un rango altitudinal muy amplio al comparar las diferentes cuencas. Considerando la elevación de nuestros puntos de muestreo en los Andes Tropicales, para la cuenca del río Hacha iría desde los 2132 m hasta los 1341, en el río Suaza se extiende desde los 1880 m hasta los 1445 m, y en el Alto Madre de Dios desde los 2132 m hasta los 1341 m. En todos los casos el límite lo ha marcado la aparición de las primeras especies detritívoras-herbívoras lo cual nos indica que los ríos han dejado de ser exclusivamente oligotróficos (*Chaetostoma* en el Hacha, *Chaetostoma* y *Ancistrus* en el Alto Madre de Dios y *Saccodon dariensis* en el Suaza).

En el caso de los ríos Gállego y Ara podríamos hablar de que toda la cuenca estudiada pertenece a zonas de cabecera. Aunque en las zonas más bajas de ambas cuencas (en torno a los 850 m) las características geomorfológicas empiecen a cambiar, si nos fijamos en la comunidad de peces, en el caso del Ara solo encontramos *Salmo trutta*, lo que nos lleva a pensar que el río todavía conserva su carácter de río de cabecera. Es verdad que en el Gállego encontramos especies exclusivamente herbívoras ya a los 1077 m, pero esto se debe a una fuerte alteración humana de los hábitats, por lo que tomaremos como referencia las características naturales del Ara y agruparemos todos los sitios de estudio dentro de la categoría de ríos de cabecera.

Los ecosistemas fluviales situados en las partes más altas de las cuencas comparten unas características comunes. Son ríos más pequeños: más estrechos, menos profundos y menos caudalosos, pero expuestos también a bruscas crecidas y estiajes. El dosel arbóreo cubre sus cauces sombreando los ríos y aportando materia orgánica. Sin embargo, este aporte alóctono de nutrientes es todavía escaso, por lo que sus aguas son bastante oligotróficas y apenas presentan vegetación acuática. Las fuertes pendientes hacen que sus aguas fluyan más torrentosas, oxigenándose mucho. Además, al ser las nacientes, la conductividad y la temperatura del agua son menores, y los sustratos son de mayor tamaño que aguas abajo.

Estas características ambientales ejercen una fuerte presión selectiva sobre los peces, siendo especialmente limitante la escasa disponibilidad de alimento. Por ello, son unas pocas especies reófilas y exclusivamente invertívoras las que los habitan. Esta baja

diversidad y marcada dominancia de unas pocas especies es un mecanismo compensatorio de las poblaciones que se adaptan a la escasa disponibilidad de recursos (Matthews, 1998; Lomolino, 2001).

Aparecen buenos nadadores que habitan la columna de agua, como *Salmo trutta*, única especie presente en las cabeceras de los ríos pirenaicos, mientras que en los Andes Tropicales destaca la presencia de los *Bryconamericus*, que, aunque no está presente en las localidades más altas (aparece a los 1400 m en el Alto Madre de Dios y a los 1615 m en el Suaza) es uno de los primeros géneros en aparecer. Sin embargo, aunque este género esté habitualmente relacionado con ríos de cabecera (Román-Valencia & Muñoz, 2001), en la cuenca del río Hacha apareció solo en pequeños ríos de zonas más bajas (~300 m).

Sin embargo, los peces más comunes en todas las cabeceras andinas son los *Astroblepus*. Son peces invertívoros bentónicos muy adaptados a las fuertes corrientes. Cuentan con una ventosa en la boca con la se pegan a las rocas y unas aletas espinosas que usan para arrastrarse contracorriente sin despegarse del sustrato. Aunque están principalmente asociados a las cabeceras de los ríos, tal y como se ha visto en el caso del río Hacha y el río Suaza, abarcan un amplio rango altitudinal (4600-100m) apareciendo a los 424 en la cuenca del Alto Madre de Dios (Schaefer & Arroyave, 2010). Además, tienen un amplio rango territorial y pueden encontrarse desde Panamá hasta Bolivia (Jaramillo-Villa et al. 2010; Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011).

Acompañando a los *Astroblepus* suele ser habitual encontrar distintas especies de *Trichomycterus*, tal y como ocurrió en la cabecera del Alto Madre de Dios (Capítulo 6). Son peces que también aparecen a lo largo de un amplio rango altitudinal, que pueden aparecer estrechamente relacionados y adaptados a zonas altas de las cuencas, pero que, así como los *Astroblepus* están presentes en la mayoría de las cabeceras andinas, los *Trichomycterus* no siempre muestran este mismo patrón. Por ejemplo, no se halló ninguno en la cuenca del río Hacha (Capítulo 2), y en el río Suaza aparecieron por primera vez a los 1240 m, en la zona media de la cuenca (Capítulo 4).

Cabe destacar que, aunque la diversidad local de estas zonas de cabecera sea muy baja en comparación con los cursos bajos de sus cuencas, si estudiamos su diversidad a escala andina muchas de las comunidades y especies de estos ríos son

únicas, lo que pone de manifiesto su elevada diversidad β . Es por ello que estas zonas de cabecera, aunque poco diversas en cuanto al número total de especies que albergan, tienen un gran valor ya que estas especies tienen altas tasas de (Schaefer & Arroyave, 2010).

Curso medio

Después de haber clasificado las dos cuencas del Pirineo como zonas de cabecera, la categorización como curso medio y curso bajo será exclusiva de los ríos de los Andes Tropicales.

Tal y como se mencionaba con anterioridad, las cuencas estudiadas están claramente divididas en dos zonas marcadamente diferentes, las cabeceras y las zonas más bajas. Sin embargo, entre medio encontramos una zona de transición, tanto ambiental como biológica, en la cual seguimos encontrando las especies que habitan exclusivamente las cabeceras, como los *Astroblepus*, junto con especies con marcada preferencia por ríos de curso bajo, como pueden ser los *Ancistrus*. Es por eso que resulta más complejo establecer unos límites claros que sean iguales para las tres cuencas a estudio. Aún y todo, si observamos los cambios en la composición de especies y también tenemos en cuenta la aparición de un nuevo nicho trófico, las especies piscívoras, podemos hacer una nueva categorización.

Estos ríos de transición ya portan mayores cantidades de agua y son más anchos y profundos. Aunque los ríos de esta zona también estén sujetos a grandes crecidas, el agua desbordará en las llanuras de inundación que ya se empiezan a formar al ir abriéndose los valles, por lo que su carácter erosivo empieza a cambiar a sedimentario. Además, sus cauces con pendientes cada vez más moderadas muestran una geomorfología muy bien definida y estable, alterando rápidos y pozas. Es por esto que la diversidad de sustratos aumenta significativamente, y además de encontrarnos todavía grandes rocas y cantos rodados típicos de las zonas de cabecera, aparecen también gravas, arenas, limos y arcillas. Por todo ello, la diversidad de hábitats aumenta, así como la diversidad y cantidad de recursos tróficos, por lo que la diversidad ictiológica crece también.

En el caso del Alto Madre de Dios, resulta complicado establecer el límite entre esta zona y la zona de llanura, ya que el solapamiento de especies es bastante notable

entre ambas. Sin embargo, es significativo el salto en riqueza de especies que ocurre en torno a los 700 m, y destaca también la aparición de las primeras especies piscívoras a los 620 m, por lo que parece que el límite inferior del curso medio podría situarse en este rango altitudinal. En cuanto a las especies más características de esta comunidad destacan las de los géneros *Characidium*, *Rhamdia*, *Creagrutus* y *Chasmocranus*.

Para el río Suaza también es difícil definir un límite entre la cuenca media y cuenca baja, aunque ateniendo de nuevo a la composición de especies y a las características ambientales, es posible apreciar una diferenciación entre los tres sitios más bajos, situados a partir de los 1101 m, y los otros tres de curso medio, entre los 1280 y 1205 m. Las especies características de esta zona media pertenecen en este caso a los géneros *Trichomycterus* y *Characidium*. Ambos géneros aparecen también en el curso medio del Alto Madre de Dios. Sin embargo, mientras que los *Trichomycterus* aparecen en el Alto Madre de Dios estrechamente relacionados con las zonas de cabecera, resulta llamativo que en el Suaza no aparezcan en las zonas altas y estén relacionados con el curso medio del río.

Esta distribución poco predecible del género *Trichomycterus* (también observada previamente para el género *Bryconamericus*) pone en evidencia las carencias resultantes de llevar a cabo análisis ecológicos a nivel de género, tal y como se mencionaba con anterioridad.

Por último, en el caso del río Hacha encontramos un curso medio más extenso que en los otros casos, el cual abarca un rango altitudinal desde los 1341 hasta los 282 m. Esto se debe a que las pendientes de los Andes se extienden hasta ese punto, lugar en el que abruptamente dan paso a la llanura amazónica. Tal y como ocurría en el río Suaza y Alto Madre de Dios, volvemos a encontrar peces del género *Characidium* como característicos del curso medio, a los que se suman los *Chasmocranus* y *Creagrutus*, también presentes en el curso medio del Alto Madre de Dios. Además, completan la comunidad especies pertenecientes a los géneros *Cordylancistrus*, *Boehlkea*, *Astyanax* y *Parodon*.

Curso bajo

En las zonas más bajas de las cuencas, donde los ríos ya abandonan definitivamente las laderas de las montañas y se abren a las grandes llanuras, la

pendiente se reduce considerablemente, los ríos se anchan, la velocidad de la corriente baja y se forman hábitats con aguas calmadas, pozas y remansos. La dinámica del río cambia de erosiva a sedimentaria. Los cauces se cubren de materiales finos. Las aguas son más calientes, con mayor conductividad y abundantes en nutrientes, tanto por todos los arrastrados desde el curso alto como por los autóctonos, lo que aumenta significativamente la producción primaria (Winemiller et al., 2008). Además, la gran cantidad de materia orgánica que se deposita en el lecho del río da lugar a que la mayoría de las especies de peces que habitan estas zonas sean de hábitos bentónicos. Se trata del comienzo de las extensas y diversas cuencas bajas de los grandes ríos del subcontinente americano.

Acompañando el marcado salto geomorfológico, las comunidades de peces cambian notablemente y la cantidad de especies crece significativamente. Aparecen ya especies exclusivamente piscívoras como los *Hoplias malabaricus* (presente en el río Hacha y en el Alto Madre de Dios) o los *Crenicichla semicineta* (en el Alto Madre de Dios) debido a un aumento en las poblaciones de peces que se convierten en recurso trófico.

Las comunidades que definen el tramo bajo en el río Suaza las componen peces de los géneros *Lasiancistrus*, *Pimelodella*, *Chaetostoma*, *Rhamdia* y *Parodon*, que abarcarían para nuestro caso de estudio un rango altitudinal desde los 1101 a los 997 m.

En el caso del Alto Madre de Dios, a partir de los 700-600 m, encontramos dos comunidades de peces relacionadas con las zonas bajas de la cuenca, pero diferenciadas por sus preferencias de hábitat. Por un lado, tenemos a los géneros *Astyanax*, *Knodus*, *Creagrutus* y *Corydoras*, asociados a pequeños afluentes con sustratos finos, aguas con conductividades algo más altas y con presencia de abundante materia orgánica en descomposición. Y por otro lado están los tramos en los cauces principales, más anchos, con presencia de guijarros y con aguas más rápidas, donde encontramos peces de los géneros *Hemibrycon*, *Rineloricaria*, *Chaetostoma* y *Ancistrus*.

Por último, en la cuenca del río Hacha, a partir de los 282 m ocurre un drástico cambio en las características de los ríos y de sus comunidades de peces, mucho más marcado que en las otras cuencas estudiadas. Tanto la diversidad como la abundancia aumentan de forma muy significativa y repentina, y la comunidad de peces es mucho

más compleja que en los otros casos, conformada por peces de los géneros *Farlowella*, *Bunocephalus*, *Leporinus*, *Imparfinis*, *Loricaria*, *Loricariichthys*, *Odontostilbe* y *Pimelodella*, así como varias especies de las familias *Characidae* y *Cichlidae*.

Este brusco cambio está intensificado por la presencia de la ciudad de Florencia, situada en las últimas estribaciones de la cordillera y en el comienzo de la llanura amazónica. Concretamente, el punto de corte entre las comunidades de curso medio y bajo lo marca la desembocadura en el río Hacha de un afluente que recibe la mayoría de las aguas residuales de la ciudad.

Al solaparse el cambio en la geomorfología del paisaje con las alteraciones producidas por la ciudad de Florencia, resulta imposible determinar en qué medida la comunidad de peces del curso bajo del río Hacha es natural o está alterada por los impactos humanos. Esto se debe a que no contamos con información previa al impacto ni con unas condiciones de referencia con las que comparar.

Desgraciadamente este escenario es habitual. En la cuenca baja los ríos abandonan los valles cerrados y empinados de las laderas de las montañas y se abren en anchos valles con fértiles llanuras, paisajes mucho más adecuados para los asentamientos humanos y el aprovechamiento de los recursos naturales. Es por esto que los cursos bajos de los ríos están mucho más expuestos a alteraciones, y muchos ya sufren marcados procesos de degradación de hábitats.

Uno de los cambios más notables es una producción y diversidad de peces mayor a la esperada. Las zonas urbanas aportan con sus vertidos grandes cantidades de materia orgánica lo que aumenta artificialmente la productividad total del río (Mazzoni & Lobón-Cerviá, 2000). Para entender la influencia que estas aguas residuales pueden tener basta con comparar la comunidad de peces de los puntos H08 y H09 en la cuenca baja del río Hacha. Tal y como se exponía anteriormente, ambos puntos están situados muy cercanos dentro del río Hacha y presentan características de hábitat similares, pero los separa la desembocadura de un afluente que recibe la mayoría de las aguas urbanas. Es tal la alteración que ocasionan las aguas residuales que las comunidades de peces de ambos puntos son totalmente diferentes. La comunidad del tramo anterior al vertido se agrupa con la de los ríos de curso medio, mientras que el otro tramo, apenas situado 500

metros aguas abajo, presenta una comunidad de peces totalmente diferente, característica de los tramos más bajos de la cuenca.

Esta influencia de los impactos humanos ha sido también notable en el caso de la Reserva de la Biosfera de Ordesa-Viñamala (Capítulo 1). El río Ara apenas tiene influencia antrópica y en sus aguas capturamos 303 peces en 6 puntos de muestreo, todos ellos *Salmo trutta*. Sin embargo, en la cuenca del Gállego, donde la alteración de los ecosistemas por impactos humanos es bastante mayor, las diferencias fueron notables: 1674 peces en 8 puntos de muestreo, y tres especies nuevas muy alejadas de su rango de distribución natural.

Queda en evidencia por lo tanto la drástica influencia que tienen las alteraciones antrópicas sobre los ríos y sus organismos. Es por ello que si queremos conservar estos ecosistemas y su biodiversidad necesitamos entender mejor los mecanismos naturales que conforman sus procesos y que condicionan la distribución de la fauna a lo largo del río. Además de que resulta esencial contar con unas condiciones de referencia, es muy importante también que estudiemos las consecuencias de los impactos que causamos a los ríos, que midamos su intensidad, que identifiquemos las tipologías de las alteraciones y busquemos soluciones para paliarlas.

Identificar y definir zonas prioritarias para la conservación: los Andes Tropicales

Llegados hasta aquí, parece indiscutible la necesidad de actuar de forma inmediata y efectiva para salvaguardar la biodiversidad del planeta. La identificación de los *hotspots* mundiales para la conservación de la biodiversidad llevada a cabo por Myers et al., (2000), facilita el trabajo a la biología de la conservación y permiten focalizar los esfuerzos en territorios prioritarios. Este es el caso de los Andes Tropicales, considerado el más diverso de todos los *hotspot* del planeta, cuya denominación geográfica, aunque útil, presenta ciertos problemas.

Para el caso de los peces de agua dulce, los Andes Tropicales abarcan en su territorio un total de 380 especies, de las cuales 131 son endémicas (Mittermeier et al., 2011). Si comparamos estos datos con las 6000 (Reis et al. 2003) y las 8000 especies de peces de agua dulce estimadas para todo el neotrópico (Vari & Malabarba, 1998), parece ser que la diversidad de esta denominación biogeográfica está ampliamente subestimada (Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011). Esto puede deberse en parte a la

notable falta de información referente a este grupo de vertebrados, tal y como se ha expuesto con anterioridad, y a que es habitual que estos sean excluidos de los estudios de biodiversidad y los planes de conservación (e.g., Myers et al. 2000). Además, no debemos olvidar que la naturaleza tiene un carácter continuo, gradual, por lo que al establecer límites artificiales nos encontramos ante la imposibilidad de trazar fronteras claras y concretas que se adapten a nuestras necesidades.

Esta problemática surge a escala local, tal y como se exponía anteriormente a la hora de definir zonas a lo largo de una cuenca fluvial, pero también a escala continental. Este es el caso de la delimitación del *hotspot* de los Andes Tropicales. Si analizamos su definición geográfica, parece que su distribución latitudinal está bastante bien definida por el paso de la cordillera por regiones y climas tropicales, lo cual marca unos límites ecológicos claros. Sin embargo, al analizar su rango altitudinal, nos encontramos con que el límite inferior está fijado a los 500 m, a la misma altura a lo largo de toda la cordillera (Myers et al., 2000).

Esta frontera se basa en la existencia de un punto de inflexión notable a lo largo del piedemonte andino, en el cual la riqueza de especies aumenta muy significativamente y la composición de las comunidades cambia (Romero, Cabrera & Ortiz, 2008). Tal y como se ha presentado anteriormente, este salto de hábitats montañosos a ecosistemas de llanura también es notable para los ríos. No obstante, tal y como se ha visto para el caso del río Hacha, los hábitats de curso alto y medio se pueden llegar a extender hasta una elevación de 300 m. Además, estos tramos están habitados por unas comunidades de peces diversas y estrechamente ligadas a esos territorios de transición, todavía dependientes del influjo montañoso.

Es por ello que establecer el límite de lo que son o no son ecosistemas de los Andes Tropicales basándonos en la altitud vuelve a traernos problemas. Esta frontera artificial deja fuera de su denominación geográfica partes del piedemonte andino que por sus características hidrogeomorfológicas se corresponderían con ecosistemas fluviales de montaña (Lujan et al., 2013). Estudios más recientes estiman que pueden ser más de 600 especies de peces las habiten los ríos de los Andes Tropicales, con una tasa de endemismo del 40%: Colombia alberga 223 especies andinas, Ecuador 92, Perú 123 y Bolivia 155 (Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011).

Por todo ello, una vez hecho el trabajo a gran escala, después de haber identificado y definido grandes territorios cuya protección debe ser prioritaria, resulta esencial considerar la casuística regional para adaptar los planes de gestión a cada realidad concreta. Además, esta política debe ser aplicada tanto a la luz de las cambiantes condiciones ambientales como de su dimensión y contexto social (Moulton & Wantzen, 2006).

¿Protegen las áreas protegidas?

Las áreas protegidas son reconocidas ampliamente como esenciales para la conservación de la biodiversidad mundial (Gaston et al., 2008; Chessman, 2013), pero ¿realmente consiguen sus objetivos, y sirven en este caso concreto para proteger los ecosistemas fluviales y su biota?

Los ríos son ecosistemas unitarios, continuos e interdependientes, constituidos por todo el territorio que drena a sus cauces (Lammert & Allan, 1999). Consecuentemente, deberíamos tomar en cuenta todos los procesos ecológicos que los conforman y configuran, y entender y considerar su estrecha conexión con toda la superficie que integra su cuenca hidrográfica (Allan, 2004). Desgraciadamente, los ríos son frecuentemente usados para trazar límites territoriales, también a la hora de delimitar áreas de conservación (Nel et al., 2007). Esto tiene unas consecuencias negativas importantes, tal y como se analizaba en el Capítulo 1 para la cuenca del río Gállego. Aunque uno de los márgenes de la cuenca esté bajo la más estricta protección, si en la otra orilla no existen restricciones al uso del territorio, el río está totalmente expuesto a la trasmisión de impactos provenientes del territorio colindante.

Otro de los principales errores cometidos al establecer áreas de conservación para los ecosistemas fluviales, su escala. Al tratarse de ecosistemas longitudinales e interconectados, es habitual que las áreas destinadas a su protección sean demasiado pequeñas o que solo consideren tramos o afluentes secundarios de las cuencas (Pringle, 2001). Sin embargo, al tratarse de ecosistemas unitarios compuestos por todo el territorio de su cuenca de drenaje, la efectividad de las áreas protegidas establecidas dependerá tanto del estado de su cuenca inmediata y sus porciones de río, como del estado de los territorios situados aguas arriba y aguas debajo de sus límites (Nel et al., 2007). Es por ello que habitualmente se destaque la necesidad de establecer amplias

zonas de protección conectadas entre sí para garantizar así la conservación de la fauna acuática y los ecosistemas fluviales (Pringle, 2001).

Debido al amplio rango territorial que comprende un ecosistema fluvial existe un amplio consenso que señala la cuenca fluvial como unidad lógica de gestión y conservación de los ríos (Shclooser, 1991). E incluso así, debido a la existencia de especies que realizan migraciones de miles de kilómetros, es posible que sea necesario planear medidas a una escala continental (Wishart and Davies, 2003). Pero por el momento, la realidad de los espacios protegidos y los ríos es muy distinta.

Una tendencia muy habitual, tal y como se ha visto en el presente trabajo de investigación, es que los espacios protegidos estén situados en zonas de cabecera de cuenca. La geomorfología de estos territorios ha posibilitado que se conserven casi prístinos en muchos casos. Lo abrupto y remoto de su situación los hace más inaccesibles y menos rentables para explotar sus recursos. Además, tal y como ocurre en la cuenca alta del río Suaza o en algunos de los tributarios del Alto Madre de Dios, estas características los convierten también en zonas controladas por grupos armados y destinados a cultivos ilícitos, lo que restringe totalmente el acceso y su colonización.

El problema de limitar las áreas de protección a las cabeceras es que así solo protegemos una pequeña parte de la biodiversidad de toda la cuenca, ya que, tal y como se ha visto anteriormente, la diversidad de estos tramos de cabecera es mínima en comparación con la diversidad de los tramos más bajos. Sin embargo, tal y como se exponía con anterioridad, debido al efecto isla de estas cabeceras, cada uno de estos ecosistemas y sus especies son únicos, con especies endémicas restringidas exclusivamente a cada una de las cuencas, lo que dota a estos ecosistemas de un valor intrínseco muy alto ya que son irremplazables (Schaefer & Arroyave, 2010). Esto convierte a las cabeceras de las grandes cuencas de los Andes Tropicales en objeto prioritario de conservación, tanto por su buena integridad ecológica, sus altos grados de endemismo como por sus servicios ecosistémicos.

Aun así, deberíamos considerar la protección de tramos bajos de los ríos, donde encontramos a la mayoría de las especies de peces. Además, debido a las condiciones más favorables de estos territorios para la presencia de asentamientos humanos y la explotación de sus recursos naturales, están expuestos a importantes amenazas o ya

sufren importantes alteraciones ambientales. Por ello, resulta esencial ampliar los límites longitudinales de las áreas de protección en zonas bajas, tanto a lo largo del cauce principal como de sus tributarios, los cuales pueden cumplir un papel de reservorio muy importante, o en el más ambicioso de los casos, el ideal, aplicar políticas de protección para toda la cuenca (Abel et al., 2009). Desgraciadamente, si tenemos en cuenta los pocos recursos destinados a las políticas de conservación y las limitaciones económicas de muchos países en desarrollo, empezar a trabajar a pequeña escala resulta mucho más realista y práctico (Rodríguez-Olarte, Taphorn & Lobón-Cerviá, 2011). Por ello, podemos empezar a implementar medidas a escala local como planes de reforestación de las riberas y la creación de zonas boscosas a lo largo de los ríos que cumplan una función protectora o de *buffer* (Saunders et al., 2002). Esta aproximación más local, aunque menos ambiciosa que una actuación a nivel de cuenca, permite concentrar los esfuerzos en objetivos locales, en proyectos de menor escala más fáciles de llevar a cabo y mitiga y facilita procesos de protección y recuperación de ecosistemas.

Finalmente, debemos tener en cuenta que no es suficiente con establecer límites y medidas de gestión para los espacios protegidos, resulta totalmente necesario evaluar la efectividad de estas decisiones llevando a cabo campañas de monitoreo que nos permitan hacer un seguimiento de la efectividad de dichas medidas (Abell et al., 2009). Aunque es reciente el interés mostrado por los gestores hacia los ríos y los peces, existen ya trabajos de evaluación de la efectividad de las áreas de conservación centrados en el monitoreo de los ecosistemas fluviales. (Abellán et al., 2005; Herbert et al., 2010).

El caso de las Reservas de la Biosfera

Si centramos nuestra atención en la figura de las Reservas de la Biosfera y su efectividad como áreas de protección, a la vista de los resultados del presente trabajo de investigación, parece ser que, aunque estén cumpliendo parcialmente con sus objetivos, adolecen de muchos de los problemas expuestos anteriormente.

La efectividad de protectora de las zonas núcleo no deja lugar a la duda. Su casi total restricción garantiza en gran medida su integridad, y, por lo tanto, cumple de forma efectiva con su función como reservorio inalterado y garantiza la conservación de sus

ecosistemas a largo plazo. Sin embargo, el escenario es diferente en las zonas de amortiguación o *buffer* y en las zonas de transición.

Al contrario de lo que suele ser habitual desde la perspectiva occidental de la conservación de los espacios naturales, las Reservas de la Biosfera aspiran a integrar a las poblaciones humanas dentro de estas dos zonas de usos compartidos, considerando su presencia y usos sostenibles de los recursos dentro de los planes de gestión (Moulton & Wantzen, 2006). Pero los resultados para estas zonas son dispares. Mientras que las zonas *buffer* parecen funcionar como zonas de usos compartidos y son capaces de integrar ciertos aprovechamientos humanos sin alterar la integridad de los hábitats, las zonas de transición están sujetas a impactos ambientales que amenazan gravemente sus ecosistemas.

Esto es observable para el caso de la Reserva de la Biosfera de Ordesa-Viñamala (Capítulo 1), en la cual la zona *buffer* está garantizando un buen estado ecológico de la cuenca del río Ara, mientras que la zona de transición que cubre gran parte de la cuenca del Gállego (sumado a la falta de protección de la margen izquierda de su cuenca) está dando lugar a grandes alteraciones de sus ríos.

En el caso de la Reserva de la Biosfera del Manu, en Perú (Capítulo 6), y el Cinturón Andino (de la cual forma parte el Parque Nacional Natural Cueva de los Guácharos) en Colombia (Capítulo 4), la situación es muy distinta. La primera y más importante diferencia es la menor presión antrópica a la que están sometidas ambas áreas protegidas en comparación con Ordesa-Viñamala. Tal y como se ha mencionado con anterioridad, esto se debe en gran parte a su difícil acceso, el cual garantiza así la protección de los ecosistemas.

Oportunidades y propuestas para un desarrollo sostenible usando los peces

Ante la perspectiva de un cambio inminente en los remotos territorios en las que encontramos algunas de las Reservas de la Biosfera, todavía tenemos la oportunidad de adelantarnos a las alteraciones ambientales e ir desarrollando políticas y medidas de gestión que garanticen un desarrollo sostenible y armónico con el medio ambiente. Es por ello que debemos actuar cuanto antes, ofreciendo a las comunidades que habitan estos territorios opciones de desarrollo económico que sean sostenibles y respetuosas con el medio.

La diversidad de la fauna acuática no es simplemente de interés científico o estético. Los peces, especialmente en las regiones tropicales de todo el planeta (Asia, África y América), son una de las principales fuentes de alimento para muchas poblaciones (Pauly et al., 2002).

Son también reservorios genéticos de los actuales y futuros stocks para acuicultura. Tanto para ser usados como fuente de alimentos como para su comercio como especies ornamentales (Naylor et al., 2000). Ambas actividades tienen una importancia económica considerable y podrían representar una fuente de ingresos sostenible y respetuosa con el medio para estas poblaciones, habitualmente desfavorecidas económicamente (Dudgeon et al., 2006). Por ello, la piscicultura de especies autóctonas, tanto para alimentación como para comercio, se sitúa como una línea estratégica prioritaria.

Cabría destacar la creciente demanda de peces tropicales para acuariofilia. Su incontrolada captura y el interés por nuevas especies, son responsables de una creciente presión extractiva sobre muchas de estas comunidades (Tudge, 1990). Grandes cantidades de individuos son pescados para garantizar que unos pocos sean capaces de sobrevivir el largo viaje desde sus hábitats neotropicales hasta los mercados internacionales, dando lugar a importantes mermas en sus poblaciones que pueden acabar con extinciones locales o incluso poner en riesgo a la supervivencia de la especie (Moreau & Coomes, 2006).

Sin embargo, la cría de peces con interés ornamental puede convertirse en una importante alternativa sostenible para el desarrollo económico de muchas comunidades (Pauly et al., 2002). Para ello es necesario que sean implementadas políticas nacionales e internacionales que eviten la extracción y sobreexplotación de estas especies de peces y que se promueva su cría y comercialización controlada (Andrews, 1990). De forma complementaria, la cría de especies para consumo humano puede convertirse en una fuente de alimento clave en estos territorios (Dudgeon et al., 2006).

Sin embargo, la piscicultura puede ser causante de graves problemas especialmente debidos a la llegada de especies alóctonas. Estas especies, como puede ser el caso de la tilapia (*Oreochromis niloticus*) o la carpa (*Cyprinus carpio*), son las principales especies de cría en cautividad en este tipo de ecosistemas, y la globalización

de su uso las ha hecho responsables de extinciones masivas por todo el mundo (Zambrano et al., 2006). Y lo mismo ocurre con otras especies ornamentales como los *Xiphophorus* o los *Poecilia* (Knight, 2010). En el caso concreto de las tres cuencas sudamericanas incluidas en este estudio, se tiene constancia de que en todos los casos existen piscinas de cría de tilapias y carpas, aunque afortunadamente parece que todavía no están presentes en el río (o por lo menos no fueron capturadas por nosotros). Sin embargo, resulta especialmente llamativa y preocupante la presencia de ejemplares de *Xiphophorus* o los *Poecilia* en la cuenca del río Suaza, siendo prioritario el control y erradicación de lo que parece una invasión incipiente. Es por ello que el estudiar en profundidad la ecología de las especies autóctonas puede ayudar a que estas sustituyan a los peces alóctonos en la producción piscícola.

Además, la pesca deportiva en los ríos tropicales y el ecoturismo que esta genera, están experimentando una importante expansión, ofreciendo nuevas oportunidades de desarrollo económico sostenible. (Winemiller, Agostinho, & Caramaschi, 2008)

Problemas para la gestión y conservación

Además de todo lo ya mencionado, uno de los principales problemas a los que se enfrentan estas Reservas de la Biosfera, especialmente en el caso de América Latina, es la ausencia de gestión socio-política. Aunque sean espacios reconocidos a nivel internacional por UNESCO y también por las naciones que los albergan, en muchos casos, lo único que adquieren estos territorios es la “etiqueta” de Reserva de la Biosfera, sin que ello implique ningún tipo de medida de gestión por parte de la administración local, nacional o internacional (Sundberg, 2003). Debido a este vacío administrativo, no es raro que ni siquiera exista una clara delimitación geográfica del territorio que abarcan las reservas, y en muchos casos, los límites de la zona *buffer* y de transición no están definidos o son contradictorios. Además, especialmente en aquellos territorios más remotos, tampoco existe ningún tipo de control de las actividades que se desarrollan dentro del área protegida, por lo que su vulnerabilidad es preocupante (Maikhuri et al., 2000).

También es notable la falta de información biogeográfica y ecológica disponible en muchas de las reservas, y como vienen siendo habitual, especialmente en lo que

atañe a los ríos. Además, aunque exista información relevante, al encontrarse dispersa en distintos organismos o plataformas, muchas veces no es aprovechada de forma efectiva (Pino-del-Carpio et al., 2011).

Esto resulta muy evidente al considerar la información aportada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) respecto a las especies de peces amenazadas en América Latina. Lo primero que llama la atención es que se trata de la única región del mundo para la cual no existe ningún dato sobre las áreas de distribución de las especies catalogadas como amenazas. Resulta también llamativo que la región del planeta con la mayor diversidad de peces de agua dulce que está sufriendo severos impactos ambientales en muchos de sus territorios, tenga tan pocas especies catalogadas como amenazadas (IUCN, 2015). Esta falta de información ya ha sido puesta en evidencia en varios países sudamericanos, como Colombia (Mojica et al., 2008), Perú (Ortega & Hidalgo, 2008), Venezuela (Rodríguez & Rojas-Suárez, 2008) o Brazil (Rosa & Lima, 2008).

Gracias a plataformas como la Global Biodiversity Information Facility, GBIF (<http://www.gbif.org/>), que nos facilita la divulgación y acceso a grandes bases de datos de biodiversidad, o la reciente aparición de revistas científicas interesadas en publicar sets de datos biológicos como Scientific Data de Nature (<http://www.nature.com/sdata/>), que permite obtener cierto reconocimiento científico a la persona que aporta los datos para que sean usados de forma abierta, parece que los problemas de acceso y transferencia de información pueden ser resueltos.

Sin embargo, para poder alimentar estas grandes infraestructuras de información, siguen siendo totalmente necesario continuar muestreando biodiversidad. Por ello la recolección de información biológica debe continuar, tanto en lugares ya conocidos como en aquellos que permanecen inexplorados. Es por todo esto que es necesario seguir llevando a cabo trabajos de carácter descriptivo con los que llenar este gran vacío de conocimiento que obstaculiza la efectividad de la biología de la conservación.

¿Hasta dónde necesitamos seguir investigando antes de actuar?

Llegados hasta este punto, nos enfrentamos ante un importante dilema: ¿deberíamos seguir estudiando en profundidad los ecosistemas para poder tomar

decisiones adecuadas, o deberíamos actuar inmediatamente usando estrategias que han demostrado su efectividad en otros territorios?,

La respuesta es clara y rotunda, debemos aprender sobre la marcha, ya que la situación es demasiado urgente como para no actuar. Aunque tengamos mucho que aprender del funcionamiento de estos ecosistemas, no podemos permitirnos que la falta de conocimiento sea un obstáculo para actuar.

Ante esta disyuntiva surge otra cuestión: ¿necesitan los ecosistemas fluviales tropicales medidas específicas de protección y gestión, o los principios de conservación aplicados para zonas templadas pueden resultar pertinentes y efectivos?

La respuesta es “sí y no”. Los principios generales como los conocimientos ecológicos que rigen los ecosistemas son aplicables en su mayor parte, pero es también necesario conocer las condiciones específicas para contextualizar adecuadamente (Moulton & Wantzen, 2006).

Aunque exista una larga historia de conservación y gestión de los espacios naturales y toda la experiencia acumulada nos sirva como un buen punto de partida, no por ello debemos dejar de seguir investigando los ecosistemas, ni debemos dejar de evaluar y monitorear la efectividad de proyectos de restauración y planes de gestión.

CONCLUSIONES GENERALES

GENERAL CONCLUSIONS

1. La metodología de muestreo seleccionada (pesca eléctrica, colecta de macroinvertebrados, caracterización de hábitats y aplicación de índices de calidad ambiental) ha resultado versátil y suficiente para completar un estudio ecológico y diagnóstico de los ecosistemas fluviales.
2. La pesca eléctrica tiene limitada su efectividad en el neotrópico debido a las bajas conductividades y al gran tamaño de los ríos. Sin embargo, resulta más efectiva que cualquier otra técnica en los ríos de menor tamaño.
3. El uso de los índices de calidad ambiental (IHF, QBR, QHEI, BMWP) aporta una valiosa información sobre la integridad de los ecosistemas, y sus evaluaciones son coherentes entre ellas. Sin embargo, resulta necesario adaptarlas y cotejarlas con las variables ambientales naturales para una correcta interpretación de sus resultados.
4. Las comunidades de peces y macroinvertebrados pueden ser usadas para hacer diagnósticos de calidad ambiental, pero es necesario un preciso conocimiento de la ecología de los organismos y su tolerancia a las alteraciones para adaptarlos a las zonas de estudio y que resulten efectivos.
5. La falta de información relativa a los ríos y los peces del neotrópico, y en concreto de los Andes Tropicales, supone uno de los principales obstáculos para la conservación de estos hábitats fluviales y su biodiversidad.
6. Resulta necesario continuar haciendo inventarios taxonómicos y estudios ecológicos que sirvan de referencia para futuras investigaciones, ya que su información es esencial para desarrollar estrategias de conservación adecuadas y efectivas.
7. Los trabajos biométricos de las especies de peces aportan una información práctica y valiosa que puede ser de gran utilidad para gestores e investigadores.
8. El estudio de los gradientes ecológicos nos ha ayudado a comprender los patrones que determinan la zonificación de los ecosistemas fluviales e identificar los procesos que influyen la distribución de las especies de peces.

9. El uso de la altitud como variable ambiental a la hora de estudiar los patrones ecológicos de los ríos y los peces es incorrecto ya que la elevación es una variable espacial.
10. Comprender los patrones ecológicos y conocer la influencia de los impactos humanos nos ha permitido diagnosticar de forma adecuada la integridad de los ecosistemas fluviales, identificar los puntos alterados y entender sus causas.
11. Para que las áreas de conservación resulten eficaces para los ecosistemas fluviales, estos deben ser tenidos en cuenta como objeto de conservación principal. Además, deben ser considerados sistemas unitarios e interconectados cuya integridad la determina el estado de todo el territorio de su cuenca.
12. Las Reservas de la Biosfera cumplen solo parcialmente con sus objetivos de conservación y desarrollo. Hace falta una voluntad socio-política que garantice la correcta gestión de estos territorios y que promueva alternativas de desarrollo sostenible.
13. Los Andes Tropicales, y en concreto sus cuencas de cabecera, son ecosistemas únicos e irremplazables que además de albergar una gran diversidad de endemismos proveen de servicios ecosistémicos vitales. Además, muchos se conservan en un estado casi prístino, por lo que resulta prioritario llevar a cabo planes de protección que garanticen su integridad de cara al futuro.
14. Aunque sea necesario contar con unas sólidas bases de conocimiento científico para desarrollar eficaces planes de gestión y conservación, la apremiante situación a la que nos enfrentamos nos obliga a actuar en base a lo que ya sabemos e ir aprendiendo sobre la marcha, por lo que resulta esencial continuar haciendo trabajos de investigación ecológica y diagnóstico ambiental para evaluar la efectividad y mejorar las estrategias de gestión y conservación.

Bibliografía References

- Abell, R., Blanch, S., Revenga, C., & Thieme, M. (2009). *Conservation of aquatic ecosystems*. Oxford, UK: Elsevier.
- Abell, R., Thieme, M., Revenga, C., & Bryer, M. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5), 403–414.
- Abell, R. (2002). Conservation biology for the biodiversity crisis: a freshwater follow-up. *Conservation Biology*, 16(5), 1435–1437.
- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., & Millán, A. (2005). Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods. *Biodiversity & Conservation*, 14(14), 3457–3474.
- Acornley, R. M., & Sear, D. A. (1999). Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological processes*, 13(3), 447–458.
- Acosta, R., Rieradevall, M., Ríos, B., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64.
- Acuña, V., Díez, J. R., Flores, L., Meleason, M., & Elosegí, A. (2013). Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 988–997.
- Alba Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada i Caparrós, N., Casas, J., & Rieradevall i Sant, M. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4), 175–185.
- Albert, J. S., & Reis, R. E. (2011). *Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes*. Berkeley, California: University of California Press.
- Aldrich, S., Walker, R., Simmons, C., Caldas, M., & Perz, S. (2012). Contentious land change in the Amazon's Arc of Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*, 102(1), 103–128.
- Alexandre, C. V., & Esteves, K. E. (2010). Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641(1), 97–114.
- Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(2004), 257–284.

- Allan, D., Erickson, D., & Fay, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater biology*, 37(1), 149–161.
- Allan, J. D., & Flecker, A. S. (1993). Biodiversity Conservation in Running Waters Identifying the major factors that threaten destruction of. *BioScience*, 43(1), 32–43.
- Allard, L., Grenouillet, G., Khazraie, K., Tudesque, L., Vigouroux, R., & Brosse, S. (2014). Electrofishing efficiency in low conductivity neotropical streams: Towards a non-destructive fish sampling method. *Fisheries Management and Ecology*, 21(3), 234–243.
- Alonso-González, C., Gortázar, J., Baeza Sanz, D., & García de Jalón, D. (2008). Dam function rules based on brown trout flow requirements: design of environmental flow regimes in regulated streams. *Hydrobiologia*, 609, 253–262.
- Almeida, O. T., Lorenzen, K., & McGrath, D. G. (2003). Commercial fishing in the Brazilian Amazon: regional differentiation in fleet characteristics and efficiency. *Fisheries Management and Ecology*, 10(2), 109–115.
- An, K. G., Park, S. S., & Shin, J. Y. (2002). An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environment International*, 28(5), 411–420.
- Anderson, E. P., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2011). A regional perspective on the diversity and conservation of tropical Andean fishes. *Conservation Biology*, 25(1), 30–39.
- Anderson, E. P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., ... & Ruiz, D. (2011). *Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes*. São José dos Campos, Brasil: Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global y Comité Científico sobre Problemas del Medio Ambiente.
- Anderson, E. P., Pringle, C. M., & Rojas, M. (2006). Transforming tropical rivers: an environmental perspective on hydropower development in Costa Rica. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(7), 679–693.
- Andrews, C. (1990). The ornamental fish trade and fish conservation. *Journal of Fish Biology*, 37, 53–59.
- Angermeier, P. L., & Davideanu, G. (2004). Using Fish Communities to Assess Streams in Romania: Initial Development of an Index of Biotic Integrity. *Hydrobiologia*, 511(1-3), 65–78.
- Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (1984). Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries society*, 113(6), 716–726.
- Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (1983). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2), 117–135.

- An, K. G., Park, S. S., & Shin, J. Y. (2002). An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environment International*, 28(5), 411–420.
- APHA, AWWA and WEF. (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Appelberg, M., Berger, H. M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J., & Rask, M. (1995). Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85(2), 401–406.
- Arbeláez-Cortés, E. (2013). Knowledge of Colombian biodiversity: published and indexed. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2875–2906.
- Aranha, J. M. R., Takeuti, D. F., & Yoshimura, T. M. (1998). Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 46(4), 951–959.
- Araújo-Flores J.M. 2015. *Characterization of aquatic biodiversity in the Andean-Amazon basin of Madre de Dios – Peru*. Doctoral Thesis. University of Huelva - Spain.
- Arimoro, F. O. (2009). Impact of rubber effluent discharges on the water quality and macroinvertebrate community assemblages in a forest stream in the Niger Delta. *Chemosphere*, 77(3), 440–449.
- Arfken, G. B., & Weber, H. (2000). *Mathematical Methods for Physicists*. London, UK: Academic Press.
- Armantrout, N. B. (1998). *Glossary of aquatic habitat inventory terminology*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Armbruster, J. W. (2005). The loricariid catfish genus *Lasiancistrus* (Siluriformes) with descriptions of two new species. *Neotropical Ichthyology*, 3(4), 549–569.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333–347.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J. C., Borkey, P., Cassar, A. Z., Meadors, L., ... & Tortajada, C. (2005). Freshwater ecosystem services. *Ecosystems and human well-being: policy responses*, 3, 213–256.
- Bagenal, T. B., & Tesch, F. W. (1978). *Age and growth*. In: *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications.

- Bailey, R. C., Kennedy, M. G., Dervish, M. Z., & Taylor, R. M. (1998). Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: Comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39(4), 765–774.
- Bain, M. B., Finn, J. T., & Booke, H. E. (1985). A quantitative method for sampling riverine microhabitats by electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 5(3B), 489–493.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers*. Washington, DC: USEPA.
- Barthem, R., Goulding, M., Fosberg, B., Cañas, C. & Ortega, H. (2003). *Aquatic ecology of the Rio Madre de Dios, scientific bases for Andes Amazon Headwaters*. Lima, Peru: Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA) / Amazon Conservation Association (ACA), Gráfica Biblos S.A.
- Bartram, J. (1996). *Water Quality Monitoring: Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Program*. London, UK: Taylor & Francis.
- Beaumont, W. R. C., Peirson, G., & Lee, M. J. (2006). Factors affecting the characteristics and propagation of voltage gradient fields from electric fishing anodes. *Fisheries Management and Ecology*, 13(1), 47–52.
- Beaumont, W. R. C., Taylor, A. A. L., Lee, M. J., & J, W. (2002). *Guidelines for Electric Fishing Best Practice R & D Technical Report W2-054*. London, UK: Environment Agency.
- Benedito-Cecilio, E., Agostinho, A.A., & Velho, R.C.C.-M., (1997). Length-weight relationship of fishes caught in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Naga ICLARM Q*, 20(3/4), 57–61.
- Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E., & Brucet, S. (2015). Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams 1. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(999), 1–10.
- Bertrand, K. N., Gido, K. B., & Guy, C. S. (2006). An evaluation of single-pass versus multiple-pass backpack electrofishing to estimate trends in species abundance and richness in prairie streams. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 109, 131–138.
- Beyene, A., Addis, T., Kifle, D., Legesse, W., Kloos, H., & Triest, L. (2009). Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Indicators*, 9(2), 381–392.
- Bistoni, M. A., & Hued, A. C. (2002). Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 753–764.

- Bogotá-Gregory, J. D., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2006). Peces de la zona hidrogeográfica de la Amazonia, Colombia [Fishes of the hydrogeographic area of the Amazonian, Colombia]. *Biota Colombiana*, 7(1), 55–94.
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11), 2246–2260.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523.
- Booth, D. B., & Jackson, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 1077–1090.
- Boulton, A., & Boyero, L. (2008). *Are tropical streams ecologically different from temperate streams*. In *Tropical stream ecology*. San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Brack, A., & Mendiola, C. (2000). *Ecología del Perú*. Lima, Perú: Editorial Bruño.
- Bradley, R. S., Vuille, M., Diaz, H. F., & Vergara, W. (2006). Threats to water supplies in the tropical Andes. *Science*, 312, 1755–1756.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K. E., & Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environmental Resources*, 32, 67–98.
- Briand, N., & Carret, P. (2012). *Le CEPF et Les Fonds Fiduciaires pour la Conservation*. CEPF
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. & Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*, 16(4), 909–923.
- Bührnheim, C. M., & Fernandes, C. C. (2003). Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia*, 2003(2), 255–262.
- Buisson, L., Blanc, L., & Grenouillet, G. (2008). Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 17(2), 244–257.
- Campos, H. (1982). Sistemática del género Cheirodon (Pisces: Characidae) en Chile con descripción de una nueva especie. análisis de Multivarianza. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 17(2-3), 129–162.

- Canton, S., Cline, L., Short, R., & Ward, J. V. (1984). The macroinvertebrates and fish of a Colorado stream during a period of fluctuating discharge. *Freshwater Biology*, *14*, 311–316.
- Carey, M. P., & Mather, M. E. (2008). Tracking change in a human-dominated landscape: developing conservation guidelines using freshwater fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *18*(6), 877–890.
- Carlander, K., (1969). *Handbook of freshwater fishery biology*. Ames, USA: Iowa State University Press.
- Carlisle, D. M., Hawkins, C. P., Meador, M. R., Potapova, M., & Falcone, J. (2008). Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, *27*(1), 16–37.
- Carvalho T. P., Araujo-Flores J. M., Espino J., Trevejo G., Ortega H., Jerep F. C., Reis R.E., & Albert J.S. (2012) Fishes from the Las Piedras River, Madre de Dios Basin, Peruvian Amazon. *Check List*, *8*, 973–1019.
- Casatti, L. (2005). Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, *5*(1), 75–83.
- Casatti, L., & Castro, R. M. C. (1998). A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological exploration of freshwaters*, *9*, 229–242.
- Castro, R. M. C., Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., & Peres-Neto, P. R. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *Ecologia de peixes de riachos*, *6*, 139–155.
- Ceballos, G., Vale, M. M., Bonacic, C., Calvo-Alvarado, J., List, R., Bynum, N., ... & Rodriguez, J. P. (2009). Conservation challenges for the Austral and Neotropical America section. *Conservation biology*, *23*(4), 811–817.
- Chapman, D. V. (Ed.). (1996). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. London, UK: E & Fn Spon.
- Chávez-Huamán, W. (2009) Zonificación ecológica y económica del departamento de Cusco (2005). Cusco, Perú: Gobierno Regional de Cusco e Instituto Nacional de Investigaciones de la Amazonía Peruana.
- Chessman, B. C. (2013). Identifying species at risk from climate change: traits predict the drought vulnerability of freshwater fishes. *Biological Conservation*, *160*, 40–49.
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. (2004). Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *14*(6), 575–585.

- Coimbra, C. N., Graça, M. A. S., & Cortes, R. M. (1996). The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river. *Environmental pollution*, 94(3), 301–307.
- Convention on Biological Diversity. (2010). *Decision X/2 the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. Nagoya, Japan, 18–29 October 2010.
- Costa, W. J. (2011). Phylogenetic position and taxonomic status of *Anablepsoides*, *Atlantirivulus*, *Cynodonichthys*, *Laimosemion* and *Melanorivulus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 22(3), 233.
- Courtenay Jr, W. R., & Moyle, P. B. (1996). Biodiversity, fishes, and the introduction paradigm. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*, 239–252.
- Courtenay Jr, W. R., Meffe, G. K. (1989). *Small fishes in strange places: a review of introduced poeciliids*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.
- d'Arge, R., Limburg, K., Grasso, M., de Groot, R., Faber, S., O'Neill, R. V., ... & Hannon, B. (1997). *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. London, UK: Nature publishing group
- da Silva Abes, S., & Agostinho, A. A. (2001). Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445(1-3), 217–227.
- David, G. C., Bledsoe, B. P., Merritt, D. M., & Wohl, E. (2009). The impacts of ski slope development on stream channel morphology in the White River National Forest, Colorado, USA. *Geomorphology*, 103(3), 375–388.
- Dejean, T., Valentini, A., Duparc, A., Pellier-Cuit, S., Pompanon, F., Taberlet, P., & Miaud, C. (2011). Persistence of environmental DNA in freshwater ecosystems. *PloS one*, 6(8), e23398.
- Dewey, M. R. (1992). Effectiveness of a drop net, a pop net, and an electrofishing frame for collecting quantitative samples of juvenile fishes in vegetation. *North American Journal of Fisheries Management*, 12(4), 808–813.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406.
- Doadrio, I., Carmona, J. A., & Fernandez-Delgado, C. (2002). Morphometric study of the Iberian *Aphanius* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes), with description of a new species. *Folia Zoologica*, 51(1), 67–80.

- Duderstadt, J. J. (1997). The future of the university in an age of knowledge. *Journal of Asynchronous Learning Networks*, 1(2), 78–88.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163–182.
- Elliott, J. M. (1976). The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. *The Journal of Animal Ecology*, 923–948.
- Ellis, D. (1985). Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12), 459.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., & van der Laan, R. (2016). Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Available at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> [accessed on 6 May 2016].
- Eschmeyer, W. N., & Fricke, R. (2015). Catalog of Fishes California Academy of Sciences. Available at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> [accessed on 3 November 2015].
- Eschmeyer, W. N. (2013). Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Available at: <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. [accessed on 16 February 2013].
- Eschmeyer, W. N. (2013). Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Available at: <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> [accessed on 9 January 2013].
- Eschmeyer, W. N. (2010). Catalog of Fishes. California Academy of Sciences. Available at: <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> [accessed on 31 May 2010].
- Esteves, K. E., & Lobón-Cerviá, J. (2001). Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of fishes*, 62(4), 429–440.
- Etter, A., & van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio: A journal of the Human Environment*, 29(7), 432–439.
- Faith, D. P. (1994). Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 345(1311), 45–58.
- Fahmy, T. (2006). XLSTAT version 2006. Addinsoft, Paris.

- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., & Li, H. W. (2002). Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52(6), 483–498.
- Fialho, A. P., Oliveira, L. G., Tejerina-Garro, F. L., & de Mérona, B. (2008). Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598(1), 315–324.
- Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PloS one*, 7(4), e35126.
- Finer, M., Jenkins, C. N., Pimm, S. L., Keane, B., & Ross, C. (2008). Oil and gas projects in the western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PloS one*, 3(8), e2932.
- Fisher, W. L., & Brown, M. E. (1993). A prepositioned areal electrofishing apparatus for sampling stream habitats. *North American Journal of Fisheries Management*, 13(4), 807–816.
- Fitzgerald, D. G., Kott, E., Lanno, R. P., & Dixon, D. G. (1997). A quarter century of change in the fish communities of three small streams modified by anthropogenic activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6(2), 111–127.
- Fornells, N. P., Solá, C., & Munné, A. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175, 20–39.
- Freund, J. G., & Petty, J. T. (2007). Response of fish and macroinvertebrate bioassessment indices to water chemistry in a mined Appalachian watershed. *Environmental Management*, 39(5), 707–720.
- Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D. C., Dunbar, M. J., Edwards, F. K., Grey, J., ... Woodward, G. (2011). Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research*, 44, 1–68.
- Froese, R., & Pauly, D. (2016). FishBase. World Wide Web electronic publication. <<http://www.fishbase.org>> version (01/2016). Downloaded on: 3 May 2016.
- Froese, R., & Pauly, D. (2015). FishBase. World Wide Web electronic publication. <<http://www.fishbase.org>> version (05/2010). Downloaded on: 24 October 2015.
- Froese, R., & Pauly, D. (2010). FishBase. World Wide Web electronic publication. <<http://www.fishbase.org>> version (05/2010). Downloaded on: 1 July 2010.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241–253.
- Gabelhouse Jr, D. W. (1984). A length-categorization system to assess fish stocks. *North American Journal of Fisheries Management*, 4(3), 273–285.

- Galvis, G., Mojica, J. I., Duque, S. R., Castellanos, C., Sánchez-Duarte, P., Arce, M., Gutiérrez, A., Jiménez, L. F., Santos, M., Vejarano, S., Arbeláez, F., Prieto, E. & Leiva, M. (2006). *Peces del medio Amazonas: región de Leticia*. Bogotá, Colombia: Conservación Internacional Colombia.
- Galy, V., Peucker-Ehrenbrink, B., & Eglinton, T. (2015). Global carbon export from the terrestrial biosphere controlled by erosion. *Nature*, *521*(7551), 204–207.
- Gaines, S., & Roughgarden, J. (1985). Larval settlement rate: a leading determinant of structure in an ecological community of the marine intertidal zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *82*(11), 3707–3711.
- García de Jalón, D., Mayo, M. & Molles, M. C. (1996). Characterization of Spanish Pyrenean stream habitat: relationships between fish communities and their habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*, *12*, 305–316.
- García de Jalón, D., González de Tánago, M., & Casado, C. (1992). Ecology of regulated streams in Spain: An overview. *Limnetica*, *8*, 161–166.
- García de Jalón, D. G., Montes, C., Barcelo, E., Casado, C., & Menes, F. (1988). Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers: Research & Management*, *2*(4), 479–491.
- Gaspar, S., Tobes, I., Miranda, R., Leunda, P. M., & Peláez, M. (2012). Length–weight relationships of sixteen freshwater fishes from the Hacha River and its tributaries (Amazon Basin, Caquetá, Colombia). *Journal of Applied Ichthyology*, *28*(4), 667–670.
- Gaston, K. J., Jackson, S. F., Cantú-Salazar, L., & Cruz-Piñón, G. (2008). The ecological performance of protected areas. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 93–113.
- Giangrande, A. (2003). Biodiversity, conservation, and the ‘Taxonomic impediment’. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *13*(5), 451–459.
- Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., & Trow, M. (1994). *The new production of knowledge: The dynamics of science and research in contemporary societies*. Thousand Oaks, CA, USA: Sage.
- Głowacki, L., & Penczak, T. (2005). Species richness estimators applied to fish in a small tropical river sampled by conventional methods and rotenone. *Aquatic Living Resources*, *18*(02), 159–168.
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, *59*, 507–515.
- Goulding, M., Barthem, R., & Ferreira, E. (2003). *The Smithsonian atlas of the Amazon*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press.

- Goulding, M., Cañas, C., Barthem, R., Forsberg, B., & Ortega, H. (2003). *Amazon Headwaters. Rivers, Life and Conservation of the Madre de Dios River Basin*. Lima, Peru: Asociacion para la conservación de la Cuenca Amazonica, ACCA,
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara F. & Garilletei, R. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, 97–108.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 751–786.
- Grimaldo, E., Sistiaga, M., & Larsen, R. B. (2008). Evaluation of codends with sorting grids, exit windows, and diamond meshes: Size selection and fish behaviour. *Fisheries Research*, 91(2), 271–280.
- Gutreuter, S., Burkhardt, R., & Lubinski, K. (1995). *Long term resource monitoring program procedures: fish monitoring*. Onalaska, Wisconsin: National Biological Service. Environmental Management Technical Center.
- Habit, E., Belk, M. C., Cary Tuckfield, R., & Parra, O. (2006). Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology*, 51(1), 1–11.
- Hamilton, S. K., Kellendorfer, J., Lehner, B., & Tobler, M. (2007). Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). *Geomorphology*, 89(1), 23–38.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9
- Harris, G. M., Jenkins, C. N., & Pimm, S. L. (2005). Refining Biodiversity Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 19(6), 1957–1968.
- Hellawell, J. M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. London, UK: Elsevier Applied Science.
- Herbert, M. E., McIntyre, P. B., Doran, P. J., Allan, J. D., & Abell, R. (2010). Terrestrial reserve networks do not adequately represent aquatic ecosystems. *Conservation Biology*, 24(4), 1002–1011.
- Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., & Verdonschot, P. F. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51(9), 1757–1785.

- Hernández, C. L., Ortega-Lara, A., Sánchez-Garcés, G. C., & Alford, M. H. (2015). Genetic and Morphometric Evidence for the Recognition of Several Recently Synonymized Species of Trans-Andean *Rhamdia* (Pisces: Siluriformes: Heptapteridae). *Copeia*, 103(3), 563–579.
- Herzog, S. K., Martínez, R., Jørgensen, P. M., & Tiessen, H. (2012). *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes. Mountain Research and Development*. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Taphorn, D. C. (2004). Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont-Llanos floodplain gradient of the río Portuguesa, Venezuela. *Neotropical Ichthyology*, 2(2), 85–92.
- Holdridge, L. R. (1967). *Life zone ecology*. San José, Costa Rica: Tropical Science Center.
- Holling, C. S. (1986). The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. *Sustainable Development of the Biosphere*, 292–317.
- Hossain, M. Y., Sayed, S. R. M., Mosaddequr Rahman, M., Ali, M. M., Hossen, M. A., Elgorban, A. M., Ahmed, Z. F., & Ohtomi, J. (2015). Length-weight relationships of nine fish species from the Tetulia River, southern Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 967–969.
- Hossain, M. Y., Rahman, M. M., Fulanda, B., Jewel, M. A. S., Ahamed, F., & Ohtomi, J., (2012) Length-weight and length-length relationships of five threatened fish species from the Jamuna (Brahmaputra River tributary) River, northern Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 28, 275–277.
- Hossain, M. Y., Jasmine, S., Ibrahim, A. H. M., Ahmed, Z. F., Rahman, M. M., & Ohtomi, J. (2009). Length-weight and length-length relationships of 10 small fish species from the Ganges, Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(1), 117–119.
- Hossain, M. Y., Ahmed, Z. F., Leunda, P. M., Jasmine, S., Oscoz, J., Miranda, R., & Ohtomi, J. (2006). Condition, length-weight and length-length relationships of the Asian striped catfish *Mystus vittatus* (Bloch, 1794) (Siluriformes: Bagridae) in the Mathabanga River, southwestern Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 304–307.
- Hued, A. C., & Bistoni, M. A. (2005). Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543(1), 279–298.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke, C., ... & Lough, J. M. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 301(5635), 929–933.

- Ibañez, C., Belliard, J., Hughes, R. M., Irz, P., Kamdem-Toham, A., Lamouroux, N., ... & Oberdorff, T. (2009). Convergence of temperate and tropical stream fish assemblages. *Ecography*, 32(4), 658–670.
- Ibarra, M., & Stewart, D. J. (1989). Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River basin, eastern Ecuador. *Copeia*, 364–381.
- Infante, D. M., David Allan, J., Linke, S., & Norris, R. H. (2008). Relationship of fish and macroinvertebrate assemblages to environmental factors: implications for community concordance. *Hydrobiologia*, 623(1), 87–103.
- Invasive Species Specialist Group ISSG (2015). The Global Invasive Species Database. Version 2015.1 <<http://www.iucngisd.org/gisd/>> Downloaded on May 10 2016.
- IUCN (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 26 April 2016.
- IUCN (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 01 September 2015.
- Jackson, J. K., & Sweeney, B. W. (1995). Present status and future directions of tropical stream research. *Journal of the North American Benthological Society*, 14, 5–11.
- Jacobsen, D. (2008). *Tropical high-altitude streams*. Pages 219–256 in D. Dudgeon, editor. Tropical stream ecology. London, UK: Academic Press.
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., ... & Prat, N. (2002). Protocolo GUADALMED. *Limnetica*, 21(3-4), 187–204.
- Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. A., & Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*, 76(10), 2401–2417.
- Jawad, L. A., McKenzie, A., & Al-Noor, S. S. (2009). Relationship between opercular girth, maximum girth and total length of fishes caught in gillnets in the estuarine and lower river sections of Shatt al-Arab River (Basrah Province, Iraq). *Journal of Applied Ichthyology*, 25(4), 470–473.
- Jelks, H. L., Walsh, S. J., Burkhead, N. M., Contreras-Balderas, S., Diaz-Pardo, E., Hendrickson, D. A., ... & Platania, S. P. (2008). Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries*, 33(8), 372–407.
- Jenkins, R. E. (1988). Information management for the conservation of biodiversity. *Biodiversity*, 231–39.

- Jimenez, J. L., Román-Valencia, C., & Cardona, M. (1998). Distribución y constancia de las comunidades de peces en la quebrada San Pablo, cuenca del río La Paila, Alto Cauca, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 20, 21–27.
- Johnson, R. K., Furse, M. T., Hering, D., & Sandin, L. (2007). Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater Biology*, 52(5), 939–958.
- Jones, E. B., Helfman, G. S., Harper, J. O., & Bolstad, P. V. (1999). Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation biology*, 13(6), 1454–1465.
- Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Cabrera, E., Chacón-Moreno, E., ... & Tovar, A. (2009). *Ecosistemas de los Andes del norte y centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela*. Lima, Peru: Secretaría General de la Comunidad Andina.
- Joy, M. K., & Death, R. G. (2002). Predictive modelling of freshwater fish as a biomonitoring tool in New Zealand. *Freshwater Biology*, 47(11), 2261–2275.
- Junk, W. J., & Piedade, M. T. F. (2004). Status of knowledge, ongoing research, and research needs in Amazonian wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 12(6), 597–609.
- Junqueira, V. M., & Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125–135.
- Kalis, A. J., Merkt, J., & Wunderlich, J. (2003). Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe-human impact and natural causes. *Quaternary Science Reviews*, 22(1), 33–79.
- Karr, J. R. (1998). *Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecoregion*. New York, USA: Springer.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27.
- Kawamura, G. (1972). Gill-net mesh selectivity curve developed from length-girth relationship. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 38, 1119–1127.
- Kemp, C. (2015). The endangered dead. *Nature*, 518(7539), 292–294.
- Kemsey, J., Ravilious, C., Corrigan, C., Besançon, C., Burgess, N., Bertzky, B., & Kenney, S. (2012). *Protected Plant Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas*. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.

- Kettner, A. J., Restrepo, J. D., & Syvitski, J. P. M. (2010). A spatial simulation experiment to replicate fluvial sediment fluxes within the Magdalena River Basin, Colombia. *The Journal of Geology*, 118(4), 363–379.
- Knight, J. D. M. (2010). Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(2), 700–704.
- Kurkilahti, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., & Rask, M. (2002). Effect of fish shape on gillnet selectivity: a study with Fulton's condition factor. *Fisheries Research*, 54(2), 153–170.
- Kutschker, A., Brand, C., & Miserendino, M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 19(1), 19–34.
- Lammert, M., & Allan, J. D. (1999). Assessing Biotic Integrity of Streams : Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use / Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23(2), 257–270.
- Landau, H. G. (1951). On dominance relations and the structure of animal societies: I. Effect of inherent characteristics. *The Bulletin of Mathematical Biophysics*, 13(1), 1–19.
- Laraque, A., Bernal, C., Bourrel, L., Darrozes, J., Christophoul, F., Armijos, E., Fraizy, P., Pombosa, R., Guyot, J. L. (2009). Sediment budget of the Napo river, Amazon basin, Ecuador and Peru. *Hydrological Processes*, 23(25), 3509–3524.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 451–466.
- Legendre, P., Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- Le Saout, S., Hoffmann, M., Shi, Y., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T. M., Bertzky, B., Butchart, S. H., Stuart, S. N., Badman, T. and Rodrigues, A. S. (2013). Protected areas and effective biodiversity conservation. *Science*, 342(6160), 803–805.
- Leunda, P. M., Sistiaga, M., Oscoz, J., & Miranda, R. (2012). Ichthyofauna of a near-natural Pyrenean river: spatio-temporal variability and reach-scale habitat. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(6), 1111–24.
- Leunda, P. M. (2010). Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquatic Invasions*, 5(3), 239–262.
- Leunda, P. M., Oscoz, J., Miranda, R., & Ariño, A. H. (2009). Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river. *Ecological Indicators*, 9(1), 52–63.

- Leunda, P. M., Oscoz, J., & Miranda, R. (2006). Length-weight relationships of fishes from tributaries of the Ebro River, Spain. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 299–300.
- Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288(5467), 852–854.
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography*, 10(1), 3–13.
- Lorion, C. M., Kennedy, B. P., & Braatne, J. H. (2011). Altitudinal gradients in stream fish diversity and the prevalence of diadromy in the Sixaola River basin, Costa Rica. *Environmental biology of fishes*, 91(4), 487–499.
- Lowe-McConnell, R. (1998). Freshwater fishes of northern South America: a need for field guides. *Environmental Biology of fishes*, 53(1), 111–115.
- Lujan, N. K., Roach, K. A., Jacobsen, D., Winemiller, K. O., Vargas, V. M., Ching, V. R., & Maestre, J. A. (2013). Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1715–1728.
- Lyons, J. (1996). Patterns in the species composition of fish assemblages among Wisconsin streams. *Environmental Biology of Fishes*, 45(4), 329–341.
- Lyons, J., Navarro-Pérez, S., Cochran, P. A., Santana, E. C., & Guzmán-Arroyo, M. (1995). Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. *Conservation Biology*, 9(3), 569–584.
- Maceda-Veiga, A., Monleon-Getino, A., Caiola, N., Casals, F., & De Sostoa, A. (2010). Changes in fish assemblages in catchments in north-eastern Spain: biodiversity, conservation status and introduced species. *Freshwater Biology*, 55(8), 1734–1746.
- Maceda-Veiga, A. (2013). Towards the conservation of freshwater fish: Iberian Rivers as an example of threats and management practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(1), 1–22.
- Maikhuri, R. K., Nautiyal, S., Rao, K. S., Chandrasekhar, K., Gavali, R., & Saxena, K. G. (2000). Analysis and resolution of protected area–people conflicts in Nanda Devi Biosphere Reserve, India. *Environmental Conservation*, 27(01), 43–53.
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R. P., Hansen, L., & Hannah, L. E. E. (2006). Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20(2), 538–548.
- Maldonado-Ocampo, J. A., Vari, R. P., & Usma, J. S. (2008). Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana*, 9(2), 143–237.

- Maldonado-Ocampo, J. A. (2006). Peces dulceacuícolas colombianos. *Biota Colombiana*, 7, 1–3.
- Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma, J. S., Galvis, G., Villa-Navarro, F. A., Vásquez, G. L., Prada-Pedrerros, S., & Ardila, C. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R., Killeen, T. J., Li, W., & Nobre, C. a. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319(5860), 169–72.
- Marengo, J. A., Pabón, J. D., Díaz, A., Rosas, G., Ávalos, G., Montealegre, E., ... & Rojas, M. (2011). Climate change: evidence and future scenarios for the Andean region. *Herzog*, 5, 110–27.
- Margalef, R. (1980) *Ecología*. Barcelona, Spain: Editorial Omega.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York, USA: Chapman & Hall.
- Matthews, W. J., Hough, D. J., & Robison, H. W. (1992). Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. *Copeia*, 296–305.
- Mazzoni, R., & Lobón-Cerviá, J. (2000). Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 5, 588–602.
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A., & Werner, T. B. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. Washington, DC: International Union for conservation of nature and natural resources.
- Meador, M. R., McIntyre, J. P., & Pollock, K. H. (2003). Assessing the efficacy of single-pass backpack electrofishing to characterize fish community structure. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(1), 39–46.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., & Randers, J. (1992). *Beyond the limits: global collapse or a sustainable future*. Earthscan Publications Ltd.
- Medina, C., Hora, M., Pereda, W., Aguilar, R., & Guzmán, I. (2010). El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama, La Libertad, Perú. *Sciéndo*, 13, 5–20.
- Meffe, G. K., & Sheldon, A. L. (1988). The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *American Midland Naturalist*, 225–240.
- Mendonça, F. P., Magnusson, W. E., & Zuanon, J. (2005). Relationships between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, 2005(4), 751–764.

- Menezes, N. A. (1996). *Methods for assessing freshwater fish diversity*, p. 289–295. In: Biodiversity in Brazil: a First Approach. N. A. Menezes and C. E. M. Bicudo (eds.). São Paulo, Brasil: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.
- Mercado-Silva, N., Lyons, J., Díaz-Pardo, E., Gutiérrez-Hernández, A., Ornelas-García, C. P., Pedraza-Lara, C., & Zanden, M. (2006). Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(5), 533–546.
- Meybeck, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 358(1440), 1935–1955.
- Miranda, R., Martínez-Lage, J., Molina, J., Oscoz, J., Tobes, I., & Vilches, A. (2012). Effects of stress controlled loading of a reservoir on downstream fish populations in a Pyrenean river. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(6), 1125–1131.
- Miranda, R., Galicia, D., Monks, S., Pulido-Flores, G. (2009). Weight-length relationships of some native freshwater fishes of Hidalgo State, Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 620–621.
- Miranda Chumacero, G. (2006). Distribución altitudinal, abundancia relativa y densidad de peces en el Río Huarinilla y sus tributarios (Cotapata, Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 41(1), 79–93.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). *Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots*. In *Biodiversity hotspots* (pp. 3–22). Springer Berlin Heidelberg.
- Murphy, B. R., & Willis, D. W. (Eds.). (1996). *Fisheries techniques* (2nd ed., p. 732). Bethesda, Maryland: American fisheries society.
- Nobile, A.B., Brambilla, E. M., de Lima, F. P., Freitas-Souza, D., Bayona-Perez, I. L., & Carvalho, E. D. (2015). Length-weight relationships of 37 fish species from the Taquari River (Paranapanema Basin, Brazil). *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 580–582.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Romdal, T., & Rahbek, C. (2008). Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature*, 453(7192), 216–219.
- Mojica, J. I., Galvis, G., Arbeláez, F., Santos, M., Vejarano, S., Prieto-Piraquive, E., Arce, M., Sánchez-Duarte, P., Castellanos, C., Gutiérrez, A., Duque, S. R., Lobón-Cerviá, J., Granado-Lorencio, C. (2005). Peces de la cuenca del río Amazonas en Colombia: Región de Leticia. *Biota Colombiana*, 6(2), 191–210.
- Moreau, M. A., & Coomes, O. T. (2006). Potential threat of the international aquarium fish trade to silver arawana *Osteoglossum bicirrhosum* in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 40(02), 152–160.

- Moulton, T., & Wantzen, K. (2006). Conservation of tropical streams—special questions or conventional paradigms? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 659–663.
- Moutopoulos, D. K., & Stergiou, K. I. (2002). Length–weight and length–length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *Journal of Applied Ichthyology*, 18(3), 200–203.
- Moyle, P. B., & Leidy, R. A. (1992). *Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas*. In *Conservation biology* (pp. 127–169). Springer US.
- Munne, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.
- Muotka, T., Mäki-Petäys, A., Kreivi, P., & Hoegmander, H. (1998). Spatial associations between lotic fish, macroinvertebrate prey and the stream habitat: a multi-scale approach. *Boreal Environment Research*, 3, 371–380.
- Murphy, B. R., & Willis, D. W. (Eds.). (1996). *Fisheries techniques*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- Mustow, S. E. (2002). Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia*, 479(1-3), 191–229.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.
- Myers, N. (1993). Tropical forests: the main deforestation fronts. *Environmental Conservation*, 20(01), 9–16.
- Naylor, R. L., Goldburg, R. J., Primavera, J. H., Kautsky, N., Beveridge, M. C., Clay, J., ... & Troell, M. (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405(6790), 1017–1024.
- Nel, J. L., Roux, D. J., Maree, G., Kleynhans, C. J., Moolman, J., Reyers, B., ... & Cowling, R. M. (2007). Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions*, 13(3), 341–352.
- Nielsen, E. S., & West, J. G. (1994). Biodiversity research and biological collections: transfer of information. *Systematics Association Special Volume*, 50, 101–101.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408.
- Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological economics*, 69(6), 1219–1227.

- Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieur, F., Tedesco, P. A., Winemiller, K. O., & García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: Recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, *16*(3), 496–513.
- Olson, D. M., & Dinerstein, E. (1998). The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology*, *12*(3), 502–515.
- Ormerod, S. J., Rundle, S. D., Wilkinson, S. M., Daly, G. P., Dale, K. M., & Juttner, I. (1994). Altitudinal trends in the diatoms, bryophytes, macroinvertebrates and fish of a Nepalese river system. *Freshwater Biology*, *32*(2), 309–322.
- Ortega, H., Hidalgo, M., Trevejo, G., Correa, E., Cortijo, A. M., Meza, V., & Espino, J. (2012). *Lista anotada de los peces de aguas continentales del Perú: Estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente, Dirección General de Diversidad Biológica - Museo de Historia Natural, UNMSM.
- Ortega, H., Hidalgo, M., Correa, E., Espino, J., Chocano, L., Trevejo, G., Meza, V., Cortijo, A.M. & Quispe, R. (2010a). *Lista Anotada de los Peces de Aguas Continentales del Perú: Estado actual del conocimiento, distribución, usos y aspectos de conservación (Vol. 1)*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente, Dirección General de Diversidad Biológica – Museo de Historia Natural, UNMSM.
- Ortega, H., Chocano, L., Palma, C., & Samanez, I. (2010b). Biota acuática en la Amazonía Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco-Ucayali). *Revista Peruana de Biología*, *17*(1), 29–36.
- Ortega, H., & Hidalgo, M. (2008). Freshwater fishes and aquatic habitats in Peru: Current knowledge and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *11*(3), 257–271.
- Ortega, H., Corahua, M. I. & Palacios, V. (2006). *Las especies de peces registradas en la cuenca del río Madre de Dios*. Lima, Perú: Museo de Historia Natural, UNMSM, Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA).
- Oscoz, J., Leunda, P. M., Escala, M. C., & Miranda, R. (2008). Summer feeding relationships of the co-occurring hatchling brown trout *Salmo trutta* and Ebro minnows *Phoxinus phoxinus* in an Iberian river. *Acta Zoologica Sinica*, *54*(4), 675–685.
- Oscoz, J., Campos, F., & Escala, M. C. (2005). Weight-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*, *21*(1), 73–74.
- Ott, W. R. (1978). *Environmental indices: theory and practice*. Collingwood, USA: Ann Arbor Science Publishers.

- Paller, M. H. (1996). Effectiveness of multiplate invertebrate samplers, periphytometers, and electrofishing for biomonitoring in streams. *Water Research*, 30(9), 2095–2101.
- Pardo, I., Gómez-Rodríguez, C., Wasson, J.-G., Owen, R., van de Bund, W., Kelly, M., ... Ofenböeck, G. (2012). The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Science of the Total Environment*, 420, 33–42.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suarez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115–133.
- Park, J. M., & Huh, S. H. (2015). Length–weight relations for 29 demersal fishes caught by small otter trawl on the south-eastern coast of Korea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(4), 427–431.
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2008). *Streams in the urban landscape*. In *Urban ecology*. Springer US.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., ... & Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(6898), 689–695.
- Perez, V., & JL, B. A. (1994). Esquema de la vegetacion del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, más su zona periférica. *Lucas Mallada*, 6, 235–273.
- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, 34(11), 2915–2926.
- Penczak, T., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (1997). The effect of artificial increases in water conductivity on the efficiency of electric fishing in tropical streams (Paraná, Brazil). *Hydrobiologia*, 350(1-3), 189–202.
- Penczak, T., & Lasso, C. (1991). Problems of estimating population parameters and production of fish in a tropical rain forest stream, North Venezuela. *Hydrobiologia*, 215(2), 121–133.
- Peterson, R. H., & Gale, D. (1991). Fish species associations in riffle habitat of streams of varying size and acidity in New Brunswick and Nova Scotia. *Journal of fish biology*, 38(6), 859–871.
- Pierce, R. B., Coble, D. W., & Corley, S. D. (1985). Influence of river stage on shoreline electrofishing catches in the upper Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114(6), 857–860.
- Pino-del-Carpio, A., Villarroya, A., Ariño, A. H., Puig, J., & Miranda, R. (2011). Communication gaps in knowledge of freshwater fish biodiversity: implications for the management and conservation of Mexican biosphere reserves. *Journal of Fish Biology*, 79(6), 1563–91.

- Pino-del-Carpio, A., Miranda, R. & Puig, J. (2010): Non-Native freshwater fish management in Biosphere Reserves. *Management of Biological Invasions*, 1, 13–33.
- Pimentel, D., Houser, J., Preiss, E., White, O., Fang, H., Mesnick, L., ... & Alpert, S. (1997). Water resources: agriculture, the environment, and society. *BioScience*, 47(2), 97–106.
- Pitman, N. C., Salas, K., Azáldegui, L., del Carmen, M., Vigo, G., & Lutz, D. A. (2008). Historia e impacto de la literatura científica del Departamento de Madre de Dios, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 15(2), 15–22.
- Pleijel, F., & Rouse, G. W. (2000). Least-inclusive taxonomic unit: a new taxonomic concept for biology. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences*, 267(1443), 627–630.
- Postel, S., & Mastny, L. (2005). *Liquid assets: The critical need to safeguard freshwater ecosystems* (Vol. 170). Worldwatch Institute.
- Pouilly, M., Barrera, S., & Rosales, C. (2006). Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*, 68(1), 137–156.
- Pringle, C. M. (2001). Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications*, 11(4), 981–998.
- Pusey, B., Burrows, D., Arthington, A. & Kennard, M., (2006): Translocation and spread of piscivorous fishes in the Burdekin River, north-eastern Australia. *Biological Invasions*, 8, 965–977.
- Pusey, B. J., Kennard, M. J., Arthur, J. M., & Arthington A. H. (1998). Quantitative sampling of stream fish assemblages: single- vs. multiple-pass electrofishing. *Australian Journal of Ecology* 23, 365–374.
- Pykh, Y. A., Kennedy, E. T., & Grant, W. E. (2000). An overview of systems analysis methods in delineating environmental quality indices. *Ecological Modelling*, 130(1), 25–38.
- Rahel, F. J. (2000). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288, 854–856.
- Rankin, E. T. (1989). *The qualitative habitat evaluation index [QHEI]: Rationale, methods, and application*. Columbus, Ohio: State of Ohio Environmental Protection Agency.
- Raup, D. M. (1991). *Extinction: bad luck or bad genes*. New York: WW Norton
- Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. J. (2003). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, Brasil: Edipucrs.

- Reyes-Gavilán, F. G., Garrido, R., Nicieza, A. G., Toledo, M. M., & Brana, F. (1996). Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams. *Hydrobiologia*, 321(2), 155–163.
- Reyjol, Y., Loot, G., & Lek, S. (2005). Estimating sampling bias when using electrofishing to catch stone loach. *Journal of fish biology*, 66(2), 589–591.
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13(5), 1220–1222.
- Rincón, H. H., & Olarte, J. F. (2005). *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del río Hacha*. Florencia, Colombia: Corpoamazonia.
- Robinson, J. L., & Rand, P. S. (2005). Discontinuity in fish assemblages across an elevation gradient in a southern Appalachian watershed, USA. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(1), 14–23.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M. & Romero, M. (2004). *Ecosistemas de los Andes Colombianos*. Bogotá, Colombia: ARFO Editores.
- Rodríguez, J. P., & Rojas-Suárez, F. (1995). *Libro rojo de la fauna venezolana*. Caracas, Venezuela: Provita.
- Rodríguez-Olarte, D., Taphorn, D. C., & Cerviá, J. L. (2011). Do protected areas conserve neotropical freshwater fishes? A case study of a biogeographic province in Venezuela. *Animal biodiversity and conservation*, 34(2), 273–285.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col*. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Roman-Valencia, C. (2003). Three new species of the genus *Bryconamericus* (Teleostei: Characidae) from Venezuela. *Dahlia (Revista de la Asociación Colombiana de Ictiólogos)*, 6, 7–15.
- Román-Valencia, C. & Muñoz, A. (2001). Ecología trófica y reproductiva de *Bryconamericus caucanus* (Pisces: Characidae). *Bollettini di Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino* 18(2), 459–467.
- Romero, M., Cabrera, E., & Ortiz, N. (2008). *Informe sobre el estado de la biodiversidad en Colombia 2006-2007*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rosa, R. S., & Lima, F. C. T. (2008). *Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília, Brasil: MMA; Fundação Biodiversitas.

- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York, USA: Chapman & Hall.
- Ruiz, J. M. G., & Bono, C. E. M. (2001). *Mapa geomorfológico del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Madrid, España: Instituto Minero y Geológico de España.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774.
- Salvador, S., Clavero, M., & Pitman, R. L. (2011). Large mammal species richness and habitat use in an upper Amazonian forest used for ecotourism. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 76(2), 115–123.
- Sály, P., Erős, T., Takács, P., Specziár, A., Kiss, I., & Biró, P. (2009). Assemblage level monitoring of stream fishes: the relative efficiency of single-pass vs. double-pass electrofishing. *Fisheries Research*, 99(3), 226–233.
- Sandoval-Huerta, E. R., Madrigal-Guridi, X., Domínguez-Domínguez, O., Ruiz-Campos, G., & González-Acosta, A. F. (2015). Length–weight and length–length relations for 14 fish species from the central Mexican Pacific coast. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(2), 199–201.
- Santos, M. N., Canas, A., Lino, P. G., & Monteiro, C. C. (2006). Length–girth relationships for 30 marine fish species. *Fisheries research*, 78(2), 368–373.
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. J., & Vincent, A. C. J. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16(1), 30–41.
- Schaefer, S. A., Chakrabarty, P., Geneva, A. J., & Sabaj-Pérez, M. H. (2011). Nucleotide sequence data confirm diagnosis and local endemism of variable morphospecies of Andean astroblepid catfishes (Siluriformes: Astroblepidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 162(1), 90–102.
- Schaefer, S. A., & Arroyave, J. (2010). Rivers as islands: determinants of the distribution of Andean astroblepid catfishes. *Journal of Fish Biology*, 77(10), 2373–2390.
- Schlosser, I. J. (1991). Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience*, 41(10), 704–712.
- Schlosser, I. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52(4), 395–414.
- Scott, M. C., & Helfman, G. S. (2001). Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 26(11), 6–15.
- Sesana, L. (2006). *Colombia Natural Parks*. Bogotá, Colombia: Villegas Asociados.

- Shannon, M. A., Bohn, P. W., Elimelech, M., Georgiadis, J. G., Mariñas, B. J., & Mayes, A. M. (2008). Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452(7185), 301–310.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Illinois, USA: University of Illinois Press.
- Shepard Jr, G. H., Rummenhoeller, K., Ohl-Schacherer, J., & Yu, D. W. (2010). Trouble in paradise: Indigenous populations, anthropological policies, and biodiversity conservation in Manu National Park, Peru. *Journal of Sustainable Forestry*, 29(2-4), 252–301.
- Shirvell, C. S., & Dungey, R. G. (1983). Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112(3), 355–367.
- Sirombra, M. G., & Mesa, L. M. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRY index. *Ecological Indicators*, 20, 324–331.
- Sistiaga, M., Herrmann, B., & Larsen, R. B. (2009). Investigation of the paired-gear method in selectivity studies. *Fisheries Research*, 97(3), 196–205.
- Song, J., Cheng, D., Li, Q., He, X., Long, Y., & Zhang, B. (2015). *An Evaluation of River Health for the Weihe River in Shaanxi Province, China*. Advances in Meteorology: Hindawi Publishing Corporation
- Suarez, E., Morales, M., Cueva, R., Utreras Bucheli, V., Zapata-Rios, G., Toral, E., ... & Vargas Olalla, J. (2009). Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation*, 12(4), 364–373.
- Sundberg, J. (2003). Conservation and democratization: constituting citizenship in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Political Geography*, 22(7), 715–740.
- Survey, U. S. G. (2003). Assessing the Efficacy of Single-Pass Backpack Electro fishing to Characterize Fish Community Structure. *Transactions of the American Fisheries Society*, (1995), 39–46.
- Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J. C., & Delgado, C. I. (2011). Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. *PloS one*, 6(4), e18875.
- Taylor, C. M., Winston, M. R., & Matthews, W. J. (1996). Temporal variation in tributary and mainstem fish assemblages in a Great Plains stream system. *Copeia*, 280–289.
- Taylor, R. W. (1983). Descriptive taxonomy: past, present, and future. *Australian systematic entomology: a bicentenary perspective*, 93, 134.

- Tejerina-Garro, F., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., & Oberdorff, T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(January), 91–108.
- Ter Braak, C. J. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179.
- Teixeira-de Mello, F., Vidal, N., Eguren, G., & Loureiro, M. (2009). Length-weight relationships of 21 fish species from the lower section of the Santa Lucía river basin (Canelones-Montevideo, Uruguay). *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 491–492.
- Thieme, M., Lehner, B., Abell, R., Hamilton, S. K., Kellendorfer, J., Powell, G., & Riveros, J. C. (2007). Freshwater conservation planning in data-poor areas: An example from a remote Amazonian basin (Madre de Dios River, Peru and Bolivia). *Biological Conservation*, 135(4), 484–501.
- Thorne, R., & Williams, P. (1997). The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37(3), 671–686.
- Thoumi, F. E. (2002). Illegal drugs in Colombia: From illegal economic boom to social crisis. *The Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 582(1), 102–116.
- Tobes, I., Gaspar, S., Peláez-Rodríguez, M., & Miranda, R. (2016). Spatial distribution patterns of fish assemblages relative to macroinvertebrates and environmental conditions in Andean piedmont streams of the Colombian Amazon. *Inland Waters*, 6(1), 89–104.
- Townsend-Small, A., McClain, M. E., Hall, B., Noguera, J. L., Llerena, C. A., & Brandes, J. A. (2008). Suspended sediments and organic matter in mountain headwaters of the Amazon River: Results from a 1-year time series study in the central Peruvian Andes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(3), 732–740.
- Trujillo-Jiménez, P., López-López, E., Díaz-Pardo, E., & Camargo, J. A. (2010). Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, Mexico: influence of abiotic factors and biotic factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20(4), 457–469.
- Tudge, C. (1990). Underwater, out of mind. *New Scientist*, 128(1741), 40–45.
- Underwood, A. J. (1996). Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: some roles for experimental marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200(1), 1–27.
- UNESCO (1970) Plan for long term intergovernmental and interdisciplinary program on Man and the Biosphere. General Conference, sixth session.

- Utz, R. M., Hilderbrand, R. H., & Boward, D. M. (2009). Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecological Indicators*, 9(3), 556–567.
- Valencia, C. R., Ruiz, R., & Giraldo, A. (2008). Dieta y reproducción de dos especies sintópicas: *Hemibrycon boquiae* y *Bryconamericus caucanus* (Pisces: Characidae) en la quebrada Boquía, Río Quindío, Alto Cauca, Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 10(1), 55–62.
- Valero, E., Álvarez, X., & Picos, J. (2015). An assessment of river habitat quality as an indicator of conservation status. A case study in the Northwest of Spain. *Ecological Indicators*, 57(MAY), 131–138.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
- Vari, R. P., & Malabarba, L. R. (1998). Neotropical ichthyology: an overview. *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*, 1, 1–12.
- Verhoff, F. H., Melfi, D. A., & Yaksich, S. M. (1980). River nutrient and chemical transport estimation. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(3), 591–608.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555–561.
- Vuille, M., Francou, B., Wagnon, P., Juen, I., Kaser, G., Mark, B. G., & Bradley, R. S. (2008). Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth-science reviews*, 89(3), 79–96.
- Walters, D. M., Leigh, D. S., Freeman, M. C., Freeman, B. J., & Pringle, C. M. (2003). Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, USA. *Freshwater Biology*, 48(11), 1950–1970.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517–539.
- Warton, D. I., & Hui, F. K. (2011). The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology*, 92(1), 3–10.
- Welcomme, R. L. (1979). *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London, UK: Longman.
- Wheeler, Q. D., Raven, P. H., & Wilson, E. O. (2004). *Taxonomy: impediment or expedient?*. New York, NY: Science.

- Wiens, J. A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47(4), 501–515.
- Winemiller, K. O., Agostinho, A. A., & Caramaschi, É. P. (2008). Fish ecology in tropical streams. In D. Dudgeon (Ed.), *Tropical stream ecology* (pp. 107–146). London, UK: Elsevier.
- Winemiller, K. (1996). *Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical Rivers. In Long-term studies of vertebrate communities*. Texas, USA: Department of Wildlife and Fisheries Sciences, Texas A&M University.
- Yu, D. W., Hendrickson, T., & Castillo, A. (1997). Ecotourism and conservation in Amazonian Peru: short-term and long-term challenges. *Environmental Conservation*, 24(02), 130–138.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Haywood, A., & Ellis, M. (2011). The Anthropocene: a new epoch of geological time?. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 835–841.
- Zalewski, M. (1985). The estimate of fish density and biomass in rivers on the basis of relationships between specimen size and efficiency of electrofishing. *Fisheries Research*, 3, 147–155.
- Zambrano, L., Martínez-Meyer, E., Menezes, N., & Peterson, A. T. (2006). Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(9), 1903–1910.
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice-Hall.