

# Los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de cíclidos endémicos de Honduras.

## Future climate change models as predictors of range reduction of two endemic cichlid species of Honduras.

MARCO HERMINIO OSORTO-NUÑEZ

Instituto Internacional de Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional. Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar. Campus Omar Dengo, 40101, Provincia de Heredia, Heredia, Costa Rica.  
<https://orcid.org/0000-0003-2061-4950>.

E-mail: [marco.osorto.nunez@est.una.ac.cr](mailto:marco.osorto.nunez@est.una.ac.cr)

**RESUMEN.** Las consecuencias del cambio climático sobre los ecosistemas dulceacuícolas y los peces son evidentes, ya que han alterado su fenología y distribución. El objetivo de este estudio fue evaluar los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de cíclidos endémicos (*Chortiheros wesseli* y *Amphilophus hogaboomorum*) de Honduras. Se emplearon variables bioclimáticas e hidroclimáticas y cuatro técnicas de modelización: Máxima entropía (MaxEnt), Bosque aleatorios (Random Forest), MaxNet y Árboles de regresión potenciados (Boosted Regression Trees). El mejor modelo se validó utilizando el Area Under the Curve (AUC) y True Skill Statistics (TSS). Se utilizó el modelo general de circulación HADGEM2\_ES bajo los escenarios vías de concentración representativa RCP4.5 y RCP8.5 al horizonte 2050 y 2080. Las proyecciones elaboradas muestran a Random Forest como el mejor modelo y bajo los escenarios de cambio climático la distribución de ambas especies disminuyó entre el 17,94% al 57,02% para RCP4.5 y 19,19% al 69,48 para RCP8.5. Las áreas protegidas no mantendrán las condiciones favorables para *C. wesseli* y las áreas potenciales de *A. hogaboomorum* no están incluidas en la red de áreas protegidas de Honduras. Estos resultados tienen implicaciones importantes para la conservación de dos especies de cíclidos endémicos dulceacuícolas en Honduras.

**Palabras clave:** Árboles de regresión potenciado, áreas protegidas, Maxent, modelos de distribución potencial, Random forest.

**ABSTRACT.** The consequences of climate change on freshwater ecosystems and fish are evident, as their phenology and distribution have been altered. The objective of this study was to assess future climate change models as predictors of range reduction of two endemic cichlid species (*Chortiheros wesseli* and *Amphilophus hogaboomorum*) in Honduras. Bioclimatic and hydroclimatic variables and four modeling techniques were used: Maximum Entropy, Random Forest, MaxNet and Boosted Regression Trees. The best model was validated using the Area Under the Curve (AUC) and True Skill Statistics (TSS). The general circulation model HADGEM2\_ES was used under the scenarios of Representative Concentration Pathways RCP4.5 and RCP8.5 at the 2050 and 2080 horizons. The projections show Random Forest as the best model and under the climate change scenarios the distribution of both species decreased from 17.94% to 57.02% for RCP4.5 and 19.19% to 69.48 for RCP8.5. Suitable protected areas will not maintain favorable conditions for *C. wesseli* and potential areas for *A. hogaboomorum* are not included in the Honduran protected areas system. These results have important implications for the conservation of two endemic freshwater cichlid species in Honduras.

**Keywords:** Boosted Regression Trees, Maxent, protected areas, Random Forest, species.

## INTRODUCCIÓN

Actualmente la biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce se encuentra amenazada en todo el mundo, enfrentando presiones por las actividades antropogénicas que se incrementan cada vez más, disminuyendo la biodiversidad (Cooke *et al.*, 2012; Darwall & Freyhof, 2015; Hurtle, 2009). Sumado a esto, el cambio climático podría aumentar estas amenazas a través de la extinción directa de las especies y de los cambios progresivos en la estructura, fisiología y composición, debido a los cambios en las áreas de distribución, tras un aumento de la temperatura del agua (Ficke *et al.*, 2007; Oberdorff *et al.*, 2015; Senior *et al.*, 2019). Aunque esto afecta a toda la taxa en ecosistemas de agua dulce, los peces son especialmente susceptibles porque muchas especies son raras y endémicas (Cooke *et al.*, 2012; Magurran, 2009).

Es de destacar el hecho de que el conocimiento actual sobre los peces es incompleto, debido a sesgos geográficos y taxonómicos (Comte *et al.*, 2013). Por ejemplo, Myers *et al.*, (2017) realizaron una síntesis completa de los efectos del cambio climático en las especies de peces a nivel mundial, encontrando que la mayoría de los estudios se centran en especies de interés económico como los salmónidos en América del Norte y Europa, dejando grandes vacíos de conocimiento sobre los impactos actuales y futuros del cambio climático en la biota de agua dulce.

Los modelos de distribución de especies son una herramienta útil para evaluar dichos impactos. Estos son una fuente de información sólida para comprender la distribución actual de las especies de peces de agua dulce (Asase *et al.*, 2021, Comte *et al.*, 2013) y evaluar los cambios en escenarios climáticos presentes y futuros en ausencia de datos ecológicos (Guisan *et al.*, 2017; Townsend-Peterson *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2019; Zurell *et al.*, 2020). De modo que cada vez son más utilizados en ecosistemas marinos y continentales (Aksu, 2021; Alexandre da

Silva *et al.*, 2019; Barragán-Barrera *et al.*, 2019; Lucifora *et al.*, 2015; McNyset, 2005; Sifundza *et al.*, 2021; Taylor *et al.*, 2017; Yousefi *et al.*, 2020). Sin embargo, pocos estudios se han centrado en especies endémicas (Aksu, 2021; Hopkins & Burr, 2009; Sifundza *et al.*, 2021; Yousefi *et al.*, 2020), especialmente en el Neotrópico; región donde las especies más susceptibles al cambio climático muestran patrones geográficos claros (Foden *et al.*, 2008), como el hemisferio sur donde las mayores proporciones de riqueza de especies fluviales representa una proporción importante a escala continental en relación con otras zonas como África y Centroamérica (Oberdorff *et al.*, 2011).

*Chortiheros wesseli* (Miller, 1996) y *Amphilophus hogaboomorum* (Carr y Giovannoli, 1950) son las únicas dos especies de cíclidos endémicos de Honduras descritas formalmente (Matamoros *et al.*, 2009) y se encuentran incluidas en la lista de especies de preocupación especial de Honduras (Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, SERNA, 2008). Actualmente, *C. wesseli* ha sido la especie más estudiada (McMahan *et al.*, 2020; Miller, 1996; Řičan *et al.*, 2016), clasificada anteriormente como *Theraps* pero la investigación genética mostró que no había parentesco con ese género (Řičan *et al.*, 2016). Esta especie es micro endémica de las aguas rápidas del río Papaloteca, Cangrejal y Danto en el caribe hondureño (McMahan *et al.*, 2020; Wessel, 1998). Sin embargo, se encuentra como especie vulnerable en la Lista Roja de la UICN (Carrasco & Lyons, 2020).

Por otro lado, las únicas fuentes de información para *A. hogaboomorum* solo incluyen aportes en investigación genética y diversificación (Hulsey *et al.*, 2010; Matamoros *et al.*, 2009; Řičan *et al.*, 2016). Se distribuye en la cuenca del río Choluteca y río Negro (Matamoros *et al.*, 2009), asociada a hábitats con sustrato descubierto, suelos generalmente de arena, guijarros, roca y limo (Allgayer, 2013). Las predicciones del cambio climático futuro sugieren cambios en los patrones de precipitación y sequía en Centro América (Imbach *et al.*, 2018) y dada la estrecha distribución de estas dos especies endémicas, es probable que ambas especies se vean

afectadas por la creciente variabilidad de las condiciones climáticas y ecológicas (McMahan *et al.*, 2020), pudiendo llegar a extinguirse sin aún ser estudiadas completamente. Por ello el objetivo de este estudio fue evaluar los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de cíclidos endémicos (*Chortitheros wesseli* y *Amphilophus hogaboomorum*) de Honduras.

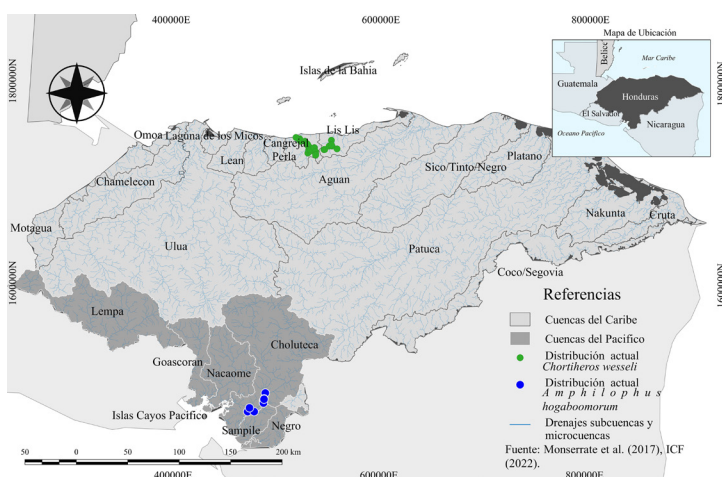
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Registros de ocurrencia

Para este estudio se eligió *C. wesseli* y *A. hogaboomorum* por cuatro razones: 1) por ser las dos únicas especies de peces dulceacuícolas endémicas de Honduras descritas formalmente (Matamoros *et al.*, 2009); 2) porque se encuentran como especies de preocupación especial para el país según la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente (SERNA, 2008); 3) porque *C. wesseli* es micro endémica del caribe hondureño y se encuentra vulnerable según la lista roja de la UICN (Carrasco & Lyons, 2020) y *A. hogaboomorum* es endémica del Pacífico hondureño y se encuentra con antecedentes deficientes y 4) por la deficiencia de aplicación

de modelos de distribución en peces de agua dulce endémicos en Honduras (McMahan *et al.*, 2020).

Los datos georreferenciados de presencia que detallan los datos de distribución de las dos especies de cíclidos endémicos se obtuvieron de las bases de datos de OBIS (Ocean Biodiversity Information System <https://obis.org/>), GBIF (Global Biodiversity Information Facility <https://www.gbif.org/es/>), INaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), BioFresh (Freshwater Biodiversity Data Portal, <https://data.freshwaterbiodiversity.eu/>) y complementados con registros disponibles de la literatura científica (Matamoros *et al.*, 2009; McMahan *et al.*, 2020). Las especies se modelaron con al menos cuatro registros únicos de ocurrencia, que fue el límite para producir modelos informativos basados en pruebas anteriores (Castillo-Torres *et al.*, 2017). La base de datos fue construida mediante la depuración de registros repetidos o con errores para evitar la correlación espacial (por ejemplo, coordenadas incorrectas fuera de la distribución conocida de las especies) (Veloz, 2009), obteniendo un total de 40 puntos de presencia distribuidos entre las dos especies: 32 registros para *C. wesseli* y ocho registros para *A. hogaboomorum* (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa con las 19 principales cuencas hidrográficas hondureñas. Las áreas sombreadas en gris claro representan las cuencas del Mar Caribe y los puntos en verde la distribución actual de *Chortitheros wesseli*. Las áreas sombreadas en gris oscuro representan drenajes situados en la cuenca del Océano Pacífico y los puntos en azul la distribución actual de *Amphilophus hogaboomorum*.

**Figure 1.** Map showing the 19 main Honduran watersheds. The light gray shaded areas represent the Atlantic Ocean slope, and the green dots represent the current distribution of *Chortitheros wesseli*. The areas shaded in dark gray represent drainages located on the Pacific Ocean slope and the blue dots represent the current distribution of *Amphilophus hogaboomorum*.

## Modelización bioclimática

Para la construcción de modelos de distribución potencial bioclimática, se emplearon 19 variables bioclimáticas presentes en la base de datos de WorldClim (<https://www.worldclim.org/>) a una resolución de 30 segundos lo cual equivale aproximadamente a 1 km<sup>2</sup> por píxel, obtenidas de la interpolación de los registros de las estaciones climáticas para el periodo comprendido entre los años 1950 y 2000 (Hijmans *et al.*, 2005). Las variables fueron recortadas a la extensión de las cuencas de Honduras en el software R Studio Core Team versión 4.0.5. Esto redujo el potencial de que las pseudo ausencias se extraigan de una región potencialmente adecuada en términos climáticos, pero inaccesible debido a otros factores no climáticos (Glor & Warren, 2011; McMahan *et al.*, 2020; Newman & Austin, 2015).

Las pseudo ausencias se generaron siguiendo la metodología de Barbet-Massin *et al.*, (2012), donde establecen cómo y cuántas pseudo ausencias deben generarse por cada técnica de modelado para construir modelos confiables de distribución de especies.

De un total de 19 variables bioclimáticas, se seleccionaron las más importantes y que no estuvieran correlacionadas entre sí, dado que la alta colinealidad entre ellas podría sesgar el ajuste de los modelos de distribución (De Marco & Nobrega, 2018; Peterson & Nakazawa, 2008). Para ello se aplicó el análisis de Factores de inflación de varianza (VIF): las variables que tienen un VIF mayor a 10 implican problemas graves de multicolinealidad (Montgomery *et al.*, 2001). Así se obtuvieron siete variables para *C. wesseli* y ocho variables para *A. hogaboomorum*. Estas se utilizaron para estimar el hábitat adecuado (Tabla 1).

**Tabla 1.** Variables bioclimáticas e hidroclimáticas utilizadas para modelar la distribución potencial de *Chortiheros wesseli* y *Amphilophus hogaboomorum*.

**Table 1.** Bioclimatic and hydroclimatic variables used to model the potential distribution of *Chortiheros wesseli* and *Amphilophus hogaboomorum*.

Especies	Código	Variables		
		Bioclimáticas	Código	Hidroclimáticas
<i>Chortiheros wesseli</i>	Bio03	Isotermalidad	Hidro03	Isotermalidad aguas arriba
	Bio04	Estacionalidad de la temperatura	Hidro04	Estacionalidad de temperatura aguas arriba
	Bio07	Rango anual de temperatura	Hidro08	Temperatura media aguas arriba del cuarto más húmedo
	Bio08	temperatura media del trimestre más húmedo	Hidro14	Precipitación aguas arriba del mes más seco
	Bio15	Estacionalidad de la precipitación	Hidro15	Estacionalidad de la precipitación aguas arriba
	Bio16	Precipitación del cuarto más húmedo		
	Bio18	Precipitación del trimestre más cálido		
	Bio02	Rango diario medio	Hidro04	Estacionalidad de temperatura aguas arriba
<i>Amphilophus hogaboomorum</i>	Bio03	Isotermalidad	Hidro07	Rango anual de temperatura aguas arriba
	BIO08	Temperatura media del trimestre más húmedo	Hidro08	Temperatura media aguas arriba del cuarto más húmedo
	Bio12	Precipitación anual	Hidro15	Estacionalidad de la precipitación aguas arriba
	Bio15	Estacionalidad de la precipitación	Hidro18	Precipitación Aguas arriba del trimestre más cálido
	Bio17	Precipitación del cuarto más seco	Hidro19	Precipitación aguas arriba del trimestre más frío
	Bio18	Precipitación del trimestre más cálido		
	Bio19	Precipitación del cuarto más frío		

## Modelización hidroclimáticas

Para los modelos de distribución de especies de agua dulce a pequeña escala y alta resolución construidos a escala de cuenca, se ha sugerido utilizar una combinación de predictores como climáticos, topográficos, hidrológicos y de uso de la tierra para que los modelos sean significativamente mejores, tomando en cuenta la conectividad aguas arriba y aguas abajo, como parte esencial en los ecosistemas de agua dulce (Domisch *et al.*, 2015; Kuemmerlen *et al.*, 2014; Malmqvist & Rundle, 2002; Vinson & Hawkins, 1998).

En los modelos hidroclimáticos se emplearon 19 variables hidroclimáticas presentes en la base de datos de EarthEnv (<http://www.earthenv.org/>). Domisch *et al.* (2015) desarrollaron información específica de agua dulce cuadrículada a 1km casi global compuesta de múltiples variables ambientales con un grano espacial fino, basándose en la hidrografía HydroSHEDS tomando en cuenta la conectividad aguas arriba dentro de la red de flujo (Kuemmerlen *et al.*, 2014; Malmqvist & Rundle, 2002; Vinson & Hawkins, 1998). Estas variables integran la conectividad y las condiciones ambientales aguas arriba y se pueden rastrear a lo largo de la red de corrientes, por esto, se decidió utilizar estas variables para los modelos hidroclimáticos ya que son adecuados para aplicaciones de modelado y mapeo de la variación espacial en especies y comunidades de agua dulce. Se descargaron utilizando el formato netCDF-4 y se procesaron usando el software ArcGIS 10.5.

Los registros situados fuera de los ríos de la cuadrícula se trasladaron a las celdas de la cuadrícula más cercana utilizando la herramienta RasterTools versión 1.04 (Verbruggen, 2017) con una tolerancia de ajuste de 1km, de lo contrario se descartaron. Al igual que las variables bioclimáticas estas fueron restringidas a la extensión de las cuencas de Honduras para reducir el potencial de pseudo ausencias (Glor & Warren, 2011; McMahan *et al.*, 2020; Newman & Austin, 2015). Además, se aplicó el análisis de multicolinealidad (Montgomery *et al.*, 2001), obteniéndose cinco variables para *C. wesseli* y seis variables para *A. hogaboomorum* (Tabla 1).

## Escenarios de cambio climático futuro

Para construir los modelos de cambio climático futuro se utilizaron escenarios que presentan "trayectorias de concentración representativas" o "forzamiento radiativo" (RCPs por sus siglas en inglés) propuestas por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2022). Los RCPs están representadas por el valor del forzamiento radiativo definido como el aumento de la entrada de energía a nivel de superficie en vatios por metro cuadrado,  $W/m^2$ , (calentamiento de la atmósfera) (IPCC, 2022; Moss *et al.*, 2010) y consideran los efectos de las políticas orientadas a mitigar las emisiones de contaminantes del aire y gases de efecto invernadero (Van Vuuren *et al.*, 2011). Estas comprenden cuatro escenarios: un escenario de mitigación (RCP2.6), dos escenarios de estabilización media (RCP4.5 y RCP6) y un escenario de emisiones de referencia muy alto (RCP8.5) (IPCC, 2022; Van Vuuren *et al.*, 2011). Para este estudio, se utilizaron dos escenarios: RCP4.5, que considera la implementación de medidas de mitigación con el fin de tener un incremento moderado en los gases de efecto invernadero, por lo que este escenario es considerado como escenario de estabilización (IPCC, 2022; Van Vuuren *et al.*, 2011); RCP8.5, que considera un crecimiento agresivo de las emisiones y sin estabilización, este escenario es considerado como extremo (IPCC, 2022; Van Vuuren *et al.*, 2011). Ambos escenarios se proyectaron para los años 2050 y 2080. El modelo de cambio climático empleado fue el HADGEM2\_ES elaborado por el Met Office Hadley Centre (MOHC) del Reino Unido (Collins *et al.*, 2008). Se utilizó este modelo por ser uno de los empleados en estudios de cambio climático futuro, impacto, vulnerabilidad y adaptación en Centroamérica (Imbach *et al.*, 2018; Fernández-Eguiarte *et al.*, 2015; Lyra *et al.*, 2017).

## Evaluación de modelos

El uso de varios modelos en conjunto tiene claras ventajas sobre el pronóstico de un



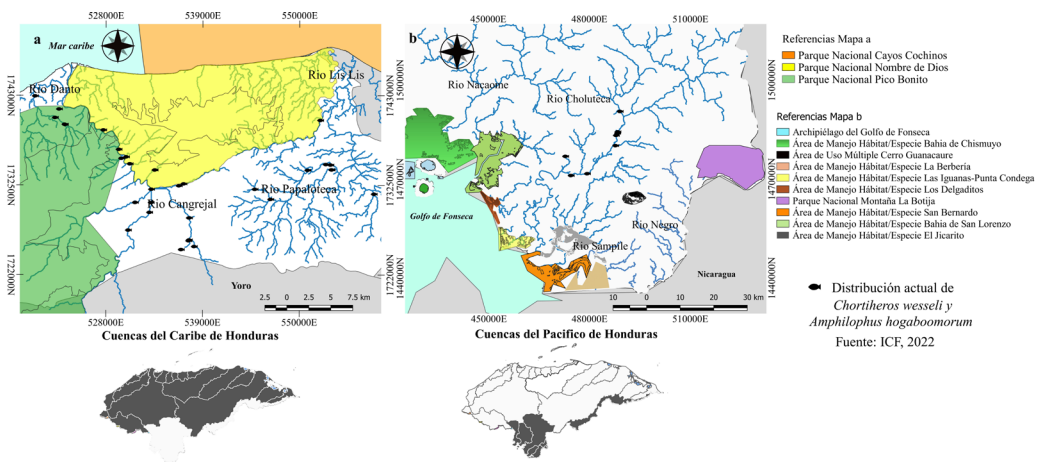
modelo único (Araújo and New, 2007). Esto puede reducir la incertidumbre en la predicción de un solo modelo mediante la combinación de las predicciones de todos los modelos por lo que se ha observado que ha superado las predicciones de modelos individuales (Roy *et al.*, 2021). El modelado de distribución de especies se realizó utilizando cuatro algoritmos que incluyen: Máxima Entropía (Maxent) (Phillips *et al.*, 2006), Random Forest o bosques aleatorios (RF) (Breiman, 2001), Boosted Regression Trees o árboles de regresión potenciados (BRT) (Elith *et al.*, 2008) y MaxNet que ajusta modelos Maxent utilizando el paquete glmnet para modelos lineales generalizados regularizados (Phillips *et al.*, 2017).

La evaluación de los modelos se realizó en función de dos métricas. La primera, denominada curva ROC (Receiver Operating Characteristic) se basa en el Area Under the Curve, (AUC). El AUC se representa como sensibilidad de los casos positivos bien clasificados y el de abscisas al error de comisión (1-especificidad) (Mateo *et al.*, 2011), lo que permite calcular la curva de ROC. La sensibilidad es el número de registros de presencia predichos correctamente y la especificidad es el número de registros de ausencia predichos correctamente (Roy *et al.*, 2021). Los valores de AUC de 1 indican modelos de ajuste perfecto, valores mayores

a 0,9 se consideran modelos de alta precisión, valores entre 0,7-0,9 indican modelos con buena precisión y valores menores que 0,5 indican modelos de baja precisión (Mateo *et al.*, 2011; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

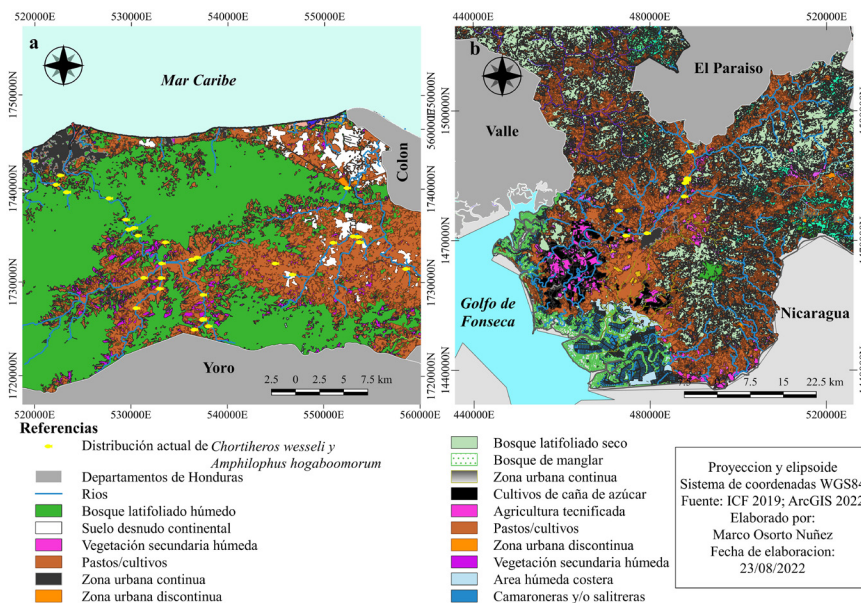
En segundo lugar, se utilizó True Skill Statistics (TSS) como una medida para el desempeño de los modelos predictivos generados. Esta métrica proporciona resultados que están altamente correlacionados con los del estadístico AUC. La evaluación se realizó con valores que oscilaban entre -1 y 1, donde 1 indicaba un ajuste perfecto y los valores  $\leq 0$  indicaban un rendimiento no mejor que el aleatorio (Allouche *et al.*, 2006). Por último, se buscó identificar las variables de mayor importancia, es decir, las que según el modelo seleccionado por AUC y TSS tuvieron mayor influencia sobre la ocurrencia de la especie.

Para identificar las áreas naturales protegidas presentes en las áreas predichas, se consultaron las bases de datos del geo portal del Instituto de Conservación Forestal (ICF) y se descargaron los polígonos de las superficies georreferenciadas correspondientes a las reservas y áreas protegidas de Honduras (<http://www.geoportal.icf.gob.hn/geoportal/main>) (Figura 2). A partir de estos polígonos, se seleccionaron las superficies que estaban dentro de las áreas más adecuadas en donde se distribuyen las especies de interés.



**Figura 2.** Mapa a escala regional de las Áreas Protegidas e hidrología en la distribución actual de a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum*.

**Figure 2.** Regional scale map of the Protected Areas and hydrology in the current distribution of a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum*.



**Figura 3.** Mapa de uso de suelos a escala regional en la distribución actual de a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum*.

**Figure 3.** Land use map at regional scale in the current distribution of a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum*.

Además, se realizaron mapas de uso de suelo con el fin de observar el impacto antropogénico en la distribución actual de *Chortiheros wesseli* y *Amphilophus hogaboomorum* (Figura 3). Todos los modelos y análisis fueron realizados en el software R Studio Core Team versión 4.0.5.

## RESULTADOS

Los modelos predictivos de las especies con base en los cuatro algoritmos utilizados

muestran diferencias en las zonas de Honduras que se sugieren más adecuadas para *C. wesseli* en la cuenca del Caribe y *A. hogaboomorum* en la cuenca del Pacífico. Sin embargo, aunque estas pueden derivarse de predicciones diferentes, las validaciones de las métricas utilizadas AUC y TSS sugieren diferencias entre los modelos utilizados para este análisis, considerando a Random Forest como el modelo más adecuado tanto en los modelos bioclimáticos como en los Hidroclimáticos (Tabla 2).

Las predicciones de los modelos bioclimáticos

**Tabla 2.** Valores AUC (Area Under the Curve) y TSS (True Skill Statistics) de cuatro modelos de aprendizaje automático de las dos especies de cíclidos de Honduras.

**Table 2.** AUC (Area Under the Curve) and TSS (True Skill Statistics) values of four machine learning models of the two Honduran cichlid species.

Especie	Modelo	Variables			
		Bioclimáticas		Hidroclimáticas	
		AUC	TSS	AUC	TSS
<i>Chortiheros wesseli</i>	Boosted Regression Trees	0,993	0,952	0,988	0,912
	MaxNet	0,996	0,969	0,981	0,897
	Maxent	0,996	0,966	0,982	0,903
	Random Forest	0,994	1	0,999	0,990
<i>Amphilophus hogaboomorum</i>	MaxNet	0,997	0,982	0,947	0,804
	Maxent	0,997	0,982	0,950	0,806
	Boosted Regression Trees	1	1	0,988	0,970
	Random Forest	1	1	1	1

mostraron distribución acotada para ambas especies. Para *C. wesseli* los ríos Cangrejal y Lis Lis fueron las áreas más aptas y recuperaron dos áreas naturales protegidas como hábitats adecuados: el Parque Nacional Pico Bonito y el Parque Nacional Nombre de Dios, recuperando un total de 2813,52 km<sup>2</sup> (Figura 4a). Por su parte, *A. hogaboomorum* mostró áreas adecuadas en el río Choluteca y en la parte norte del río Sampile. Esta especie no encontró espacios adecuados en ningún área protegida, recuperando un total de 333,695 km<sup>2</sup> (Figura 4b).

Los modelos generados bajo las variables hidroclimáticas sugieren resultados similares a los modelos bioclimáticos, pero con un hábitat menos adecuado en el río Aguan para *C. wesseli*. Sin embargo, este modelo solo recuperó un área de 833,19 km<sup>2</sup> de hábitat adecuado en toda el área de estudio (Figura 5a). Lo mismo ocurre con *A. hogaboomorum*, recuperando un área de 167,23 km<sup>2</sup> en toda su área de distribución. No obstante, solo el río Choluteca fue área apta para esta especie, pero con un hábitat adecuado a lo largo de la parte sur hacia la vertiente del Golfo de Fonseca (Figura 5b).

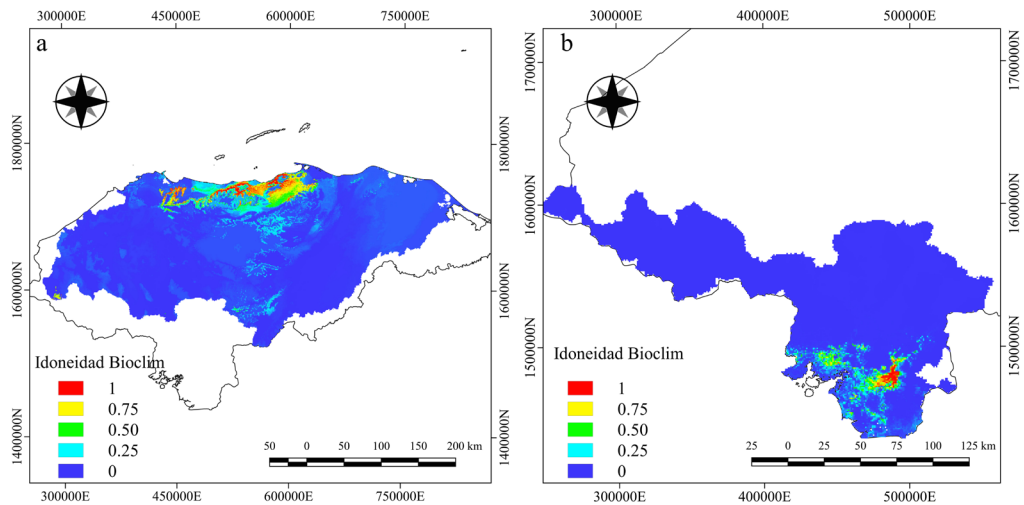
Al identificar las variables de mayor importancia en los modelos bioclimáticos, se encontró que las variables que más influyen sobre la ocurrencia de *C. wesseli* fueron: precipitación

del trimestre más cálido (Bio18) con un 61% de contribución, seguido de rango anual de temperatura (Bio07), Isotermalidad (Bio03), y precipitación del trimestre más húmedo (Bio16); todas con una contribución menor al 30% (Figura 6a).

Para *A. hogaboomorum*, las variables más importantes fueron: estacionalidad de la precipitación (Bio15) con 81% de contribución, seguido de temperatura media del trimestre más húmedo (Bio08), precipitación anual (Bio12) y precipitación del trimestre más frío (Bio19), con contribuciones de menos del 10% (Figura 6c).

De las variables hidroclimáticas, la Isotermalidad aguas arriba (Hidro03), fue la más importante para *C. wesseli* con un 55% de contribución, seguido de la estacionalidad de la precipitación aguas arriba (Hidro15) con un 43%. El resto de las variables, temperatura media aguas arriba del trimestre más húmedo (Hidro08), estacionalidad de la temperatura aguas arriba (Hidro04) y la precipitación aguas arriba del mes más seco (Hidro14), contribuyeron menos del 5% a los modelos (Figura 6b).

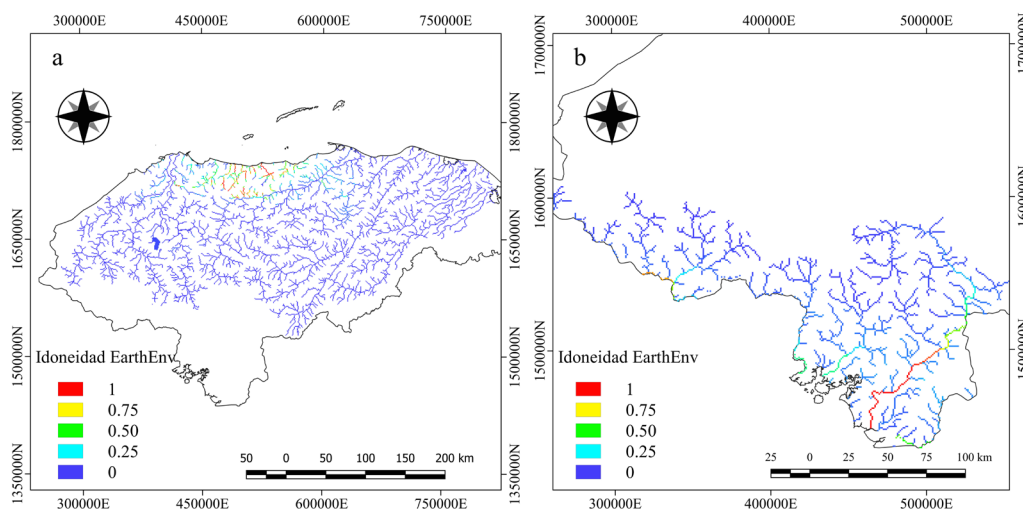
En el caso de *A. hogaboomorum*, la variable más importante fue la precipitación aguas arriba del trimestre más frío (Hidro19) con un 46% de porcentaje de contribución, seguido



**Figura 4.** Hábitat adecuado para: a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum* mediante modelos bioclimáticos.

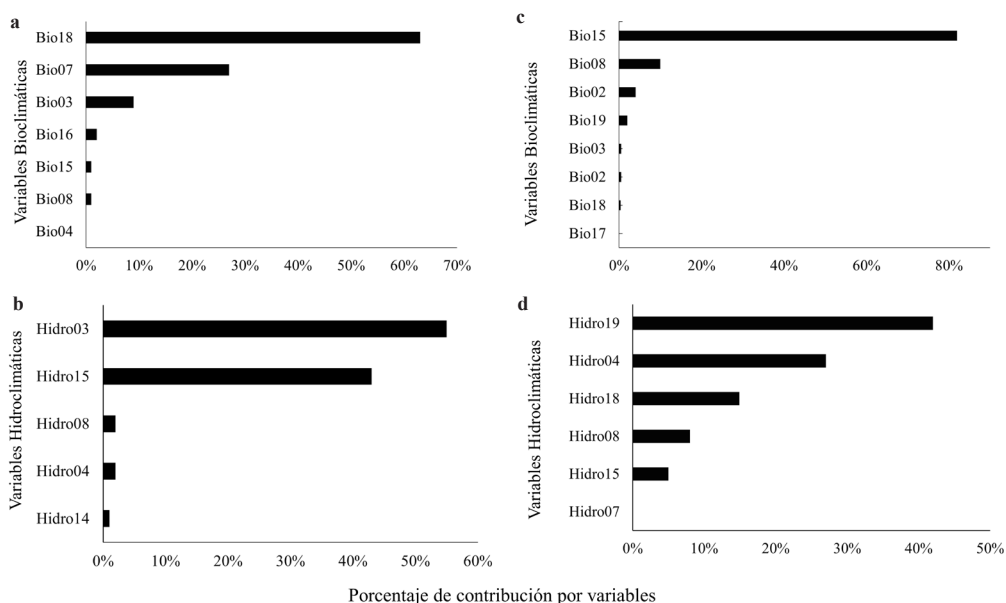
**Figure 4.** Suitable habitat for: a) *Chortiheros wesseli* and b) *Amphilophus hogaboomorum* using bioclimatic models.





**Figura 5.** Hábitat adecuado para: a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum* bajo modelos hidro climáticos.

**Figure 5.** Suitable habitat for: a) *Chortiheros wesseli* and b) *Amphilophus hogaboomorum* using hydro-climatic models.



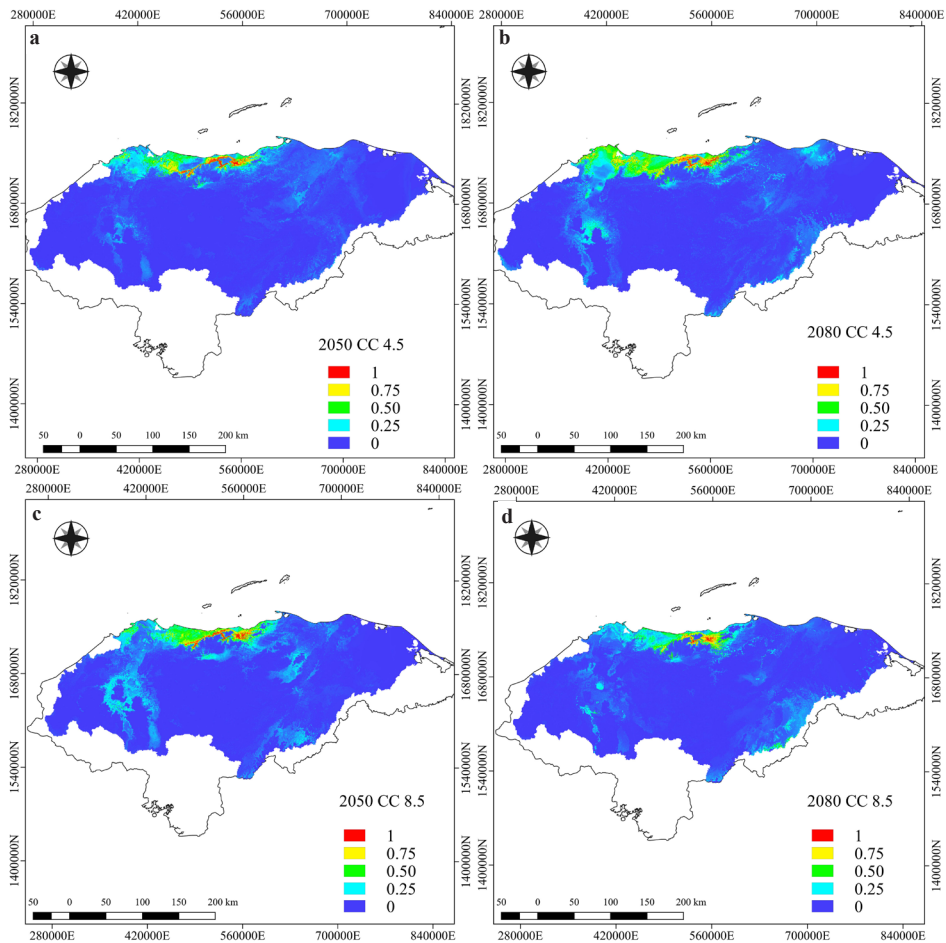
**Figura 6.** Variables más importantes para *Chortiheros wesseli* y *Amphilophus hogaboomorum*. Imágenes a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum* bajo modelos bioclimáticos. Imágenes c) *Chortiheros wesseli* y d) *Amphilophus hogaboomorum* bajo modelos hidroclimáticos.

**Figure 6.** Most important variables for *Chortiheros wesseli* and *Amphilophus hogaboomorum*. Images a) *Chortiheros wesseli* and b) *Amphilophus hogaboomorum* under bioclimatic models. Images c) *Chortiheros wesseli* and d) *Amphilophus hogaboomorum* under hydroclimatic models.

de la estacionalidad de la temperatura aguas arriba (Hidro04) con 26% de contribución. Mientras que la precipitación aguas arriba del trimestre más cálido (Hidro18), estacionalidad de las precipitaciones aguas arriba (Hidro08 e Hidro15) tuvieron una contribución menor al 15% y el rango anual de la temperatura aguas arriba (Hidro07) no tuvo ninguna contribución (Figura 6d).

Los modelos para los escenarios de cambio climático (RCP4.5 y RCP8.5) predicen que las áreas de distribución potencial para ambas especies se verán afectadas negativamente. Dicha afectación es más notoria mientras más extremo es el escenario. Los modelos basados en el escenario RCP4.5 mostraron una

disminución en el área de distribución potencial para *C. wesseli* del 57,02% en el año 2050 y del 38,51% en el 2080 (Figura 7a y 7b). En este escenario esta especie acota su distribución hacia el río Lean. Para el escenario RCP8.5, el área de distribución de *C. wesseli* se reduce 48,18% en el año 2050 y 69,48% en el año 2080 (Figura 7c y 7d). Para este escenario esta especie reduciría su distribución potencial del Parque Nacional Pico Bonito, ubicándose ligeramente en pequeñas áreas en el Parque Nacional Nombre de Dios, los ríos Lis Lis y Cangrejal. En el caso de *A. hogaboomorum*, para el escenario RCP4.5 el área de distribución potencial disminuye 23,69% y 17,94% en el año 2050 y 2080, respectivamente moviéndose hacia el río



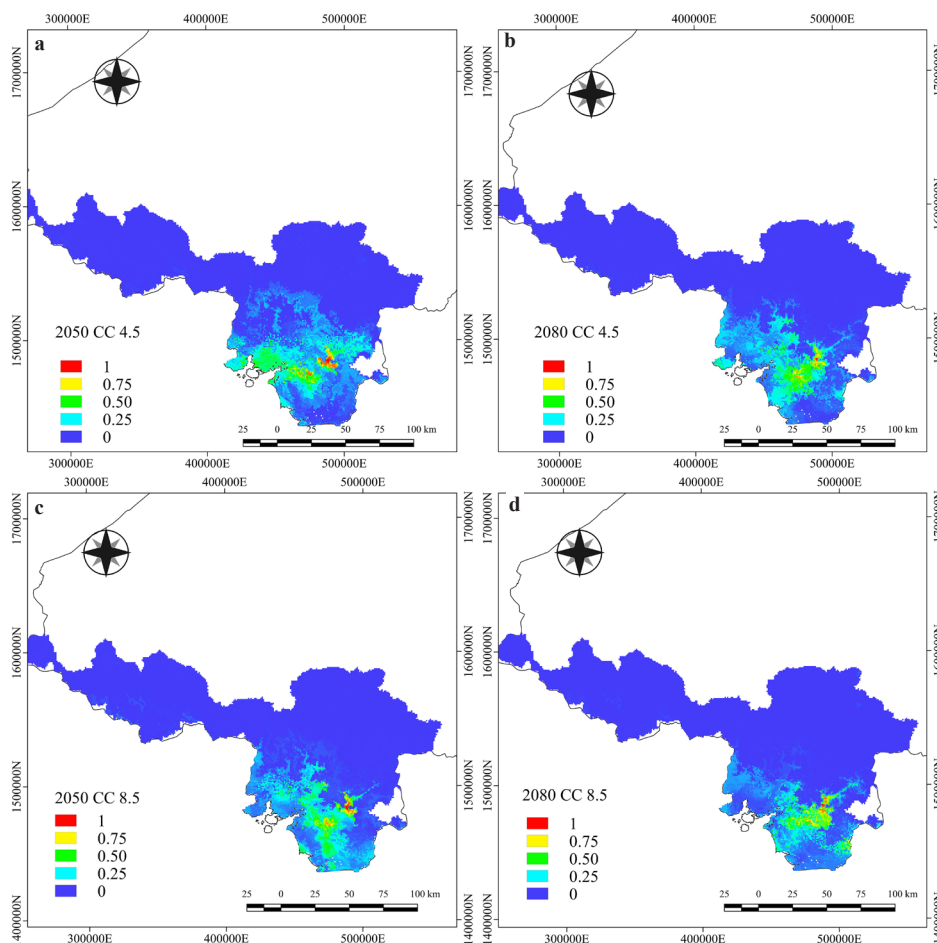
**Figura 7.** Hábitats adecuados para *Chorthieros wesseli* bajo futuros escenarios de cambio climático. Proyecciones del entorno adecuado en los escenarios RCP4.5 y RCP8.5 para 2050 y 2080.

**Figure 7.** Suitable habitats for *Chorthieros wesseli* under future climate change scenarios. Projections of the suitable environment in the RCP4.5 and RCP8.5 scenarios for 2050 and 2080.

Nacaome que colinda con la Reserva de San Lorenzo y la Bahía de Chismuyo (Figura 8a y 8b). Para el escenario RCP8.5 el área de distribución de *A. hogaboomorum* se reduciría 32,40% en el año 2050 y 19,19% en 2080, disminuyendo su distribución potencial hacia la cuenca baja del río Choluteca, con mayor adecuación en el curso del río en las zonas de Orocuina, Apacilagua y Choluteca (Figura 8c y 8d).

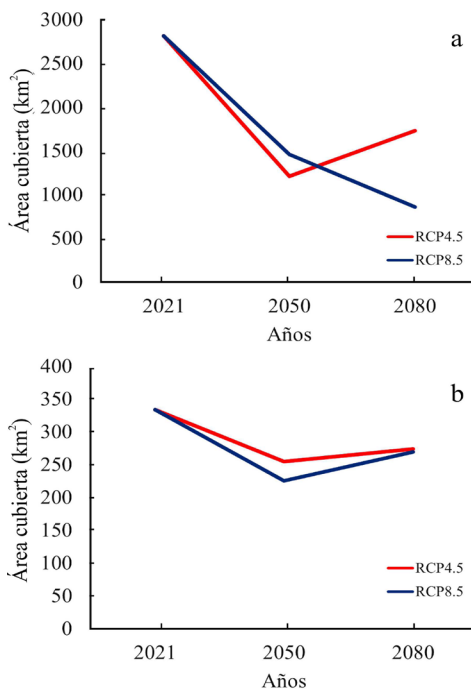
Los modelos climáticos futuros de la distribución de las especies proyectadas para los escenarios de cambio climático predijeron una reducción de las áreas adecuadas ambientales de ambos cíclidos dulceacuícolas, pasando de un área más amplia a un área más estrecha. Los modelos

basados en el escenario RCP4.5 reducen el área en 1604 km<sup>2</sup> en el 2050 y 1083,71 km<sup>2</sup> en el 2080 para *C. wesseli*; y 79,04 km<sup>2</sup> en el 2050 y 59,88 km<sup>2</sup> en 2080 para *A. hogaboomorum*. En el escenario RCP8.5, las áreas predichas se reducen con 1355,52 km<sup>2</sup> en el 2050 y 1954,98 km<sup>2</sup> en el 2080 para *C. wesseli*; y 108,132 km<sup>2</sup> en el año 2050 y 64,023 km<sup>2</sup> en el año 2080 para *A. hogaboomorum*. Este último escenario lleva a la más estrecha área de hábitat adecuado predicha. En general, ambos escenarios muestran tendencias de disminución en sus predicciones del área de distribución para *C. wesseli* y *A. hogaboomorum* (Figura 9).



**Figura 8.** Hábitats adecuados para *Amphilophus hogaboomorum* bajo futuros escenarios de cambio climático. Proyecciones del entorno adecuado en los escenarios RCP4.5 y RCP8.5 para 2050 y 2080.

**Figure 8.** Suitable habitats for *Amphilophus hogaboomorum* under future climate change scenarios. Projections of the suitable environment in the RCP4.5 and RCP8.5 scenarios for 2050 and 2080.



**Figura 9.** Superficie total cubierta de hábitats adecuados por los Modelos de cambio climático futuro en los escenarios RCP4.5 (línea roja) y RCP8.5 (línea azul). a) *Chortiheros wesseli* y b) *Amphilophus hogaboomorum*.

**Figure 9.** Total area covered by suitable habitats by the Future Climate Change Models in the RCP4.5 (red line) and RCP8.5 (blue line) scenarios. a) *Chortiheros wesseli* and b) *Amphilophus hogaboomorum*.

## DISCUSIÓN

Los ecosistemas dulceacuícolas se encuentran entre los más amenazados a nivel mundial (Cooke *et al.*, 2012; Darwall & Freyhof, 2015; Hortle, 2009), especialmente en el neotrópico, donde, los hábitats de las especies se enfrentan a continuas amenazas (McMahan *et al.*, 2020) y los impactos del cambio climático podrían ser más severos que en las regiones templadas (IPCC, 2022; Tewksbury *et al.*, 2008). Además, se prevé que el cambio climático afecte la distribución de las especies, sin embargo, algunas podrían aumentar su área de distribución y otras disminuir (Yousefi *et al.*, 2020), por lo tanto, las especies solo tendrán tres respuestas; adaptarse a las nuevas condiciones climáticas, migrar a hábitats adecuados o extinguirse (Oberdorff *et al.*, 2015; Yousefi *et al.*, 2020).

Los resultados más importantes del presente estudio muestran que ante escenarios de cambio climático, la distribución potencial de las dos especies endémicas de peces de agua dulce de Honduras se ve disminuida alcanzando porcentajes máximos de hasta 69%.

Si bien, el uso de modelos globales a gran escala en ambientes dulceacuícolas dificulta el análisis de la resolución a baja escala, ya que, se utilizan grandes extensiones espaciales y bajas resoluciones ( $\geq 1$  km de cuadrícula) llegando a conclusiones que no permiten la implementación de medidas locales de conservación (Kuemmerlen *et al.*, 2014). Además, los datos ambientales de agua dulce se encuentran en su mayoría restringidas a cuencas hidrográficas únicas (Domisch *et al.*, 2015a; Domisch *et al.*, 2015b), lo que dificulta los análisis comparables de biodiversidad y ecosistemas de agua dulce en general (Heino *et al.*, 2009). Por lo que, al construir modelos de distribución de especies de agua dulce desde una perspectiva de cuenca, se superan la mayoría de los problemas descritos anteriormente (Kuemmerlen *et al.*, 2014), ya que, las cuencas son muy adecuadas como unidades de gestión para la conservación del agua dulce como recurso y como ecosistema (Collares-Pereira & Cowx, 2004; Kuemmerlen *et al.*, 2014; Palmer *et al.*, 2008; Saunders *et al.*, 2002).

En general, los resultados indican que los modelos bioclimáticos e hidroclimáticos son eficientes ya que el AUC y TSS tendieron a ser superiores entre 0,8-0,9 (Costa *et al.*, 2015). Sin embargo, sugieren que hay diferencias en el rendimiento de los diferentes algoritmos de modelización (MaxEnt, MaxNet, Boosted Regression Trees, Random Forest). Entre las cuatro técnicas, Random Forest tuvo el mejor rendimiento en cada caso, coincidiendo con los resultados de varios estudios que indican la superioridad como técnica en los modelos de distribución de especies (Cutler *et al.*, 2007; Fernández-Delgado *et al.*, 2014; Mi *et al.*, 2017; Prasad *et al.*, 2006; Syphard & Franklin, 2009). Los modelos de distribución potencial y del clima futuro manifiestan cambios en el rango de distribución de dos cíclidos neotropicales estrechamente endémicos de la vertiente del Mar Caribe y el Océano Pacífico hondureño. Los modelos de cambio climático bajo los

dos escenarios muestran que las superficies favorables dentro de las áreas protegidas para *C. wesseli* se verán seriamente afectadas, principalmente para el escenario RCP8.5. Esto es preocupante en vista de que las predicciones sobre el clima provocarán futuros perjudiciales para muchas especies como la pérdida de hábitat y la transformación de la dinámica de la red alimentaria (Moss *et al.*, 2010; McMahan *et al.*, 2020), llevando a posibles extinciones especialmente en el neotrópico (Xenopoulos *et al.*, 2005).

La distribución geográfica de *C. wesseli* está estrechamente relacionada a la precipitación del trimestre más cálido (Bio18) y la isothermalidad (Hidro03). Este cíclido se encuentra asociado a ambientes de corrientes rápidas con grandes rocas y guijarros como refugio. Este hábitat se puede ver afectado por las precipitaciones, ya que estas influyen en el caudal del agua (McMahan *et al.*, 2020). Este hábitat está amenazado por las proyecciones del cambio climático ya que en Centroamérica existe una tendencia decreciente en las precipitaciones y aumento en las temperaturas (Imbach *et al.*, 2018; McMahan *et al.*, 2020), afectando directamente a los ecosistemas dulceacuícolas (Alexandre da Silva *et al.*, 2019).

El cambio climático podría modificar la disponibilidad y calidad de los hábitats donde *C. wesseli* se distribuye actualmente, provocando que algunos cuerpos de agua se sequen, llevando a una reducción de sus poblaciones por no tener acceso a sitios adecuados (Huang *et al.*, 2020; McMahan *et al.*, 2020; Saupe *et al.*, 2019), más aún cuando el estado de sus poblaciones se encuentra en estado vulnerable según la UICN (Carrasco & Lyons, 2020; McMahan *et al.*, 2020; Moss *et al.*, 2010). Sumado a esto, los cambios en las condiciones climáticas afectan las tasas metabólicas basales (Kua *et al.*, 2020), la dinámica energética, alteran el hábitat, la conectividad, afectando la supervivencia, distribución y reproducción (Asase *et al.*, 2021; Lenoir *et al.*, 2019). Por lo que se pone de manifiesto la importancia de los esfuerzos de conservación en esta zona, ya que además del cambio climático, también enfrentan otras amenazas como la contaminación, el cambio de uso de la tierra, la alteración del hábitat, las enfermedades y especies invasoras, que se

han identificado como factores de disminución de las poblaciones de peces de agua dulce (Arthington *et al.*, 2016; Lin *et al.*, 2017; Yousefi *et al.*, 2020).

Con respecto a *A. hogaboomorum*, los resultados sugieren que la red de áreas protegidas no proporciona una cobertura suficiente para conservar a este cíclido endémico, que está restringida únicamente a la cuenca del Pacífico. Probablemente esto se deba a que la mayoría de las áreas protegidas no han sido diseñadas teniendo en cuenta la biodiversidad de agua dulce; estudios similares destacan un desajuste espacial entre la biodiversidad y áreas protegidas (Carrizo *et al.*, 2017; Jordaan *et al.*, 2020; Lawrence *et al.*, 2011; Tognelli *et al.*, 2019), por lo que, constituye información importante para que se puedan desarrollar y utilizar mejores estrategias de conservación para los peces del río Choluteca.

Las variables más importantes para *A. hogaboomorum* fueron la Estacionalidad de la precipitación (Bio15) y Precipitación aguas arriba del trimestre más frío (Hidro19). Dado que las distribuciones de las especies pueden estar fuertemente influenciadas por la variabilidad de la precipitación (O'Donnell & Ignizio, 2012), esta puede afectar el sistema actual del río Choluteca y a la especie, en vista de que el déficit de lluvia en esta zona especialmente en el verano es muy grande (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza [CATIE], 2008; Westerberg *et al.*, 2010) y la cantidad de precipitaciones en el periodo seco juega un papel central en la dinámica del río Choluteca (Castillo-Torres *et al.*, 2017). Estudios de Escalera-Vázquez & Zambrano (2010), Lake (2003) y Xenopoulos *et al.* (2005) sugieren que la sequía y reducción del caudal de los ríos tienen efectos notables en la composición de la comunidad, diversidad, estructura del tamaño de las poblaciones, el desove, reclutamientos de los peces e interrumpen la conectividad hidrológica.

Ahora bien, las actividades antropogénicas han modificado el entorno natural de las especies de agua dulce al alterar los regímenes de flujo, fragmentar los ríos mediante represas, contaminar el suelo, las aguas y alterar el clima. También, se ven influenciadas por procesos terrestres, incluidos el cambio de uso



de la tierra y la contaminación; tales acciones favorecen indirectamente la extinción de especies nativas, pérdida de biodiversidad y/o el establecimiento de especies no nativas (He *et al.*, 2021; Kuemmerlen *et al.*, 2014; Su *et al.*, 2021). Todo esto, ha retrasado o impedido que los peces alcancen las condiciones climáticas adecuadas aguas arriba, por lo que, han interactuado con el cambio climático en curso para reorganizar los conjuntos de peces en los arroyos templados (Herrera *et al.*, 2020).

El uso de la tierra en Honduras ha cambiado durante los últimos 65 años (Kammerbauer & Moncada, 1998). La costa norte, especialmente en el departamento de Atlántida donde se encuentran los ríos Cangrejal, Danto y Papaloteca áreas de distribución de *C. wesseli* está bastante expuesta y vulnerable a la variabilidad climática. Los escenarios de cambio climático pronostican que las condiciones climáticas serán cada vez más extremas, por lo que, es vulnerable al aumento del nivel del mar y a los cambios de temperatura y precipitación (Smith *et al.*, 2011; Sanders *et al.*, 2015). Además, de las diferentes actividades humanas realizadas en esta zona, la vulnerabilidad de la región agravada por la falta de estructuras de gobernanza efectivas, las altas tasas de crecimiento de la población y la urbanización, así como la mala planificación del uso de la tierra, son aspectos que acrecentarán la degradación ambiental y la destrucción del hábitat (Chacón-Rivas, 2003; Fenoglio & Doretto, 2021; Rodríguez-Dubon, 2021). Por lo que es necesario, trabajar con base en el desarrollo sostenible y la conservación de la biodiversidad de los ecosistemas dulceacuícolas con el fin de proteger la fauna dulceacuícola endémica como *C. wesseli*.

En gran parte de Honduras, se proyectan efectos particularmente negativos por cambio climático especialmente en las áreas más secas del sur de Honduras (Sanders *et al.*, 2015). En el sur, la presencia de plaguicidas organoclorados en el río Choluteca se ha detectado desde 1995, asociados a producción agrícolas, indicando que existe una acumulación general de pesticidas organoclorados en los tejidos de los peces y en los sedimentos del lecho del río (Kammerbauer & Moncada, 1998). Meyer (1999) detectó carbofurano y propiconazol en el río Choluteca asociados a zonas con agricultura intensiva. La erosión en la cuenca del

río Choluteca también es un aspecto alarmante, ya que el alto contenido de sedimentos que muestra el río en la parte baja es producto de las actividades realizadas aguas arriba (Hernández *et al.*, 2002). Además, la calidad del agua es afectada por diferentes contaminantes que son introducidos a esta, a través de las descargas directas de aguas negras o por la escorrentía de aguas lluvias sobre la superficie de los suelos, por lo que, este río a estado sometido por una grave situación de degradación ambiental (Flores-Hinojosa, 2017; Ponce de Montoya, 2008), y se prevé que esta contaminación siga aumentando con el paso del tiempo (Norori-Solis *et al.*, 2016).

Sumado a esto, en el río Choluteca se desarrollan una serie de actividades productivas que demandan agua, como el riego para actividades agropecuarias, incendios relacionados con quemas agrícolas en áreas de cultivo de caña de azúcar, pastos para ganado, además de la contaminación agroquímica (CATIE, 2008; Pineda-Portillo, 2001). Choluteca es uno de los departamentos más afectados por variaciones del clima (del Cid Gómez y Cáceres, 2017; Delgado, 2019; Vasquez *et al.*, 2021), y el aumento de las actividades productivas que generan contaminación industrial en el río perjudica y afectará significativamente a los hábitats de los peces con pérdidas valiosas de sus áreas de distribución, especialmente para *A. hogaboomorum* (Aksu, 2021; Asase *et al.*, 2021; Xenopoulos *et al.*, 2005). Por esto, el impacto antrópico actual en el río Choluteca es un factor muy importante en el que se debe trabajar mediante acciones de conservación para mitigar dichos efectos con el fin de proteger el hábitat de *A. hogaboomorum*.

Los resultados han mostrado que la especie que se vería más afectada sería *C. wesseli*, la cual es la especie endémica con más hábitat adecuado a reducirse en 57,02% en el escenario RCP4.5 y en un 69,48% en RCP8.5, comparado con *A. hogaboomorum* con una reducción de 23,69% en el escenario RCP4.5 y 32,40% en RCP8.5. Ambas especies tienen en común ser susceptibles a los cambios en los regímenes de la precipitación. Por esto, la extinción de ambos cíclidos sin intervención y medidas de gestión podría ser probable, ya que, las proyecciones a futuro están asociadas a la incertidumbre debido a la variabilidad natural de los modelos y de los escenarios de emisiones de gases de

efecto invernadero en la atmósfera (Deser *et al.*, 2012; Latif, 2011; Yousefi *et al.*, 2020). Además, se prevén contracciones, desplazamientos o extirpaciones en el rango de distribución de las especies acuáticas bajo el calentamiento global y las especies de agua dulce al igual que las marinas se están desplazando hacia los polos por causa del estrés climático. Lamentablemente, la presencia de barreras como las cascadas reducirá la capacidad para moverse río arriba en el hábitat de las especies de peces dulceacuícolas (IPCC, 2022; Lenoir *et al.*, 2020; Woolway & Maberly, 2020).

Este análisis enfatiza la importancia de tomar acciones de conservación en las zonas de las cuencas del Mar Caribe como en los ríos Danto, Papaloteca, Lis Lis y Cangrejal, zonas que forman parte del área de endemismo Motagua-Nombre de Dios (Matamoros *et al.*, 2015), donde se distribuye *C. wesseli*. Así mismo, en la Cuenca del Pacífico especialmente en el río Choluteca es zona sometida a una fuerte presión ambiental por actividades antropogénicas (CATIE, 2008; Kammerbauer & Moncada, 1998; Murray, 1991; Pineda-Portillo, 2001). Debido a que los modelos predicen reducciones en las áreas de distribución de ambas especies endémicas estudiadas, este trabajo pone de manifiesto la importancia de realizar acciones de manejo y conservación que deberían incluir una mejor gestión del uso del agua, residuos y una red de monitoreo precisa de la calidad de agua para una conservación exitosa de los peces dulceacuícolas. Ya que las actividades antropogénicas representan una sinergia negativa junto con los potenciales efectos del cambio climático sobre las áreas de distribución de *C. wesseli* y *A. hogaboomorum*.

Una acción de conservación adecuada para proteger estos ríos sería incluirlos en la red de áreas protegidas de Honduras, especialmente el río Choluteca que no forma parte de ninguna de estas áreas. Además, se recomienda realizar estudios sobre la biología, situación actual y de los efectos del cambio climático en ambas especies, considerando múltiples impulsores y fuentes de incertidumbre con un enfoque integrador más amplio (Townsend-Peterson *et al.*, 2015), ya que muchas especies endémicas están adaptadas a condiciones climáticas muy específicas, por lo que los

cambios en sus hábitats podrían significar grandes riesgos para su supervivencia. Por lo tanto, se espera que la información de este análisis sea considerada en las estrategias de control, creación de redes de monitoreo y establecimiento de medidas preventivas para gestionar de manera adecuada las cuencas y especies dulceacuícolas de Honduras.

## AGRADECIMIENTOS

Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por la beca otorgada para cursar la Maestría en Conservación y Manejo de Vida Silvestre en el Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Costa Rica. A dos revisores anónimos por sus excelentes recomendaciones para mejorar el manuscrito.

## REFERENCIAS

- Aksu, S. (2021). Current and future potential habitat suitability prediction of an endemic freshwater fish species *Seminemacheilus lendlii* (Hankó, 1925) using Maximum Entropy Modelling (MaxEnt) under climate change scenarios: implications for conservation. *LIMNOFISH- Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research*, 7(1), 83–91. <https://doi.org/10.17216/LimnoFish.758649>
- Alexandre da Silva, M. V., Nunes Souza, J. V., de Souza, J. R. B. & Vieira, L. M. (2019). Modelling species distributions to predict areas at risk of invasion by the exotic aquatic New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843). *Freshwater Biology*, 64(8), 1504–1518. <https://doi.org/10.1111/FWB.13323>
- Allgayer, R. (2013). *Amphilophus hogaboomorum*. <https://www.fishipedia.fr/fr/poissons/amphilophus-hogaboomorum>.
- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6),

- 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2006.01214.X>
- Araújo, M. B. & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2006.09.010>
- Arthington, A. H., Dulvy, N. K., Gladstone, W. & Winfield, I. J. (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 838–857. <https://doi.org/10.1002/AQC.2712>
- Asase, A., Jiménez-García, D. & Townsend Peterson, A. (2021). Effects of climatic change on the potential geographic distribution of the threatened West-Central African endemic genus, *Talbotiella*. *African Journal of Ecology*, 59(2), 479–488. <https://doi.org/10.1111/AJE.12845>
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H. & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 327–338. <https://doi.org/10.1111/J.2041-210X.2011.00172.X>
- Barragán-Barrera, D. C., do Amaral, K. B., Chávez-Carreño, P. A., Farías-Curtidor, N., Lancheros-Neva, R., Botero-Acosta, N., Bueno, P., Moreno, I. B., Bolaños-Jiménez, J., Bouveret, L., Castelblanco-Martínez, D. N., Luksenburg, J. A., Mellinger, J., Mesa-Gutiérrez, R., de Montgolfier, B., Ramos, E. A., Ridoux, V. & Palacios, D. M. (2019). Ecological niche modeling of three species of stenella dolphins in the Caribbean basin, with application to the seaflower biosphere reserve. *Frontiers in Marine Science*, 6, 1–10. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2019.00010/BIBTEX>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Carrasco, J. C. & Lyons, T. J. (2020). *Chorthieros wesseli* (Honduran Mojarra). <https://www.iucnredlist.org/species/150123724/152306171>
- Carrizo, S. F., Lengyel, S., Kapusi, F., Szabolcs, M., Kasperidus, H. D., Scholz, M., Markovic, D., Freyhof, J., Cid, N., Cardoso, A. C. & Darwall, W. (2017). Critical catchments for freshwater biodiversity conservation in Europe: identification, prioritisation and gap analysis. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1209–1218. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12842>
- Castillo-Torres, P. A., Martínez-Meyer, E., Córdova-Tapia, F., Zambrano, L., Castillo-Torres, P. A., Martínez-Meyer, E., Córdova-Tapia, F. & Zambrano, L. (2017). Potential distribution of native freshwater fish in Tabasco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 415–424. <https://doi.org/10.1016/J.RMB.2017.03.001>
- CATIE, Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Enseñanza. (2008). *Formulación del Plan de Manejo y Acciones Estratégicas para el Manejo Integral y Desarrollo Territorial de la Microcuenca del Río Soledad, Microcuenca del Río Texiguat y cuenca Baja del Río Choluteca, PREVDA-HON/SERV/005-07*. [https://www.sica.int/busqueda/busqueda\\_archivo.aspx?Archivo=odoc\\_32600\\_1\\_11022009.pdf](https://www.sica.int/busqueda/busqueda_archivo.aspx?Archivo=odoc_32600_1_11022009.pdf)
- Chacón-Rivas, S. A. (2003). *Sistemas de comercialización de frijol para productores de pequeña eacala de la cuenca de rio Cangrejal, departamento de Atlantida, Honduras*. Universidad del Zamorano.
- Collares-Pereira, M. J. & Cowx, I. G. (2004). The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3–4), 303–312. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2400.2004.00392.X>
- Collins, W. ., Bellouin, N., Doutriaux-Boucher, M., Gedney, N., Hinton, T., Jones, C. ., Liddicoat, S., Martin, G., O’connor, F., Rae, J., Senior, C., Totterdell, I., Woodward, S., Reichler, T. & Kim, J. (2008). *Evaluation of the HadGEM2 model*. <https://www.metoffice.gov.uk/research/>

approach/modelling-systems/unified-model/  
climate-models/hadgem2

- Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M. & Grenouillet, G. (2013).** Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, 58(4), 625–639. <https://doi.org/10.1111/FWB.12081>
- Cooke, S. J., Paukert, C. & Hogan, Z. (2012).** Endangered river fish: factors hindering conservation and restoration. *Endangered Species Research*, 17(2), 179–191. <https://doi.org/10.3354/ESR00426>
- Costa, B., Kendall, M. S., Parrish, F. A., Rooney, J., Boland, R. C., Chow, M., Lecky, J., Montgomery, A. & Spalding, H. (2015).** Identifying Suitable Locations for Mesophotic Hard Corals Offshore of Maui, Hawai'i. *PLOS ONE*, 10(7), e0130285. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0130285>
- Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J. & Lawler, J. J. (2007).** Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88(11), 2783–2792. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>
- Darwall, W. R. T. & Freyhof, J. (2015).** Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity. En Closs, G., Krkosek, M. & Olden, J. (Eds.). *Conservation of Freshwater Fishes* (pp. 1–36). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139627085.002>
- De Marco, P. & Nobrega, C. C. (2018).** Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLOS ONE*, 13(9), e0202403. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0202403>
- del Cid Gómez, J. A. y Cáceres, J. D. (2017).** Variación de la línea de costa en la aldea de Cedeño, y cartografía de amenaza ante marejadas y ascenso del nivel del mar. *Portal de La Ciencia*, 87–102. <https://doi.org/10.5377/PC.V13I0.5969>
- Delgado, A. C. P. (2019).** Índice de vulnerabilidad ante efectos del cambio climático: Choluteca, Honduras. *Población y Desarrollo - Argonautas y Caminantes*, 15, 52–61. <https://doi.org/10.5377/PDAC.V15I0.8116>
- Deser, C., Phillips, A., Bourdette, V. & Teng, H. (2012).** Uncertainty in climate change projections: The role of internal variability. *Climate Dynamics*, 38(3–4), 527–546. <https://doi.org/10.1007/S00382-010-0977-X/FIGURES/17>
- Domisch, S., Amatulli, G. & Jetz, W. (2015)a.** Near-global freshwater-specific environmental variables for biodiversity analyses in 1 km resolution. *Scientific Data*, 2(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.73>
- Domisch, S., Jähnig, S. C., Simaika, J. P., Kuemmerlen, M. & Stoll, S. (2015)b.** Application of species distribution models in stream ecosystems: the challenges of spatial and temporal scale, environmental predictors and species occurrence data. *Fundamental and Applied Limnology*, 186(1–2), 45–61. <https://doi.org/10.1127/FAL/2015/0627>
- Elith, J., Leathwick, J. R. & Hastie, T. (2008).** A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802–813. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2656.2008.01390.X>
- Escalera-Vázquez, L. H. & Zambrano, L. (2010).** The effect of seasonal variation in abiotic factors on fish community structure in temporary and permanent pools in a tropical wetland. *Freshwater Biology*, 55(12), 2557–2569. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2010.02486.X>
- Fenoglio, S. & Doretto, A. (2021).** Monitoring of Neotropical Streams Using Macroinvertebrate Communities: Evidence from Honduras. *Environments*, 8(4), 27. <https://doi.org/10.3390/ENVIRONMENTS8040027>
- Fernández-Delgado, M., Cernadas, E. & Barro, S. (2014).** Do we Need Hundreds of Classifiers to Solve Real World Classification Problems?

- Journal of Machine Learning Research*, 15, 3133–3181. <http://www.mathworks.es/products/neural-network>.
- Fernández-Eguiarte, A., Hidalgo, J. S., Centeno, R. R., Álvarez, A. y Trejo-Vázquez, R. (2015).** *Escenarios de cambio climático para estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación en México y Centroamérica*. [http://atlasclimatico.unam.mx/inecc/Atlas\\_2\\_190215\\_documentacion.pdf](http://atlasclimatico.unam.mx/inecc/Atlas_2_190215_documentacion.pdf)
- Ficke, A. D., Myrick, C. A. & Hansen, L. J. (2007).** Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17(4), 581–613. <https://doi.org/10.1007/S11160-007-9059-5/FIGURES/5>
- Flores-Hinojosa, D. (2017).** *Renaturalización del río Choluteca a su paso por Tegucigalpa*. (Tesis de Maestría, Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Sevilla).
- Foden, W., Mace, G., Vié, J.-C., Angulo, A., Butchart, S., Devantier, L., Dublin, H., Gutsche, A., Stuart, S. & Turak, E. (2008).** Species susceptibility to climate change impacts. En Vié, J. C., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S. (Eds.). *Review of The IUCN Red List of Threatened* (pp. 978–980). IUCN. [www.iucn.org/redlist/](http://www.iucn.org/redlist/)
- Glor, R. E. & Warren, D. (2011).** Testing ecological explanations for biogeographic boundaries. *International Journal of Organic Evolution*, 65(3), 673–683. <https://doi.org/10.1111/J.1558-5646.2010.01177.X>
- Guisan, A., Thuiller, W. & Zimmermann, N. E. (2017).** Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R. En Guisan, A., Thuiller, W. & Zimmermann, N.E. (Eds.). *Habitat Suitability and Distribution Models*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- He, F., Langhans, S. D., Zarfl, C., Wanke, R., Tockner, K. & Jähnig, S. C. (2021).** Combined effects of life-history traits and human impact on extinction risk of freshwater megafauna. *Conservation Biology*, 35(2), 643–653. <https://doi.org/10.1111/COBI.13590>
- Heino, J., Virkkala, R. & Toivonen, H. (2009).** Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84(1), 39–54. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2008.00060.X>
- Hernández, R., Lopez, F., Rivera, M. y Barbier, B. (2002).** Escenarios de simulación del uso de la tierra en la cuenca del Río Choluteca, Honduras. *Escuela Nacional de Ciencias Forestales*, 14(1), 13–29. <https://www.researchgate.net/publication/297326521>
- Herrera, G. A., Oberdorff, T., Anderson, E. P., Brosse, S., Carvajal-Vallejos, F. M., Frederico, R. G., Hidalgo, M., Jézéquel, C., Maldonado, M., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Radinger, J., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J. & Tedesco, P. A. (2020).** The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Global Change Biology*, 26(10), 5509–5523. <https://doi.org/10.1111/GCB.15285>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. (2005).** Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/JOC.1276>
- Hopkins, R. L. & Burr, B. M. (2009).** Modeling freshwater fish distributions using multiscale landscape data: A case study of six narrow range endemics. *Ecological Modelling*, 220(17), 2024–2034. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2009.04.027>
- Hortle, K. (2009).** Fishes of the Mekong-how many species are there? *Taxonomy*, 15(2), 4–12. [www.iczn.org](http://www.iczn.org)
- Huang, J. L., Andrello, M., Martensen, A. C., Saura, S., Liu, D. F., He, J. H. & Fortin, M. J. (2020).** Importance of spatio-temporal connectivity to maintain species experiencing range shifts. *Ecography*, 43(4), 591–603. <https://doi.org/10.1111/ECOG.04716>
- Hulsey, C. D., Hollingsworth, P. R. & Fordyce, J.**



- A. (2010). Temporal diversification of Central American cichlids. *BMC Evolutionary Biology*, 10(1), 1–12. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-10-279/FIGURES/4>
- Imbach, P., Chou, S. C., Lyra, A., Rodrigues, D., Rodriguez, D., Latinovic, D., Siqueira, G., Silva, A., Garofolo, L. & Georgiou, S. (2018). Future climate change scenarios in Central America at high spatial resolution. *PLOS ONE*, 13(4), e0193570. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0193570>
- IPCC. (2022). *Climate Change 2022. Impact, adaptation and vulnerability*. [https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC\\_AR6\\_WGII\\_FinalDraft\\_FullReport.pdf](https://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_FinalDraft_FullReport.pdf)
- Jordaan, M. S., Chakona, A. & van der Colff, D. (2020). Protected Areas and Endemic Freshwater Fishes of the Cape Fold Ecoregion: Missing the Boat for Fish Conservation? *Frontiers in Environmental Science*, 8, 502042. <https://doi.org/10.3389/FENVS.2020.502042/BIBTEX>
- Kammerbauer, J. & Moncada, J. (1998). Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. *Environmental Pollution*, 103(2–3), 171–181. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00125-0)
- Kua, Z. X., Hamilton, I. M., McLaughlin, A. L., Brodnik, R. M., Keitzer, S. C., Gilliland, J., Hoskins, E. A. & Ludsins, S. A. (2020). Water warming increases aggression in a tropical fish. *Scientific Reports*, 10(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76780-1>
- Kuemmerlen, M., Schmalz, B., Guse, B., Cai, Q., Fohrer, N. & Jähnig, S. C. (2014). Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macroinvertebrates. *Ecological Modelling*, 277, 77–86. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2014.01.020>
- Lake, P. S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48, 1161–1172.
- Latif, M. (2011). Uncertainty in climate change projections. En Hasselmann, K., Jaeger, C., Leipold, G., Mangalagiu, D. & Tàbara, J. (Eds.). *Reframing the Problem of Climate Change: From Zero Sum Game to Win-Win Solutions* (pp. 17–34). <https://doi.org/10.4324/9780203154724-5/UNCERTAINTY-CLIMATE-CHANGE-PROJECTIONS-MOJIB-LATIF>
- Lawrence, D. J., Larson, E. R., Liermann, C. A. R., Mims, M. C., Pool, T. K. & Olden, J. D. (2011). National parks as protected areas for U.S. freshwater fish diversity. *Conservation Letters*, 4(5), 364–371. <https://doi.org/10.1111/J.1755-263X.2011.00185.X>
- Lenoir, J., Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Muriene, J. & Grenouillet, G. (2019). Species better track the shifting isotherms in the oceans than on lands. *BioRxiv*, 765776. <https://doi.org/10.1101/765776>
- Lenoir, Jonathan, Bertrand, R., Comte, L., Bourgeaud, L., Hattab, T., Muriene, J. & Grenouillet, G. (2020). Species better track climate warming in the oceans than on land. *Nature Ecology & Evolution*, 4(8), 1044–1059. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1198-2>
- Lin, H. Y., Jupiter, S. D., Jenkins, A. P. & Brown, C. J. (2017). Impact of anthropogenic disturbances on a diverse riverine fish assemblage in Fiji predicted by functional traits. *Freshwater Biology*, 62(8), 1422–1432. <https://doi.org/10.1111/FWB.12955>
- Lucifora, L. O., Barbini, S. A., Vegh, S. L., Scarabotti, P. A., Vargas, F., Solari, A., Mabrugaña, E. & Díaz De Astarloa, J. M. (2015). Geographic distribution of the short-tailed river stingray (*Potamotrygon brachyura*): assessing habitat loss and fishing as threats to the world's largest obligate freshwater elasmobranch. *Marine and Freshwater Research*, 67(10), 1463–1478. <https://doi.org/10.1071/MF15003>
- Lyra, A., Imbach, P., Rodriguez, D., Chou, S. C., Georgiou, S. & Garofolo, L. (2017). Projections of climate change impacts on central America tropical rainforest. *Climatic Change*, 141(1),

93–105. <https://doi.org/10.1007/S10584-016-1790-2/FIGURES/8>

- Magurran, A. E. (2009).** Threats to Freshwater Fish. *Science*, 325(5945), 1215–1216. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1177215>
- Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002).** Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Matamoros, W. A., McMahan, C. D., Chakrabarty, P., Albert, J. S. & Schaefer, J. F. (2015).** Derivation of the freshwater fish fauna of Central America revisited: Myers's hypothesis in the twenty-first century. *Cladistics*, 31(2), 177–188. <https://doi.org/10.1111/CLA.12081>
- Matamoros, W. A., Schaefer, J. F. & Kreiser, B. R. (2009).** Annotated checklist of the freshwater fishes of continental and insular Honduras. *Zootaxa*, 38(2307), 1–38. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2307.1.1>
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M. y Muñoz, J. (2011).** Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217–240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>
- McMahan, C. D., Fuentes-Montejo, C. E., Ginger, L., Carrasco, J. C., Chakrabarty, P. & Matamoros, W. A. (2020).** Climate change models predict decreases in the range of a microendemic freshwater fish in Honduras. *Scientific Reports*, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69579-7>
- McNyset, K. M. (2005).** Use of ecological niche modelling to predict distributions of freshwater fish species in Kansas. *Ecology of Freshwater Fish*, 14(3), 243–255. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0633.2005.00101.X>
- Meyer, D. E. (1999).** Presence of pesticide residues in water, sediment and biological samples taken from aquatic environments in Honduras. <https://inis.iaea.org/search/citationdownload.aspx>
- Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X. & Wen, L. (2017).** Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence. *PeerJ*, 2017(1), e2849. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.2849/SUPP-6>
- Miller, R. (1996).** Theraps wesseli, a new species of cichlid fish from the Caribbean slope of northern Honduras | Cichlid Room Companion. *Tropical Fish Hobbyist*, 44(10), 179–183. <https://cichlidae.com/reference.php?id=58&lang=es>
- Montgomery, D. C., Peck, E. A. y Geoffrey, G. (2001).** *Introducción al análisis de Regresión lineal*. Compañía editorial continental. México.
- Moss, R. H., Edmonds, J. A., Hibbard, K. A., Manning, M. R., Rose, S. K., Van Vuuren, D. P., Carter, T. R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G. A., Mitchell, J. F. B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S. J., Stouffer, R. J., Thomson, A. M., Weyant, J. P. & Wilbanks, T. J. (2010).** The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282), 747–756. <https://doi.org/10.1038/nature08823>
- Murray, D. L. (1991).** Export agriculture, ecological disruption, and social inequity: Some effect of pesticides in Southern Honduras. *Agriculture and Human Values*, 8(4), 19–29. <https://doi.org/10.1007/BF01530651>
- Myers, B. J. E., Lynch, A. J., Bunnell, D. B., Chu, C., Falke, J. A., Kovach, R. P., Krabbenhoft, T. J., Kwak, T. J. & Paukert, C. P. (2017).** Global synthesis of the documented and projected effects of climate change on inland fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(2), 339–361. <https://doi.org/10.1007/S11160-017-9476-Z/TABLES/3>
- Newman, C. E. & Austin, C. C. (2015).** Thriving in the Cold: Glacial Expansion and Post-Glacial Contraction of a Temperate Terrestrial Salamander (*Plethodon serratus*). *PLOS ONE*, 10(7), e0130131. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0130131>

- Norori-Solis, J., Baquedano, V. y Del Cid, J. A. (2016). Visión urbana de la Ciudad de Choluteca en Honduras para el Año 2034. *Ciencias Espaciales*, 9(1), 150-184. <https://doi.org/10.5377/CE.V9i1.3131>
- O'Donnell, M. & Ignizio, D. (2012). *Bioclimatic predictors for supporting ecological applications in the conterminous United States: U.S. Geological Survey Data Series*. <https://pubs.usgs.gov/ds/691/>
- Oberdorff, T., Jézéquel, C., Campero, M., Carvajal-Vallejos, F., Cornu, J. F., Dias, M. S., Duponchelle, F., Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega, H., Renno, J. F. & Tedesco, P. A. (2015). Opinion Paper: how vulnerable are Amazonian freshwater fishes to ongoing climate change? *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 4-9. <https://doi.org/10.1111/JAI.12971>
- Oberdorff, Th., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Leprieur, F., Beauchard, O., Brosse, S. & Dürr, H. H. (2011). Global and regional patterns in riverine fish species richness: A review. *International Journal of Ecology*, 2011(967631), 1-12. <https://doi.org/10.1155/2011/967631>
- Palmer, M. A., Reidy Liermann, C. A., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P. S. & Bond, N. (2008). Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 81-89. <https://doi.org/10.1890/060148>
- Peterson, A. T. & Nakazawa, Y. (2008). Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 135-144. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2007.00347.X>
- Phillips, S. B., Aneja, V. P., Kang, D. & Arya, S. P. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2005.03.026>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893. <https://doi.org/10.1111/ECOG.03049>
- Pineda-Portillo, N. (2001). Análisis cartográfico de la cuenca del río Choluteca. *Revista Cartográfica*, 72, 7-24. <https://www.proquest.com/docview/236526803?pq-origsite=gscholar&fromopenview=true>
- Pliscoff, P. y Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2011(48), 61-79. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022011000100005>
- Ponce de Montoya, B. (2008). Análisis de la contaminación del río Choluteca y sus efectos sobre la población a su paso por Tegucigalpa. *Revista Ciencia y Tecnología*, 2, 19-37. <https://doi.org/10.5377/RCT.V0I2.1816>
- Prasad, A. M., Iversen, L. R. & Liaw, A. (2006). Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems*, 9(2), 181-199. <https://doi.org/10.1007/S10021-005-0054-1/TABLES/5>
- Říčan, O., Piálek, L., Dragová, K. & Novák, J. (2016). Diversity and evolution of the Middle American cichlid fishes (Teleostei: Cichlidae) with revised classification. *Vertebrate Zoology*, 66, 1-102. [www.senckenberg.de](http://www.senckenberg.de)
- Rodriguez-Dubon, B. C. (2021). *Identificación de sitios con oportunidad y prioridad de restauración en el paisaje del Parque Nacional Nombre de Dios (PNND), Honduras*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Roy, S., Ray, S. & Saikia, S. K. (2021). Indicator environmental variables in regulating the distribution patterns of small freshwater

- fish *Amblypharyngodon mola* in India and Bangladesh. *Ecological Indicators*, 120, 106906. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLIND.2020.106906>
- Sanders, A., McLean, D. & Manueles, A. (2015). Land use and climate change impact on the coastal zones of northern Honduras. *Sustainability of Integrated Water Resources Management*, 505–530. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-12194-9\\_27/FIGURES/8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-12194-9_27/FIGURES/8)
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. J. & Vincent, A. C. J. (2002). Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1), 30–41. <https://doi.org/10.1046/J.1523-1739.2002.99562.X>
- Saupe, E. E., Myers, C. E., Townsend Peterson, A., Soberón, J., Singarayer, J., Valdes, P. & Qiao, H. (2019). Spatio-temporal climate change contributes to latitudinal diversity gradients. *Nature Ecology & Evolution*, 3(10), 1419–1429. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0962-7>
- Senior, R. A., Hill, J. K. & Edwards, D. P. (2019). Global loss of climate connectivity in tropical forests. *Nature Climate Change*, 9(8), 623–626. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0529-2>
- SERNA, Secretaria de Recursos Naturales y Ambiente. (2008). Especies de Preocupación Especial en Honduras. En: *Proyecto Evaluación de las Capacidades y Prioridades del País para Implementar el Plan de Acción de la Estrategia Nacional de Biodiversidad (ENB II)*.
- Sifundza, D. S., Chakona, A. & Kadye, W. T. (2021). Distribution patterns and habitat associations of *Sandelia bainsii* (Teleostei: Anabantidae), a highly threatened narrow-range endemic freshwater fish. *Journal of Fish Biology*, 98(1), 292–303. <https://doi.org/10.1111/JFB.14580>
- Smith, J. B., Strzepek, K. M., Cardini, J., Castaneda, M., Holland, J., Quiroz, C., Wigley, T. M. L., Herrero, J., Hearne, P. & Furlow, J. (2011). Coping with climate variability and climate change in La Ceiba, Honduras. *Climatic Change*, 108(3), 457–470. <https://doi.org/10.1007/S10584-011-0161-2/TABLES/2>
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S. & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835–838. [https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABD3369/SUPPL\\_FILE/ABD3369\\_SU\\_SM.PDF](https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ABD3369/SUPPL_FILE/ABD3369_SU_SM.PDF)
- Syphard, A. D. & Franklin, J. (2009). Differences in spatial predictions among species distribution modeling methods vary with species traits and environmental predictors. *Ecography*, 32(6), 907–918. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2009.05883.X>
- Taylor, A. T., Papeş, M. & Long, J. M. (2017). Incorporating fragmentation and non-native species into distribution models to inform fluvial fish conservation. *Conservation Biology*, 32(1), 171–182. <https://doi.org/10.1111/COBI.13024>
- Tewksbury, J. J., Huey, R. B. & Deutsch, C. A. (2008). Ecology: Putting the heat on tropical animals. *Science*, 320(5881), 1296–1297. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1159328/ASSET/5ED74BD3-E283-4903-A806-AEE51F22A00F/ASSETS/SCIENCE.1159328.FP.PNG>
- Tognelli, M. F., Anderson, E. P., Jiménez-Segura, L. F., Chuctaya, J., Chocano, L., Maldonado-Ocampo, J. A., Mesa-Salazar, L., Mojica, J. I., Carvajal-Vallejos, F. M., Correa, V., Ortega, H., Rivadeneira Romero, J. F., Sánchez-Duarte, P., Cox, N. A., Hidalgo, M., Jiménez Prado, P., Lasso, C. A., Sarmiento, J., Velásquez, M. A. & Villa-Navarro, F. A. (2019). Assessing conservation priorities of endemic freshwater fishes in the Tropical Andes region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1123–1132. <https://doi.org/10.1002/AQC.2971>
- Townsend-Peterson, A., Navarro-Sigüenza, A. G., Martínez-Meyer, E., Cuervo-Robayo, A. P., Berlanga, H. & Soberón, J. (2015). Twentieth century turnover of Mexican

- endemic avifaunas: Landscape change versus climate drivers. *Science Advances*, 1(4). <https://doi.org/10.1126/SCIADV.1400071/ASSET/DE6E7404-F475-46C6-BE1B-9BADA7C89308/ASSETS/GRAPHIC/1400071-F3.JPEG>
- Townsend-Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martinez-Meyer, E., Nakamura, M. & Araújo, M. B. (2011).** Ecological Niches and Geographic Distributions. *Austral Ecology*, 39(4). Princeton University Press.
- Van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J. F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J. & Rose, S. K. (2011).** The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, 109(1), 5–31. <https://doi.org/10.1007/S10584-011-0148-Z/TABLES/4>
- Vasquez, Y., Martinez, O. y Obando, D. (2021).** *Plan comunitario de resiliencia al cambio climático: CASERÍOS: Cayanini, La Anona, El Nancital El Corpus, Choluteca Honduras*. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/115917>
- Veloz, S. D. (2009).** Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography*, 36(12), 2290–2299. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2009.02174.X>
- Verbruggen, H. (2017).** *RasterTools: moveCoordinatesToClosestDataPixel.jar version 1.04*. <https://hverbruggen.github.io/>
- Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. (1998).** Biodiversity of Stream Insects: Variation at Local, Basin, and Regional Scales. *Annual Review of Entomology*, 43, 271–293. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ENTO.43.1.271>
- Wessel, R. (1998).** *Discovery, Pursuit and Capture of Theraps wesseli. Cichlid Room Companion*. <https://cichlidae.com/reference.php?id=2022&lang=pl>
- Westerberg, I., Walther, A., Guerrero, J., Coello, Z., Halldin, S., Xu, C., Chen, D. & Lundin, L. (2010).** Precipitation data in a mountainous catchment in Honduras: Quality assessment and spatiotemporal characteristics. *Theoretical and Applied Climatology*, 101(3), 381–396. <https://doi.org/10.1007/S00704-009-0222-X/FIGURES/12>
- Woolway, R. I. & Maberly, S. C. (2020).** Climate velocity in inland standing waters. *Nature Climate Change*, 10(12), 1124–1129. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0889-7>
- Xenopoulos, M. A., Lodge, D. M., Alcamo, J., Märker, M., Schulze, K. & Van Vuuren, D. P. (2005).** Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology*, 11(10), 1557–1564. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2486.2005.001008.X>
- Yousefi, M., Jouladeh-Roudbar, A. & Kafash, A. (2020).** Using endemic freshwater fishes as proxies of their ecosystems to identify high priority rivers for conservation under climate change. *Ecological Indicators*, 112, 106137. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106137>
- Zhang, Z., Mammola, S., Xian, W. & Zhang, H. (2019).** Modelling the potential impacts of climate change on the distribution of ichthyoplankton in the Yangtze Estuary, China. *Diversity and Distributions*, 26(1), 126–137. <https://doi.org/10.1111/DDI.13002>
- Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Aroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J. J., Leitão, P. J., Park, D. S., Peterson, A. T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D. R., Schröder, B., Serra-Diaz, J. M., Thuiller, W., ... Merow, C. (2020).** A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43(9), 1261–1277. <https://doi.org/10.1111/ECOG.04960>