



Peces de los ríos Aguas Blancas y Chorrerita, Coclé, Panamá y su relación con características ambientales

Fishes of the White Water and Chorreritas rivers, Cocle, Panama and their relationship with environmental characteristics

Bryan E. Jones A.

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Coclé, Escuela de Biología

bryanjones03aguilar@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0005-9432-0287>

Marcela E. Pinzón P.

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Coclé, Escuela de Biología

marceliza24@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0004-7996-0676>

Martha de Von Chong

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Coclé, Escuela de Biología

martha.chaves@up.ac.pa

<https://orcid.org/0000-0002-1087-4196>

Italo Goti

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Azuero, Escuela de Biología

italo.goti@up.ac.pa

<https://orcid.org/0000-0001-5702-5389>

Juan Antonio Gómez H.

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Escuela de Biología

juanay05@hotmail.com

<https://orcid.org/0000-0002-8548-3018>

Fecha de recepción: 14 de mayo de 2024

Fecha de aceptación: 23 de octubre de 2024

DOI [HTTPS://DOI.ORG/10.48204/J.TECNO.V27N1.A6637](https://doi.org/10.48204/J.TECNO.V27N1.A6637)

RESUMEN

Los ríos Aguas Blancas y Chorrerita, ubicados en la provincia de Coclé, son utilizados para la pesca por los habitantes aledaños. Debido a la importancia pesquera se realizó un estudio ictiológico, análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos asociados a la calidad del agua y su influencia en la abundancia íctica. Se capturaron siete especies de peces en Aguas Blancas y diez en Chorrerita, con baja diversidad, $H' = 0,59$ y $0,71$ respectivamente, en los cuales dominó *Astyanax ruberrimus*, La temperatura y la velocidad de

corriente no presentaron diferencia significativa entre ríos. Por otro lado, los sólidos disueltos totales presentaron promedio de 314 mg/L, valores normales para el desarrollo de las poblaciones de peces. Se presentaron condiciones desfavorables en términos de calidad microbiológica del agua en ambos ríos, con *E. coli* promedio de $1\,935 \pm 2\,221$ UFC/100 mL y Coliformes totales de $4\,804 \pm 5\,165$ UFC/100 mL, con diferencias estadísticas en este grupo. Entre las especies capturadas pocas son de interés alimentario; *Rhamdia quelen*, *Rhamdia laticauda*, *Andinoacara coeruleopunctatus*, *Hoplias microlepis*, *Astyanax ruberrimus*, *Astyanax sp2*. A pesar de que no hubo relación de la incidencia bacteriana y las especies capturadas, los hallazgos alertan posible riesgo para la salud humana.

PALABRAS CLAVES

Peces dulceacuícolas, microbiología, provincia ístmica, sólidos disueltos, velocidad de la corriente

ABSTRACT

The Aguas Blancas and Chorrerita rivers, located in the province of Coclé, are used for fishing by the surrounding inhabitants. An ichthyological study was conducted to analyze the physicochemical and microbiological parameters associated with water quality and its influence on fish abundance due to the importance of fishing. Seven fish species were captured in Aguas Blancas and ten in Chorrerita, with low diversity ($H' = 0.59$ and 0.71 respectively). The dominant species was *Astyanax ruberrimus*. Temperature and current speed did not show significant differences between the rivers. However, total dissolved solids had an average of 314 mg/L, which is normal for the development of fish populations. Unfavorable conditions were found regarding microbiological water quality in both rivers, with an average *E. coli* count of $1,935 \pm 2,221$ CFU/100 mL and total coliforms of $4,804 \pm 5,165$ CFU/100 mL. Statistical differences were observed in this group. Among the captured species, a few are of food interest: *Rhamdia quelen*, *Rhamdia laticauda*, *Andinoacara coeruleopunctatus*, *Hoplias microlepis*, *Astyanax ruberrimus*, and *Astyanax sp2*. While there was no relationship between bacterial incidence and the species captured, the findings indicate a potential risk to human health.

KEYWORDS

Freshwater fish, microbiology, isthmian province, dissolved solids, current velocity

INTRODUCCIÓN

Los cuerpos de aguas continentales soportan una proporción muy alta de la biodiversidad de peces en el mundo (Mendoza-Barrera, 2020). Un estudio realizado por Angulo et al. (2013) reportó la abundancia de 154 especies de agua dulce para Costa Rica. Mientras que en Colombia existen alrededor de 1 435 especies nativa de peces de ríos de ese país, lo que representa aproximadamente el 29 % de los peces de agua dulce que habitan las aguas continentales desde el límite sur de México hasta Chile y Argentina (Maldonado-Ocampo et al., 2008).

Las investigaciones de la diversidad de peces dulceacuícolas de Panamá, desde mediados del siglo XIX hasta principios del siglo XX incluyeron varios estudios zoológicos, entre estos, algunos sobre peces de agua dulce (Heckadon-Moreno, 1998).

En las provincias de Coclé y Colón se han realizado diversos estudios de peces: Río Coclé del Norte, Río Miguel de la Borda y Río Indio. Se concluyó que la cuenca Coclé del Norte presentó una mayor riqueza de especies. Entre los peces observados figuran; *Brycon chagrensis* y *Brycon obscurus*, *Hoplias* sp., *Rhamdia quelen* y *Rhamdia laticauda*, *Astyanax aeneus*, *Gephyrocharax intermedius*, *Roeboides* sp., *Ancistrus chagresi*, los cuales se consideran como grupos primarios, y estrictos habitantes de agua dulce, los cuales no tienen marcada tolerancia a la salinidad (Consortio TLBG et al., 2003).

Alteraciones de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos inciden sobre la calidad del agua de estos ríos. Esto conlleva consecuencias como altas concentraciones de bacterias, que son fáciles de contraer por los peces, como reflejan los resultados en los estudios de Gonzales-Diaz et al. (2020) y Romero-Jarero y Negrete-Redondo (2011).

Se puede mencionar que las bacterias más comunes encontradas en las aguas superficiales son las Coliformes totales (Swistock, 2020), *Escherichia coli* (Rock y Rivera, 2014), y algunas especies del género *Vibrio* (Finkelstein et al., 2002). Los microorganismos señalados sirven como indicadores de la calidad del agua, e inciden en los procesos de tratamiento de agua y evaluaciones epidemiológicas (Larrea-Murrell et al., 2013).

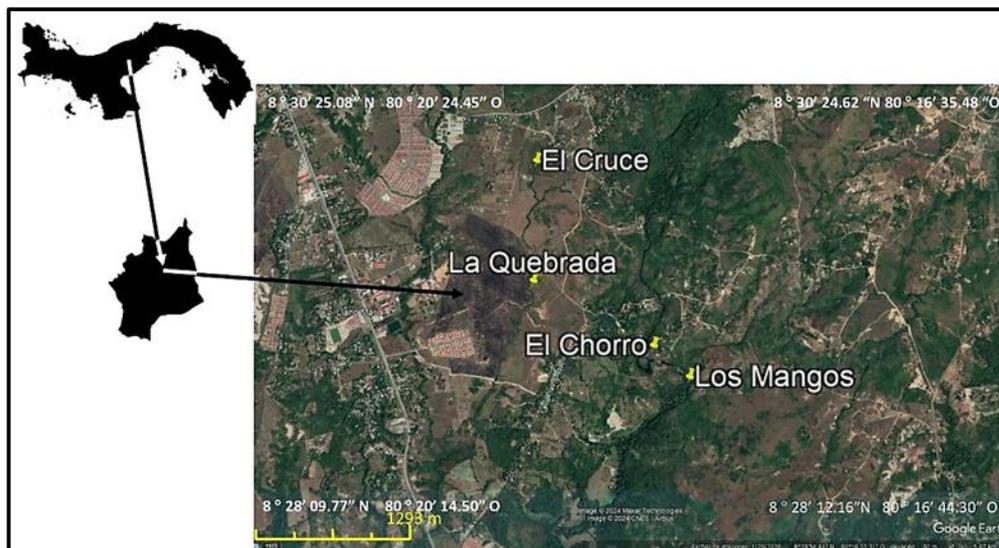
Los peces de los ríos estudiados forman parte de la dieta de los habitantes de la zona, por lo que la presente investigación se propone determinar la abundancia y diversidad de este grupo y algunos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua para estimar la calidad ambiental fluvial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las zonas de estudio están localizadas en las siguientes coordenadas: comunidad de Aguas Blancas 8° 29' 16.7" N 80° 18' 19.7" W y Chorrerita a 8° 28' 59.6" N 80° 18' 19.1" W (Figura 1), ambas recorren un solo río que pertenecen al Corregimiento de El Coco y a la Cuenca Hidrográfica 134, Río Grande (MiAmbiente, 2020), o cuenca 84 según Contreras-MacBeath et al. (2022) y pertenece a la provincia biogeográfica Ístmica (Bussing, 1998).

Figura 1.

Localización del área de estudio



La temperatura fue medida, en todos los sitios de colecta, con un termómetro digital de campo, con una precisión de 0,5 °C. La velocidad de la corriente se determinó mensualmente en ambos ríos a través del método de flotador, para lo cual se midió una distancia de 10 m, en la parte media del curso de agua, luego con la ayuda de pelotas de plásticos colocadas en la marca de inicio, se tomó el tiempo que duró el recorrido, se hicieron diez repeticiones para obtener el promedio, luego de ser calculada mediante la fórmula correspondiente.

Las muestras de agua para la determinación de los sólidos disueltos totales (SDT) fueron colectadas en cada zona de muestreo y colocadas en frascos de vidrios rotulados y trasladadas al laboratorio de química del Centro Regional Universitario de Coclé para su análisis. La concentración de SDT se determinó por el método gravimétrico propuesto por la EPA 160.1, con secado en estufa a 100 °C por 2 horas hasta alcanzar peso constante.

Las muestras de peces fueron capturadas con tres artes de pesca distintos, para obtener organismos con amplia variación de talla y así evitar la selectividad; el primer método consistió de un trasmallo de nylon de 1,2 m, con apertura de malla de 1,5 cm con la que se capturó la mayoría de los peces, el segundo método consistió en cinco cañas de pesca artesanal con varas de madera, en uno de los extremos se ató una cuerda de pesca de 1,5 mm de grosor y de longitud 1,8 m, con anzuelo número 15 con su respectiva carnada. El tercer método consistió en una botella de vidrio verde con corcho, a la cual se le hizo un agujero en

la parte de la base y se introdujo hojuelas de avena y pan como atrayente, sumergida tres veces continuas en la orilla de los ríos, durante 15 minutos.

Los peces capturados fueron medidos con un ictiómetro y pesados con una balanza digital calibrada. Seguidamente, fueron identificados mediante las claves de Bermingham et al. (2001), Angulo et al. (2020), Lasso-Alcalá y Lasso (2008), Maldonado-Ocampo et al. (2005). Luego de identificados se mantuvieron en recipientes plásticos, con agua de río hasta terminar el muestreo, para posteriormente devolverlos a su hábitat.

El procedimiento para la extracción de la muestra para análisis microbiológico se realizó de acuerdo a las recomendaciones establecidas por Green Lab (2017). Este proceso se hizo en la sección media del río, a una profundidad de 30 cm de la superficie del agua. Estas fueron guardadas en envases de plásticos esterilizados de 100 mL, con tapas herméticas. Las muestras fueron rotuladas, registradas y etiquetadas en la hoja de custodia y llevadas al laboratorio de microbiología para ser analizadas.

La determinación de Coliformes totales y *E. coli*, se realizó mediante la técnica de membrana filtrante con una repetición, con la ayuda del medio de cultivo cromógeno diferencial Agar Chromocult, previa filtración en membrana micro porosa en volúmenes de 20 mL, 50 mL y 100 mL para retener las bacterias y se incubaron a 37 °C por 48 horas. Luego, de la formación de colonias se realizó el conteo de coliformes totales y *E. coli*. El resultado de este se multiplicó por los volúmenes de filtraciones correspondiente; para el volumen de 100 mL se multiplicó el resultado por uno, el de 50 mL por dos y el de 20 mL por cinco. Cada uno de los valores obtenidos fue multiplicado por 100 y expresado según el reglamento técnico DGNTI-COPANIT 35-2019 (Gaceta Oficial, 2019), UFC/100 mL. Los vibrios fueron aislados con el medio de cultivo selectivo TCBS. (Quino y Aguilera, 2016), incubados a 37 °C por 24 horas.

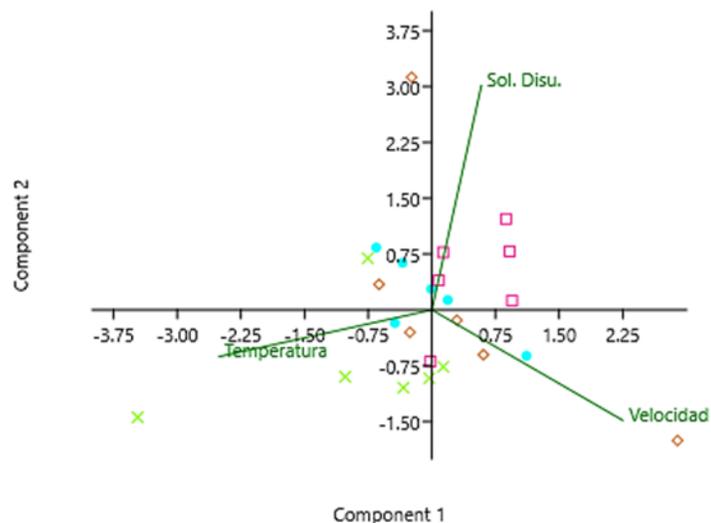
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La temperatura del río de Aguas Blancas presentó un promedio de $25,83 \pm 1,47$ °C, mientras que en Chorrerita fue de $27,63 \pm 1,40$ °C, no se demostró diferencia estadística de esta variable entre ambos ríos ($U = 50$ $p = 0,204$). Los sólidos totales disueltos en Aguas Blancas, indicó una concentración media de $361,90 \pm 99,84$ mg/l y en Chorrerita, $266,40 \pm 250,45$ mg/L, los cuales resultaron ser estadísticamente diferentes ($U = 34$ $p = 0,0282$)

La velocidad de la corriente, en Aguas Blancas fue de $0,23 \pm 0,0773$ m/s, mientras que en Chorrerita $0,20 \pm 0,0603$ m/s, que presentaron diferencia altamente significativa ($U = 5788$ $p = 0,0086$). El análisis de componentes principales mostró que la velocidad de la corriente y los sólidos totales explican la variabilidad de los datos fisicoquímicos (Figura 2).

Figura 2.

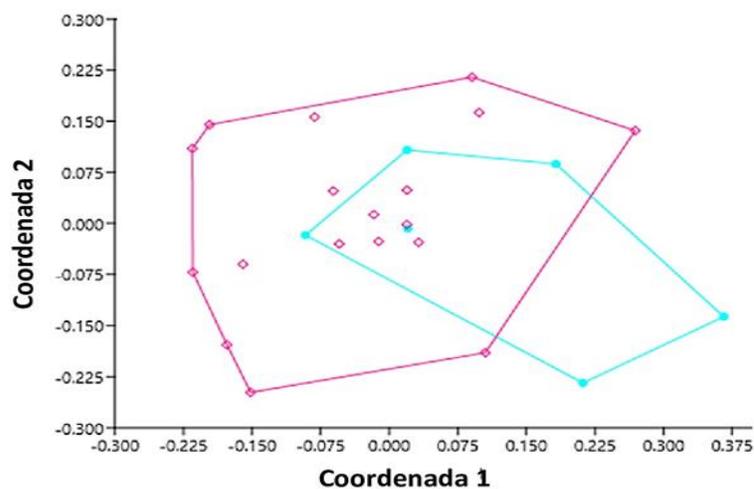
Análisis de componentes principales de parámetros físicos y químicos de los ríos Aguas Blancas y Chorrerita, octubre de 2022 a marzo 2023.



Las características fisicoquímicas no muestran diferencia clara entre los ríos investigados, de acuerdo con el análisis multidimensional no métrico (Figura 3).

Figura 3.

Análisis multidimensional no métrico de los datos físicos y químicos de los ríos Aguas Blancas y Chorrerita, octubre de 2022 a marzo 2023.

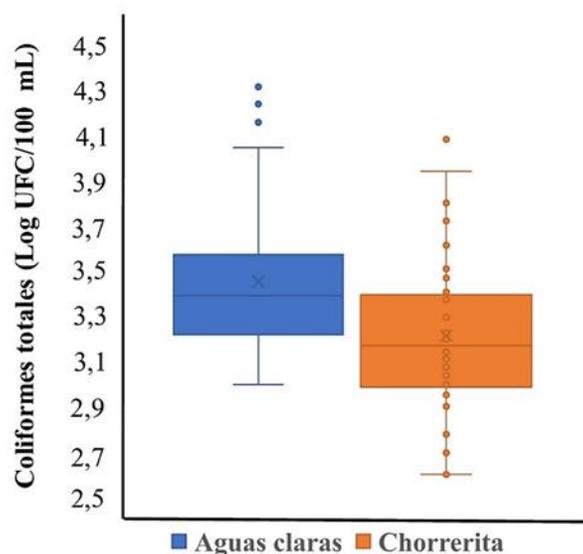


La incidencia total de bacterias indicadoras fecales en ambos ríos, *E. coli* en diluciones de 20 mL presentó promedio de $1\,934 \pm 2\,221$ UFC/100 mL, en 50 ml mostró 743 ± 628 UFC/100 mL y en 100 ml, 613 ± 440 UFC/100 mL. Los Coliformes totales a 20 mL indicaron $4\,804 \pm 5\,165$ UFC/100 mL, a 50 ml, $2\,441 \pm 1\,683$ UFC/100 mL y a 100 ml, $1\,686 \pm 929$ UFC/100 mL.

La incidencia de *E. coli*, por ríos, a pesar de ser mayor en Aguas Blancas, con promedio de $1\,393 \pm 1\,8095$ UFC/100 mL, con relación a Chorrerita, $971 \pm 1\,073$ UFC/100 mL, no mostró diferencias significativas ($U = 1\,343$ $p = 0,474$). Sin embargo, los Coliformes totales con media de $3\,978 \pm 3\,703$ UFC/100 mL en Aguas Blancas y $2\,493 \pm 2\,864$ UFC/100 mL, en Chorrerita, presentó diferencia estadística ($U = 1\,005$ $p = 0,00004$) (Figura 4).

Figura 4.

Incidencia de Coliformes totales (log UFC/100 mL) en ambos ríos)



Existió correlación significativa entre *E. coli* y la temperatura del agua ($r_s = 0,4598$ $p = 0,0237$) y altamente significativa con los Coliformes totales ($r_s = 0,5605$ $p = 0,004$). Además, hubo correlación altamente significativa entre *E. coli* y Coliformes totales ($r_s = 0,8389$ $p < 0,0001$) (Tabla 1).

No existió correlación entre *E. coli* y la velocidad de la corriente, en Aguas Blancas la tendencia fue directamente proporcional (Figura 5A), sin embargo, en Chorrerita se reflejó una tendencia inversamente proporcional entre ambas variables a pesar de que el índice de correlación es positivo ($r_s = 0,0697$) (Figura 5B).

A pesar de que no existe correlación entre los Coliformes totales y la velocidad de la corriente y ($r_s = -0.0405$ $p = 0,7462$), se observa tendencia directamente proporcional entre estas variables en Aguas Blancas (Figura 5A, no así en Chorrerita (Figura 5B).

Figura 5.

Relación de la incidencia de *E. coli* y Coliformes y la velocidad de la corriente en m/s en: A. río Aguas Blancas y B. río Chorrerita

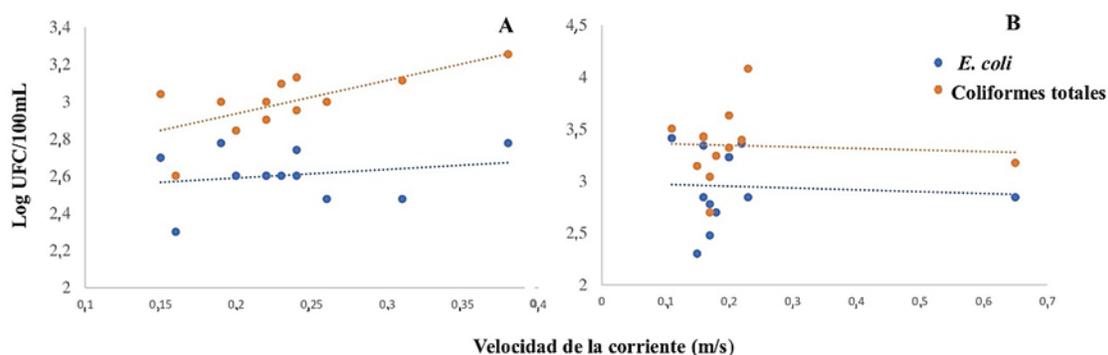


Tabla 1.

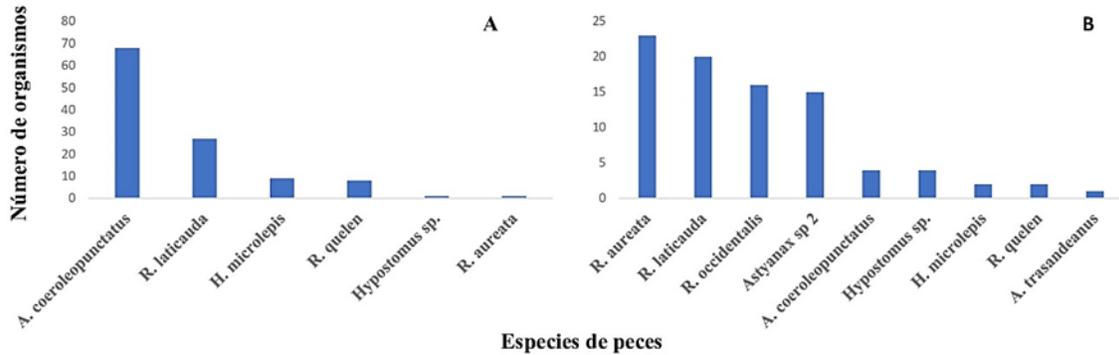
Matriz del coeficiente de correlación de Spearman y p-valor correspondiente, de las variables estudiadas.

	Temperatura	Sólidos Suspendidos	Velocidad de la corriente	<i>Escherichia coli</i>	Coliformes totales
Temperatura		-0,0641	0,2575	0,4598	0,5605
Sólidos Suspendidos		0,7662	0,2245	0,0237	0,0044
Velocidad de la corriente			-0,0783	0,2907	0,8389
<i>Escherichia coli</i>			0,7162	0,1681	0,1681
Coliformes totales				0,0697	-0,0405
				0,7462	0,8511
					0,8389
					< 0,0001

Se colectaron un total de 1 339 peces incluidos en 10 especies, de los cuales *Astyanax ruberrimus* fue la más abundante en los dos ríos y a lo largo del estudio, los cuales representaron el 84,99 % de la abundancia, seguido por *Andinoacara coeruleopunctatus* con 5,38 %. En el río Aguas Blancas se obtuvieron siete especies, mientras que en Chorreritas, 10. Las Figuras 6A y 6B muestran la estructura de la población de ambos ríos, una vez eliminada *Astyanax ruberrimus*, para disminuir el efecto de la dominancia de esta especie sobre las demás.

Figura 6.

Estructura de la población de peces de los ríos: A. Aguas Blancas, B. Chorrerita.

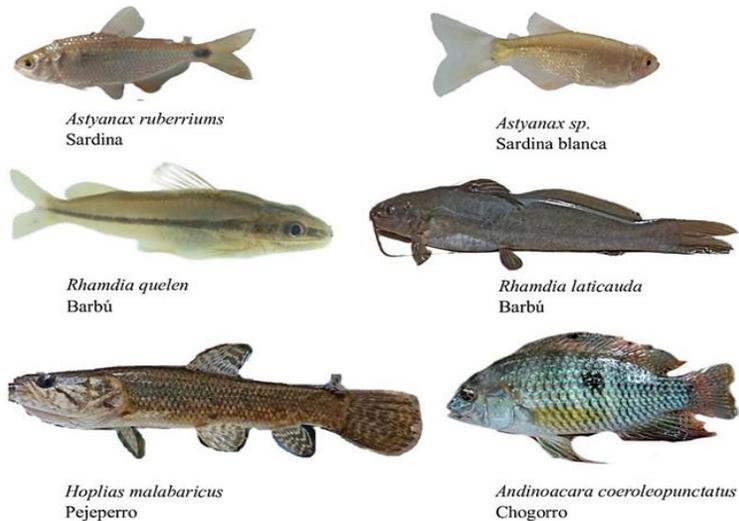


Se obtuvieron seis especies de interés para consumo humano de los moradores de la región, *Astyanax ruberrimus*, *Astyanax sp.*, *Rhamdia quelen*, *R. laticauda*, *Hoplias malabaricus*, *Andinoacara coeruleopunctatus* (Figura 7).

De acuerdo al resultado del análisis de correspondencia canónica de las variables físicas, química, microbiológicas y las especies de peces colectados en ambos ríos, la presencia de *Rhamdia sp2* se relacionó con la incidencia de Coliformes, mientras que *Hoplias microlepis* se vinculó con la abundancia de *E. coli* (Figura 8), principalmente en los sitios de colecta El Chorro y La Quebrada.

Figura 7.

Especies de interés alimenticio



del curso de agua. En el presente estudio los datos observados, de este parámetro, son inferiores al límite permisible por la norma COPANIT 35-2019, nivel a partir del cual, según Scannell y Jacobs (2001), se produce un efecto negativo sobre la reproducción íctica, en especial sobre la viabilidad larvaria aunado a una temperatura más elevada de la normal (Muller et al., 2017).

Sorensen et al. (1977) indican que concentraciones de sólidos disueltos superiores a 400 mg/L, de acuerdo a las características geológicas de las cuencas hidrológicas, se torna tóxico por la relación inversa con el oxígeno disuelto. Sin embargo, Weber-Scannell y Duffy (2007) mencionan que en el caso de trucha arcoíris, el valor letal asciende a 2 000 mg/L.

La velocidad de corriente en el río de Aguas Blancas fue moderada y directamente proporcional con la cantidad de familias y especies capturadas, contrario a Chorrerita, velocidad, que, según los criterios establecidos por Bussing (2002) y de acuerdo con Habit y Victoriano (2004) es una característica favorable para la presencia y migración de peces.

Pusey et al. (2020) destacan la importancia de la conectividad de los microecosistemas del río para la estructura poblacional de los peces, donde indican la repercusión de la velocidad de la corriente del ambiente lótico, la cual muestra una relación proporcional con la talla de los peces. Del Signore et al. (2016) mencionan que velocidades de 0,25 a 0,29 m/s afecta las etapas tempranas de los peces, sin embargo, en los adultos el valor crítico asciende 0,60 m/s o más, siempre y cuando las especies de peces no sean reófilas, Shiau et al. (2020) indican que la relación inversa entre velocidad de la corriente y la profundidad del río son condiciones que inciden sobre la resistencia al desplazamiento de los peces para el tránsito en el curso de agua.

El análisis microbiológico, mostró mayor incidencia de Coliformes totales y *E. coli* en el río Aguas Blancas, según Him et al. (2019) estos niveles elevados de bacterias pueden sugerir un tipo de contaminación no fecal, que puede provenir del suelo o materia orgánica. Uno de los motivos de la mayor incidencia bacteriana es la presencia de turistas y el mal manejo del agua en actividades domésticas. Los valores observados sobrepasan el valor permisible establecido por la norma COPANIT 35-2019. Por otro lado, no se evidencia la presencia de *Vibrio* en ninguna de las muestras, grupo bacteriano muy diverso y altamente adaptable (Martínez-Urtaza et al., 2010), asociado a aumentos de la temperatura y a la influencia de aportes salinos (Gavilán y Martínez-Urtaza, 2011).

Este estudio tiene semejanza con la investigación realizada por González (2017), quien describe que las altas concentraciones de Coliformes totales y *E. coli* afectan considerablemente a algunos organismos, como los peces y a su vez a las personas que lo consumen, por lo que la presencia de estos representa un problema de riesgo ambiental.

Berthe et al. (2008) señalan que la incidencia de bacterias fecales, en cuerpos de aguas dulce, está relacionada con procesos de deposición de sedimento; en la presente investigación se observó relación de los sólidos disueltos, como indicador de elementos erosionados en la cuenca y la incidencia de Coliformes y de *E. coli*.

La diversidad de peces de agua dulce de Panamá fue destacada por Loftin (1965) quien indica la presencia de 207 especies, por otro lado, ANAM (2004) establece 146 especies, mientras que Garcés y García (2023) indican 196, lo cual genera una incertidumbre para la riqueza íctica de nuestro país. En el presente estudio se identificaron un total de 10 especies, lo cual representa el 4 % para el registro de Loftin y 6 % para el de ANAM.

Entre las familias de peces encontradas en el estudio, los Characidae resultaron ser dominantes, esto coincide con lo mencionado por Meek y Hildebrand (1916), Loftin (1965), Miller (1966) y Vega et al. (2006) quienes en estudios de peces dulceacuícolas en Panamá describen que este es un grupo altamente diverso y abundante. Es importante destacar que esta familia es numerosa en nuestro país debido al origen suramericano (Bussing, 1998) y catalogados como peces primarios (Garcés y García, 2023) lo que indica que se establecen en el sur de Centroamérica desde su formación geológica al inicio del período terciario, denominado por Bussing (1985) elemento meridional antiguo, hecho que les ha permitido distribuirse hasta el sur de los Estados Unidos.

El río Chorrerita, al poseer más zonas rocosas, presenta especies propias que se adhieren a sustratos como piedras, arena y ramas de árboles sumergidos, como lo indican Lasso-Alcalá y Lasso (2008), entre los cuales se mencionan *Rinelocaria aurata*, *Hypostomus sp*, *Awaous transandeanus*. En el caso de *Roeboides occidentalis*, que comparte este tipo de hábitat, se capturó entre acumulaciones de maderas en la estación El Chorro, lo que coincide, según lo descrito por Bravo (2018), quien reporta que esta especie habita naturalmente bajo basura flotante y palizadas.

Al examinar y contrastar las comunidades de especies en dos ríos diferentes, se puede identificar similitudes y diferencias en términos de especies, abundancia y adaptación específica (Welcomme, 1992). La comparación de los peces presentes en este estudio brinda información valiosa sobre la diversidad y las características ecológicas del ecosistema acuático.

Las especies consumidas por la población aledaña a los ríos estudiados coinciden con la importancia alimentaria o comercial en Colombia; en ese sentido Maldonado-Ocampo et al. (2012) citan a *Rhamdia quelen* como una especie utilizada para consumo humano en comunidades rivereñas en Tumaradó y Río Patía y la relevancia para la comercialización de las poblaciones cercanas a los ríos San Juan y Dagua. Se destaca el consumo ocasional de

Astyanax ruberrimus en estos dos últimos ríos y la trascendencia pesquera de *Hoplias malabaricus* en la cuenca media y baja del río Atrato y en la Ciénaga Grande de Lórica (Espítia-Hernández et al., 2020).

De las especies identificadas anteriormente, dos son importantes para el consumo humano, las cuales coinciden con las utilizadas por moradores de la provincia de Darién, Panamá: *Astyanax ruberrimus* y *Andinoacara coeruleopunctatus* (Garcés & García, 2023), sin embargo, en dicha zona, además, se consume *Roeboides occidentalis*, la cual no es aprovechada por las comunidades cercanas a los ríos Aguas Blancas y Chorrerita.

Guillen y Wrast (2010) indican que la incidencia de *E. coli* en peces de aguas cálidas guarda relación con la incidencia en el sedimento y el agua, sin embargo, no se observa relación con grupos tróficos o taxones específicos de peces y explican que esto se debe a que la tasa de alimentación de los peces puede verse reducida, además de la baja densidad de animales de pastoreo que aporten desechos al curso de agua. Las dos especies de peces que mostraron relación con las bacterias indicadoras fecales tiene hábito alimentario carnívoro, *Hoplias malabaricus* se alimenta principalmente de peces (Herrera-Chimá et al., 2020) y *Rhamdia quelen*, además de peces, incluyen crustáceos e insectos (Olaya-Nieto et al., 2012), por lo que la ingesta de bacterias se espera menor que si fuesen detritívoros o filtradores.

La baja diversidad encontrada y la alta incidencia de bacterias son el reflejo del intenso uso del curso de agua por los moradores de la zona de estudio, que producen alta perturbación en el ecosistema.

CONCLUSIONES

La baja riqueza de especies y la dominancia de *Astyanax* es el reflejo de la perturbación del ecosistema y el mal uso del recurso acuático. La diferencia en riqueza y abundancia de los peces en ambos ríos se debe a que las características de la estructura del fondo son diferentes en cada uno.

Los datos de los parámetros fisicoquímicos están dentro de lo reportado para ríos de zonas tropicales.

La incidencia de bacterias indicadoras fecales sobrepasa las normas COPANIT-2019, lo que representa una amenaza para la calidad del agua, los peces y las personas que los consumen. La diferencia de Coliformes totales en ambos ríos es el reflejo del mal uso de la microcuenca y los efectos de la erosión.

Las capturas realizadas durante el periodo de estudio resaltan especies de valor alimentario significativo en los ríos Aguas Blancas y Chorrerita.

AGRADECIMIENTOS

A los señores Enrique Aguilar, Adrián Aguilar y Moisés Pinzón por su apoyo durante el período de estudio y al Laboratorio de Microbiología del Centro Regional Universitario de Penonomé, Universidad de Panamá.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ANAM (2004). Informe del estado del ambiente GEO Panamá 2004. Novo Art S.A. 175p.
- Angulo, A.; Garita-Alvarado, C. A.; Bussing, W. A. & López, M. (2013). Annotated checklist of the freshwater fishes of continental and insular Costa Rica: additions and nomenclatural revisions. *Check List*, 9(5): 987–1019. <https://doi.org/10.15560/9.5.987>
- Angulo, A., Ramírez, A., & López, M. (2020). Claves de identificación para los peces de aguas continentales e insulares de Costa Rica. Parte I: Familias. *Revista de investigación UNED*, 13 (1), e3145. <https://doi.org/10.22458/urj.v13i1.3145>.
- Bermingham, E., Aswani, A., Castillo, A., & Gonzales, G. (2001). Peces de agua dulce de Panamá. Panamá. En Heckadon-Moreno, S. (ed.). *Puente biológico*. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, 33-38.
- Berthe, T., Touron, A., Leloup, J., Deloffre, J., & Petit, F. (2008). Faecal-indicator bacteria and sedimentary processes in estuarine mudflats (Seine, France). *Mar. Poll. Bull.*, 57: 59-67. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.013>
- Boyd, C.E. (2018). Water temperature in aquaculture. Responsible seafood advocate. Global Seafood Alliance. <https://www.globalseafood.org/advocate/water-temperature-in-aquaculture/>
- Bravo, G. (2018). Morfometría geométrica en peces de la colección CEMZ-EGA-PUCESE procedentes de la cuenca baja del río Santiago-Cayapas en los años 2012-2017. Universidad Católica del Ecuador.
- Bussing, W.A. (1985). Patterns of distribution of the Central American ichthyofauna. In Stehli, F.G. & Webb, S.D. (eds.) *The great American biotic interchange Volume 4*. Plenum Publishing Corporation.
- Bussing, W. A. (1998). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica*. Segunda Edición. Editorial Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. 504 p.
- Bussing, W. A. (2002). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica*. Freshwater fishes of Costa Rica. San José: Editorial de la Universidad de Costa Rica.

- Consortio The Louis Berger Group, Inc. (TLBG), Universidad de Panamá (UP) y Smithsonian Tropical Research Institute (STRI), (2003). Informe final de la región occidental de la cuenca del canal, estudio de recopilación y presentación de datos ambientales y culturales en la región occidental de la cuenca del Canal de Panamá. Autoridad del Canal de Panamá. https://biota.wordpress.com/2008/04/13/peces-de-agua-dulce-en-la-cuenca-de-rio-indio-y-rio-cocle-del-norte/#_ftn1.
- Contreras-Mac-Beath, T., Ardón, D.A., Quintana, Y., Agulo, A., Lyons, T., Lardizabal, C., McMahan, C.D., Elías, D.J., Matamores, W.A., Barraza, J.E., González, R., Fuentes-Montejo, C.E., Ambruster, J.W., Carrasco, J.C. & Brito Rodríguez, M. 2022. Freshwater fishes of Central America: Distribution, assessment, and major threats. *Diversity*, 14, 793.
- Del Signore, A., Lenders, H.J.R., Hendriks, A.J., Vonk, J.A., Mulder, C. & Leuven, R.S.E.W. (2016). Size-mediated effects of water-flow velocity on riverine fish species. *River Res. Appic.*, 32, 309-398. <https://doi.org/10.1002/rra.2847>
- Espítia-Hernández, I.P., Valle-Díaz, Y.J., Vargas González, J., Hernández-Correa, J.J., Tordecilla-Petro, G., Martínez-gonzález, A.L., Olaya-Nieto, C.W. & Segura-Guevara, F.F. (2020). Ecología reproductiva del moncholo *Hoplias malabaricus* en la ciénaga grande de Lorica, Colombia. IX Congreso Colombiano de Acuicultura. Universidad de la Amazonia.
- Fernández, M.C., Álvarez, A. & Espigares, M. (2001). Transmisión fecohídrica y virus de la hepatitis A. *Higiene y Sanidad Ambiental*. 18: 8-18.
- Finkelstein, R., Edelstein, S. & Mahamid, G. (2002). Infecciones fulminantes de heridas por *Vibrio vulnificus*. *Isr. Medicina. Asoc. J.* 4:654-655.
- Gaceta Oficial (2019). Gaceta oficial digital N. 2886-B. Gobierno de la República de Panamá.
- Garces, H. & García, J. (2023). Distribución de los peces de agua dulce del Parque Nacional Darién y áreas de influencia. *Revista Científica Guacamaya* 8(1), 53-67. <https://doi.org/10.48204/j.guacamaya.v8n1.a4317>
- Gavilán, R.G. & Martínez-Urtaza, J.M. 2011. Factores ambientales vinculados con la aparición y dispersión de las epidemias de *Vibrio* en América del Sur. *Rev. Peru Med. Exp. Salud Pública*, 28(1), 109-115.
- González, R. (2017). Microbiota bacteriana en peces de consumo del río Ayuquila, Jalisco, México. [Tesis] Universidad de Guadalajara. 87 p.
- González-Díaz, R., Mercado-Silva, N., Reynaga-Delgado, E., & Martínez-Rivera, L. (2020). Microbiota bacteriana de peces silvestres de agua dulce utilizados para consumo en el oeste de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 36(1) 215-222, 2020 <https://doi.org/10.20937/RICA.2020.36.53432>

- Green Lab. (2017). Muestreo de agua para análisis microbiológico. 5 p.
- Guillen, G. & Wrast, J. (2010). Fishes as sources of *E. coli* bacteria in warm water streams. Environmental Institute of Houston, University of Houston Clear Lake. 81 p.
<https://www.uhcl.edu/environmental-institute/research/publications/documents/ramirez-et-al-2009-tcafs.pdf>
- Habit, E., & Victoriano, P. (2004). Peces de agua dulce de la cordillera de la costa. Historia, biodiversidad y ecología de la cordillera de la costa de Chile. Santiago: Editorial Universitaria, 392-406.
- Heckadon-Moreno, S. (1998). Naturalistas del Istmo de Panamá. Un siglo de historia natural sobre el puente biológico de las Américas. STRI-Fundación Santillana para Iberoamérica. Editorial Santillana, Panamá, 215 p.
- Herera-Chimá, L.M., Petro-Banquicet, J.D., Vargas-González, J., Hernández-Correa, J.J., Tordecilla-Petro, G., Segura-Guevara, F.F., Martínez-González, A.L. & Olaya-Nieto, C.W. 2020. Hábitos alimentarios del moncholo *Hoplias malabaricus* en la Ciénaga Grande de Lorica, Colombia. IX Congreso Colombiano de Acuicultura, Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia. Revista FAGROPEC 12(2), 370.
- Him J., Arena, E., & Bósquez, K. (2019). Calidad fisicoquímica y microbiología del agua del río Santa María en las inmediaciones del reservorio de agua del acueducto de Santiago, Veraguas. *Tecnociencia*, 21(2), 13–30.
- Hunt, M. J., & Doering, P. H. (2005). Significance of considering multiple environmental variables when using habitat as an indicator of estuarine condition. In Bortone, S.A (ed.). *Estuarine Indicators*. CRC Press: Boca Raton, FL. 211–227.
- INECOL, Instituto de ecología, A.C. (s.f.). ¿Por qué hay tantos peces en el agua?
<https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2017-06-26-16-35-48/17-ciencia-hoy/2005-por-que-hay-tantos-peces-en-el-rio>
- Larrea-Murrell, J., Rojas-Badía, M., Romeu-Álvarez, B., Rojas-Hernández, N. & Heydrich-Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(3), 24-34.
- Lasso-Alcalá, O. & Lasso, C. (2008). Revisión taxonómica del género *Awaous* Valenciennes 1837 (Pisces: Perciformes, Gobiidae) en Venezuela, con notas sobre su distribución y habitat. *Memoria de La Fundación La Salle*, 117–140.
- Loftin, H. G. (1965). The geographical distribution of freshwater fishes in Panama. Ph. D. Diss., Florida State University Tallahassee, Florida.

- Maldonado-Ocampo, J., Ortega-Lara, A., Usma, J., Galvis, G., Villa-Navarro, F., Vásquez, L., Prada-Pedrerros, S. & Ardila, C. (2005). Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander Von Humboldt». Bogotá. 346 p.
- Maldonado-Ocampo, J., Vari, P. & Usma, J. (2008). Biota colombiana. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander Von Humboldt». Universidad Nacional de Colombia.
- Maldonado-Ocampo, J.A., Usma Oviedo, J.S., Villa-Navarro, F.A., Ortega-Lara, A., Prada-Pedrerros, S., Jiménez S., L.F., Jaramillo-Villa, U., Arango, A., Rivas, T.S. & Sánchez Garcés, G.C. 2012. Peces dulceacuícolas del Chocó biogeográfico de Colombia. WWF Colombia, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad del Tolima, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AU-NP), Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, 400 pp.
- Martínez-Urtaza, J., Bowers, J.C., Trinanes, J. & DePaola, A. 2010. Climate anomalies and the increasing risk of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio vulnificus* illnesses. Food Res. Int., 43, 1780-1790.
- Meek, S. & Hildebrand, S. (1916). The fishes of the freshwaters of Panama. Publ. Field. Mus. Nat. Hist. Zool. Ser. 10:217-374.
- Mendoza-Barrera, E. (2020). Peces de agua dulce, clasificación, diversidad e importancia. <https://animalesbiologia.com/peces/actualidad/peces-de-agua-dulce>
- MiAmbiente (2020). Dirección de Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, Panamá. <https://cuencas.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2020/08/Cuenca-Hidrografica-Rio-Grande-134.pdf>.
- Miller, R. R. (1966). Geographical distributions of Central America freshwater. Copeia, 4, 773-802.
- Muller, J.S., Grabowski, T.B., Brewer, S.K. & Worthington, T.A. (2017). Effects of temperature, total dissolved solids, and total suspended solids on survival and development rate of larval Arkansas river shiner. J. Fish Wild. Manag., 8(1), 79-88. <https://doi.org/10.3996/112015-JFWM-111>
- Olaya-Nieto, C.W., Pacheco-Orozco, L., & Ochoa-Arteaga, J. (2012). Ecología trófica del Liso (*Rhamdia quelen* Quoy & Gaimard, 1824) en el río Sinú, Colombia. Rev. MVZ, Córdoba, 17(3), 3217-3223.
- Pushpalatha, N., Sreeja, V., Karthik, R. & Saravanan, G. (2022). Total dissolved solids and their removal techniques. IJESP, 2(2), 13-30. <https://doi.org/10.35745/ijesp2022v02.02.0002>
- Pusey, B.J., Douglas, M., Olden, J.D., Jackson, S., Allsop, Q. & Kennard, M.J. (2020). Connectivity, habitat, and flow regime influence fish assemblage structure: Implications for environmental

- water management in a perennial river of the wet-dry tropics of northern Australian. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 30, 1397-1411. <https://doi.org/10.1002/aqc.3347>
- Quino, W., & Aguilera, C. (2016). Cultivo para identificación de *Vibrio parahaemolyticus*. MET-CNSP-083.
- Robles, Y. & Vega, A. (2004). Caracterización fisicoquímica y biológica de la parte media - baja del río Santa María, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*, 6(2): 75-89.
- Rock, CH. & Rivera, B. (2014). La calidad del agua, *E. coli* y su salud. The University of Arizona. College Of Agriculture and Life Sciences, 5 <https://extension.arizona.edu/sites/extension.arizona.edu/files/pubs/az1624s.pdf>
- Romero-Jarero, J. M. & Negrete-Redondo, M. P. (2011). Presencia de bacterias gram positivas en músculo de pescado con importancia comercial en la zona del Caribe mexicano. *Rev. Mex. Biodivers.* 82(2):599-606. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.2.465>
- Scannell, P.W. & Jacobs, L.L. (2001). Effects of total dissolved solids on aquatic organisms. A literature reviews. Technical Report N. 01-06. Alaska Department of Fish and Game Restoration.
- Shiau, J., Watson, J.R., Cramp, R.L., Gordos, M.A. & Franklin, C.E. (2020) Interactions between water depth, velocity, and body size on fish swimming performance: Implications for culvert hydrodynamics. *Ecol. Eng.*, 156: 105987. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105987>
- Sierra, C. A. (2011). Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. Universidad de Medellín, 457 p.
- Sorensen, D.L., M. McCarthy, E.J. Middlebrooks & D.B. Porcella, (1977). Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: A review. US Environmental Protection Agency, EPA-600/3-77- 042.
- Swistock, B. (2020). Bacterias Coliformes. Penn State Extension. <https://extension.psu.edu/bacterias-coliformes#:~:text=La%20presencia%20de%20coliformes%20en,y%20el%20suministro%20de%20agua>
- Vega, A.J., Robles, Y.A., Tuñón, O. & Barrera, C. (2006). Fauna acuática del área centro occidental de Panamá. *Tecnociencia*, 8(2), 87-100.
- Weber-Scannell, P.K. & Duffy, L.K. (2007). Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: a review of literature and recommendation for salmonid species. *Am. J. Environ. Sci.*, 3(1), 1-6. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>
- Welcomme, R. L. (1992). Pesca fluvial. FAO Documento técnico de pesca 262. M-12. ISBN 92-5-3D2299-X.