



FOLIA
Amazónica

Revista del Instituto de Investigaciones
de la Amazonía Peruana

Nota científica

MODELAMIENTO DE LAS CONSECUENCIAS PREVISIBLES DEL DRAGADO DE LOS PRINCIPALES RÍOS AMAZÓNICOS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE Y LA GENTE DE LOS BOSQUES INUNDADOS DE LORETO, PERÚ

Richard BODMER^{1,2}, Pablo PUERTAS⁴, Peter HENDERSON³, Pedro MAYOR^{2,5},
Miguel ANTÚNEZ², Tula FANG², Kimberlyn CHOTA², Marco ARENAS⁶,
Hervé GLOTIN⁷, Marie TRONE⁸, Benjamin COSGROVE¹, Emma DOCHERTY⁹
y Mike WALKEY^{+1,2}

- 1 Durrell Institute of Conservation and Ecology, School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, Kent, UK. Email: r.bodmer@kent.ac.uk
- 2 Museo de Culturas Indígenas Amazónicas, Malecón Tarapacá 332, Iquitos, Perú
- 3 PISCES Conservation Ltd, IRC House, Pennington, Hants, UK
- 4 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Av. José A. Quiñones km 2.5, Iquitos, Loreto, Perú. ppuertas@iiap.org.pe
- 5 Departament de Sanitat i Anatomia Animals, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, Spain
- 6 Miembro de la Comisión de Áreas Protegidas de la Unión Internacional para Conservación de la Naturaleza (UICN), Perú
- 7 Université de Toulon, La Garde CEDEX, France
- 8 Biological Science, Valencia College, Osceola, Florida, USA
- 9 Rainfor, University of Leeds, Leeds, UK

RESUMEN

Se planean actividades de dragado por el proyecto hidrovía amazónica y existe limitada evidencia científica de cómo el dragado propuesto podría afectar tanto a la biodiversidad como a la población local. Una matriz modelo fue utilizada para evaluar las posibles consecuencias del dragado sobre la fauna silvestre. De acuerdo con la matriz, las especies acuáticas muestran poblaciones decrecientes cuando el nivel de agua está bajo y las especies terrestres se ven afectadas

negativamente cuando las inundaciones son intensivas. La población indígena Cocama viene adaptándose a los cambios poblacionales de la fauna silvestre, dedicándose más a la pesca cuando las poblaciones de animales de caza disminuyen. Las áreas poco profundas, localmente denominados como “malos pasos” son las áreas destinadas por el dragado y constituyen tipos de hábitat importantes para peces y delfines. De acuerdo a la matriz que se presenta en este estudio, el mejor escenario sería que, las actividades del dragado no afecten los niveles de agua normales; mientras que, el peor escenario sería cuando se presenten sequías e inundaciones intensivas.

PALABRAS CLAVE: Dragado, hidrovía, pez, delfines, carne de monte, primates, guacamayos, nutrias.

MODELLING IMPACTS OF PLANNED DREDGING OF MAJOR AMAZONIAN RIVERS ON THE WILDLIFE AND PEOPLE OF THE FLOODED FOREST OF LORETO, PERU

ABSTRACT

Dredging activities are planned for the Amazon hydrovia project and there is limited scientific evidence of how the proposed dredging could affect both biodiversity and the local population. A model matrix was used to evaluate the possible consequences of dredging on wildlife. According to the matrix, aquatic species show decreasing populations when the water level is low and terrestrial species are negatively affected when floods are intensive. The indigenous Cocama population has adapted to the population changes of the wildlife, dedicating itself more to fishing when the populations of game animals decrease. Shallow areas, locally called "malos pasos", are the areas destined to be dredged and important habitat types for fish and dolphins. According to the matrix presented in this study, the best scenario would be that the dredging activities do not affect the normal water levels; while, the worst scenario would be when there are droughts and intensive floods.

KEYWORDS: Dredging, hydrovia, fish, dolphins, bush meat, primates, macaws, otters.

INTRODUCCIÓN

Las actividades de dragado a menudo han derivado en impactos ambientales ocurridos en ríos situados en diversas partes del mundo, incluidos África (Ismail & Samuel 2011; Iwuoha & Osuji 2012), Asia (Lin-Wan & Keh-Chia 2016), Europa (Gob et al. 2005) y Estados Unidos de Norteamérica (Wenger et al., 2017). Se planean realizar actividades de dragado en la Amazonia peruana por el proyecto Hidrovía para completar la conectividad entre los océanos Atlántico y Pacífico desde el Amazonas y tributarios. Existe limitada evidencia científica sobre cómo el dragado podría afectar a la biodiversidad y a la población en la región. En este documento utilizamos una serie de datos recopilados durante muchos años sobre especies acuáticas, terrestres y arbóreas para modelar las posibles consecuencias del dragado sobre la diversidad biológica y los medios de vida de la población local.

Además de los impactos locales del dragado a realizarse en los sitios con poca profundidad denominados como “malos pasos”, también existe la posibilidad de que los impactos sean más generalizados produciendo cambios en la hidrología de los bosques inundados, y a ocurrir río abajo del dragado a realizarse (Wenger et al., 2017).

El nivel de agua tiene una gran influencia en la ecología de los bosques inundados (Bodmer et al., 2017) y la hidrología estacional puede verse afectada por el dragado propuesto a realizar. Se utilizó una serie de datos sobre el monitoreo de la biodiversidad recopilados durante muchos años en la Reserva Nacional Pacaya Samiria para examinar los posibles impactos del dragado utilizando una matriz modelo. Las posibles consecuencias fueron examinadas tanto en la biodiversidad como en la población local.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los bosques inundables de Loreto tienen un ciclo anual predecible del nivel del agua que incluye la temporada de creciente entre febrero a mayo, un período de transición de descenso del agua entre junio a julio, y una temporada de vaciante entre agosto a octubre y un período de transición en el incremento del nivel de agua entre noviembre a enero (Junk et al., 1989).

Se usaron datos del nivel de agua de la estación limnimétrica de Iquitos colectadas por el Servicio de Hidrografía y Navegación de la Amazonía, entre los años de 1978 a 2017 (Servicio de Hidrografía, 2017). Los niveles del agua proporcionados por el Servicio de Hidrografía coincidieron con las tendencias y los pulsos del agua de estudios realizados con anterioridad y que utilizaron series diferentes de datos (Espinoza et al., 2011, 2013; Zulkafli et al., 2016).

Las áreas de estudio para esta investigación fueron ubicadas en la cuenca del río Samiria incluyeron: 1) el paisaje acuático complejo de la boca del río con sus lagos, canales y el río en los alrededores del primer puesto de vigilancia - PV1 y 2) la sección media de la cuenca del río Samiria, ubicada en los alrededores del segundo puesto de vigilancia - PV2 Tacshacochoa (Figura 1).

El diseño de la investigación se basó en un análisis poblacional multianual de grupos de especies, y el protocolo se mantuvo constante durante todos los años desde el 2006 al 2015. Los grupos de especies fueron estudiados de forma independiente y se realizaron evaluaciones todos los años durante las temporadas de creciente, vaciante y de transición, con un promedio anual de 188 ± 16 días de evaluaciones por año.

Se evaluaron mamíferos terrestres (como ungulados y roedores), mamíferos arbóreos (primates y otros mamíferos) y aves de caza utilizando transectos lineales. Se utilizó el método

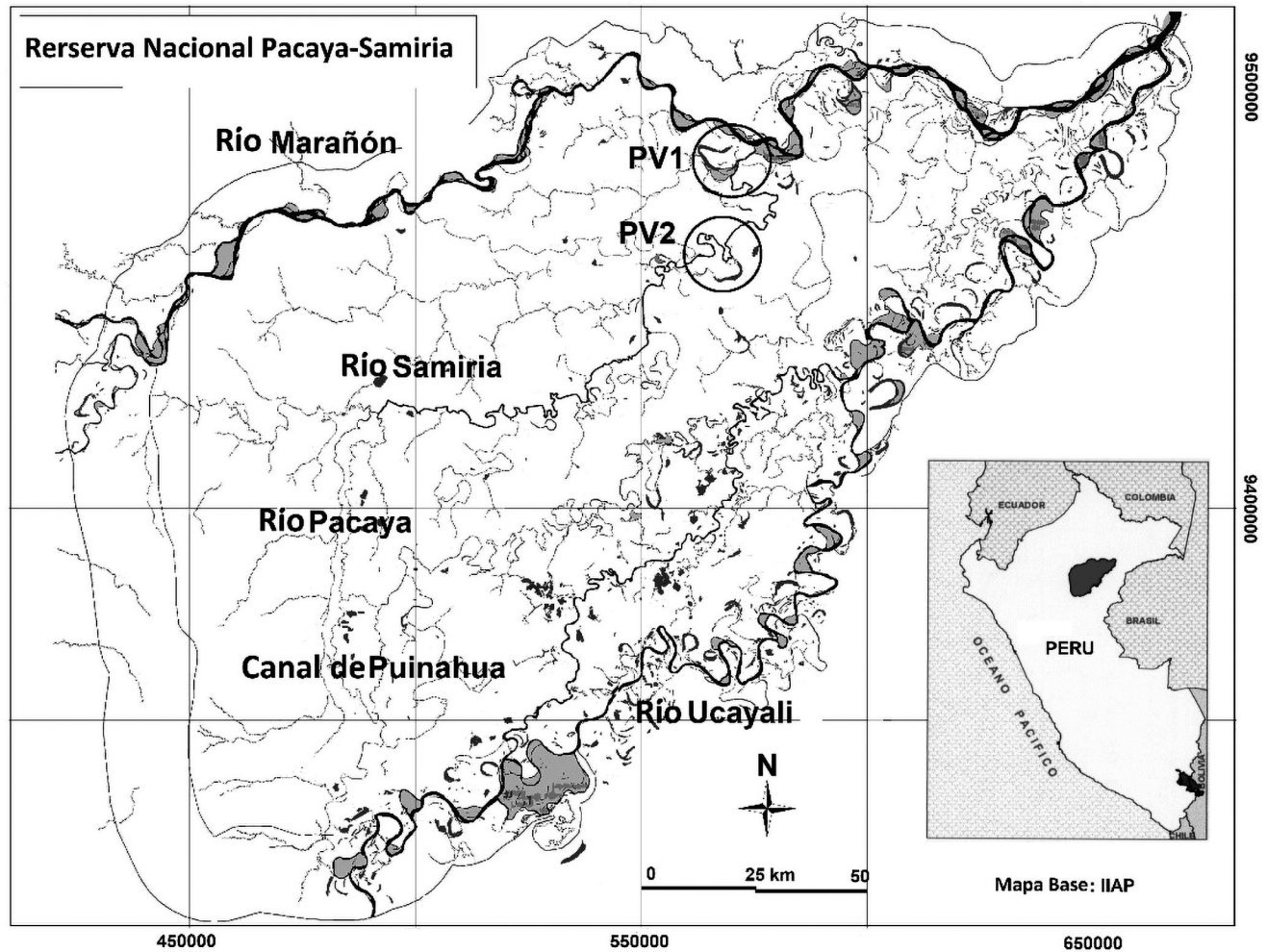


Figura 1. Mapa del sitio de estudio mostrando las áreas del PV1 y PV2 en el río Samiria, Reserva Nacional Pacaya Samiria.

de muestreo Distance (Buckland et al., 2001). Los datos fueron analizados utilizando el software Distance 6.0 y las densidades de población se calcularon como el número de individuos/km² (ind/km²).

Los mamíferos terrestres fueron también examinados con cámara trampa a rayos infrarrojo, y empleándose un promedio anual de 1,200 días de cámara. Las tasas de captura por especie se calcularon como eventos independientes como el número de individuos/1,000 días de cámara (ind/c.d.c.).

Los guacamayos fueron examinados mediante el conteo de puntos cada 15 minutos establecidos en unidades de muestreo separados por 500 m a lo largo de la ribera de ríos, lagos y canales. Las tendencias poblacionales fueron estimadas usando el número de individuos por punto (ind/pt).

Los peces fueron examinados utilizando redes de enmalle de hilo nailon de color verde de 30 metros de largo, 3 metros de ancho y un tamaño de malla de 3.5 pulgadas, que fueron colocadas durante 1 hora en ríos, lagos, canales y hábitat

diversos de bosques inundados con ligera corriente. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue calculada como el número de individuos por hora de red (ind/hora-red) y la biomasa fue calculada por hora-red (kg/hora-red).

La abundancia de peces fue estudiada utilizando un sonar de barrido lateral. Se usó un sonar de barrido lateral marca StarFish450 programado a 4500 khz y 1500 m/s para determinar la abundancia de peces en áreas poco profundas. El sonar se conectó a un bote auxiliar que usó una velocidad de 3-6 km/h. Los peces se reflejan en el sonar con el color blanco debido al oxígeno que se encuentra presente en los intestinos, vejigas natatorias y branquias. El sonar también registró a los delfines de río.

Las aves acuáticas fueron registradas en los transectos de orilla realizadas por la mañana (5:30-9:00h) y en la tarde (16:00-18:30h). La abundancia de la población de especies fue calculada como el número de individuos/km (ind/km).

Los delfines de río se evaluaron durante el recorrido de 5 km de transectos acuáticos diurnos en hábitat diversos de ríos, lagos y canales, por la mañana (7:00-12:00) y por la tarde (14:00-16:00). La abundancia poblacional de especies fue calculada como el número de individuos/km (ind/km). Los delfines también se registraron utilizando un hidró-

fono de alta frecuencia (Cetacean Research C55) grabado en una versión 4 de JASON a profundidades entre 1.6 a 2.0 m.

Los caimanes fueron registrados mediante el conteo visual nocturno (20:00-24:00h), recorriendo transectos

de 5.0 km de longitud y fueron localizados por los reflejos oculares producidos por un faro y al acercamiento a una distancia donde se pudieron hacerse observaciones de la especie. La abundancia poblacional por especie fue calculada como el número de individuos/km (ind/km).

RESULTADOS

MODELO DE MATRIZ

El modelo utilizado para evaluar las posibles consecuencias del dragado sobre la fauna silvestre está basado en una matriz que incluye a paisajes para tipos de especies acuáticas, especies terrestres y especies arbóreas, la misma que se muestra en la columna vertical; mientras que, en la columna horizontal se muestra el nivel de agua cuando es alta, normal y baja durante las temporadas de creciente y vaciante. Los resultados de la matriz muestran cuando las poblaciones están en aumento, se mantienen estables o están disminuyendo (Figura 2). Las especies acuáticas incluyen a peces, delfines, aves de influencia ribereña, caimanes y nutrias. Las especies terrestres incluyen a ungulados, roedores y edentados. Las especies arbóreas incluyen aves de caza, primates y guacamayos.

	Estación inundable			Estación seca		
	Alto	Normal	Bajo	Alto	Normal	Bajo
Especies acuáticas	Aumenta	Estable	Disminuye	Aumenta	Estable	Disminuye
Especies terrestres	Disminuye	Aumenta	Aumenta	Estable	Estable	Estable
Especies arbóreas	Estable	Estable	Estable	Estable	Estable	Estable

Figura 2. Modelo de matriz de especies paisaje y nivel de agua utilizado para predecir las respuestas de la población silvestre acuática, terrestre y arbórea.

Como se muestra en el modelo de matriz, el nivel de agua en la depresión Ucamara mostró patrones cíclicos entre los años con niveles de máxima creciente, años normales de creciente y años con niveles bajos del nivel de río. Los años 2006 a 2008 tuvieron ciclos de años normales, con estaciones anuales de inundación y de vaciante cercanas a los promedios de lo registrado a largo plazo. La intensificación de las inundaciones se observó por primera vez en el 2009, y en el 2010 se dio la peor sequía reportada en los registros de nivel de agua. Entre el 2011 y 2015 se tuvieron ciclos de inundaciones intensivas e históricas, seguidas de dos años normales de nivel de agua ocurridas en el 2016 y 2017. En el 2018, la creciente del río tuvo un bajo registro en el nivel de agua.

MATRIZ DE INTERACCIONES DE ESPECIES ACUÁTICAS

En general, las especies acuáticas muestran una disminución poblacional durante sequias y un incremento poblacional cuando los niveles de agua son más altos.

Los peces presentaron poblaciones estables entre el nivel de agua normal de los años 2007-2009, tanto para el estimado de abundancia de individuos mediante la Captura por Unidad de Esfuerzo - CPUE (10.2 + 0.4 media + DS) como a nivel de biomasa (1.9 + 0.2 media + DS). La biomasa de peces disminuyó en un 40% durante la sequía del 2010 y se recuperó después de dos años de inundaciones intensivas (Figura 3). Durante el ciclo intensivo de inundación del 2011 al 2015, la población de peces aumentó significativamente ($r^2 = 0,82$, $p = 0,002$ ind; $r^2 = 0,63$, $p = 0,02$ biomasa). En el 2017, después de dos años con nivel de agua normal, la población de peces disminuyó en un 26%, con proyecciones a disminuir luego del 2018, en que presentó un año por debajo del nivel normal de agua.

El delfín rosado (*Inia geoffrensis*) y el delfín gris (*Sotalia fluviatilis*) se encuentran en el río Samiria. Las poblaciones del delfín rosado mostraron tendencias similares a la de los peces y se mantuvieron estables en el nivel normal de agua en los años de 2007 y 2009 y luego mostraron una disminución poblacional significativa luego de la sequía del 2010. El delfín rosado tuvo una población en aumento durante los años de inundaciones intensivas desde el 2012 hasta una población máxima alcanzada en el 2016 ($r^2 = 0,60$, $p = 0,02$). Mientras que, el delfín gris presentó poblaciones estables desde el 2009 al 2017.

El número de aves de influencia ribereña reflejó las mismas tendencias que las poblaciones

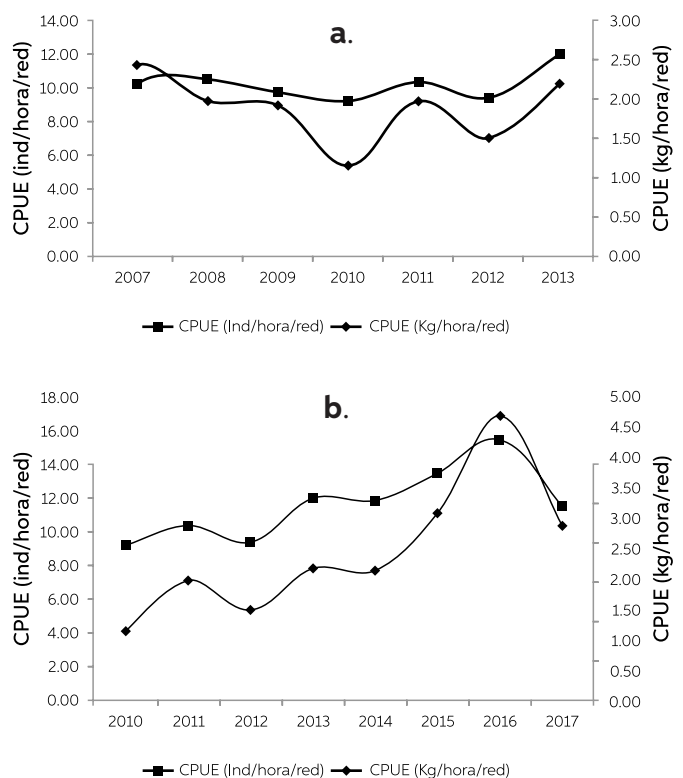


Figura 3. La abundancia de peces medida como la Captura por Unidad de Esfuerzo de individuos por hora-red y kilogramos por hora-red entre el a) 2007 y 2013 y b) entre el 2010 y 2017.

de peces. La especie más abundante fue el cormorán neotropical o “cushuri” (*Phalacrocorax brasilianus*). Las poblaciones de *P. brasilianus* se mantuvieron estables durante los años normales y disminuyeron en un 64% luego de la sequía del 2010. Durante los años de inundaciones intensivas, la población de *P. brasilianus* se incrementó ($r^2 = 0.75$, $p = 0.01$) y durante los años normales la población nuevamente disminuyó a los niveles alcanzados antes del 2017.

El caimán blanco (*Caiman crocodylus*), el caimán negro (*Melanosuchus niger*) y el caimán de frente lisa o dirin dirin (*Paleosuchus trigonatus*) utilizaron diversos tipos de hábitat de la interfaz acuática/terrestre. Se reporta una población estable del caimán negro ($r^2 = 0.001$, $p = 0.94$) y la población del caimán blanco en las inmediaciones del PV2 se reportó en su nivel más bajo desde que se comenzaron los estudios en el 2006, y presentaron una tendencia negativa significativa ($r^2 = 0.77$, $p = 0.0004$).

Desde el 2017 las poblaciones del lobo de río (*Pteronura brasiliensis*) han venido incrementándose en la cuenca del río Samiria, desde que se avistó por primera vez en el 2008 ($r^2 = 0.73$, $p = 0.0003$).

MATRIZ DE INTERACCIONES DE ESPECIES TERRESTRES

Las especies terrestres tienen números saludables en condiciones de inundaciones normales y se ven afectadas negativamente cuando las inundaciones son intensivas.

Entre las especies terrestres usadas como carne de monte se encuentran los pecaríes (*Tayassu pecari* y *Pecari tajacu*), venado colorado (*Mazama americana*), majás (*Cuniculus paca*) y el añuje (*Dasyprocta fuliginosa*). Las especies usadas como carne de monte fueron diezadas en los bosques inundados durante las inundaciones intensivas del 2012 al 2015, lo que resultó en una disminución poblacional de más del 95%

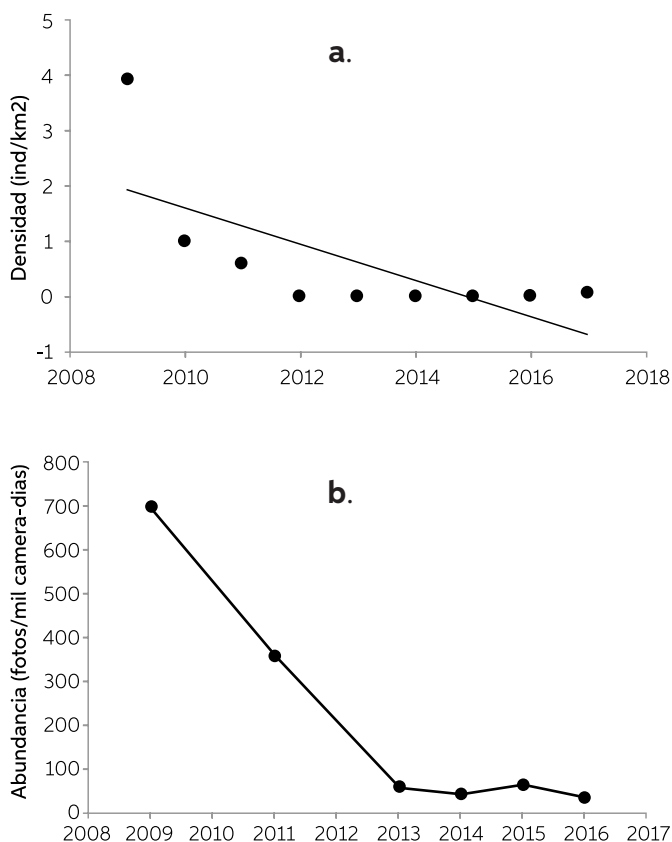


Figura 4. Tendencias poblacionales de los mamíferos terrestres medidos como a) densidad usando censos por transectos lineales y b) abundancia en el Río Samiria usando cámaras trampa.

($r^2=0.750$, $p=0.018$) (Figura 4). En el 2017, después de dos años de niveles normales de inundación, los mamíferos terrestres mostraron signos de recuperación en venados, sajino, majás, y añuje.

El tapir de selva baja o sachavaca (*Tapirus terrestris*) no estuvo presentando los mismos descensos en sus poblaciones como las otras especies de ungulados, ya que están manteniendo sus números durante los últimos años con inundaciones intensivas ($r^2=0.110$, $p=0.52$).

El oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) fue registrada usando cámaras trampa, mostrando una disminución de sus poblaciones durante los años con inundaciones intensivas con un descenso

del 86% entre el 2009 al 2017, representando una tendencia negativa ($r^2=0.85$, $p=0.009$).

Ejemplares de armadillo o carachupa (*Dasyus novemcinctus*) fueron registradas en cámaras trampa, mostrando una disminución poblacional durante los años con inundaciones intensas con un descenso del 97% entre el 2009 al 2017, representando una tendencia negativa ($r^2=0.70$, $p = 0.03$).

MATRIZ DE INTERACCIONES DE ESPECIES ARBÓREAS

Los animales que trepan árboles o tienen hábitos arbóreos puede escapar a los efectos físicos de las inundaciones y las sequías. Las especies arbóreas mostraron poblaciones estables durante los ciclos de nivel del agua y no se vieron impactadas por las crecientes del río.

Las aves de caza estudiadas mediante transectos terrestres fueron perdices (*Tinamus spp.*), paujil (*Mitu tuberosum*), pucacunga (*Penelope jacquacu*) y pava de monte (*Pipile cumanensis*). La densidad de aves de caza en el río Samiria fue estable entre el 2011 y 2017 y no mostraron tendencias significativas ($r^2=0.50$, $p=0.64$).

Las especies de primates diurnas más frecuentes que ocurren en los bosques inundables de la cuenca del río Samiria son: el mono choro (*Lagothrix lagothricha poeppigii*), mono coto (*Alouatta seniculus*), machín negro (*Sapajus macrocephalus*), huapo negro (*Pithecia isabela*), mono fraile (*Saimiri boliviensis peruviansis*), pichico común (*Leontocebus illigeri*) y machín blanco (*Cebus yuracus*). Las poblaciones de primates a lo largo del río Samiria no han mostrado efectos evidentes debido a las inundaciones intensas ($r^2=0.16$, $p=0.18$).

Los guacamayos de la cuenca del río Samiria incluyen: guacamayo de vientre rojo (*Orthopsittaca manilata*), guacamayo castaño de frente roja (*Ara severa*), guacamayo azul y amarillo (*Ara ararauna*), guacamayo rojo (*Ara macao*) y

guacamayo rojo y verde (*Ara chloroptera*). En el río Samiria, el número total de guacamayos fue relativamente constante durante los últimos años de inundaciones intensivas consecutivas y no tuvo una tendencia positiva o negativa entre el 2009 y 2017 ($r^2=0.15$, $p=0.30$).

LA POBLACIÓN INDÍGENA COCAMA (KUKAMA KUKAMIRIA)

Resultados de las encuestas realizadas en la desembocadura del río Samiria, mostraron como las comunidades indígenas del pueblo Cocama aumentaron la pesca y disminuyeron la caza debido a la disminución de las poblaciones de animales usados como carne de monte. La pesca en los hogares aumentó hasta un 100%, mientras que la caza disminuyó al 11% (Figura 5). La carne de pescado es la proteína animal más importante consumida por los Cocamas con un promedio por familia de 4.251 ± 2.329 kg al año, mientras que, el consumo promedio anual de la carne de monte fue de solo 135 ± 267 kg (Kirkland et al., 2018).

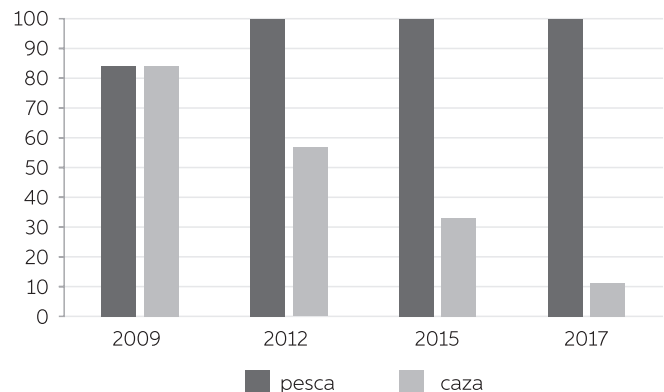


Figura 5. Porcentaje de familias que pescan y cazan en las comunidades del Río Samiria.

ÁREAS DE POCA PROFUNDIDAD “MALOS PASOS”

Los “malos pasos” son áreas con poca profundidad del río y que ocurren principalmente durante la temporada de vaciante. La hidrología en la

desembocadura del río Samiria tiene tres áreas poco profundas que fueron estudiadas. Estas áreas poco profundas son importantes para una variedad de especies acuáticas, incluidos peces, delfines y cormoranes.

Las áreas poco profundas en el Samiria actúan como represas, ya que presenta una velocidad lenta del agua antes del área denominado como “malos pasos” con una corriente cuya velocidad promedio del agua es de 0.18 m/seg, mientras que en el sitio con poca profundidad la velocidad promedio fue más rápida y alcanzó a 0.74 m/seg.

Se utilizó un sonar de barrido lateral para estudiar las relaciones entre la abundancia de peces y delfines y los números de cormoranes. Las áreas poco profundas del Samiria tienen un número muy elevado de peces, asimismo son áreas muy importantes para la alimentación de delfines y cormoranes. Una de las áreas consideradas como “malos pasos”, es un área de crianza de delfines, ya que es donde se congregan delfines tanto en el estadio infantil como juvenil, acompañados por varios delfines adultos. Durante los registros diarios usando un hidrófono, se encontraron presente un mayor número de delfines infantiles y juveniles que ejemplares adultos y en promedio los delfines jóvenes representaron el 71%. Las grabaciones registradas en el hidrófono demuestran la alta actividad de los delfines infantiles y juveniles en áreas de poca profundidad, por lo que demuestra su importancia en la crianza de los delfines.

DISCUSIÓN

Estudios conducidos a largo plazo muestran cómo el nivel del agua son la fuerza impulsora que influye sobre las poblaciones de especies acuáticas y terrestres en la depresión de Ucamara y en los bosques de llanuras aluviales de la Amazonía peruana de Loreto. Los bosques

inundados comprenden alrededor del 33% de Loreto, muchos de los cuales se encuentran en la Reserva Nacional Pacaya Samiria y en el sitio Ramsar del Abanico de Pastaza, estos bosques se encuentran cercanos a los lugares del dragado previsto a realizar por el proyecto hidrovía amazónica.

Aguas abajo del área a ser dragada se puede anticipar la ocurrencia de una serie de cambios en la geomorfología de los ríos. Esencialmente, una reducción en las entradas de sedimentos a este tipo de sistema tendría un efecto a largo plazo al simplificarse el sistema de canales. Dando como resultado un movimiento más rápido del sistema de agua y una pérdida de la complejidad del hábitat físico. Eso puede conducir a una reducción de la retención de agua. El dragado tiene el potencial de hacer que las inundaciones río abajo sean más dañinas porque el agua no se retiene en el área de dragado propiamente.

La pregunta importante a realizarse es: ¿cuál es la probabilidad de que el dragado propuesto tenga relación con la hidrología y específicamente con el nivel de agua de los ríos Ucayali, Marañón y Huallaga? En respuesta a esa pregunta, en este artículo se presenta un modelo de matriz donde se predice las posibles consecuencias del dragado si cambiarían tanto los niveles de agua como los ciclos hidrológicos.

La matriz presenta los escenarios siguientes:

1. Cuando se presentan años normales
 - a. Fauna terrestre – poblaciones saludables
 - b. Fauna acuática – poblaciones saludables
 - c. La población local - aumento de pescado y carne de monte
2. Cuando las inundaciones son intensivas
 - a. Fauna terrestre – disminuciónd poblacional
 - b. Fauna acuática – incremento poblacional

- c. La gente local tiene menos carne de monte, pero tiene más peces disponibles.
- 3. Cuando las inundaciones son más bajas
 - a. Fauna terrestre – incremento poblacional
 - b. Fauna acuática – disminución poblacional
 - c. La gente local tiene más carne de monte y menos pescado
- 4. Impacto durante las sequías extremas
 - a. Fauna terrestre – poblaciones saludables
 - b. Fauna acuática – disminución poblacional
 - c. La gente local tiene carne de monte, pero tiene menos pescado
- 5. Impacto cuando los vaciantes son más altos
 - a. Fauna terrestre – poblaciones saludables
 - b. Fauna acuática – poblaciones saludables
 - c. La gente local tiene carne de monte y mayor cantidad de pescado

De acuerdo a la matriz se tiene que:

1. En el mejor escenario

Cuando los niveles de agua son normales, se tiene como resultado poblaciones saludables de especies acuáticas y terrestres que proporcionan a la población local mayor pescado y carne de monte.

2. En el peor escenario

Cuando se alteran los patrones y se generan inundaciones y sequías, las especies terrestres disminuyen con la creciente del río y los peces disminuyen durante las sequías, dejando a la población local con menos peces y menos carne de monte.

El dragado realizado en otros ríos importantes ha dado lugar a cambios en la hidrología de los ríos (Gob et al., 2005; Ismail & Samuel 2011). Es así que, el dragado realizado en múltiples puntos

en el río Nilo dio lugar a cambios en el nivel del agua debido a la mezcla de sedimentos causando en unos sitios niveles más altos de aguas y en otros sitios los niveles fueron más bajos (Ismail & Samuel 2011). Los cambios en el nivel del agua causados por el dragado fueron mayores en la temporada de vaciante y no se presentaron cambios significativos durante la temporada de creciente (Ismail & Samuel 2011).

Los puntos con poca profundidad presentes en los ríos amazónicos son tipos de hábitat importantes para las especies acuáticas. Estas áreas con poca profundidad poseen grandes poblaciones de peces y son áreas importantes en la alimentación de delfines y cormoranes, así como también son áreas importantes para la reproducción y crianza del delfín rosado. En ese sentido, la pregunta es, ¿qué sucederá con estos tipos de hábitat importantes y cómo el dragado impactará a la fauna silvestre que depende de las aguas poco profundas o “malos pasos”?

Hay muchas preguntas sin respuesta por lo que se requieren realizar mayores investigaciones para comprender mejor los posibles impactos del dragado propuesto sobre la fauna silvestre y la gente en la Amazonía de Loreto. Los bosques inundados se han visto afectados recientemente por la intensificación en el nivel del agua debido al cambio climático, y la población local todavía siente tales consecuencias (Bodmer *et al.* 2017). Por lo tanto, será importante que los proyectos de investigación realicen estudios que ayuden a determinar las consecuencias del dragado propuesto con repercusión en los niveles de agua y, a su vez, en la biodiversidad y las personas.

AGRADECIMIENTOS

Los fondos para este estudio fueron proporcionados por Wildlife Conservation Society, Gordon y Betty Moore Foundation,

FundAmazonia, USAID ICAA II (WCS, SPDA, FONDAM), CIFOR (CGIAR, FTA y USAID), Earthwatch Institute, Operation Wallacea, Operation Earth y AmazonEco. Agradecemos a la Autoridad del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP) por los permisos otorgados y colaboraciones. Un agradecimiento especial al personal de la Reserva Nacional Pacaya Samiria y a las comunidades Cocama del río Samiria.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bodmer, R.; Mayor, P.; Antunez, M.; Chota, K.; Fang, T.; Puertas, P.; Pittet, M.; Kirkland, M.; Walkey, M.; Rios, C.; Pérez-Peña, P.; Henderson, P.; Bodmer, W.; Bicerra, A.; Zegarra, J.; Docherty, E. 2017. Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology*, 32(2): 333-344.
- Buckland, S.; Anderson, D.; Burnham, K.; Laake, J.; Borchers, D.; Thomas, L.; 2001. Introduction to distance sampling: *Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York. 416pp.
- Espinoza, J.C.; Ronchail, J.; Frappart, F.; Lvavdo, W.; Santini, W.; Guyot, J. 2013. The major floods in the Amazonas River and tributaries (western Amazon basin) during the 1970–2012 period: A focus on the 2012 flood. *Journal of Hydrometeorology*, 14: 1000-1008.
- Espinoza, J.C.; Ronchail, J.; Guyot, J.; Junquas, C.; Vauchel, P.; Lavado, W.; Drapeau, G.; Pombosa, R. 2011. Climate variability and extreme drought in the upper Solimões River (western Amazon basin): Understanding the exceptional 2010 drought. *Geophysical Research Letters*, 38: 1-6.
- Gob, F.; Houbrechts, G.; Hiver, J.; F. Petit. 2005. River Dredging, Channel Dynamics and Bedload Transport in an Incised Meandering River (The River Semois, Belgium). *River Research and Applications*, 21: 791–804.
- Ismail, S.; Samuel, M.G. 2011. *Response of river Nile dredging on water levels*. Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15, Alexandria, Egypt. 17pp.
- Iwuoha, G.N.; Osuji L.C. 2012. Changes in Surface Water Physico-Chemical Parameters following the Dredging of Otamiri and Nworie Rivers, Imo State of Nigeria. *Research Journal of Chemical Sciences*, 2(3): 7-11.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. p.110–127.
- Kirkland, M.; Eisenberg, C.; Bicerra, A.; Bodmer, R.; Mayor, P.; Axmacher, J. 2018. Sustainable wildlife extraction and the impacts of socio-economic change among the Kukama-Kukamilla people of the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. *Oryx*. (<https://doi.org/10.1017/S0030605317001922>). Acceso: 1/10/2018.
- Lin-Wan, You.; Keh-Chia, Yeh. 2016. *Effects of Dredging on River Stability in Tachia River, Taiwan*. 12th International Conference on Hydroscience & Engineering, Tainan, Taiwan. 4pp.
- Servicio de Hidrografía. 2017. *Boletín de avisos a los navegantes fluviales*. Publicación del Servicio de Hidrografía y Navegación de la Amazonía. Iquitos, Perú. 39pp.
- Wenger, A.; Harvey, E.; Wilson, S.; Rawson, C.; Newman, S.; Clarke, D.; Saunders, B.; Browne, N.; Travers, M.; Mcilwain, J.; Erftemeijer, P.; Hobbs, J-P; Mclean, D.; Depczynski, M.; Evans, R. 2017. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and Fisheries*, 18:967–985.

Zulkafli, Z.; Buytaert, W.; Manz, B.; Véliz, C.; Willems, P.; Lavado-Casimiro, W.; Guyot, J.; Santini, W. 2016. Projected increases in the annual flood pulse of the Western Amazon. *Environmental Research Letters*. (www.researchgate.net/publication/291087403). Acceso: 1/10/2018.

Recibido: 3 de octubre de 2018 **Aceptado para publicación:** 24 de noviembre de 2018