

VARIABILIDAD HIDROQUÍMICA Y CALIDAD DEL AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN LA SUBCUENCA DEL RÍO CHIQUITO: IMPACTO DE SULFATOS Y METALES TRAZA

Abstrac ID 809

HYDROCHEMICAL EVALUATION AND DRINKING WATER QUALITY IN THE RÍO CHIQUITO SUB-BASIN: SULFATES AND TRACE METALS

Tania María Peña Paz^a

a. Instituto Hondureño de Ciencias de la Tierra – Facultad de Ciencias; Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Tegucigalpa, Honduras

RESUMEN

El estudio de la subcuenca del río Chiquito analizó la variabilidad estacional y las características hidroquímicas del agua, recolectando 219 muestras en distintos periodos. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, iones mayoritarios, sulfato y metales traza, destacando una alta concentración de sulfato en la zona baja sur durante la temporada seca, influenciada por la disolución de yeso y procesos redox. En las épocas lluviosas, el sulfato disminuye debido a la dilución por la recarga de agua de lluvia. El análisis identificó niveles elevados de metales tóxicos, como arsénico y cadmio, lo que resalta la necesidad de intervenciones para mitigar los riesgos de contaminación.

La metodología incluyó balances iónicos, clasificación hidroquímica y análisis de metales, evidenciando variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua. Los resultados subrayan la importancia de un enfoque integral que considere la geología, la química del agua y las actividades humanas. Se propone una zonificación de riesgos que clasifica las áreas en niveles de riesgo bajo, medio y alto, proporcionando una herramienta útil para la gestión sostenible del recurso hídrico. Además, se destaca la urgencia de implementar programas de monitoreo continuo y políticas públicas para garantizar la calidad del agua y la protección de la salud pública.

Palabras clave: Hidroquímica, sulfato, metales traza, calidad del agua.

ABSTRACT

The study of the Río Chiquito sub-basin analyzed the seasonal variability and hydrochemical characteristics of the water, collecting 219 samples over different periods. Physicochemical parameters, major ions, sulfate, and trace metals were evaluated, highlighting a high concentration of sulfate in the southern lowland area during the dry season, influenced by gypsum dissolution and redox processes. During the rainy season, sulfate concentrations decrease due to dilution from rainfall recharge. The analysis also identified elevated levels of toxic metals, such as arsenic and cadmium, emphasizing the need for interventions to mitigate contamination risks.

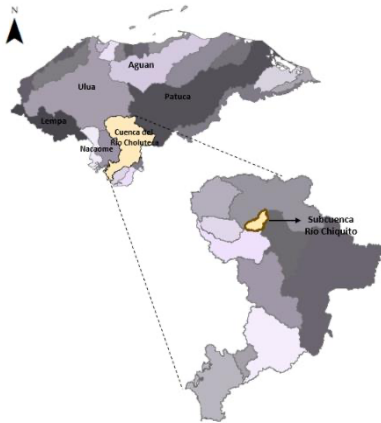
The methodology included ionic balance calculations, hydrochemical classification, and metal analysis, revealing spatial and temporal variations in water quality. The results underline the importance of an integrated approach that considers geology, water chemistry, and human activities. A risk zoning was proposed, classifying areas into low, medium, and high-risk levels, providing a valuable tool for sustainable water resource management. Additionally, the study highlights the urgent need to implement continuous monitoring programs and public policies to ensure water quality and protect public health.

Key words: Hydrochemistry, sulfate, trace metals, water quality.

Introducción

El área de estudio se encuentra dentro de la cuenca del río Choluteca (Figura 1), con una marcada pendiente media del 25.74 %, cubre un área de 7,566.2 km², en la que predomina un terreno accidentado con pendientes significativas que abarcan el 20 % de la cuenca (Machado, 1979). Esta cuenca tiene una forma más oblonga que circular, indicado por un índice de compacidad de Gravelius de 4.28, lo que atenúa la coincidencia de las crecidas. Los ríos principales están en una fase avanzada de su ciclo geomorfológico, lo que limita su potencial erosivo y favorece la sedimentación, con una densidad de drenaje baja de 0.77 (PGHTR13GF Honduras, 2022).

Figura 1. Ubicación de cuenca del Río Choluteca en Honduras y localización de la subcuenca del Río Chiquito en las subcuencas



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del INE y SINIT.

El área de estudio incluye varias unidades geológicas principales, destacando los Depósitos Aluviales Cuaternarios (Qal), caracterizados por sedimentos continentales y marinos recientes (IGN, 1974). El Grupo Padre Miguel (Tpm), según Donnelly et al. (1990), está compuesto por ignimbritas, tobas y flujos volcánicos, mientras que los Basaltos Padre Miguel presentan textura porfídica y afanítica con minerales de plagioclasa y augita en 120 m (Harwood, 1993; Rodríguez & Ruiz,

2022). El Grupo Valle de Ángeles (Kva) contiene capas de areniscas, lutitas y conglomerados, con la Formación Río Chiquito, caracterizada por estratos finos de areniscas y conglomerados (Finch, 1972, 1981; Rodríguez & Ruiz, 2022). La Formación Villa Nueva presenta conglomerados de cuarzo y lutitas, con un espesor variable debido a fallas y erosión (Gose y Finch, 1987; Rodríguez & Ruiz, 2022).

La oferta hídrica de la cuenca del Río Choluteca es de 794.61 m³/s y se estima que el 571.44 m³/s de la oferta hídrica (72 %) se generan en las subcuencas de Texiguat, Choluteca Media, Choluteca Baja, Iztoca y Choluteca Esteros, las cuales se encuentran en la Región 13 del Golfo de Fonseca (R13GF), siendo los meses más lluviosos septiembre y octubre.

El aumento en la demanda de agua ha impulsado la perforación de pozos privados sin la supervisión adecuada, ignorando aspectos geológicos, geoquímicos y los riesgos de contaminación. Aunque hay normativas para garantizar la calidad del agua, las evaluaciones se centran mayormente en aspectos bacteriológicos, dejando otros contaminantes sin revisar sin evaluar (CEIRH, 2023). Se estima que la demanda de agua para consumo humano es de 2.94 m³/s mensuales, siendo mayor en Tegucigalpa. La subcuenca de 83.5 km² podría albergar unos 300,000 habitantes en 2022, principalmente en las zonas media y baja, con numerosos pozos sin monitoreo en cuanto a la calidad del agua.

La subcuenca presenta una precipitación media anual de 978.3 mm, concentrada en los meses más lluviosos, con variaciones entre la parte baja (más de 1000 mm) y la alta (920 mm). La temperatura media anual es de 21.1 °C, alcanzando un máximo de 23.9 °C en abril. La evapotranspiración potencial anual es de 1005.7 mm, coincidiendo con los

periodos de mayor calor (Ayala, Mejía, & Peña, 2022).

Metodología

La variabilidad estacional del clima en la subcuenca del Río Chiquito se evaluó en tres periodos: la temporada seca (marzo-abril), la canícula o período intermedio (julio-agosto) y al final de la época lluviosa (octubre-noviembre). Esta división temporal permitió analizar las fluctuaciones en las características hidroquímicas y físicas del sistema hidrológico, influenciadas por los diferentes patrones climáticos.

El análisis comenzó con datos de la temporada lluviosa de 2018, centrado en aniones mayoritarios, como el sulfato, usando las capacidades del laboratorio de la UNAH-IHCIT. Desde 2020, en colaboración con la Universidad de Alicante, se ampliaron los análisis para incluir otros iones y metales traza. Los datos de 2018 y 2019 sirvieron como base para evaluar sulfatos, conductividad eléctrica, pH, ORP, cloruros y alcalinidad. Además, cuando se disponía de análisis de cationes, se realizó un balance iónico para asegurar la calidad de los datos y definir el tipo de agua y otros parámetros hidroquímicos.

En este estudio que abarca desde la época lluviosa del 2019 hasta la canícula del 2021 (Tabla 1) se identificaron más de 60 puntos de muestreo, los cuales contaban con los permisos y la accesibilidad correspondientes. Sin embargo, debido a diversas razones, como fallos en el equipo (por ejemplo, mal funcionamiento de la bomba del pozo, problemas en la tubería, etc.), cambios de personal y restricciones ocasionadas por la pandemia, no fue posible efectuar los muestreos en todas las épocas programadas (dos épocas secas, dos lluviosas y dos de canícula) para los años 2020 y 2021.

Tabla 1. Clasificación de acuerdo con el error en el balance iónico y su relación con la conductividad en muestras aceptables y no

aceptables, junto con el total de muestras tomadas por época y puntos no muestreados

Tépore	Total Por época	Aceptables	No aceptable	No muestreada
SC2020	25	22	3	40
CN2020	27	20	7	38
LL2020	56	41	15	9
SC2021	57	49	8	8
CN2021	54	45	9	11
Total	219	177	42	106

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados para los muestreos.

Se recolectaron 219 muestras a lo largo de diferentes épocas, aunque en la temporada lluviosa de 2019 no se pudo calcular el balance iónico debido a la falta de análisis de cationes mayoritarios. Sin embargo, se obtuvieron conclusiones individuales sobre ciertos parámetros. La aceptabilidad de los errores en el balance iónico se determinó en función de la conductividad eléctrica (EC), con un margen de error aceptable del $\leq 10\%$ para muestras con $EC \leq 1,500 \mu S/cm$, y hasta un 30% para muestras con EC superiores, debido a la alta concentración de sulfato y otros elementos. (Custodio E. & LLamas M.R., 1976, págs. 223-224; FCIHS, 2009, págs. 461-463).

Con los datos obtenidos en los muestreos se planteó:

Cálculo del balance iónico: Para conocer la fiabilidad del análisis de una muestra de agua (Appelo y Postma, 2005) se calculó el balance iónico con los iones mayoritarios y el % de desviación de la condición de electroneutralidad en el balance (% error), así como la interpretación de las variaciones temporales de los iones mayoritarios y del ion sulfato en especial (Vázquez-Suñé, 2003; Boluda-Botella, 2009).

Facies hidroquímica, clasificación hidrogeoquímica y relaciones iónicas: Para los datos obtenidos, se determinó la clasificación hidrogeoquímica (Custodio E. & LLamas M.R., 1976).

Caracterización del sulfato y descripción del origen: Con los datos obtenidos relacionados al sulfato, se

caracterizó los diferentes posibles orígenes del sulfato (Ángel, Puga, & Díaz Puga, 2016; Vázquez-Suñé, 2003)

Análisis de metales traza analizados de manera temporal y en relación con la calidad del agua para consumo humano, los cuales se clasificaron en tres grupos: 1. Importancia toxicológica: plomo (Pb^{2+}), arsénico (As), y cadmio (Cd^{2+}); 2. Por su origen geológico: hierro (Fe), manganeso (Mn^{2+}), aluminio (Al^{3+}), zinc (Zn^{2+}) y estroncio (Sr^{2+}) y 3. Evaluación de otros metales traza: cobre (Cu^{2+}), litio (Li^{+}), cobalto (Co^{2+}) y níquel (Ni^{2+})

Resultados

Descripción de los análisis fisicoquímicos

Este tipo de análisis engloba una serie de parámetros que incluyen desde la conductividad eléctrica, pH, ORP, y temperatura. Estos parámetros son cruciales para evaluar la calidad del agua en una primera aproximación, su origen geológico y las interacciones con el entorno (Appelo C. A. & Postma, 2005).

Conductividad eléctrica (EC)

El análisis de la conductividad eléctrica en la subcuenca se realizó mediante la evaluación de este parámetro in situ, la cual se llevó a cabo en nueve ocasiones distintas iniciando en la lluviosa de 2018 y finalizando en la canícula de 2021. En general, los resultados muestran valores promedio globales de conductividad eléctrica para la subcuenca de 930 $\mu S/cm$ en la época seca, 1,050 $\mu S/cm$ en la canícula y 970 $\mu S/cm$ durante la temporada de lluvias. No obstante, los rangos de conductividad eléctrica fluctúan entre 100 y más de 3,000 $\mu S/cm$, siendo especialmente elevados durante la época seca y canícula. Al evaluar el comportamiento espacial de la conductividad eléctrica por época (Figura 2), promediando los datos recopilados a lo largo de los

tres años se observaron tendencias similares en cuanto a los rangos de EC. En la zona alta de la subcuenca, en los acuíferos fracturados, los valores son inferiores a 200 $\mu S/cm$. En la zona media, en el acuífero multicapa, los valores oscilan entre 800 y 1,200 $\mu S/cm$. Finalmente, en la parte baja de la subcuenca, donde se ven influenciadas tanto por el desarrollo urbano como por la influencia de la geología: aluviones, terrazas y sedimentos de la formación Río Chiquito, donde los valores varían entre 1200 y 2500 $\mu S/cm$.

El comportamiento de la conductividad también puede ser analizado si se considera el origen como manantiales o pozos. En general, los valores promedio de conductividad eléctrica (EC) para los manantiales suelen ser bajos, principalmente por debajo de los 400 $\mu S/cm$ y, en muchos casos, incluso menores a 100 $\mu S/cm$. Sin embargo, hay tres manantiales excepcionales ubicados en la Formación Río Chiquito, en el sureste de la subcuenca, donde los valores oscilan entre 500 y 1400 $\mu S/cm$. En general, las variaciones son mínimas, con diferencias en conductividad en torno a 400 $\mu S/cm$, siendo en la época canícula la que muestra valores más elevados, salvo excepciones.

pH

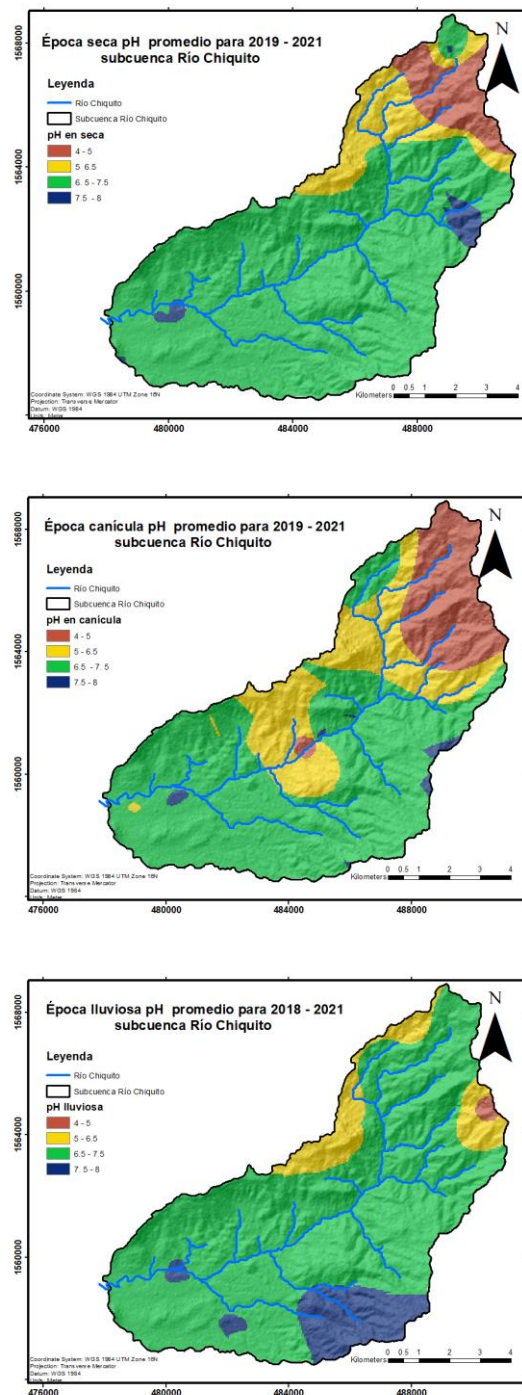
Las fluctuaciones del pH en la subcuenca generalmente oscilan entre 6 y 8. Específicamente, en el caso de los pozos, los valores se mantienen estables en todas las épocas climáticas, oscilando entre 6.5 y 8. En contraste, los manantiales presentan valores de pH considerablemente más bajos, con rangos que llegan a situarse entre 4.5 y 5.5. Este comportamiento sugiere un entorno geoquímico distinto para los manantiales, lo cual podría estar influenciado por las rocas fracturadas superiores de Padre Miguel. En la parte baja de la subcuenca el ambiente es neutro en la formación Río Chiquito y en los depósitos sedimentarios.

Las fluctuaciones estacionales del pH en la subcuenca pueden estar estrechamente ligadas a las variaciones en las precipitaciones, que modulan la concentración de iones y contaminantes en el agua. Durante la época lluviosa, la dilución de sustancias acidificantes o alcalinizantes puede llevar a una tendencia de neutralización del pH, como se observa en las zonas de mayor pluviosidad reflejadas anteriormente. Por otro lado, en la temporada seca y la canícula, la reducción en el volumen de agua conlleva una concentración más alta de dichas sustancias, lo que podría explicar los rangos de pH.

En la época de canícula, se observa una disminución generalizada de los valores de pH en la parte alta de la subcuenca, un fenómeno que puede estar asociado con una serie de factores ambientales y antropogénicos.

La lixiviación de ácidos orgánicos desde la vegetación y los suelos es un proceso natural que podría estar exacerbado por la menor frecuencia de lluvias, la actividad humana, especialmente la agricultura practicada en la región, ya que el uso de fertilizantes y otros productos químicos puede incrementar la acidez del agua.

Figura 3. Valoración del pH en las distintas épocas



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados

Potencial de reducción-oxidación (ORP)

Para la época lluviosa, los valores de $ORP > 1$, más oxidantes en general, aunque en la canícula se encuentran valores superiores, sin embargo, en la época seca, todas las muestras poseen valores de potencial en la zona reductora, con pH más básicos.

Los pozos muestran un ambiente predominantemente reductor, mientras que los manantiales tienden a exhibir condiciones más oxidantes y un pH más ácido, sobre todo en la canícula, habiendo una menor variabilidad del ORP durante las épocas de lluvia y de sequía.

La presencia de un ambiente reductor específicamente en los pozos es fundamental para entender las dinámicas de los metales y su potencial impacto en la salud humana. En condiciones reductoras, algunos metales como el hierro, el manganeso y el arsénico pueden liberarse del sustrato del suelo y entrar en la fase líquida, incrementando así su concentración en el agua subterránea (Hansen, Mahé, & Corzo-Juárez, 2013).

Temperatura

En el caso de la subcuenca en estudio, los datos obtenidos durante las diferentes épocas climáticas muestran un patrón homogéneo. Los pozos presentan un rango de temperatura que oscila entre 23 y 26°C, mientras que los manantiales muestran temperaturas más moderadas, variando entre 20 y 24°C. Es importante resaltar que la temperatura del agua puede afectar la solubilidad de diferentes componentes químicos y, en última instancia, la calidad del agua (Freeze, 1979; Bouwer, 1978).

Iones mayoritarios y clasificación de los tipos de agua

El análisis de los iones mayoritarios para la subcuenca representa un pilar fundamental en la comprensión de su geoquímica y calidad del agua. El análisis de los iones mayoritarios se realizó para los cationes calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+) y potasio (K^+), y los aniones cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), y la alcalinidad, que reflejan la composición mineral de la cuenca sino también las influencias antropogénicas y los procesos geoquímicos que ocurren en ella:

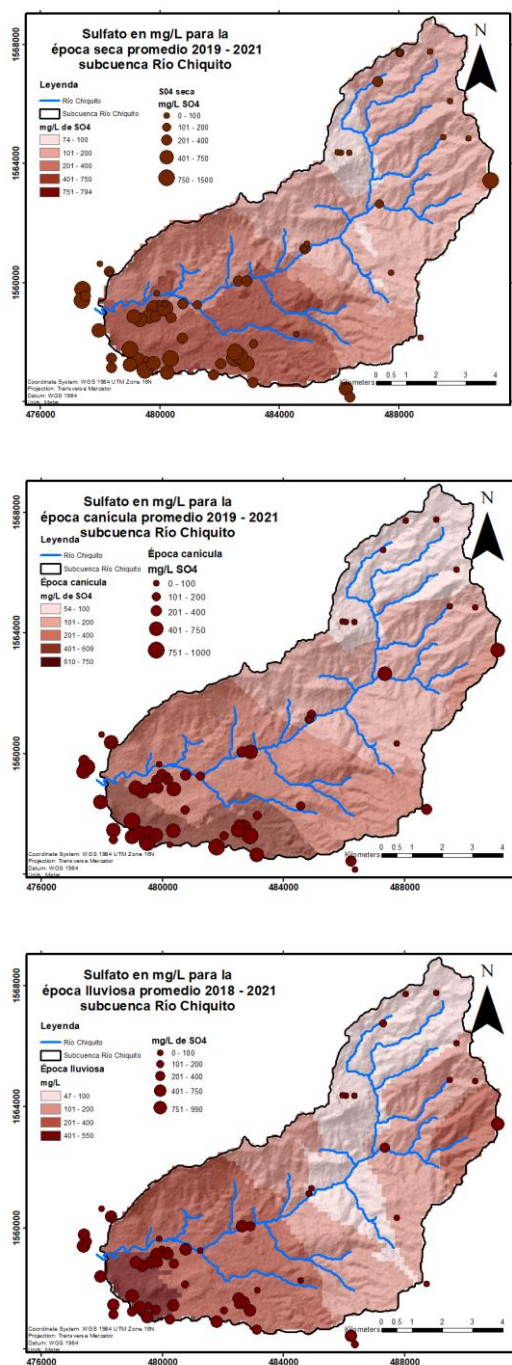
Sulfato

El ion sulfato (SO_4^{2-}) merece un análisis detallado debido a su relevancia y abundancia en la subcuenca, especialmente en la zona baja sur y en ciertas condiciones estacionales en la zona media. Esta especie iónica no solo es un indicador clave de la composición química del agua, sino que su presencia en concentraciones elevadas podría estar relacionada con diversos procesos geoquímicos y antropogénicos, como la oxidación del sulfuro y la disolución del yeso ya que de la geología se tiene evidencia de la existencia de vetas de yeso (Ruiz, Rodriguez, Peña, & Chirinos, 2023; Silva, 2023).

La fluctuación de las concentraciones de sulfato en la subcuenca refleja una dinámica hidroggeoquímica compleja, con variaciones significativas según la zona y el periodo climático. Desde 2018 hasta 2021, se ha monitoreado este fenómeno, observándose las mayores concentraciones en la parte sur de la zona baja, con niveles superiores a 1000 mg/L durante la temporada seca.

En contraste, durante las épocas de lluvia y canícula, las concentraciones de sulfato son más bajas en todo el sistema acuífero, especialmente en los manantiales, donde los niveles suelen ser inferiores a 100 mg/L, aunque se incrementan en la estación seca. En aguas dulces naturales, el sulfato generalmente varía entre 2 y 150 ppm, pero en aguas salinas con calcio puede llegar hasta 5000 ppm (Custodio E. & LLamas M.R., 1976, pág. 201).. En la subcuenca, los altos niveles de sulfato están asociados principalmente a la disolución de yeso (Ver figura 4)

Figura 4. Comportamiento promedio para el sulfato en la época seca, canícula y lluviosa



Estos niveles de sulfato puede atribuirse en gran medida a factores geológicos. En particular, la formación sedimentaria Río Chiquito que exhibe venas de yeso desde la parte media hasta la zona baja de la subcuenca. La disolución de estas venas de yeso en el sistema acuífero contribuye significativamente al enriquecimiento de iones de

sulfato en el agua. Adicionalmente, no se descarta que el entorno urbano circundante pueda estar contribuyendo de manera secundaria a la carga total de sulfato en el sistema.

Factores que pueden estar influenciando el sulfato:

- Flujo y mezcla de aguas: Puede existir un transporte de sulfatos de aguas arriba hacia la parte baja de la subcuenca y así enriquecer las aguas de la parte suroeste de la subcuenca.
- Ambiente reductor: podrían ocurrir transformaciones de sulfato a azufre.
- Presencia de materia orgánica: El proceso de reducción del yeso puede verse comprometido especialmente en presencia de materia orgánica abundante.
- Precipitación/disolución de sulfato: Este sulfato puede precipitarse a CaSO₄ y más raramente a SrSO₄, ya que el estroncio ha sido evidenciado.

Clasificación de tipos de agua

A continuación, se muestran los datos obtenidos en 5 periodos: desde época seca de 2020 a canícula de 2021:

En 2020, la mayoría de los puntos de muestreo, que eran pozos (ver figura 5), se clasificaron como aguas sulfatadas cálcicas, mostrando un comportamiento homogéneo en toda la subcuenca. Incluso el manantial muestreado reflejó esta misma característica. Este período resulta particularmente relevante para el estudio del comportamiento de las aguas subterráneas, ya que coincide con varios meses consecutivos sin precipitaciones, proporcionando así una oportunidad para evidenciar el comportamiento agua – roca en las condiciones naturales y el entorno antropogénico (Figura 5).

Figura 5. Comportamiento de los iones mayoritarios para época seca de 2020 en meq/L

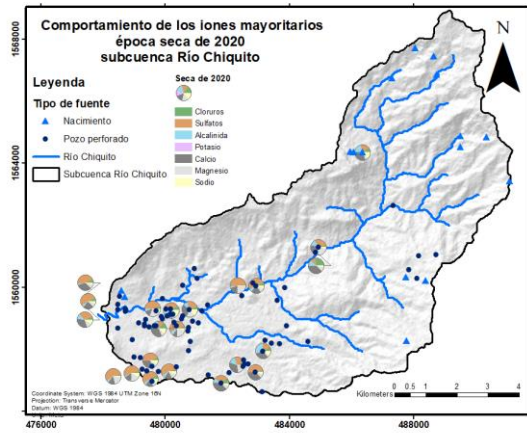
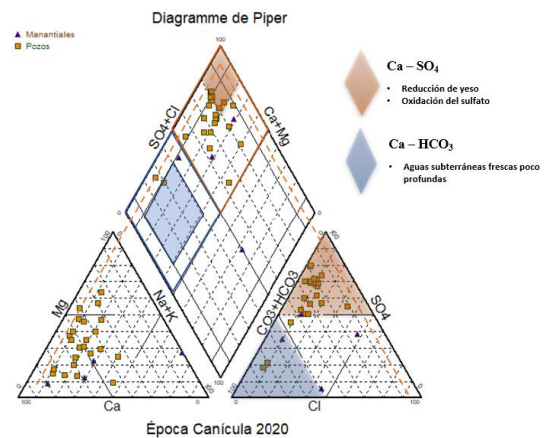
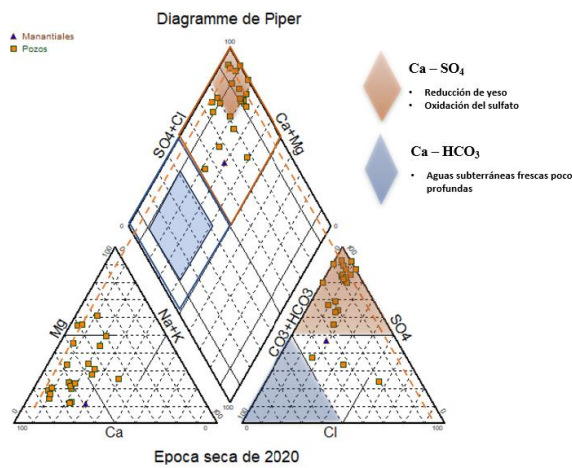
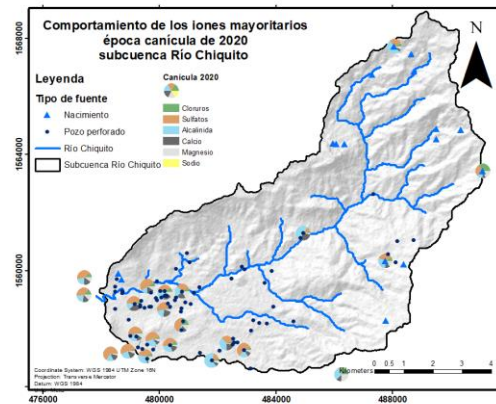


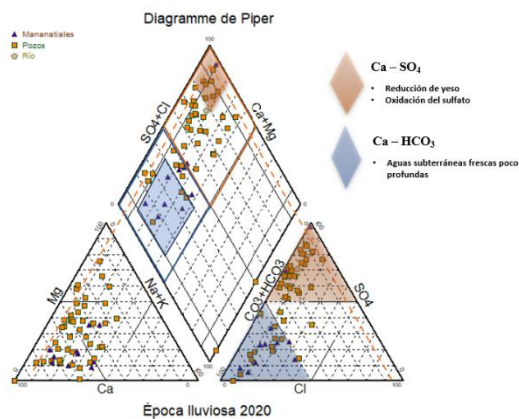
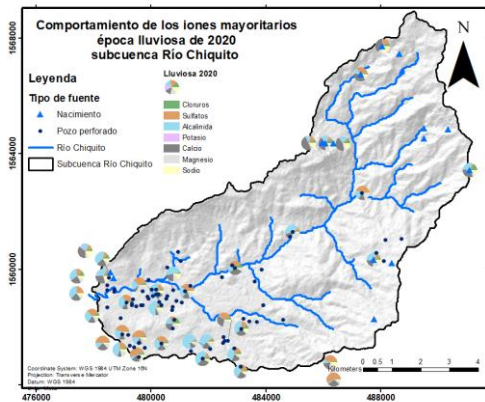
Figura 6. Comportamiento de los iones mayoritarios para época canícula de 2020 en meq/L



Durante la canícula de 2020, se obtuvieron más datos de los manantiales, los cuales mostraron una tendencia más hacia aguas bicarbonatadas cálcicas, posiblemente influenciadas por las precipitaciones. Por otro lado, los pozos en general reflejaron características de aguas sulfatadas como en la época anterior, pero con menores concentraciones de sulfato. Sin embargo, hubo una excepción notable en dos pozos situados en la parte sur de la subcuenca, los cuales presentaron un comportamiento hacia las aguas bicarbonatadas (Figura 6).

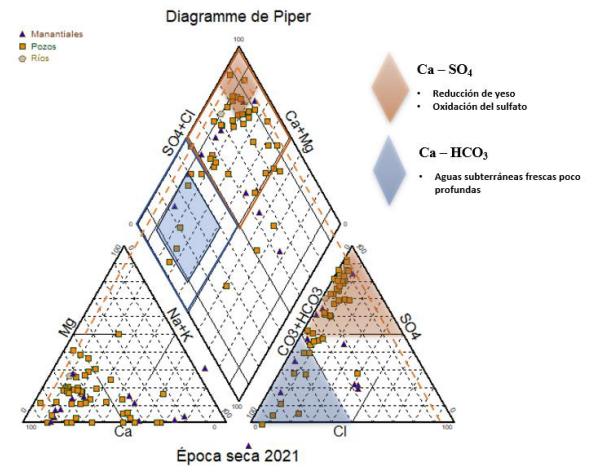
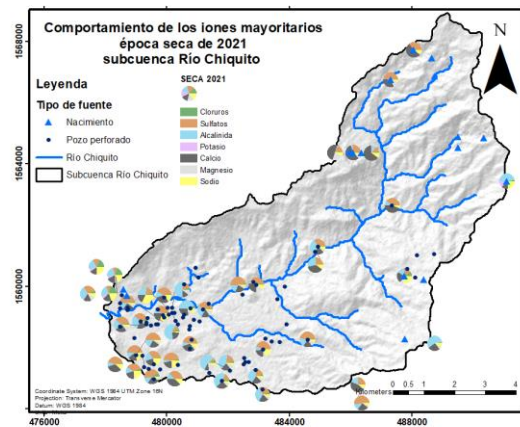
En la época lluviosa de 2020, periodo con mayor número de puntos de muestreo, la mayoría de los pozos mostraron siempre características de aguas sulfatadas manteniendo los resultados de sulfatos como en las dos épocas anteriores. No obstante, varios pozos ubicados en la parte baja al norte y algunos en el sur presentaron una transición hacia aguas bicarbonatadas, comportamiento que también se observó en los manantiales de la zona donde todos presentan la misma característica hidroquímica, posiblemente afectados por la lluvia de la temporada (Figura 7).

Figura 7. Comportamiento de los iones mayoritarios para época lluviosa de 2020 en meq/L



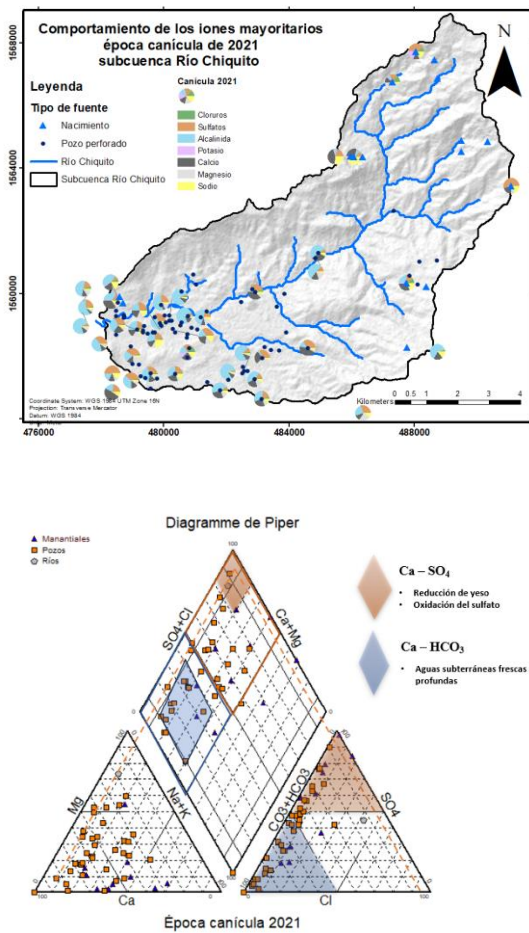
En la época seca de 2021, se observó que, a pesar de presentar comportamientos similares al sulfato comparado con años anteriores, hubo una notable diferencia en la concentración de sodio, la cual fue mayor que en la época seca de 2020, donde algunos pozos pasaron de ser predominantemente sulfatadas cálcicas a sulfatadas sódicas, mientras otros pozos mostraron una transición hacia aguas bicarbonatadas cálcicas. Esta variabilidad puede considerarse influenciada debido a que el año 2020 estuvo marcado por un período prolongado de sequía de más de 1 año, como se mencionó en la sección anterior (Figura 8).

Figura 8. Comportamiento de los iones mayoritarios para época seca de 2021 en meq/L



Al igual que en la canícula anterior, se observó una variabilidad en los comportamientos hidroquímicos en los pozos durante esta época, caracterizada por aguas sulfatadas, pero también bicarbonatadas en muchos de estos sobre todo en la parte baja al norte. Los manantiales, en particular, mostraron patrones diversos que parecen estar influenciados por las precipitaciones y su impacto en la dinámica hidroquímica (Figura 9).

Figura 9. Comportamiento de los iones mayoritarios para época canícula de 2021 en meq/L



En términos generales, las variaciones estacionales para el período evaluado han sido notables, especialmente entre las épocas secas de 2020 y 2021, que presentaron diferencias significativas marcadas principalmente por las concentraciones de sodio. Este patrón también se observó en la canícula de ambos años, donde la variabilidad fue evidente en todas las muestras.

Aunque no es posible llegar a conclusiones definitivas sobre las variaciones estacionales con los datos actuales, debido a la necesidad de un período de muestreo más extenso de al menos tres años que incluya temporadas secas y lluviosas, sí se puede inferir que el comportamiento hidroquímico tiende a ser más homogéneo durante las estaciones secas y lluviosas en comparación con el de la

canícula. Y de manera regional se puede observar lo siguiente:

En la zona baja de la subcuenca, las aguas muestran una composición bicarbonatada-cálcica en la parte norte durante las épocas lluviosa de 2020 y seca/canícula de 2021, influenciadas por tobas y depósitos sedimentarios. Durante la época seca de 2020, predominó una composición sulfatada cálcica, y en la canícula de 2020, sulfatada cálcico-magnésica. En la parte sur, las aguas son mayormente sulfatadas cálcicas, lo que sugiere procesos redox y oxidación del sulfato. La zona media presenta aguas mixtas en la época seca, y bicarbonatadas en la lluviosa y canícula, indicando interacción entre aguas superficiales y subterráneas.

Metales

La presencia de metales en la subcuenca constituye un aspecto crítico para entender tanto la calidad del agua como las interacciones hidrogeoquímicas complejas en la región. La geología local, caracterizada por la Formación Río Chiquito y las rocas en la unidad superior del Grupo Padre Miguel, puede ser una fuente natural de ciertos metales. Adicionalmente, la dinámica urbana en la zona también tiene el potencial de contribuir a los niveles de metales pesados en las fuentes de agua.

Para este análisis, se evaluaron los siguientes metales y metaloides en las cinco épocas estudiadas: arsénico (As), cadmio (Cd^{2+}), plomo (Pb^{2+}), hierro (Fe, evaluado como hierro total), manganeso (Mn^{2+}), aluminio (Al^{3+}), zinc (Zn^{2+}), estroncio (Sr^{2+}), y A continuación, se presentarán los resultados obtenidos para cada elemento:

Importancia toxicológica: arsénico (As), cadmio (Cd^{2+}) y plomo (Pb^{2+}).

En el ámbito de la toxicología ambiental, ciertos metales pesados como el arsénico (As), cadmio

(Cd^{2+}) y plomo (Pb^{2+}), han sido identificados como particularmente peligrosos para la salud humana y el ecosistema.

En el contexto de la subcuenca en estudio, la presencia de arsénico en concentraciones que superan los límites admisibles para el consumo humano en Honduras (0.01 mg/L) se presenta en muchos de los pozos evaluados. En la literatura, las concentraciones típicas de arsénico en aguas subterráneas generalmente son inferiores a 0.01 mg/L (Edmunds, 1989; Welch, 2000), aunque los valores en condiciones naturales pueden variar ampliamente, desde menos de 0.0005 hasta 5.0 mg/L (Smedley P.L., 2002).

Esta variabilidad podría atribuirse a una combinación de factores geológicos y antropogénicos. Desde una perspectiva geológica, ambientes tan diversos como metasedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, sistemas hidrotermales actuales y cuencas aluviales terciarias y cuaternarias pueden ser fuentes de arsénico en aguas subterráneas (Lillo, 2018; Smedley, 2002). Además, las actividades humanas pueden contribuir a la contaminación localizada. En este sentido, es crucial abordar ambos factores para entender completamente la dinámica del arsénico en la subcuenca.

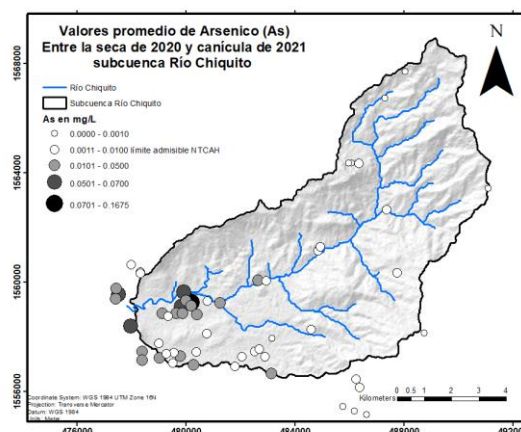
Los datos recopilados sugieren que la presencia de arsénico no muestra una variabilidad temporal marcada entre las diferentes épocas estudiadas; más bien, parece seguir una tendencia espacial. Los pozos localizados en la zona baja de la subcuenca presentan concentraciones notoriamente más altas, superando

los 0.05 mg/L. Por otro lado, las áreas evaluadas en la parte media y alta de la subcuenca muestran valores considerablemente más bajos, por debajo de 0.001 mg/L. Este patrón espacial de concentraciones de arsénico se ilustra en la figura

11 lo cual subraya la necesidad de un enfoque geoespacial detallado para entender la dinámica de este contaminante en la subcuenca.

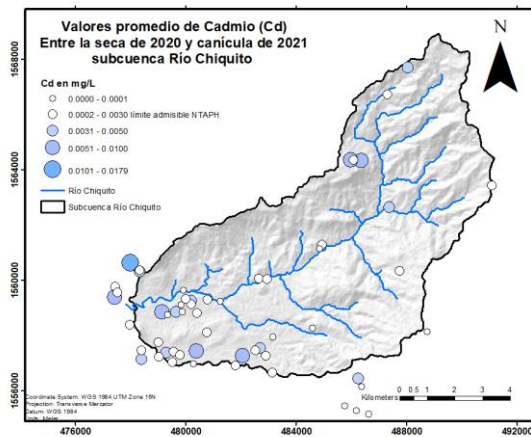
Para el caso del cadmio (Cd^{2+}), en la parte alta de la subcuenca se observa su presencia en concentraciones superiores a los límites permisibles de Honduras según la norma de calidad de agua potable (0.003 mg/L). Estos niveles pueden atribuirse a la geología del área, en la que ciertos minerales sulfurados como la esfalerita y la greenockita se encuentran naturalmente (Plumlee, 1999). La concentración de cadmio en sistemas acuáticos está estrechamente relacionada con la composición de la roca madre y las condiciones geoquímicas del entorno (Järup, 2009).

Figura 10. Comportamiento promedio del arsénico (As)) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados en los análisis del laboratorio y geología del estudio.

Figura 11. Comportamiento promedio del cadmio (Cd^{2+}) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados en los análisis del laboratorio y geología del estudio.

En la parte baja de la subcuenca, las concentraciones de cadmio superan notablemente los límites permisibles por encima de los 0.005 mg/L (Figura 12). Este fenómeno puede atribuirse tanto a factores geológicos como a influencias humanas. La geología local puede desempeñar un papel en la presencia de cadmio en esta área y las actividades antropogénicas como la agricultura local en la subcuenca o el vertido de aguas residuales domésticas e industriales, son fuentes potenciales que contribuyen al aumento de niveles de este metal en cuerpos de agua (Satarug, 2010).

En cuanto al plomo, los valores están muy por debajo de los 0.01 mg/L que el límite admisible para Honduras (SESAL, 1995), en las cinco épocas evaluadas se encuentra entre los 0.0001 – 0.01 mg/L, por ello los datos no se han incluido en el documento.

Por su origen geológico: hierro (Fe), manganeso (Mn^{2+}), aluminio (Al^{3+}), zinc (Zn^{2+}) y estroncio (Sr^{2+}).

La presencia metales en la subcuenca, tales como hierro (Fe), manganeso (Mn^{2+}), aluminio (Al^{3+}), zinc (Zn^{2+}) y estroncio (Sr^{2+}) varía en función de una serie de factores que en principios son geológicos y

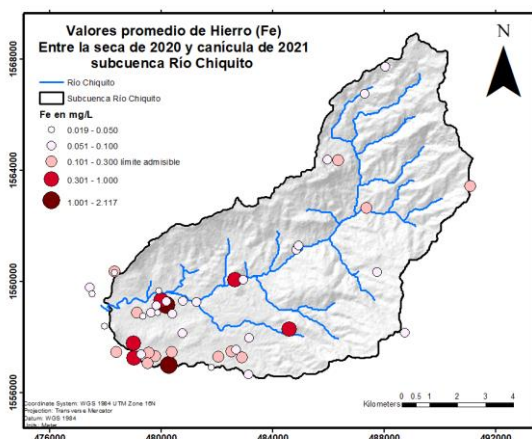
morfológicos, pero también antropogénicos en muchos casos. Desde una perspectiva geológica, estos metales pueden originarse en la disolución de minerales presentes en las rocas de la subcuenca, influidos también por las condiciones geoquímicas del entorno. En cuanto al impacto humano, actividades industriales, agrícolas y de construcción pueden liberar estos elementos en el medio ambiente, con implicaciones tanto para la calidad del agua como para la salud pública. (Plumlee, 1999; Custodio E. & Llamas M.R., 1976, págs. 1012 - 1013).

De manera natural, las concentraciones de hierro en aguas fluctúan entre 0 y 10 ppm (Custodio E. & Llamas M.R., 1976, págs. 205, 1013).

Los resultados analíticos obtenidos indican que las variaciones en las concentraciones de hierro son más espaciales que temporales. La mayoría poseen valores inferiores a 0.3 ppm, no exceden la norma de calidad de agua potable de Honduras, aunque hay algunos superiores a 0.30 mg/L, que — se localizan en la parte baja de la subcuenca, alcanzando un máximo de 2 mg/L (Figura 13). Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) establece que las concentraciones en aguas dulces no deben exceder de 1 mg/L para preservar la salud acuática (EPA, 2018), y por tanto solo exceden esta normativa 4 muestras que alcanzaron valores más altos en época de canícula de 2020 y 2021. También la influencia de la química del suelo, particularmente debido a su naturaleza arcillosa poseen altos contenidos de hierro y aluminio. Durante los procesos de sedimentación, estas partículas ricas en hierro pueden llegar a los cauces y precipitar. Por tanto, la presencia de hierro en las aguas de la subcuenca se debe más a factores geológicos y edáficos que a influencias antropogénicas y sus

valores no son preocupantes si se compara con el límite de la EPA.

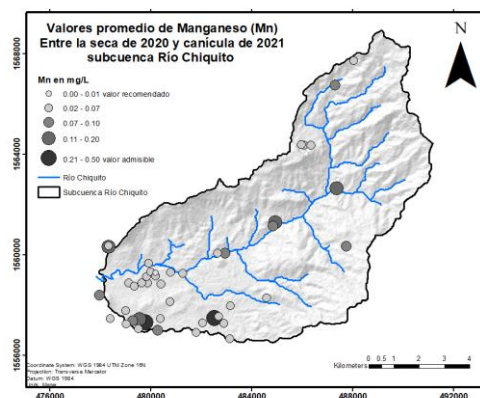
Figura 12. Comportamiento promedio del hierro (Fe) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados en los análisis del laboratorio y geología del estudio.

Para el manganeso (Mn^{2+}), su comportamiento en sistemas acuáticos es similar al del hierro, influenciado también por las condiciones redox. Este metal se encuentra en concentraciones en aguas naturales entre 0.2 y 1 ppm (Custodio E. & LLamas M.R., 1976, pág. 207). Su presencia está comúnmente asociada a minerales como la pirolusita y la rodocrosita, entre otros. Como el hierro, las variaciones en las concentraciones de manganeso en la subcuenca también parecen ser más espaciales que temporales, siendo influenciadas tanto por la geología del lugar como por los procesos de sedimentación. Dado que los minerales de manganeso son componentes comunes de la corteza terrestre, su presencia en aguas superficiales y subterráneas se puede atribuir en gran medida a factores geológicos y edáficos más que a influencias antropogénicas. Los valores obtenidos se encuentran en el intervalo entre 0.001 – 0.3 mg/L, por lo que ningún valor superó los límites admisibles para el agua potable de Honduras cuyo límite es 0.5 mg/L (Figura 14).

Figura 13. Comportamiento promedio del manganeso (Mn^{2+}) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados en los análisis del laboratorio y geología del estudio.

El aluminio es muy difícil de poner en solución y queda fuertemente retenido en las arcillas, en general se encuentra en el agua natural en concentraciones de 0.005 – 0.3 ppm (Custodio E. & LLamas M.R., 1976, pág. 203; Sorenson JR, 1974). Los datos del aluminio para la subcuenca siguen el patrón del hierro por su presencia en la geología y los suelos arcillosos, con concentraciones situadas entre 0.01 y 0.2 mg/L en la mayoría de los casos y épocas evaluadas. Sin embargo, en especial en la época de canícula los valores sobrepasan los 0.2 mg/L que se recomienda en la norma de agua potable en Honduras, llegando a valores máximos de 2 mg/L en los pozos ubicados en la parte baja de la subcuenca, siguiendo la misma tendencia que el manganeso y el hierro, donde estos se ven incrementados en su paso por la formación Río Chiquito.

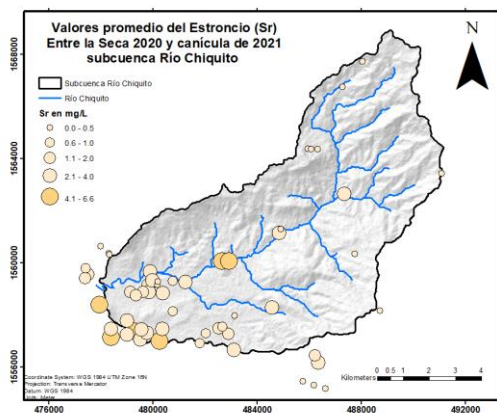
En aguas naturales, las concentraciones típicas oscilan entre 0.005 a 0.02 mg/L, aunque estos valores pueden variar según la geología del área y las actividades humanas presentes (W. Salomons, 1995).

Los datos recopilados en la subcuenca muestran concentraciones de zinc que oscilan entre 0.1 y 1 mg/L. Sin embargo, se observan picos excepcionales en algunos pozos durante las

temporadas de canícula específicamente y en algunos pozos en la época seca, llegando a alcanzar niveles de hasta 2 mg/L, especialmente en la zona baja de la subcuenca. Estos datos no exceden los valores propuestos como admisibles por la norma de calidad de Honduras de 3.0 mg/L.

En el ámbito de la subcuenca en estudio el estroncio (Sr^{2+}), se han observado variaciones en las concentraciones de estroncio que oscilan entre 0.1 y 4 mg/L en su mayoría. Es especialmente notable un patrón de enriquecimiento en la zona baja de la subcuenca, donde algunos pozos muestran niveles de estroncio que llegan hasta 7 mg/L (Figura 14).

Figura 14. Comportamiento promedio del estroncio (Sr^{2+}) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados en los análisis del laboratorio y geología del estudio

Figura 14. Comportamiento promedio del estroncio (Sr^{2+}) entre las épocas seca 2020 - canícula 2021. Esta tendencia se mantiene constante a través de las tres épocas evaluadas, con valores bastante similares en cada período temporal. Para el estroncio no se tienen valores límites asignados en la normativa de calidad de agua para consumo humano de Honduras ni la OMS, sin embargo, la EPA señala que valores de referencia en agua potable en 1.5 mg/L y de 4 mg/L como valor límite admisible (EPA, 2018).

De hecho, las aguas con altas concentraciones de estroncio y sulfato están subsaturadas con respecto a la celestita, lo cual dificulta la disolución adicional de este mineral (Kamel, 2013; Edmunds W M, 2005; Kamel S, 2005). Esta correlación es patente en la Figura 61, un patrón que se mantiene tanto en la época canícula como en la lluviosa y en la seca los valores del sulfato son más altos lo que hace que esta correlación sea diferente y exista un mayor aporte de este ion; respaldando la necesidad de un análisis más profundo para entender sus fuentes y comportamientos, especialmente en contextos de variabilidad espacial y temporal.

Discusión de Resultados

Parámetros fisicoquímicos

Los valores de conductividad eléctrica (EC) en la subcuenca varían espacial y temporalmente, reflejando la interacción entre factores geológicos y antropogénicos. En la región suroeste, los valores elevados en la época seca indican la presencia de metales e iones mayoritarios. El pH estable en los pozos sugiere un sistema acuífero equilibrado, mientras que los valores ácidos en los manantiales pueden deberse a influencias geológicas o materia orgánica, afectando la movilidad de metales (Werner Stumm J. J., 2012). El potencial de reducción-oxidación (ORP) muestra condiciones redox importantes para la dinámica de los contaminantes, con ambientes reductores en los pozos que favorecen la concentración de metales (Deutsch, 1997). La temperatura del agua, por su parte, presenta una estabilidad

iones mayoritarios

Zona alta de la subcuenca:

En la zona alta, las características hidroquímicas varían significativamente entre las diferentes épocas climáticas. Esto se debe a la presencia de acuíferos

fracturados y arcillas en la formación Río Chiquito. Durante la temporada de lluvias, predominan las aguas bicarbonatadas, asociadas a la disolución de carbonatos y lixiviación de iones. En la época seca, el aumento de sulfatos indica la extracción de aguas más profundas en contacto con yeso, lo que sugiere la influencia de procesos redox (Appelo C. A. & Postma, 2005, págs. 157 - 173; Hem, 1985).

Zona media de la subcuenca:

La transición de aguas mixtas a aguas predominantemente bicarbonatadas en distintas épocas climáticas sugiere una alta interacción entre aguas superficiales, subsuperficiales y subterráneas. Este tipo de interacción es más probable en sistemas acuíferos multicapa que presentan una mezcla de aguas de diferente origen (Domenico P. A. & Schwartz, 1997, págs. 340 - 353). Además, la alta variabilidad iónica podría ser el resultado de una “rápida” recarga y descarga de agua en esta zona.

Zona baja de la subcuenca:

En la zona baja, se distinguen diferencias entre el norte y el sur. En la parte norte, las aguas bicarbonatadas-cálcicas están influenciadas por depósitos sedimentarios y tobas, lo que aporta estabilidad química. En el sur, predominan las aguas sulfatadas-cálcicas, posiblemente asociadas a procesos redox que generan la oxidación de sulfuro a sulfato y la disolución de yeso, comunes en zonas de descarga. (Fetter, 2001, págs. 325 - 339).

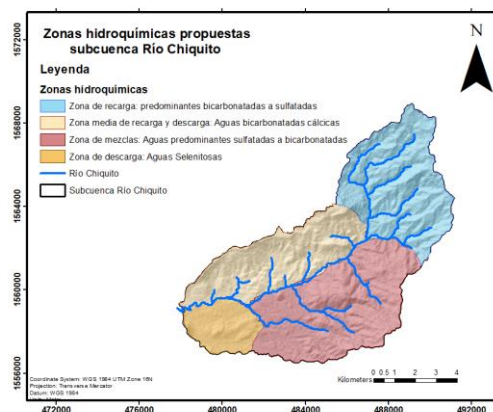
Implicaciones para la gestión de recursos hídricos:

La variabilidad en la composición iónica puede tener implicaciones significativas para el uso de agua, desde el consumo humano hasta la agricultura y la industria (Freeze, 1979, págs. 114 - 117). Lo anterior nos deja como propuesta las siguientes zonas hidroquímicas (Figura 15):

Las zonas hidroquímicas propuestas incluyen áreas de recarga con aguas bicarbonatadas en la época

lluviosa y sulfatadas en la seca, así como zonas de mezcla y descarga con aguas selenitosas.

Figura 15. Zonas hidroquímicas propuestas para la subcuenca río Chiquito



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados.

La alta concentración de sulfato en la zona baja sur durante la temporada seca se debe a la liberación de iones de yeso, intensificada por el bajo flujo y condiciones reductoras. En épocas húmedas, las concentraciones disminuyen por la dilución de agua de lluvia. Este patrón estacional es clave para evaluar la vulnerabilidad del acuífero y planificar una gestión hídrica sostenible. (Custodio E. & Llamas M.R., 1976, pág. 1013).

Metales

Metales tóxicos y su distribución espacial:

Es notable que metales tóxicos como plomo, arsénico y cadmio presenten concentraciones que varían significativamente en la subcuenca, con el arsénico superando consistentemente los límites permisibles genera un riesgo alto para la salud global. Este patrón espacial sugiere que factores tanto geológicos como posibles antropogénicos podrían estar desempeñando roles significativos en su presencia.

Importancia de la geología local: los niveles de hierro, manganeso, aluminio, zinc y estroncio, aunque dentro de los límites permisibles en la mayoría de los casos, ilustran cómo la geología local

y la sedimentación pueden influir fuertemente en la calidad del agua (Deutsch, 1997; Lillo, 2018).

Factores antropogénicos y temporalidad: El impacto humano en la calidad del agua en la subcuenca, como el vertido de aguas residuales y que la zona de estudio está en desarrollo desde los 70', podría estar contribuyendo al perfil de metales pesados observado.

La falta de variabilidad temporal en la presencia de arsénico sugiere una fuente o fuentes constantes de contaminación (Nordberg, 2015) lo cual es un punto de partida para futuras investigaciones.

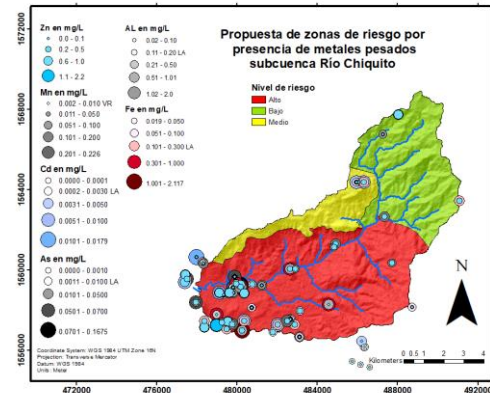
Implicaciones para la salud pública y recomendaciones: Con base en los resultados obtenidos para la presencia de metales, es posible construir una propuesta de zonificación de riesgos asociados a la calidad del agua (Figura 18):

- Zona de riesgo baja: A pesar de la presencia de rocas del Terciario, como andesitas, lahares, algunos basaltos y tobas, así como lutitas de las formaciones Villa Nueva y Río Chiquito, las muestras analizadas no muestran niveles de metales que superen las normas establecidas. Sin embargo, se debe mantener una vigilancia constante dado el uso del agua de los manantiales. Factores como sequías prolongadas, deforestación y prácticas agrícolas podrían activar la liberación de estos metales en el futuro.

En la zona de riesgo medio, las concentraciones de metales están cerca de los límites admisibles, lo que requiere un monitoreo continuo y posibles tratamientos antes del uso. En la zona de riesgo alto, los niveles de arsénico, cadmio, manganeso, estroncio y aluminio superan los límites seguros para la salud, y al ser una zona de descarga, los riesgos son mayores. El agua destinada a consumo humano debe ser tratada obligatoriamente. Esta zonificación es clave para implementar estrategias

de monitoreo y gestión más efectivas según los niveles de riesgo.

Figura 16. Zonificación de riesgo por presencia de metales propuesta



Fuente: Elaboración propia a partir de los datos generados.

Conclusiones

Las conclusiones revelan que los parámetros fisicoquímicos de la subcuenca indican una interacción compleja entre factores geológicos, climáticos y antropogénicos. La variabilidad en la conductividad eléctrica y el pH sugieren un sistema acuífero en equilibrio en los pozos, mientras que los manantiales con pH ácido señalan influencias geológicas específicas que podrían afectar la movilidad de metales. En cuanto a los iones mayoritarios, el sulfato destaca por su alta concentración en la zona baja sur, influenciado por procesos redox y la disolución de yeso, lo que sugiere una zona de aguas selenitosas.

La presencia de metales tóxicos como arsénico y cadmio en concentraciones elevadas, principalmente de origen geológico, subraya la necesidad de un enfoque multidisciplinario para comprender las dinámicas de contaminación. La falta de variabilidad temporal en la concentración de estos metales sugiere fuentes constantes. Desde una perspectiva de salud pública, es urgente implementar programas de monitoreo continuo, tecnologías de tratamiento y políticas públicas eficaces para mitigar los riesgos.

La zonificación de riesgos propuesta es una herramienta clave para adaptar estrategias de gestión y monitoreo a las necesidades específicas de cada área, resaltando la urgencia de abordar la problemática de manera integral y sostenible.

Agradecimientos

Agradezco a Nuria Boluda Botella y Enric Vázquez Suñé por su guía en el desarrollo de mi tesis, de la cual este manuscrito es producto. Al Instituto Universitario del Agua y las Ciencias Ambientales de la Universidad de Alicante por los recursos proporcionados para realizar los análisis. Al IHCIT/UNAH por su apoyo en la logística, préstamo de equipo y laboratorios, así como a todo su personal. Y, en especial, a las personas, comunidades y entidades que facilitaron los muestreos y la información necesaria.

Agradecimientos

Agradezco a Nuria Boluda Botella y Enric Vázquez Suñé por su guía en el desarrollo de mi tesis, de la cual este manuscrito es producto. Al Instituto Universitario del Agua y las Ciencias Ambientales de la Universidad de Alicante por los recursos proporcionados para realizar los análisis. Al IHCIT/UNAH por su apoyo en la logística, préstamo de equipo y laboratorios, así como a todo su personal. Y, en especial, a las personas, comunidades y entidades que facilitaron los muestreos y la información necesaria.

Referencias

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R., & Hackett, G. (1987). DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. USA: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-87/035.

Alley Reilly & Franke. (1999). Sustainability of ground-water resources (Vol. 1186). US

Department of the Interior, US Geological Survey.

Alloway, B. J. (2013). Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer Science & Business Media.

AMDC-SANAA. (2017). Demanda de agua en el Distrito Central. Tegucigalpa: SANAA.

Ángel, M., Puga, D., & Díaz Puga, M. A. (2016). Caracterización Hidrogeológica e hidrogeoquímica del extremo occidental de la Sierra de Gador y acuíferos cercanos. Universidad de Almería, Almería. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=1115>

Appelo C. A. & Postma, D. (2005). Geochemistry, groundwater and pollution. Leiden : Balkema.

Ayala, J. M., Mejía, E. J., & Peña, T. (2022). Balance Hídrico de la subcuenca Río Chiquito. Tegucigalpa: UNAH.

Babiker, I. S. (2005). GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. Science of the Total Environment, 345(1-3), 127-140.

Betancourt, D. (2021, Diciembre 22). Entrevista Valle de Sula . (T. Peña, Interviewer)

Boluda-Botella, N. (2009). Open Course Ware UA. (D. d. Química, Editor, & N. B. Botella, Producer) Retrieved marzo 2023, from Modelización hidrogeoquímica: <https://ocw.ua.es/es/ingenieria-y-arquitectura/modelizacion-hidrogeoquimica-2009.html>

Bouwer, H. (1978). Groundwater Hydrology. McGraw-Hill.

CCME. (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadá: Canadian Council of Ministers of the Environment.

CEIRH, C. E.-I. (2023). Ecología del Agua, Caso de Estudio: Parte Alata de la Cuenca del Río Choluteca. Técnico , Tegucigalpa.

- Custodio E. & LLamas M.R. (1976). Hidrología Subterránea, Tomo I (Segunda ed., Vol. Tomo I). Barcelona, España: Omega.
- Daza, F. (2008). Demanda de Agua en zonas urbanas en Andalucía. Córdoba. Córdoba, España. Retrieved April 24, 2019, from www.uco.es/publicaciones
- Deutsch, W. &. (1997). Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination (1st ed.). CRC Press. doi:<https://doi.org/10.1201/9781003069942>
- Domenico P. A. & Schwartz, F. W. (1997). Physical and chemical hydrogeology. John Wiley & sons.
- Drever, J. I. (1997). The Geochemistry of Natural Waters: Surface and Groundwater Environments (Tercera ed.). Prentice Hall.
- E., F., Garc2a Rodr2guez, M., & and Garc2a Asensio, J. M. (2009). La calidad de las aguas en funci3n de su uso. Madrid: Grafinat.
- Edmunds W M, S. P. (2005). Recharge characteristics. Viena: Tech. Rep. Wd/97/46R.
- Edmunds, W. . (1989). Traceelement. Occurrence in British. Keyworth.: Groundwaters.Res.Report SD/89/3,British Geological, Survey,.
- Eisler, R. (1993). Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review (Vol. Contaminant Hazard Reviews Report 26 ; Biological Report 10.). Laurel, MD: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- EPA, U. (2018). National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. EPA. Retrieved from <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- FCIHS, F. C. (2009). Hidrogeología, conceptos básicos de hidrología subterránea. Barcelona, España: Comisión Docente del Curso Internacional de Hidrología Subterránea . doi:ISBN: 978-84-921469-1-8
- Fetter, C. (2001). Applied Hydrogeology. Wisconsin - Oshkosh: Prentice -Hall, Inc. doi:ISBN: 0-13-088239-9
- Foster, S., & & Hirata, R. (1988). Groundwater Pollution Risk Control from an International Perspective.
- Freeze, R. A. (1979). Groundwater. . Prentice-Hall. Retrieved April 25, 2019, from Available at: <http://gaudi.ua.es/uhtbin/cgiirsi/?ps=RsoPY9eYoz/0/305280026/9>
- Goldscheider, N. (2005). Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany. Hydrogeology Journal, 13(4), 555 - 564.
- Hansen, A. M., Mahé, F., & Corzo-Juárez, C. E. (2013). Metodología para determinar la liberación de metales del sedimento al agua en lagos y embalses. Revista Internacional de contaminación ambiental, 29(3), 179–190. Retrieved from <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/33304>
- Harwood, R. (1993). Geology of Ojojona Quadrangle. . Tegucigalpa, Honduras: : Instituto Geográfico Nacional.
- Hem, J. D. (1985). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. South Pickett St. : US Geological Survey .
- IGN, I. G. (1974). Mapa Geológico de Honduras. Tegucigalpa : IGN.
- IHCIT/UNAH-SERNA. (2014). Evaluación de los recursos hídricos en su régimen natural . Tegucigalpa : UNAH .
- INE, I. N. (2022, Febrero 20). INE - Instituto Nacional de Estadísticas. Retrieved from [ine.gob.hn](https://www.ine.gob.hn/V3/baseine/): <https://www.ine.gob.hn/V3/baseine/>
- Järup, L. &. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. Toxicology and Applied Pharmacology, 283(3), 201 - 208.
- Kamel S, D. L. (2005). Geochemical and isotopic investigation of the aquifer system in the Djerid–Nefzaoua basin, southern Tunisia. Environ. Geol., 49, 159- 170.

- Kamel, S. &. (2013). Investigation of sulphate origins in the Jeffara aquifer, southeastern Tunisia: A geochemical approach. *Journal of Earth System Science.* , 122. doi:DOI:10.1007/s12040-012-0252-0
- Krishna Kumar, S. L. (2018). Hydrogeochemistry and water quality index in the assessment of groundwater quality for drinking uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(7), 1 - 18.
- Lanphear, B. H. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113(7), 894-899.
- Lanza, R. (2021, Agosto 20). Sobre las fuentes de agua que se abastece el MDC . (T. Peña, Interviewer)
- Lillo, J. (2018). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Retrieved from Universidad Complutense de Madrid: www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros%20geoqu%C3%ADmicos%20del%20ars%C3%A9nico%20-%20Javier%20Lillo.pdf
- Lopez, R. (2017). Repercusiones socioeconómicas de la gestión de las aguas urbanas: caso de estudio ciudad de Tegucigalpa. Tesis doctoral , Universidad de Alicante, ALicante. Retrieved from https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/72736/1/tesis_raul_ernesto_lopez_peralta.pdf
- Machado, J. L. (1979). *Fundamentos del Ciclo Hidrológico*. Caracas, Venezuela.: PP 38.
- Mejía, E. J. (2023, Septiembre 5). Evento seco de 2018 - 2020 . (T. Peña, Interviewer)
- Mendoza, K., Ortiz, B., Rivera, L., Peña, T., Chirinos-Escobar, M., Enríquez, L., . . . Fontecha. (2023). Monitoring of Microbial Contamination of Groundwater in the Upper Choluteca River Basin, Honduras. *Water*, 15(11), 2116. doi:<https://doi.org/10.3390/w15112116>
- Nordberg, G. F. (2015). *Handbook on the toxicology of metals* (Cuarta ed.). Burlington, MA: Elsevier/Academic Press. doi:ISBN: 978-0-12-369413-3
- Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210), 47 - 49.
- OMS. (2003). Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.
- Ortiz, P. (2021, Diciembre 20). Entrevista CONASA/SANAA. (T. Peña, Interviewer)
- PGHTR13GF Honduras. (2022). Cuencas del Golfo. (P. G. Hídrica, Producer) Retrieved Agosto 2023, from <https://cuencasgolfodefonsaca.org/choluteca/#:~:text=La%20cuenca%20del%20Rio%20Choluteca,se%20ubica%20en%20la%20R13GF>.
- Plumlee, G. S. (1999). Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse mineral-deposit types. *Reviews in Economic Geology*, 6A, 373 - 432.
- Rodriguez, M., & Ruiz, M. (2022). Estudio Geológico y Geofísico en el Corredor Boscoso Central de Tegucigalpa, departamento de Francisco Morazán, empleando métodos geológicos y métodos geofísicos por potencial natural. Tegucigalpa: IHCIT.
- Ruiz, M., Rodriguez, M., Peña, T., & Chirinos, M. (2023). Estudio de la geología para el Corredor Boscoso Central. Tegucigalpa: IHCIT.
- S. Foster and R. Hirata. (1988). *Groundwater Pollution Risk Assessment: A Methodology Using Available Data*. Lima : WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual.
- Satarug, S. B.-E. (2010). A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters*, 137(1-2), 65-83.
- SESAL, S. d. (1995). *Norma Técnica para la Calidad del Agua Potable*. Tegucigalpa: Gobierno de la Republica de Honduras.
- Silva, E. (2023, Agosto 20). Estudios de la geomorfología de Tegucigalpa y demás estudios geológicos . (T. Peña, Interviewer)

- Smedley P.L., K. D. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 517 - 568.
- Smedley, P. &. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517 - 568.
- Sorenson JR, C. I. (1974, Agosto). Aluminum in the environment and human health. *Environ Health Perspect*, 3-95. doi:doi: 10.1289/ehp.7483
- Tavera, M. (2013). Metodología para la gestión y planificación de un sistema de agua potable con suministro intermitente: Aplicación a la Ciudad de Tegucigalpa (Honduras). . Valencia, España : UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA.
- Vázquez-Suñé, E. (2003). Urban groundwater, Barcelona City - Case Study. Universidad Politecnica de Catalunya, Barcelona. Retrieved Marzo 19, 2019, from <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/6232/01Evs01de01.pdf?sequence=1&isAllo wed=y>
- W. Salomons. (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration*, 52(1-2), 5-23. doi:doi.org/10.1016/0375-6742(94)00039-E
- Welch, A. W. (2000). Arsenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. *Ground Water*, 38, 589 - 604.
- Werner Stumm, J. J. (2012). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (Third ed.). Wiley. Retrieved from <https://www.perlego.com/book/1008174/aquatic-chemistry-pdf>
- Werner Stumm, J. J. (2012). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3ra ed.).