

Modelo conceptual de la interacción río-acuífero mediante un análisis hidrogeológico en la subcuenca baja del río Daule, Guayas-Ecuador.

1 Introducción

A nivel mundial, la distribución del agua es inequitativa; del total del agua del planeta, únicamente el 3% es dulce. De este total, el 30% es agua subterránea (Diop, S., & Rekecwicz et al., 2003; ONU, 2018), la cual es utilizada por miles de millones de personas para diferentes usos. (Carrard et al., 2019; Du et al., 2012; Karlović et al., 2021; Loucks & Jia, 2012).

Actualmente, los factores que influyen en los problemas de escasez de agua subterránea son el crecimiento poblacional, el desarrollo industrial y la agricultura. Por ello, la gestión sostenible del agua subterránea se convierte en un reto para satisfacer la creciente demanda (Rasul, 2016; Yang et al., 2003).

Ecuador es considerado entre los 17 países más megadiversos del planeta, pero eso no asegura una distribución geográfica y equitativa del recurso agua en su territorio. En la parte continental, el mayor potencial hídrico del país (81%) se ubica en la vertiente Amazónica, donde vive el 4% de la población nacional. Mientras que, en la región Costa se tiene el 19% de este potencial y más del 80% de la población (Paúl Carrión-Mero et al., 2019).

En esta región se ubica el acuífero del río Daule, perteneciente a la subcuenca del río Daule, su importancia para el abastecimiento de agua de consumo humano para comunidades y ciudades rurales y para el riego de cultivos es alta, por ello su gestión es imprescindible. Sin embargo, existen escasos estudios para permitan comprender su complejo funcionamiento, debido a que se requiere integrar un marco hidrogeoecológico sólido (Sophocleous, 2002).

Eso implica la ejecución de estudios técnicos (e.g. geológicos-geofísicos-hidrogeológicos y geoquímicos-isotópicos) (Paúl Carrión-Mero, Montalván, Morante-Carballo, Heredia, et al., 2021a; Paul Carrión-Mero, Quiñonez-Barzola, Morante-Carballo, Montalván, et al., 2021a; Feast et al., 1997), aspectos sociales (e.g. sociohidrología, método Participation Action Research/PAR)(Paúl Carrión-Mero, Morante-Carballo, Vargas-Ormaza, Apolo-Masache, et al., 2021; Herrera-Franco et al., 2021), estudios ambientales (e.g. contaminación de acuíferos, hidroquímica y trazadores ambientales) (Morante et al., 2019), y aspectos culturales (e.g. técnicas de rescate del conocimiento ancestral o Nature-Based Solutions) (Paúl Carrión-Mero et al., 2021; Cohen-Shacham et al., 2016; Herrera-Franco, Carrión-Mero, et al., 2020).

El presente estudio de tipo exploratorio describe la interacción del sistema río-acuífero en la subcuenca baja del río Daule basándose en una caracterización hidroquímica mediante el diagrama de Piper (aniones-cationes), para el reconocimiento de la química del agua y relacionarlo con los parámetros de campo y laboratorio medidos en agua superficial y subterránea.

2 Planteamiento del Problema

Las principales actividades económicas en el subcuenca del río Daule son la agricultura, pesca y la generación de energía hidroeléctrica (Deknock et al., 2019). La primera representa la mayor fuente de contaminantes por el uso de grandes cantidades de agroquímicos (pesticidas y fertilizantes) y ser un alto demandante de agua para riego, amenazando las aguas subterráneas del acuífero del río Daule (Huayamave, 2013; Ribeiro et al., 2017). Respecto a la generación de energía hidroeléctrica, se construyó la represa Daule-Peripa ubicada aguas arriba de la subcuenca del río Daule (Alvarez-Mieles et al., 2013; Thi Nguyen et al., 2015), el represamiento influye en la calidad del río aguas abajo y en la acumulación de sedimentos (Hidalgo-Bastidas et al., 2018; Huayamave, 2013).

Otra problemática que se evidencia es el cambio en el uso de suelo por actividades antropogénicas, referido específicamente en el incremento de las tierras agrícolas. En 1990, cerca del 40% del territorio que comprende el acuífero del río Daule correspondían a tierras agrícolas, mientras que, en el 2018, aproximadamente el 95% de este territorio son tierras agrícolas, perdiendo grandes proporciones de cobertura tipo bosque y otros tipos de vegetación que son fundamentales para controlar los efectos de la erosión.

También está el crecimiento de la población y el urbanismo que constituye otra fuente de contaminación debido a la falta parcial o total de servicios básicos en las ciudades ribereñas al río Daule, así como de alcantarillado y plantas de tratamiento de las aguas residuales, que aportan ciertos elementos que incrementan su concentración en el río (e.g. sulfatos, bicarbonatos, fosfatos, nitratos sodio, potasio, cloro, entre otros), influyendo en la calidad del agua (Rose, 2007).

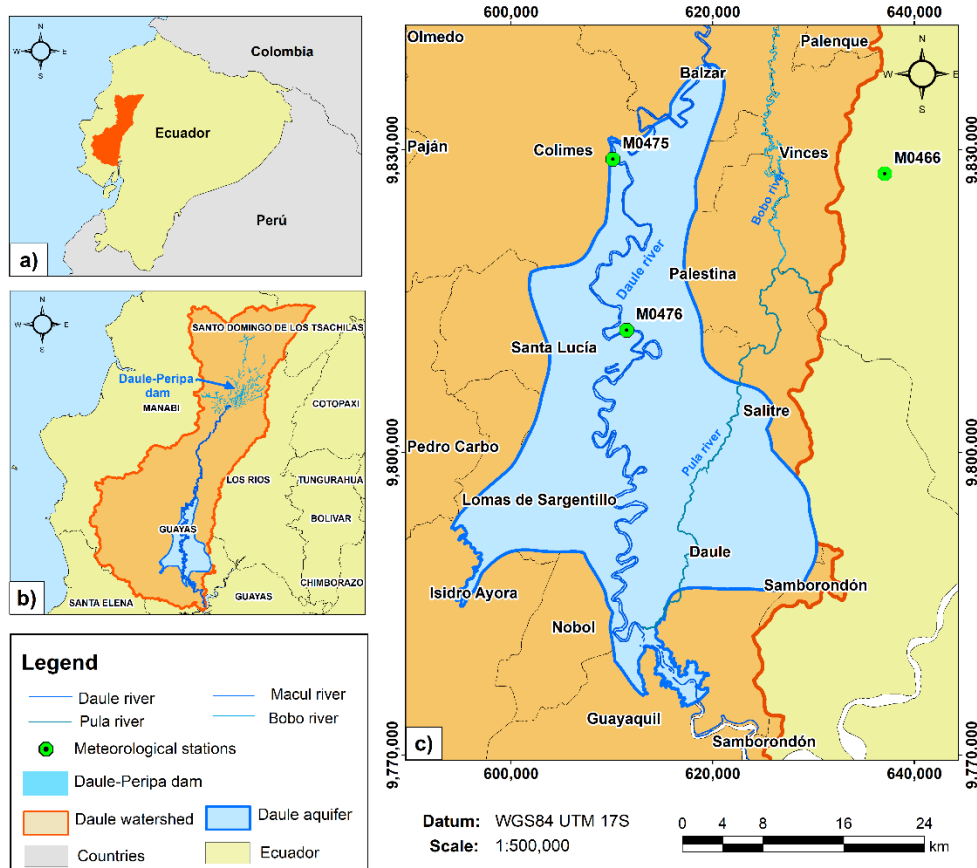
La actividad agrícola, la represa Daule-Peripa, el cambio de uso de suelo, el urbanismo y el crecimiento poblacional influyen directamente sobre el sistema río-acuífero. Sin embargo, no se tiene información base con respecto a las características hidroquímicas del agua superficial-subterránea y en la identificación de las posibles fuentes de contaminación del recurso, fuentes de recarga del acuífero, y conocimiento preliminar de la calidad del agua superficial-subterránea. Por lo tanto, este estudio piloto apunta a generar ese tipo información básica que permita el planteamiento de estrategias para la gestión sostenible del sistema agua superficial-agua subterránea. Se plantea como pregunta de investigación: ¿Cómo reconocer los lineamientos principales del modelo de interacción río-acuífero mediante una caracterización hidroquímica en la subcuenca baja del río Daule?

3 Objetivo

Generar un modelo conceptual de la interacción río-acuífero en la subcuenca baja del río Daule, mediante una caracterización hidroquímica-isotópica y medición de niveles en una red de pozos, para la configuración espacial del flujo en el sector.

4 Ubicación de los lugares de investigación

La zona de estudio comprende el acuífero del río Daule, que se ubica en la parte baja de la subcuenca del río Daule (ver Figura 1). El río Daule nace en el nudo de Sandomo, provincia de Santo Domingo de los Tsáchilas, muy próximo a San Miguel o Peripa. Este río tiene una longitud aproximada de 260 km y forma la subcuenca del río Daule, la más grande de las subcuencas de la cuenca del río Guayas, abarcando una extensión territorial de 11.567,15 km², que representa el 5% del territorio nacional y el 36% de la cuenca hidrográfica del río Guayas (Huayamave, 2013). En la parte alta de la subcuenca se ubica la represa Daule-Peripa, (CELEC, 2014). En la zona baja está el área de estudio que incluye los cantones Daule, Lomas de Sargentillo, Santa Lucía, Salitre, Palestina y Balzar, que pertenecen a la provincia del Guayas, Ecuador.



Fuente: Adaptado de (SENAGUA, 2012; SNI, 2014).

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio

5 Metodología

La metodología de este estudio comprendió las siguientes fases: i) análisis de parámetros hidrológicos, ii) monitoreo en aguas superficiales-subterráneas, iii) aplicación de técnicas multivariantes, iv) caracterización hidroquímica-isotópica, y v) modelo conceptual de la interacción río-acuífero (ver Figura 3 en anexos).

5.1 Fase I: Análisis de parámetros hidrológicos

Esta fase contiene la búsqueda de información de la zona de estudio, lo que incluye: mapas topográficos y geológicos, artículos científicos, tesis de grado y postgrado, informes técnicos e información de geoportales. También se realizó el tratamiento de información de ciertos parámetros hidrológicos como precipitaciones mensuales y caudales. Adicionalmente, se generaron capas de información empleando el software ArcGIS Pro (ESRI, 2021) con los cambios de uso de suelo y generación de Modelo Digital de Elevación (DEM) para la configuración de una base de datos completa con información hidrológica que permita relacionar aspectos meteorológicos-hidrológicos-superficiales-subterráneos, junto con los datos socio-económicos del sector.

5.2 Fase III: Campaña de monitoreo en aguas superficiales-subterráneas

Esta fase incluyó la identificación de zonas estratégicas para obtención de muestras de agua superficial a lo largo del cauce del río Daule y río Pula, así como también la identificación de los pozos de agua disponibles del sector y la medición de niveles estáticos de dichos pozos para conocer los niveles piezométricos. La campaña de muestro se realizó trimestralmente, asegurando la obtención de mediciones en época seca y lluviosa de parámetros físico-químicos y de análisis químicos de laboratorio. Adicionalmente, se realizó una campaña de muestras de agua para los análisis isotópicos. En la Tabla 1 se tiene una reseña de la gama de muestras de agua realizadas.

Tabla 1. Parámetros de monitoreo en aguas superficiales y subterráneas

Tipo de Análisis		Variable
Parámetros fisicoquímicos (in situ)		pH
		Temperatura
		Salinidad
		Turbidez
		Electric Conductivity (EC)
		Resistividad
		Total Dissolved Solids (TDS)
		Dissolved Oxygen (DO)
		Oxidation Reduction Potencial (ORP)
Parámetros de laboratorio		Fluoruro F ⁻¹
		Sulfatos (SO ₄) ⁻¹
		Fosfatos (PO ₄) ⁻¹
		Demanda Química de Oxígeno (DQO)
		Nitritos (NO ₂) ⁻¹
Niveles piezométricos (in situ)		Nitratos (NO ₃) ⁻¹
		Nivel estático de pozos
Caracterización Hidroquímica	Cationes	Cota de los pozos
		Calcio Ca ⁺²
		Magnesio Mg ⁺²
		Sodio Na ⁺¹
	Aniones	Potasio K ⁺¹
		Cloruro Cl ⁻¹
		Bicarbonato (HCO ₃) ⁻¹
Caracterización Isotópica	Isótopos estables (laboratorio)	Sulfato (SO ₄) ⁻¹
		Oxígeno-18 (δ ¹⁸ O)
Fuentes de recarga	Ratio Cl ⁻¹ /Br ⁻¹ (laboratorio)	Deuterio (δ ² H)
		Bromuro Br ⁻¹
		Cloruro Cl ⁻¹

5.3 Fase II: Aplicación de Técnicas Multivariantes

En esta fase se aplicaron técnicas multivariantes a los datos de precipitación histórica, los parámetros de campo y los datos de laboratorio respecto a las muestras de agua superficial-subterránea para el conocimiento de sus distribución estacional y relaciones entre las variables. Los factores que controlan la estructura espacial y temporal de las precipitaciones no se pueden discernir únicamente como datos cualitativos, entonces se requiere aplicar métodos estadísticos multivariantes para examinar cada componente de variación dentro de la estructura de la varianza, considerando el espacio y tiempo. Por lo tanto, se aplicó el Principal Component Analysis (PCA), ya que es una técnica multivariante confiable que permite reducir y examinar la estructura de la varianza en datos (Ivosev et al., 2008).

Adicionalmente, se aplicaron métodos jerárquicos que tienen por objetivo agrupar clusters de datos relacionados por sucesos o similitud para formar uno nuevo, o bien separar alguno ya existente para dar origen a otros dos, de tal forma que, si sucesivamente se va efectuando este proceso de aglomeración (dendrograma) o división (clustering), se minimice alguna distancia o bien se maximice alguna medida de similitud (Forina et al., 2002).

5.4 Fase IV: Caracterización Hidroquímica-Isotópica del acuífero

Consistió en la interpretación de los resultados de muestreo de aniones principales (Cl⁻, HCO₃⁻³, SO₄⁻²) y cationes principales (Ca⁺², Mg⁺², K⁺¹, Na⁺¹) en agua superficial-subterránea, mediante aplicación de diagramas de Piper y Stiff para la clasificación hidroquímica del agua de la subcuenca baja del río Daule, que permita su reconocimiento o caracterización hidroquímica. Para la caracterización isotópica se consideran el análisis de isótopos estables del agua, Oxígeno-18 (¹⁸O) y deuterio (²H). Cabe recalcar que la parte hidroquímica e isotópica fue muestreada en las dos estaciones climatológicas marcadas que existen en el territorio, con la planificación de reconocer e identificar procesos y sus cambios en las dos estaciones.

5.2. Fase V: Modelo conceptual de interacción río-acuífero

Esta fase consistió en procesar la información resultante de las fases previas, es decir: las campañas de muestreo en época seca y lluviosa, parámetros físicoquímicos en los pozos y en el cauce del río, procesamiento de precipitaciones mensuales en la zona de estudio, resultados de análisis de laboratorio de isótopos estables (^{18}O y ^2H) medidos en el agua del río y de pozos. Como resultado, se generó un modelo conceptual 2D, que se constituye en una base del conocimiento de la hidrología superficial y subterránea, su dinámica, los procesos identificados y los flujos principales.

6 Resultados y Discusión

6.1 Procesamiento de Digital Elevation Model (DEM)

Se generó un mosaico de los DEM en formato raster (resolución 3m x 3m, proveniente de ortofotos y SIGAGRO) que pertenecen a la zona de estudio. Posteriormente, se realizó un clip del DEM con el shapefile de la delimitación del acuífero del río Daule. Finalmente, se aplicó una herramienta de ArcGIS denominada 'fill' para el relleno de vacíos del DEM resultante que se muestra en la Figura 4 (ver en anexos).

6.2 Análisis de la Información hidrológica

En el acuífero del río Daule se recopiló información de las precipitaciones de tres estaciones meteorológicas: i) estación 'Colimes de Balzar' (M0475); ii) estación 'Daule La Capilla' (M0476), y iii) estación 'Vinces' (M0466). También se calculó las precipitaciones medias mensuales de estas estaciones en el periodo 2000-2015, que son los años con datos continuos de precipitaciones. Adicionalmente, se incluyó en este análisis información satelital de precipitaciones, específicamente del satélite CHIRPS, con la finalidad de verificar la información de las estaciones meteorológicas de la zona de estudio (ver Figura 5 en anexos).

Se observa que el rango de precipitaciones durante la época lluviosa (enero-abril) está entre 115 y 280 mm, a excepción de la estación M475, donde se llega a precipitaciones de aproximadamente 800 mm. Sin embargo, esta estación se encuentra en la parte norte del acuífero, por lo que recibe el aporte de las precipitaciones de la parte alta de la subcuenca del río Daule, e influenciada también por la represa Daule-Peripa. Finalmente, en la época seca (mayo-diciembre) las precipitaciones oscilan entre 0.4 y 87 mm.

Con respecto al tema hidrológico, en la Figura 6 (ver en anexos) se observa el comportamiento del caudal de la estación hidrológica Vinces (M0466), durante 16 años consecutivos (2000-2015). Como resultado, se evidencia que en la época lluviosa (enero-abril) los caudales están en el rango entre 75 y 260 m^3/s . Mientras que, en la época seca (mayo-diciembre) mayormente predominan valores entre 75 y 130 m^3/s .

Posteriormente, en la Figura 7 (ver en anexos) se observa un balance de parámetros hidrológicos generado a partir de los datos mensuales de Precipitación (P) y Temperatura (T) para calcular la recarga y Evapotranspiración Potencial (ETP) a escala anual durante el periodo 2000-2021, empleando el software libre de Microsoft Excel denominado Easy Balance. Como resultado, se observa que la ETP predomina sobre la precipitación, demostrando los problemas de erosión en la zona. Adicionalmente, en los últimos años la recarga ha incrementado, ya que la principal fuente de recarga del acuífero son las precipitaciones locales.

6.3 Campañas de monitoreo en agua superficial-subterránea

En la Tabla 2 se presentan los valores medios de los parámetros medidos en el agua superficial-subterránea para las dos épocas estaciones y sus respectivos límites permisibles según la normativa nacional de Ecuador, el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) (MAE, 2015). Adicionalmente, la representación geográfica y por estación climática de los puntos de muestreo seleccionados se observan en la Figura 8.

Tabla 2. Valores de los parámetros para agua superficial-subterránea

Parámetro	Media (época lluviosa)	Máximo	Media (época seca)	Máximo	Límite Permissible del TULSMA (agricultura)	Unidad
NO ₂ ⁻¹ (ríos)	0.074	0.513	0.0494	0.053	NO ₂ <= 1.0	mg/l
NO ₂ ⁻¹ (pozos)	0.0151	0.137	0.0145	0.12		mg/l
NO ₃ ⁻¹ (ríos)	2.2018	3.062	3.4151	5.351	NO ₃ <= 10.0	mg/l
NO ₃ ⁻¹ (pozos)	17.83	85.198	7.4192	24.016		mg/l
DO (ríos)	4.1353	5.28	5.3153	6.28	DO <= 3.0	mg/l
DO (pozos)	3.3130	6.15	4.99	9.16		mg/l
ORP (ríos)	113.892	161.5	124.5	173.3	300 < ORP < 500 *	mV
ORP (pozos)	72.6846	144.7	127.4	171.9	aguas saludables	mV
PO ₄ ⁻³ (ríos)	0.1077	0.228	0.2805	0.394	0.1 < PO ₄ < 0.2 *	mg/l
PO ₄ ⁻³ (pozos)	1.3969	5.915	1.4425	3.365	inicios de eutrofización	mg/l
T (ríos)	84.4308	194.0	7.8923	21.4	T <= 100 FNU	FNU
T (pozos)	16.0154	111.0	3.2833	10.1		FNU
pH (ríos)	8.3661	8.86	7.7046	8.45	6.0 < pH < 8.4	-
pH (pozos)	7.6584	8.32	7.6925	8.24		-
S (ríos)	0.0507	0.07	0.0423	0.05	S < 0.5 agua dulce	PSU
S (pozos)	0.3108	0.85	0.2638	0.95	0.5 < S < 30 agua salobre S > 30 agua salina	PSU
TDS (ríos)	54.6154	68.0	46.1538	51.0	TDS <= 450.0	mg/l
TDS (pozos)	252.769	771.0	219.667	454.0		mg/l
EC (ríos)	110.231	144.0	92.3846	102.0	EC <= 700	uS/cm
EC (pozos)	531.692	1565.00	386.925	908		uS/cm

Nota: S: Salinidad; T: Turbidez; FNU: Formazin Nephelometric Unit; *: Normativas internacionales

Los nitritos cumplen con los Límites Permisibles (LP) de la normativa nacional para uso pecuario (NO₂⁻¹ < 1.0 mg/l). Mientras que, los nitratos exceden los valores permitidos (NO₃⁻¹ < 10.0 mg/l), lo cual evidencia el efecto de los pesticidas en este sector donde predominan las actividades agropecuarias, como el sembrío de arrozales (Tabla 2). Así también, el oxígeno disuelto supera los LP (DO <= 3.0 mg/l). Por otro lado, la turbidez excede los LP para consumo humano únicamente en el agua superficial, durante la época lluviosa (Turbidez <=100 FNU) (MAE, 2015). El pH se encuentra en los valores permitidos por la normativa nacional para uso agrícola (6 < pH < 8.4). Adicionalmente, la salinidad en su mayoría corresponde a agua dulce (S < 0.5 PSU). Sin embargo, en agua subterránea existe evidencia de agua salobre (0.5 < S < 30.0 PSU).

Respecto a los TDS, la mayoría de los valores son inferiores a 450 mg/l, es decir, no presentan restricciones para riego. La EC cumple con los límites permisibles en agua superficial. Sin embargo, en agua subterránea exceden los 700 uS/cm admitidos para riego (MAE, 2015). Respecto a los fosfatos se observa que superan los 0.1 mg/l, indicando procesos de eutrofización a nivel de agua superficial y subterránea.

Se tienen bajos valores de ORP (< 300 mV) cuando el DO es bajo e incrementa la toxicidad de ciertos metales y contaminantes. En estos casos también existen muchas sustancias muertas y material en descomposición en el agua que no puede ser limpiado o descompuesto, representando un entorno no saludable para peces o insectos, como es el caso del acuífero de Daule donde el agua superficial y subterránea presenta valores de ORP inferiores a 300 mV. Caso contrario, en aguas saludables, el ORP debe estar en el rango entre 300 y 500 mV (J. Horne & Remington Goldman, 1994). Complementariamente, conforme se incrementa el pH a 8.0 se reducen los valores del ORP, ya que hay más iones de hipoclorito (OCI-) presentes, que es el caso del acuífero Daule que tiene un pH entre 7.8 y 8.5. Mientras que al reducir el pH a 6.0 aumenta el ORP, ya que hay más ácido hipocloroso (HOCl) disponible (Suslow, 2004).

El análisis realizado se complementa y corrobora con los datos en la Figura 9 (ver en anexos), se observan los análisis del muestreo para los parámetros Nitritos (NO_2^{-1}), Nitratos (NO_3^{-1}), Dissolved Oxygen (DO), Oxidation Reduction Potential (ORP), Fosfatos (PO_4^{-3}) y Turbidez. Así también, en la Figura 9 (ver en anexos) se presentan los resultados de los parámetros: pH, salinidad, Total Dissolved Solids (TDS) y Electric Conductivity (EC).

6.4 Técnicas Multivariantes aplicadas en parámetros hidrológicos de campo-laboratorio

Los datos procesados durante el monitoreo trimestral de parámetros de campo y laboratorio, junto con la información de precipitaciones mensuales en el acuífero del río Daule fueron analizados con técnicas multivariantes: i) Principal Component Analysis (PCA), ii) K-means multivariate clustering, y iii) método jerárquico de agrupación por clusters (dendrograma). Se aplicó PCA en datos de precipitaciones históricas de la zona de estudio y en los parámetros de campo-laboratorio del sistema río-acuífero respectivamente (ver Figura 11 en anexos). La Figura 11a pone en evidencia el comportamiento bimodal de la subcuenca del río Daule, comprobándose la existencia de dos épocas estacionales estacionarias: época lluviosa (enero-mayo) y época seca (mayo-diciembre). Por otro lado, en la Figura 11b se observa la relación entre las variables de campo-laboratorio, aniones-cationes, Cl^{-1} , Br^{-1} y los isótopos estables del agua medidos en aguas superficiales-subterráneas. Como resultado, la salinidad, conductividad eléctrica y TDS presentan una relación directa. Mientras que, tienen una relación inversa con el pH, la turbidez, NO_2^{-1} y DQO.

En la Figura 12 (ver en anexos) se observa la aplicación del método jerárquico de agrupación por clusters (dendrograma), incluyendo los parámetros de monitoreo de campo-laboratorio, aniones-cationes, Cl^{-1} , Br^{-1} y los isótopos estables del agua para una mejor comprensión del sistema río-acuífero.

Como resultado, se obtuvieron dos grandes clusters, agrupándose por fuente, es decir, agua subterránea y agua superficial. Posteriormente, en la Figura 13 (ver en anexos) se observa el gráfico de clusters que permitió incrementar la relación de similitud entre las variables analizadas. De los dos clusters resultantes, se observan las siguientes particularidades.

- **Cluster 1:** muestras de ríos en época lluviosa y época seca.
- **Cluster 2:** Rainy season: wells 4, 8, 8N, 9, 11, 12, 14. Dry season: wells 8N, 9, 11, 12, 14. Dry season: well 1, 3, 4, 5, 6,7.

6.5 Caracterización Hidroquímica-Isotópica del acuífero

Se seleccionaron 54 muestras distribuidas en 26 muestras de agua superficial, 25 muestras de agua subterránea (pozos), 1 muestra de arrozal, 1 muestra de humedal y una muestra de agua de lluvia. Posteriormente, el diagrama de Piper (1953) se utilizó para la caracterización hidroquímica del sistema hidrogeológico, considerando aniones (Cl^{-1} , SO_4^{-3} , HCO_3^{-1}) y cationes (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+1} , Na^{+1}). El diagrama de Piper traza la concentración de los porcentajes de agua de los iones mayoritarios en un diagrama triangular, donde cada punto corresponde a una muestra (Piper, 1944).

El agua subterránea del sector se clasifica como aguas bicarbonatadas cálcicas-magnésicas. En época seca se tiene evidencia de rocas cristalinas-carbonatadas por la presencia de arenas que contienen cristales de cuarzo principalmente (ver Figura 14). Posteriormente, en la Figura 15 se observa la caracterización hidroquímica en agua superficial, tanto en época seca (Figura 15a), como en época lluviosa (Figura 15b). Como resultado, se observa que el agua superficial también se encuentra en el tipo 1 que corresponde a aguas bicarbonatadas cálcicas-magnésicas, verificando la química del agua en el sector.

Las características químicas de una masa de agua superficial natural o un flujo de agua subterránea registran información sobre el origen de los componentes químicos de la masa de agua y sus interacciones con otras partes del ciclo hidrológico (Cai et al., 2020; Guo et al., 2019). Las variaciones espaciotemporales y evolución de la hidroquímica de las aguas subterráneas pueden evaluarse con análisis hidroquímicos (Wang et al., 2021), como se lo realizó en este estudio mediante el diagrama de Piper, que incluye aniones y cationes de las muestras de agua superficial-subterránea. Como resultado, se evidenció que la tipología de agua predominante en el sector son aguas bicarbonatadas cálcicas-magnésicas.

En la Figura 16 se muestra el ratio de la relación de los iones Cloruro (Cl^{-1}) y Bromuro (Br^{-1}). La entrada de sales antropogénicas (e.g. fertilizantes o agentes descongelantes) en los recursos de agua subterránea puede modificar fuertemente las concentraciones de cloruro (Xanke et al., 2020). Por lo tanto, estos iones son más eficaces en trazadores ambientales porque reflejan las zonas de recarga, sedimentos con material salino, que están en varias localidades, incidiendo en la calidad de agua, y que en el caso de estudio del río Daule denota que es vital una red de muestreo extensa.

En la zona de estudio se identificó principalmente agua de recarga. Generalmente, se puede identificar contaminación por actividad antropogénica o evidencia de intrusión salina, como se ha evidenciado en el caso de Manglaralto-Ecuador (Paúl Carrión-Mero, Montalván, Morante-Carballo, Heredia, et al., 2021b). Sin embargo, los datos de este trabajo no presentan concentraciones de Cl^{-1} superiores a los 100 mg/l y la relación $\text{Cl}^{-1}/\text{Br}^{-1}$ no supera los 10,000 mg/l. Por lo tanto, esto indica que el sistema río-acuífero no está fuertemente afectado por los factores antropogénicos, pero estos análisis deben seguir monitoreándose regularmente, porque es una manera de conocer el estado del agua y tomar acciones de prevención en la gestión del recurso. Sin un plan de monitoreo, no existe una seguridad respecto al seguimiento de la dinámica de las acciones antropogénicas, que siempre conviene detectarlas inmediatamente.

En la Figura 17 se presenta el diagrama de la relación de los isótopos estables del agua ($^2\text{H}/^{18}\text{O}$) en aguas superficiales (río Daule y Pula) y aguas subterráneas (pozos), pertenecientes a la parte baja de la subcuenca del río Daule. Se incluyó la línea de agua meteórica global (GMWL), que describe la relación promedio anual global entre las proporciones de isótopos de hidrógeno y oxígeno en aguas meteóricas naturales.

En la Figura 17a (ver en anexos) se presentan los datos de los isótopos estables del agua superficial. Como resultado, se interpreta que el agua de los ríos se está infiltrando, y se puede diferenciar que esta agua va evolucionando, desde las muestras de agua del arrozal, seguido al agua de lluvia y agua del humedal. Posteriormente, el contenido de deuterio se va concentrando conforme esta agua de lluvia viaja a lo largo del río por el proceso de evaporación, alcanzando valores de hasta -20% de deuterio (más liviano) en el agua de los ríos Daule y Pula. También, se determinó que el agua del río Pula que se encuentra fuera del área del acuífero, tiene el mismo origen o huella química que el agua del río Daule durante el muestreo de la época lluviosa. Por lo tanto, esto indica que es agua del mismo acuífero que se extiende a esta zona NE. También se observa que la distribución espacial de las muestras, nos indican el proceso de evolución de las aguas, diferenciando los sistemas de agua arrozal, agua de lluvia y agua de humedal. Por ejemplo, las muestras A9, A10, A11 y A12, que fueron tomadas en el río Pula (aguas abajo), indican menor evolución respecto a las muestras A13 tomadas más aguas arriba del río Pula y una mezcla de aguas (círculo celeste), que lo confirma la muestra A8 donde se unen los dos ríos. Los isótopos muestran que los regímenes hídricos del río Daule y río Pula son diferentes y tienen incidencia en las diferentes infiltraciones y recargas de los acuíferos.

En la Figura 17b (ver en anexos) se observa que la evaporación en la zona no saturada es mayor en los pozos externos al acuífero (círculo verde) durante la época seca. Esto se debe a la profundidad de la zona no saturada en los pozos ubicados dentro del acuífero respecto a los pozos que se ubican fuera del acuífero del río Daule, cuya información del espesor de la zona no saturada (zona vadosa) se obtuvo de la interpretación de los Sondeos Eléctricos Verticales ejecutados en el sector. Se observó que el espesor de la zona no vadosa en el sector fuera del acuífero (2m) que corresponde al SEV #5 es mayor al espesor saturado que se observa en el interior del acuífero (1m), que corresponde al SEV #6. En este sentido, se confirma que la evaporación va disminuyendo conforme se alcanza mayor profundidad la zona no saturada.

Finalmente, en la Figura 17c (ver en anexos) se observan todos los puntos de muestreo, tanto para agua superficial como en agua subterránea en las dos épocas estacionales. Como resultado, se observa que se tienen aguas evolucionadas a partir de eventos de precipitación que tienen la misma huella (círculo naranja).

6.3. Modelo conceptual de interacción río-acuífero

Se realizaron diez Sondeos Eléctricos Verticales (SEVs), seis en la época lluviosa (Febrero 2022) y

cuatro en época seca (agosto 2022). Los SEVs son un método geofísico indirecto que permite medir la resistencia de las rocas en el subsuelo y posteriormente calcular su resistividad aparente. La distribución espacial de estos SEVs se observa en la Figura 18 (ver en anexos). La interpretación de los SEVs de la litología del subsuelo del acuífero se realizó a partir de valores de la resistividad aparente obtenidos del software IPI2win (ver Tabla 3 y Tabla 4). Los resultados del SEV #1 con abertura AB/2 de 215m y el SEV #6 con abertura AB/2 de 147m se muestran en la Figura 19 (ver en anexos) y Figura 20 (ver en anexos). Estas figuras representan las curvas de resistividad aparente, que se utilizan para la interpretación de materiales del terreno, desde arcilloso, arenosos, gravosos y limosos (propios de una terraza aluvial), el detalle de la interpretación se muestra en las tablas 3 y 4.

Tabla 3. Interpretación de SEV #1 en época lluviosa

N	Descripción	Espesor (m)	Profundidad (m)	Resistividad (Ωm)
1	Arenas con arcillas	2.13	2.13	27.6
2	Material arcilloso	1.55	3.68	3.92
3	Posibles arenas y arcillas compactas	3.4	7.08	90.4
4	Material arcilloso con posible saturación de agua salobre	14.2	21.3	3.84
5	Material compacto	122	143	248
6	Material arcilloso con posible presencia de agua salobre.			3.98

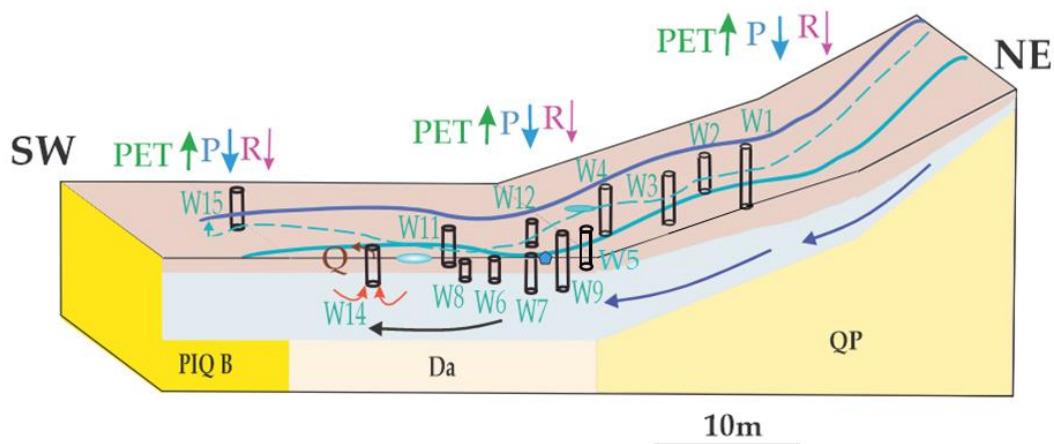
Tabla 4. Interpretación de SEV # 6 en época lluviosa

N	Descripción	Espesor (m)	Profundidad (m)	Resistividad (Ωm)
1	Rocas compactas	0.695	0.695	918.0
2	Rocas compactas fracturadas	1.47	2.16	188.0
3	Arenas y gravas (posible presencia de agua subterránea)	9.73	11.9	19.9
4	Material arcilloso con posible saturación de agua salobre	70.5	14.2	0.133
5	Material arcilloso con posible presencia de agua salobre.		82.4	0.0026

Se incluyó el modelo conceptual que representa la interacción del sistema río-acuífero Daule, donde se incluye la distribución de los pozos, ríos principales y de manera esquemática el tamaño de los pozos que indican su profundidad (ver Figura 2).

Como resultado se observa que existe una correlación entre las profundidades estimadas donde es posible encontrar agua subterránea con la interpretación de los SEVs y la profundidad de los pozos. Es así como el SEV #1 está cercano al Pozo #7, donde la profundidad del pozo es 21m y la profundidad estimada de agua con el sondeo es de 21.3m.

Así también, con el SEV #6 que está próximo al Pozo # 12, el cual tiene una profundidad de 12 y la profundidad estimada de agua con el sondeo es de 14.2m. Este modelo conceptual permitió representar espacialmente la distribución de los pozos en el acuífero Daule, el aporte de los ríos principales (Daule y Pula). Así también, la presencia del humedal en las proximidades el pozo 11 contribuye a la recarga y a la mejora de la calidad del agua subterránea de este pozo. También se aplicó el Principal Component Analysis para datos de precipitaciones mensuales históricas en el sector para comprender proceso de recarga. Las abundantes precipitaciones en la época lluviosa (enero-abril) demostraron que el acuífero recarga al río y a su vez las planicies de inundación (e.g. humedales) ayudan a conservar el agua superficial por más tiempo.



Simbology

- - -	Water table	R	Recharge	QP	Fm. Pichilingue
—	Daule river	PET	Potencial Evapotranspiration	Da	Alluvial Deposits
—	Pula river	P	Precipitation	PIQ B	Fm. Onzole
Q	Pumping	←	Groundwater discharge		
↘	Pumping flow	□	Water wells		
○	Wetland	←	Flow direction		
○	Rice paddie				
				◆	Rain water

Figura 2. Modelo conceptual de la interacción río-acuífero Daule.

7 Conclusiones

El río Daule y el río Pula tienen un flujo que va de NE a SW, que se replica en líneas generales subterráneamente, en las capas de las riberas de los ríos que configura el acuífero poroso, libre e interior. Los análisis químicos reflejaron que las aguas superficiales-subterráneas del sistema río-acuífero Daule son principalmente de tipo bicarbonatada cálcica-magnésica y la huella isotópica revela que la recarga es rápida y está influenciada por las épocas estacionales. La dinámica río-acuífero es interactiva y guarda una relación directa de los procesos del ciclo del agua, convirtiéndose esencial un monitoreo conjunto e integral del sistema río-acuífero.

Con el diagrama de Piper empleando iones representativos se determinó que la química del agua superficial y subterránea, tanto en las muestras ubicadas en el interior del acuífero como las muestras tomadas en el río Pula y los pozos externos al acuífero presentaron una misma tipología de agua (aguas bicarbonatadas cálcicas-magnésicas), con evidencia de la presencia de rocas cristalinas en las muestras de agua superficial durante la época seca por los cristales de cuarzo en las arenas que afloran en el sector.

Adicionalmente, en las muestras de pozos 8 y 8N principalmente se observó que tienen a una composición clorurada cálcica-magnésica por el mayor contenido de Cl^{-1} (~ 20 mg/l). Complementariamente, el análisis de los isótopos estables del agua (^{18}O y ^2H) permitieron determinar la huella química del agua superficial-subterránea del sector, comprobando que el agua subterránea proveniente del río Pula, ubicado fuera de la delimitación actual del acuífero del río Daule representan la misma agua, que se correlaciona con la geología y geofísica de la zona.

Los iones trazados de Cl^{-1} y Br^{-1} denotaron la conexión de la geología del sector, sedimentos marinos, con los valores de CE y salinidad de ciertos sectores del acuífero. Se interpretó que el agua del acuífero del río Daule y su aporte del río Pula son predominantemente agua de recarga (relativamente rápida, producida en la época de la estación lluviosa), sin evidencia de contaminación por actividad antropogénica ni intrusión salina. Sin embargo, estos resultados indican la importancia de un monitoreo continuo en este sistema río-acuífero en las dos épocas estacionales para el planteamiento de directrices de prevención y conservación de la calidad del agua del acuífero y los principales ríos aportantes (río Daule y río Pula).

Se aplicaron técnicas multivariantes para analizar la data de campo y laboratorio, corroborando con la aplicación de la técnica PCA la correlación entre EC, TDS y salinidad y la relación inversa con pH, turbidez y nitritos. Se interpretan dos clusters en la data por su relación con la época lluviosa y época seca, que refleja la importancia del monitoreo al menos considerando estas dos estaciones. El dendrograma y k-means clustering permitieron identificar dos clusters, que guardan relación con el tipo de fuente: cluster 1 agrupó a las muestras de aguas superficiales, incluyendo las dos épocas estacionales y el cluster 2 agrupó a las aguas subterráneas durante las dos estaciones. De esta forma, los análisis multivariantes reflejan fielmente procesos y estados de la naturaleza en correspondencia con su ambiente.

Se estableció un modelo conceptual que refleja la interacción río-acuífero en la parte baja de la subcuenca del río Daule, con la incidencia de las dos épocas estacionales, verificada en la caracterización hidroquímica e isotópica del sistema río-acuífero. La distribución espacial y geomorfológica-topográfica de los sitios de muestreo en agua superficial (ríos) y agua subterránea (pozos), permitió la comprobación del sentido del flujo en dirección predominante N-S, tanto a nivel superficial en los ríos, como a nivel subterráneo en el acuífero. Se esquematizó la dirección del flujo. Adicionalmente, la profundidad estimada del acuífero, mediante interpretación de SEVs es variable y refleja un gran almacén subterráneo asociado a las terrazas aluviales.

8 Mensaje clave del estudio para actores públicos y privados

- Es clave que exista una cultura de monitoreo de aguas superficiales-subterráneas en la zona que comprende el acuífero del río Daule, esto permite conocer la interacción río-acuífero, conocer la calidad del agua y reconocer posibles evidencias de contaminación del agua subterránea por la actividad antropogénica (principalmente la agricultura).
- La limitación de este estudio es que al ser un análisis pionero, sin análisis previos de hidroquímica, isotopía, geofísica en la zona de estudio, representa un reto en la interpretación de análisis del agua. Sin embargo, la implementación de estudios complementarios en la subcuenca media y alta del río Daule garantizarían el manejo integral del ecosistema Guayas.
- Con este trabajo se generan líneas de investigación que podrían aplicarse en futuros estudios: i) análisis de trazadores radioactivos; ii) caracterización geoquímica, iii) levantamiento geológico del sector, iv) aplicación de índices de calidad de agua, v) valoración de servicios ecosistémicos, vi) uso de teledetección para el mapeo de zonas inundables.
- Es imprescindible considerar el aporte de la gestión comunitaria-participativa del agua, donde existe la interacción comunidad-academia para un correcto manejo de los recursos hídricos enfocándose en el desarrollo sostenible del sector. Estos métodos han sido aplicados con éxito en algunos sectores de la provincia de Santa Elena (Paúl Carrión-Mero, Morante-Carballo, Vargas-Ormaza, Apolo-Masache, et al., 2021; Herrera-Franco, Carrión Mero, et al., 2018; Herrera-Franco, Alvarado-Macancela, et al., 2018; Herrera-Franco, Bravo-Montero, et al., 2020).
- Es necesario el desarrollo de modelos de la geometría del acuífero y del flujo y transporte que permitan conocer el comportamiento de los sistemas hidrológicos subterráneos (Paul Carrión-Mero, Quiñonez-Barzola, Morante-Carballo, Montalván, et al., 2021b; Paúl Carrión-Mero, Montalván, Morante-Carballo, Loo-Flores de Valgas, et al., 2021), para una mejor comprensión del sistema río-acuífero Daule.
- Las actividades antrópicas han aportado en el cambio de uso de suelo, evidenciado en el sistema río-acuífero del sector de estudio. Se denota un incremento en la ETP de los últimos años y variaciones en las tasas de erosión. Estos procesos requieren un monitoreo, al igual que la calidad del agua en las planicies de inundación para conocer el estado de los ecosistemas terrestres y acuáticos.

9 Referencias

- Abed, M. F., Zarraq, G., & Ahmed, S. H. (2021). Hydrogeochemical Assessment of Groundwater Quality and its Suitability for Irrigation and Domestic Purposes in Rural Areas, North of Baiji City-Iraq. *Iraqi Journal of Science*, 2296–2306. <https://doi.org/10.24996/ij.s.2021.62.7.18>
- Alvarez-Mieles, G., Irvine, K., Griensven, A. V., Arias-Hidalgo, M., Torres, A., & Mynett, A. E. (2013). Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river–wetland system (Ecuador). *Environmental Science & Policy*, 34, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.01.011>
- Barbieri, M., Boschetti, T., Petitta, M., & Tallini, M. (2005). Stable isotope (2H , 18O and $87\text{Sr}/86\text{Sr}$) and hydrochemistry monitoring for groundwater hydrodynamics analysis in a karst aquifer (Gran Sasso, Central Italy). *Applied Geochemistry*, 20(11), 2063–2081. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.07.008>
- Bravo-Velásquez, K. (2017). *Determinación de Cadmio En Eichhornia Crassipes y otras plantas acuáticas en los ríos Guayas, Daule y Babahoyo: Propuesta de Monitoreo Ambiental*. Universidad de Guayaquil.
- Cai, Z., Wang, W., Zhao, M., Ma, Z., Lu, C., & Li, Y. (2020). Interaction between Surface Water and Groundwater in Yinchuan Plain. *Water*, 12(9), 2635. <https://doi.org/10.3390/w12092635>
- Carrard, N., Foster, T., & Willetts, J. (2019). Groundwater as a Source of Drinking Water in Southeast Asia and the Pacific: A Multi-Country Review of Current Reliance and Resource Concerns. *Water*, 11(8), 1605. <https://doi.org/10.3390/w11081605>
- Carrión-Mero, Paúl, Cruz, M., & Herrera-Franco, G. (2019). Las aguas subterráneas en la legislación iberoamericana: retos y oportunidades. In Juan María Fornés Azcoiti (Ed.), *LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA LEGISLACIÓN IBEROAMERICANA: RETOS Y OPORTUNIDADES* (IGME, pp. 79–94). IGME.
- Carrión-Mero, Paúl, Montalván, F. J., Morante-Carballo, F., Heredia, J., Elorza, F. J., Solórzano, J., & Aguilera, H. (2021a). Hydrochemical and isotopic characterization of the waters of the Manglaralto river basin (Ecuador) to contribute to the management of the coastal aquifer. *Water*, 13(4), 537. <https://doi.org/10.3390/w13040537>
- Carrión-Mero, Paúl, Montalván, F. J., Morante-Carballo, F., Heredia, J., Elorza, F. J., Solórzano, J., & Aguilera, H. (2021b). Hydrochemical and Isotopic Characterization of the Waters of the Manglaralto River Basin (Ecuador) to Contribute to the Management of the Coastal Aquifer. *Water*, 13(4), 537. <https://doi.org/10.3390/w13040537>
- Carrión-Mero, Paúl, Montalván, F. J., Morante-Carballo, F., Loor-Flores de Valgas, C., Apolo-Masache, B., & Heredia, J. (2021). Flow and transport numerical model of a coastal aquifer based on the hydraulic importance of a dyke and its impact on water quality. Manglaralto—Ecuador. *Water*, 13(4), 443. <https://doi.org/10.3390/w13040443>
- Carrión-Mero, Paúl, Morante-Carballo, F., Briones-Bitar, J., Herrera-Borja, P., Chávez-Moncayo, M., & Arévalo-Ochoa, J. (2021). Design of a technical-artisanal dike for surface water storage and artificial recharge of the Manglaralto coastal aquifer. Santa Elena parish, Ecuador. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 16(3), 515–523. <https://doi.org/10.18280/ij.sdp.160312>
- Carrión-Mero, Paúl, Morante-Carballo, F., Vargas-Ormaza, V., Apolo-Masache, B., & Jaya-Montalvo, M. (2021). A Conceptual Socio-Hydrogeological Model Applied to Sustainable Water Management. Case Study of the Valdivia River Basin, Southwestern Ecuador. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 16(7), 1275–1285. <https://doi.org/10.18280/ij.sdp.160708>
- Carrión-Mero, Paul, Quiñonez-Barzola, X., Morante-Carballo, F., Montalván, F. J., Herrera-Franco, G., & Plaza-Úbeda, J. (2021a). Geometric model of a coastal aquifer to promote the sustainable use of water. Manglaralto, Ecuador. *Water*, 13(7), 923. <https://doi.org/10.3390/w13070923>
- Carrión-Mero, Paul, Quiñonez-Barzola, X., Morante-Carballo, F., Montalván, F. J., Herrera-Franco, G., & Plaza-Úbeda, J. (2021b). Geometric Model of a Coastal Aquifer to Promote the Sustainable Use of Water. Manglaralto, Ecuador. *Water*, 13(7), 923. <https://doi.org/10.3390/w13070923>
- CELEC. (2014). *Memoria Técnica Descriptiva: Levantamiento Batimétrico en Áreas del Embalse Daule-Peripa*.
- Chagué-Goff, C., Mark, A. F., & Dickinson, K. J. M. (2010). Hydrological processes and chemical characteristics of low-alpine patterned wetlands, south-central New Zealand. *Journal of Hydrology*, 385(1–4), 105–119. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.007>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). *Nature-based solutions to address global societal challenges* (E. Cohen-Shacham, G. Walters, C. Janzen, & S. Maginnis

- (eds.). IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Deknock, A., De Troyer, N., Houbraken, M., Dominguez-Granda, L., Nolivos, I., Van Echelpoel, W., Forio, M. A. E., Spanoghe, P., & Goethals, P. (2019). Distribution of agricultural pesticides in the freshwater environment of the Guayas river basin (Ecuador). *Science of The Total Environment*, 646, 996–1008. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.185>
- Diop, S., & Rekacewicz, P., Diop, S., & Rekacewicz, P. (2003). *Atlas mondial de l'eau. Une pénurie annoncée* (Autrement). <http://hdl.handle.net/20.500.11822/22717>
- Du, P., Jia, H., & Yu, S. L. (2012). Urban watershed management under rapid urbanization. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6(5), 595–595. <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0452-5>
- ESRI. (2021). *ArcGIS Desktop*. Environmental Systems Research Institute; ESRI. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- FAO. (2021). *Earth Map 1.2.0*. Temperature Maximum, ECMWF ERA 5 and Monthly NDVI. <https://earthmap.org/>
- Feast, N. A., Hiscock, K. M., Dennis, P. F., & Bottrell, S. H. (1997). Controls on stable isotope profiles in the Chalk aquifer of north-east Norfolk, UK, with special reference to dissolved sulphate. *Applied Geochemistry*, 12(6), 803–812. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(97\)00037-1](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(97)00037-1)
- Forina, M., Armanino, C., & Raggio, V. (2002). Clustering with dendrograms on interpretation variables. *Analytica Chimica Acta*, 454(1), 13–19. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)01517-3](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)01517-3)
- Guo, Q., Yang, Y., Han, Y., Li, J., & Wang, X. (2019). Assessment of surface–groundwater interactions using hydrochemical and isotopic techniques in a coalmine watershed, NW China. *Environmental Earth Sciences*, 78(3). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8053-2>
- Helena, B.A., Vega, M., Barrado, E. (1999). Case of Hydrochemical Characterization of an Alluvial Aquifer Influenced by Human Activities. *Water, Air, & Soil Pollution*, 12, 365–387. <https://doi.org/10.1023/A:1005065422156>
- Herrera-Franco, G., Alvarado-Macancela, N., Gavín-Quinchuela, T., & Carrión-Mero, P. (2018). Participatory socio-ecological system: Manglaralto-Santa Elena, Ecuador. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 2(4), 303–310. <https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1481632>
- Herrera-Franco, G., Bravo-Montero, Lady, Carrión-Mero, P., Morante-Carballo, F., & Apolo-Masache, B. (2020). Community management of the Olón coastal aquifer, Ecuador, and its impact on the supply of water suitable for human consumption. *Sustainable Development and Planning XI*, 169–181. <https://doi.org/10.2495/SDP200141>
- Herrera-Franco, G., Carrión-Mero, P., & Briones-Bitar, J. (2020). Aplicación del conocimiento ancestral mediante albarradas y tapes en la gestión del agua en la provincia de Santa Elena, Ecuador. *Boletín Geológico y Minero*, 131(1), 75–88. <https://doi.org/10.21701/bolgeomin.131.1.005>
- Herrera-Franco, G., Carrión Mero, P., & Alvarado-Macancela, N. (2018). Participatory Process for Local Development: Sustainability of Water Resources in Rural Communities: Case Manglaralto-Santa Elena, Ecuador. In *Handbook of Sustainability Science and Research* (pp. 663–676). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63007-6_41
- Herrera-Franco, G., Montalván-Burbano, N., Carrión-Mero, P., & Bravo-Montero, Lady. (2021). Worldwide Research on Socio-Hydrology: A Bibliometric Analysis. *Water*, 13(9), 1283. <https://doi.org/10.3390/w13091283>
- Hidalgo-Bastidas, J. P., Boelens, R., & Isch, E. (2018). Hydroterritorial Configuration and Confrontation: The Daule-Peripa Multipurpose Hydraulic Scheme in Coastal Ecuador. *Latin American Research Review*, 53(3), 517. <https://doi.org/10.25222/larr.362>
- Huayamave, J. (2013). *Estudio de las aguas y sedimentos del río Daule, en la provincia del Guayas, desde el punto de vista físico-químico, orgánico bacteriológico y toxicológico*. Universidad de las Palmas de Gran Canaria.
- INAHMI. (2020). *Anuarios Meteorológicos del INAHMI año 2012*. Anuarios Meteorológicos Por Año: INAHMI. <https://elyex.com/inamhi-anuarios-metereologicos-en-pdf/>
- Ivosev, G., Burton, L., & Bonner, R. (2008). Dimensionality Reduction and Visualization in Principal Component Analysis. *Analytical Chemistry*, 80(13), 4933–4944. <https://doi.org/10.1021/ac800110w>
- J. Horne, A., & Remington Goldman, C. (1994). *Limnology* (2nd Editio). McGraw-Hill. <https://www.worldcat.org/es/title/limnology/oclc/647368081>
- Karlović, I., Marković, T., & Vujnović, T. (2021). Groundwater Recharge Assessment Using Multi Component Analysis: Case Study at the NW Edge of the Varaždin Alluvial Aquifer, Croatia.

- Water*, 14(1), 42. <https://doi.org/10.3390/w14010042>
- Kim, Y., Lee, K.-S., Koh, D.-C., Lee, D.-H., Lee, S.-G., Park, W.-B., Koh, G.-W., & Woo, N.-C. (2003). Hydrogeochemical and isotopic evidence of groundwater salinization in a coastal aquifer: a case study in Jeju volcanic island, Korea. *Journal of Hydrology*, 270(3–4), 282–294. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00307-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00307-4)
- Lloyd, C. E. M., Freer, J. E., Johnes, P. J., & Collins, A. L. (2016). Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments. *Science of The Total Environment*, 543, 388–404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.028>
- Loucks, D. P., & Jia, H. (2012). Managing water for life. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6(2), 255–264. <https://doi.org/10.1007/s11783-011-0359-6>
- Ma, R., Sun, Z., Hu, Y., Chang, Q., Wang, S., Xing, W., & Ge, M. (2017). Hydrological connectivity from glaciers to rivers in the Qinghai–Tibet Plateau: roles of suprapermafrost and subpermafrost groundwater. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(9), 4803–4823. <https://doi.org/10.5194/hess-21-4803-2017>
- MAE. (2015). *Norma de Calidad Ambiental y de Descarga De Efluentes: Recurso Agua. Libro VI Anexo 1*.
- Montaño-Armijos, M. de J. (2010). *Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical* [Universidad Miguel Hernández de Elche]. https://www.researchgate.net/profile/Mariano-Montano/publication/220034771_Ecosistema_Guayas_Ecuador_Recursos_Medio_Ambiente_y_Sostenibilidad_en_la_perspectiva_de_Conocimiento_Tropical/links/0922b4f480cc2b4e8d000000/Ecosistema-Guayas-Ecuador-Recursos-Medi
- Morante, F., Montalván, F. J., Carrión, P., Herrera, G., Heredia, J., Elorza, F. J., Pilco, D., & Solórzano, J. (2019). Hydrochemical and Geological Correlation to Establish the Groundwater Salinity of the Coastal Aquifer of the Manglaralto River Basin, Ecuador. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 229, 139–149. <https://doi.org/10.2495/WRM190141>
- ONU. (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Una oportunidad para América Latina y el Caribe*. Organización de las Naciones Unidas (ONU). https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, 25(6), 914. <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- Rasul, G. (2016). Managing the food, water, and energy nexus for achieving the Sustainable Development Goals in South Asia. *Environmental Development*, 18, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.12.001>
- Ribeiro, L., Pindo, J. C., & Dominguez-Granda, L. (2017). Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method. *Science of The Total Environment*, 574, 1674–1683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.004>
- Rose, S. (2007). The effects of urbanization on the hydrochemistry of base flow within the Chattahoochee River Basin (Georgia, USA). *Journal of Hydrology*, 341(1–2), 42–54. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.04.019>
- SENAGUA. (2012). *Secretaría del Agua*.
- SNI. (2014). *Sistema Nacional de Información*. IEDG Geoportal. <https://sni.gob.ec>
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>
- Suslow, T. V. (2004). Oxidation-Reduction Potential (ORP) for Water Disinfection Monitoring, Control, and Documentation. In *Division of Agriculture and Natural Resources* (Publication 8149). University of California, Agriculture and Natural Resources. <https://doi.org/10.3733/ucanr.8149>
- Thi Nguyen, T. H., Boets, P., Lock, K., Damanik Ambarita, M. N., Forio, M. A. E., Sasha, P., Dominguez-Granda, L. E., Thi Hoang, T. H., Everaert, G., & Goethals, P. L. M. (2015). Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir. *Limnologia*, 52, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2015.03.006>
- Ujević Bošnjak, M., Capak, K., Jazbec, A., Casiot, C., Sipos, L., Poljak, V., & Dadić, Ž. (2012). Hydrochemical characterization of arsenic contaminated alluvial aquifers in Eastern Croatia using multivariate statistical techniques and arsenic risk assessment. *Science of The Total Environment*, 420, 100–110. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.021>
- Wang, W., Chen, Y., Wang, W., Xia, Z., Li, X., & Kayumba, P. M. (2021). Hydrochemical

- characteristics and evolution of groundwater in the dried-up river oasis of the Tarim Basin, Central Asia. *Journal of Arid Land*, 13(10), 977–994. <https://doi.org/10.1007/s40333-021-0086-1>
- Wu, J., Li, P., & Qian, H. (2015). Hydrochemical characterization of drinking groundwater with special reference to fluoride in an arid area of China and the control of aquifer leakage on its concentrations. *Environmental Earth Sciences*, 73(12), 8575–8588. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4018-2>
- Xanke, J., Ender, A., Grimmeisen, F., Goeppert, N., & Goldscheider, N. (2020). Hydrochemical evaluation of water resources and human impacts on an urban karst system, Jordan. *Hydrogeology Journal*, 28(6), 2173–2186. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02174-2>
- Yang, H., Zhang, X., & Zehnder, A. J. B. (2003). Water scarcity, pricing mechanism and institutional reform in northern China irrigated agriculture. *Agricultural Water Management*, 61(2), 143–161. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00164-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00164-6)

10 Anexos

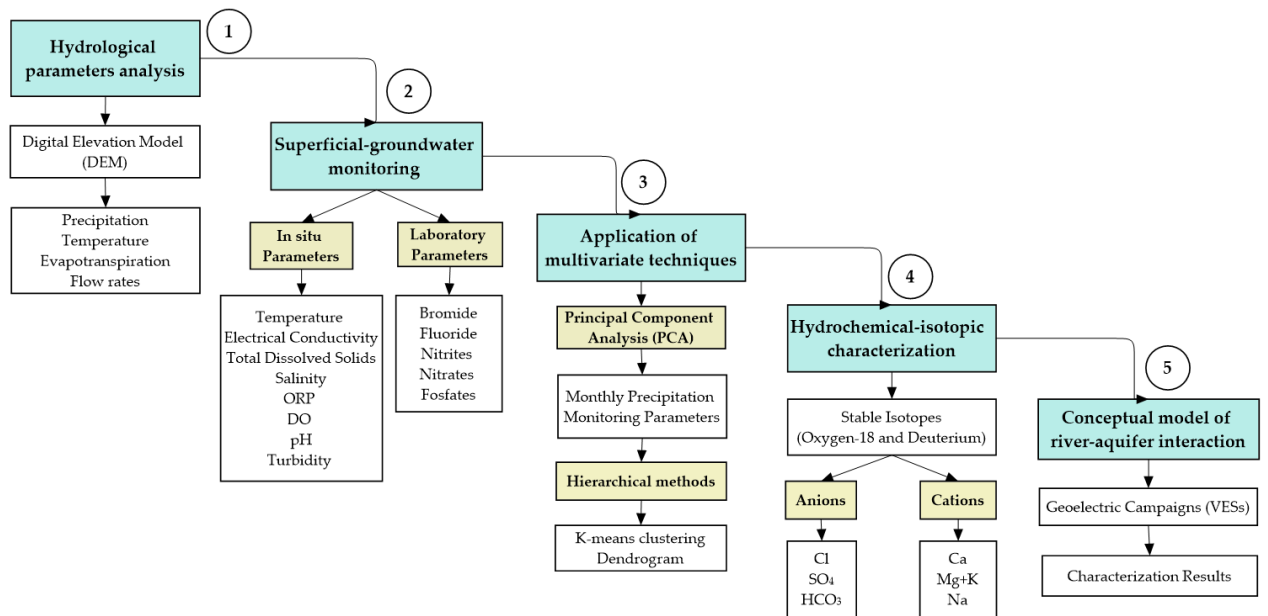


Figura 3 Esquema de Metodología

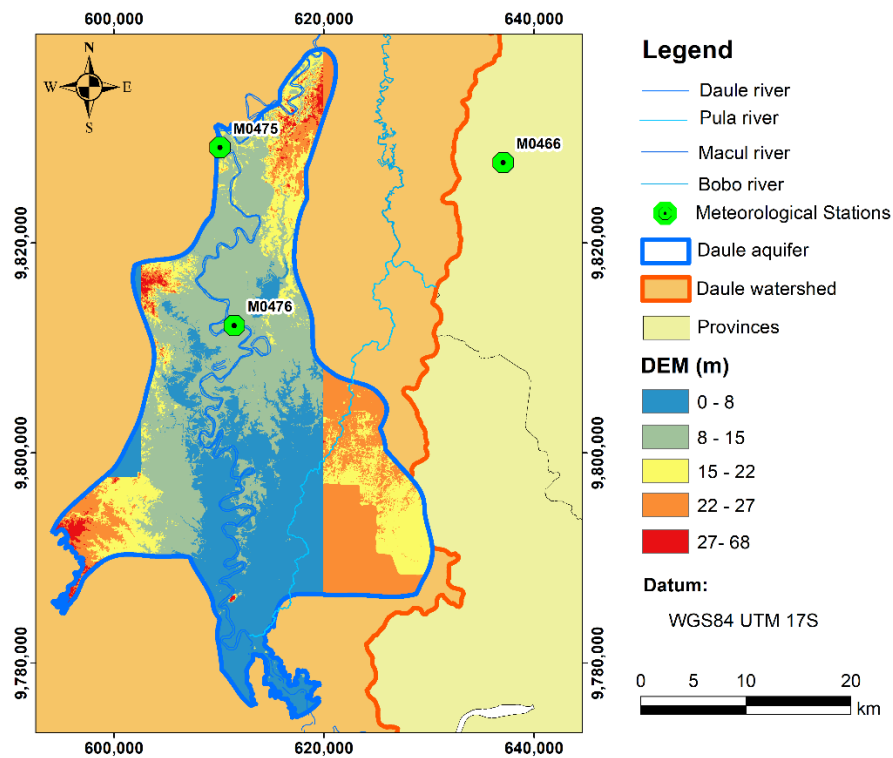
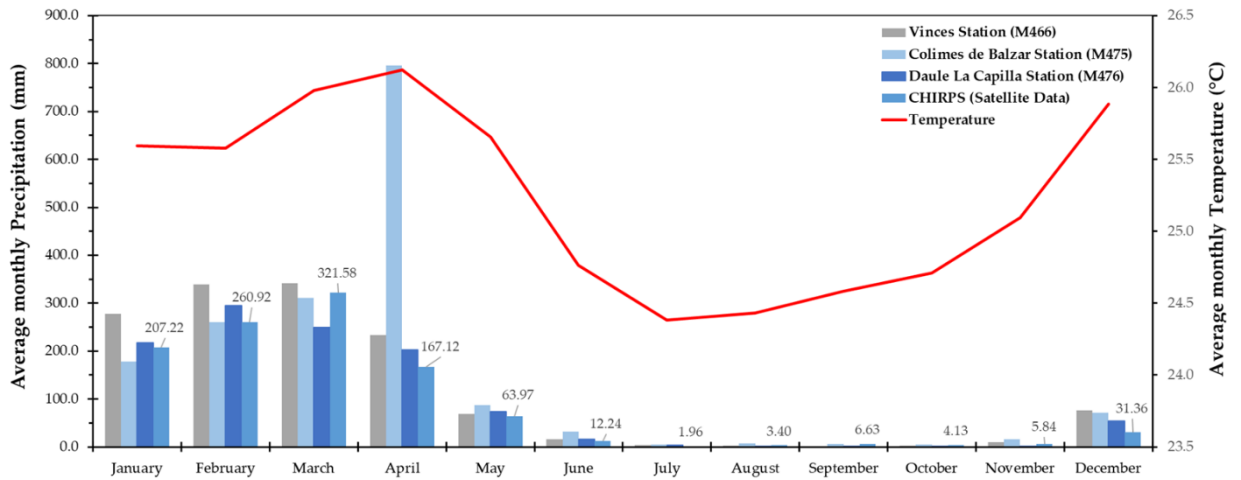
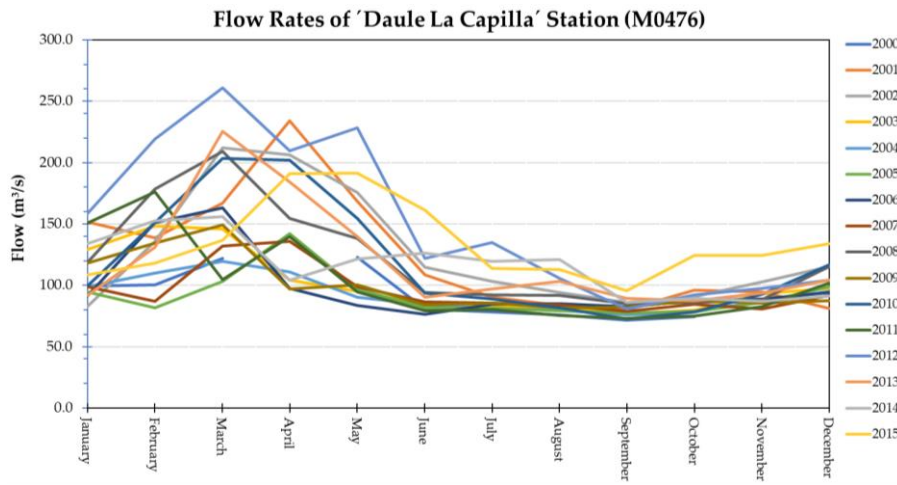


Figura 4. DEM de la zona de estudio



Fuente: Adaptado de (FAO, 2021; INAHMI, 2020)

Figura 5. Precipitaciones medias mensuales para las estaciones M0475, M476, M466 y para datos CHIRPS en el periodo 2000-2015.



Fuente: Adaptado de (INAHMI, 2020)

Figura 6. Caudales mensuales de la estación M0466 en el periodo 2000-2015.

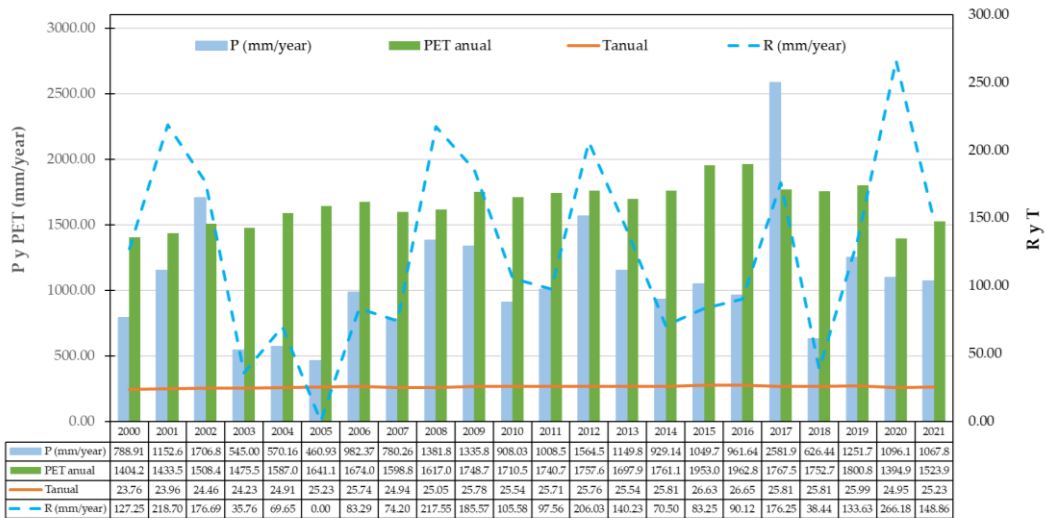


Figura 7. Parámetros Hidrológicos en el periodo 2000-2021

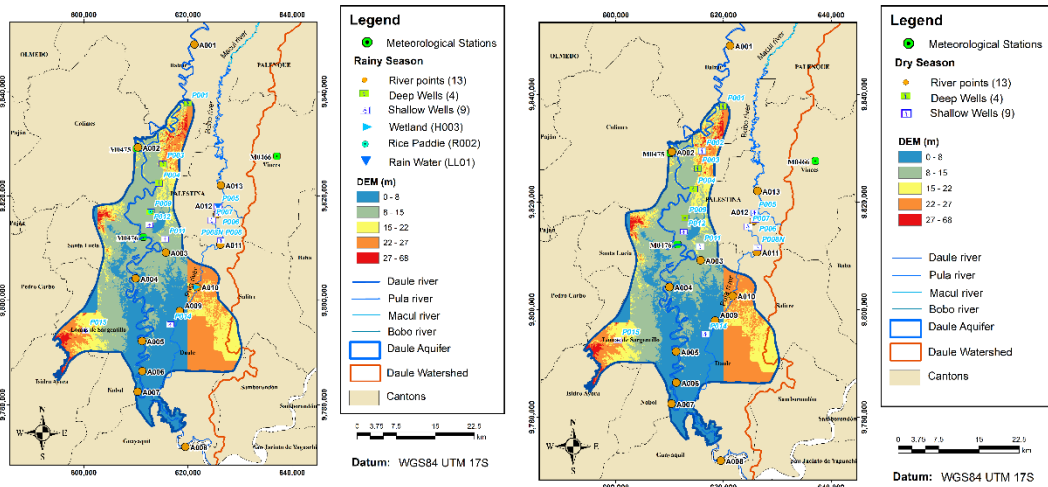


Figura 8. Campañas de muestreo en época lluviosa y época seca

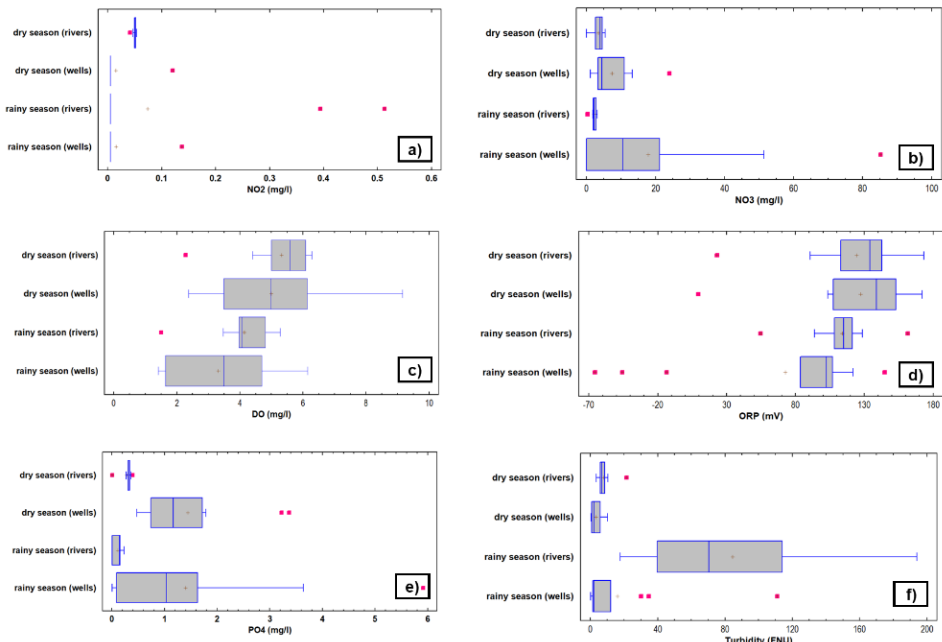


Figura 9. Resultados de monitoreo de NO_2^{-1} , NO_3^{-1} , DO, ORP, PO_4^{-3} y Turbidez para muestras de agua superficial-subterránea. Nota: mili voltios (mV).

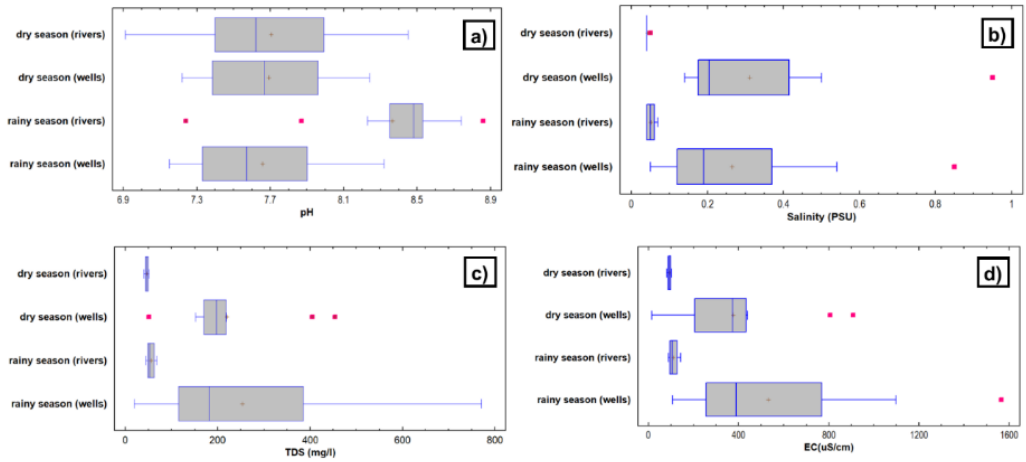


Figura 10. Resultados de monitoreo de pH, salinidad, TDS y EC para muestras de agua superficial-subterránea. Nota: PSU: Practical Salinity Units.

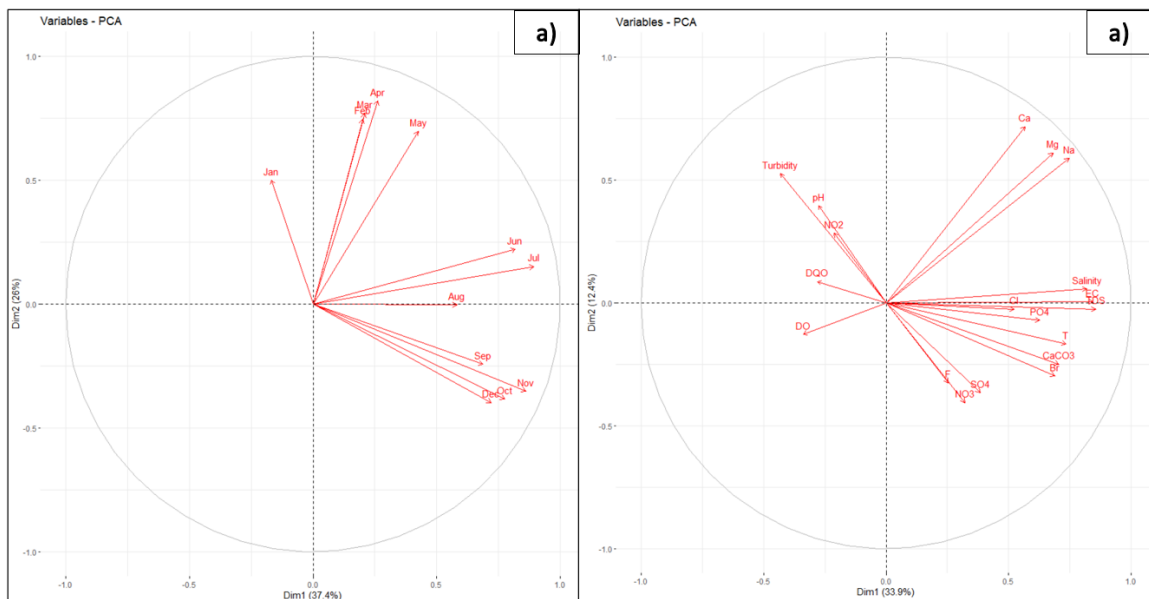


Figura 11. Aplicación de Principal Component Analysis (PCA). a) PCA en Precipitaciones, b) PCA en parámetros de campo-laboratorio y aniones-cationes de agua superficial-subterránea.

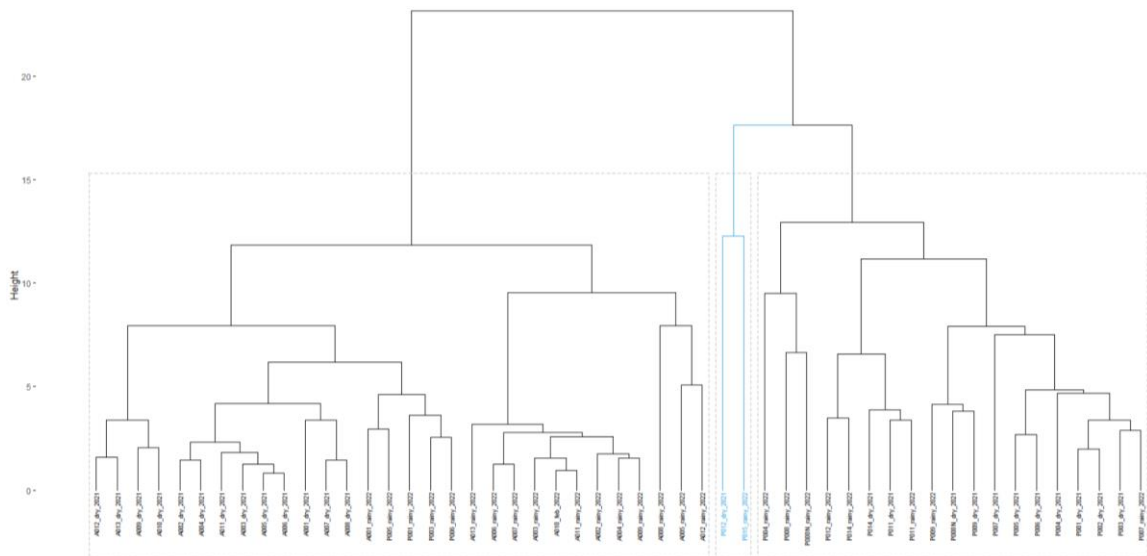


Figura 12. Dendrograma de las campañas de muestreo en pozos y ríos

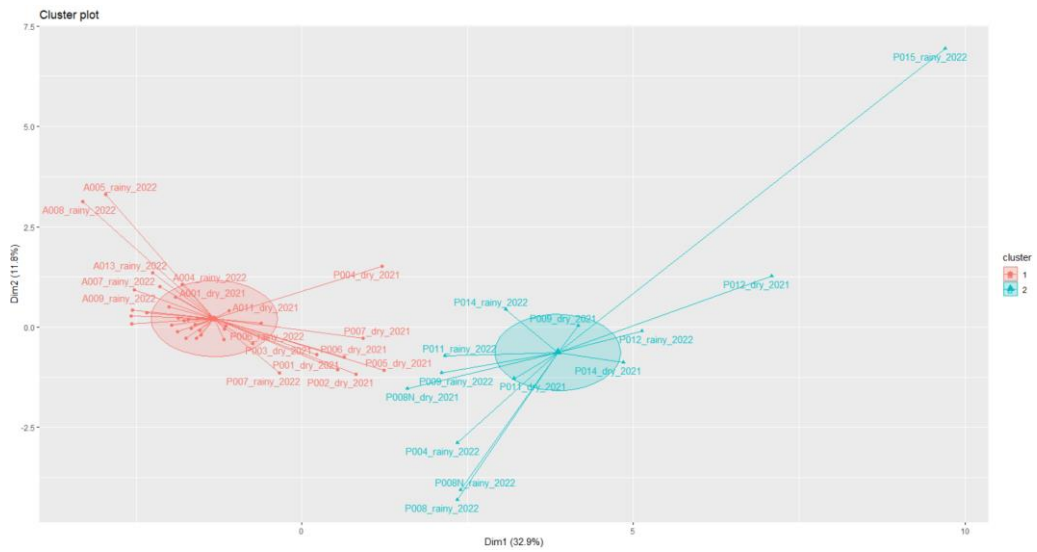


Figura 13. K-means multivariate clustering, método Euclidean en aguas superficiales-subterráneas

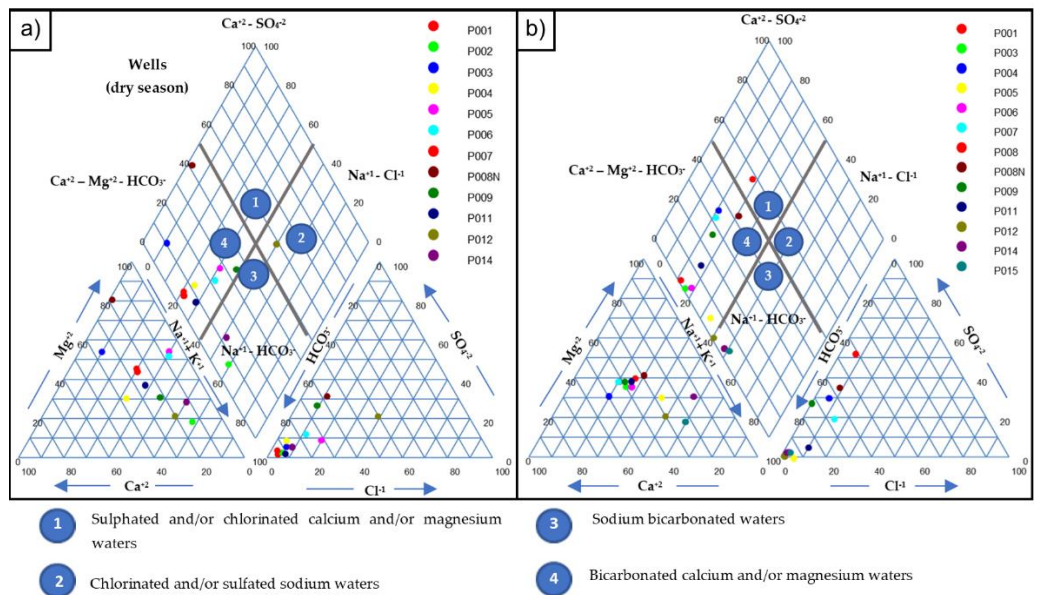


Figura 14. Caracterización hidroquímica en agua subterránea. a) en época seca y b) en época lluviosa.

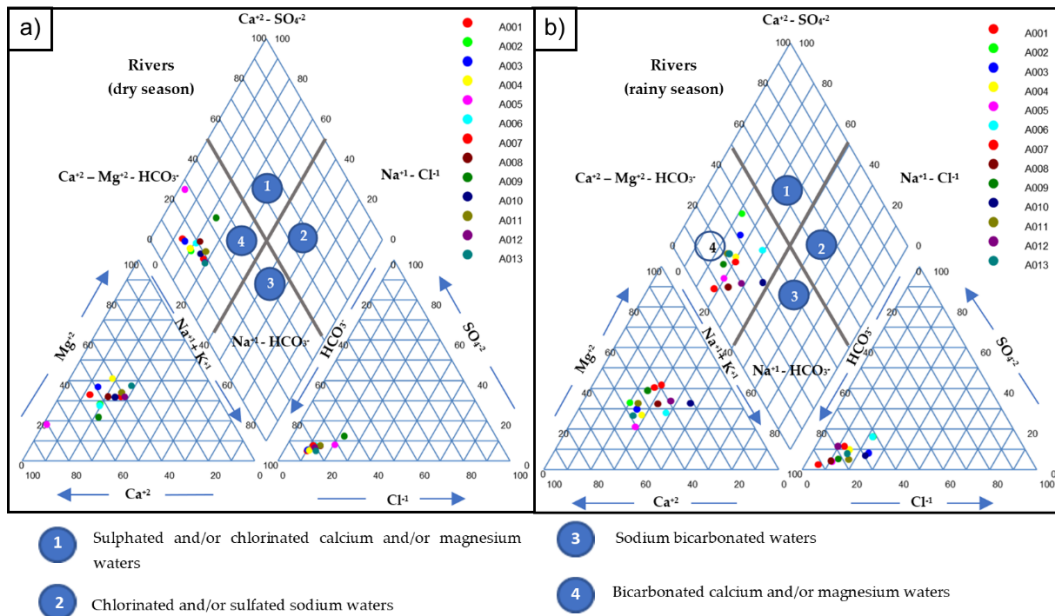


Figura 15. Caracterización hidroquímica en agua superficial. a) en época seca y b) en época lluviosa.

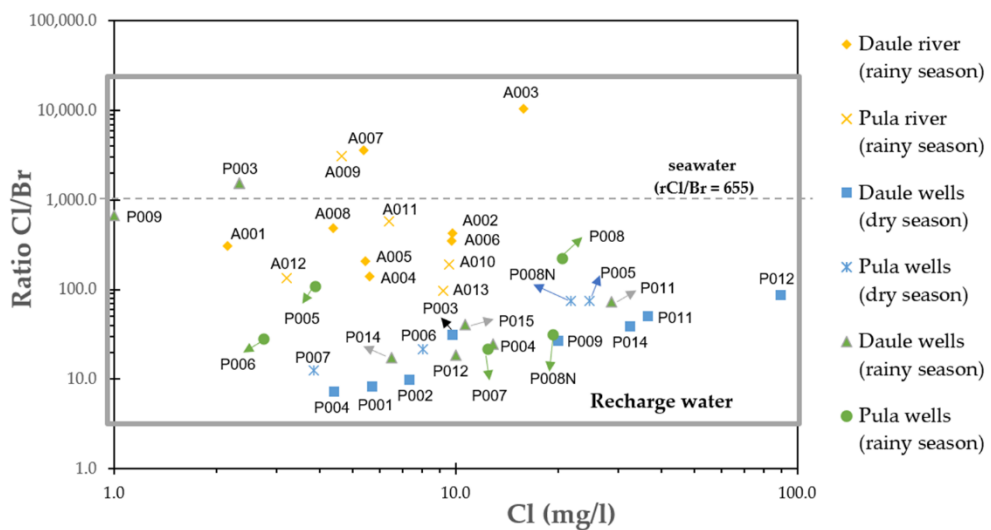


Figura 16. Ratio Cl⁻/Br⁻

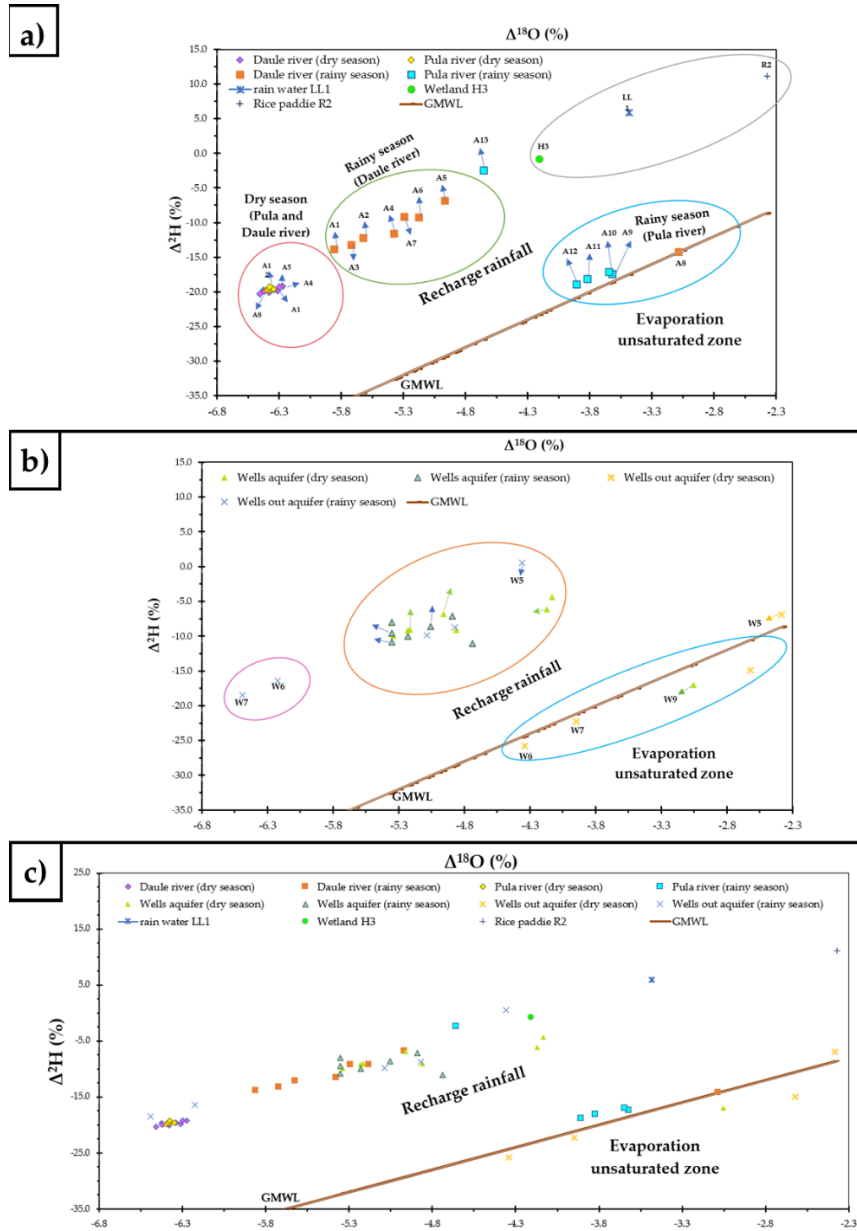


Figura 17. Diagrama de la relación $^2\text{H}/^{18}\text{O}$ en las aguas superficiales y subterráneas de la subcuenca del río Daule. Nota: Global Meteoric Water Line (GMWL).

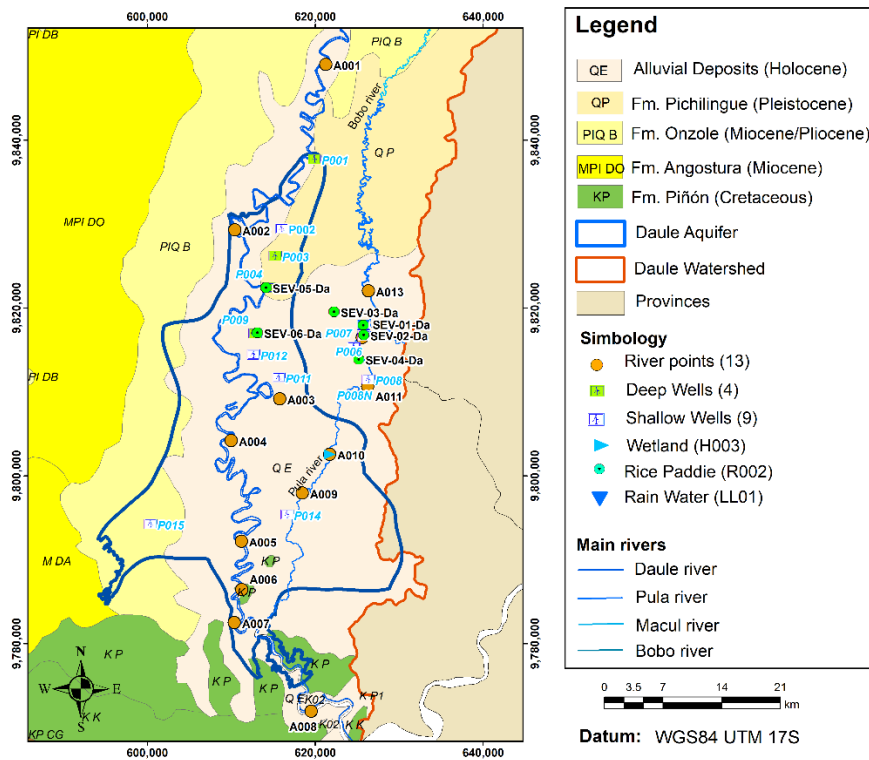


Figura 18. Distribución espacial de los SEVs en la zona de estudio

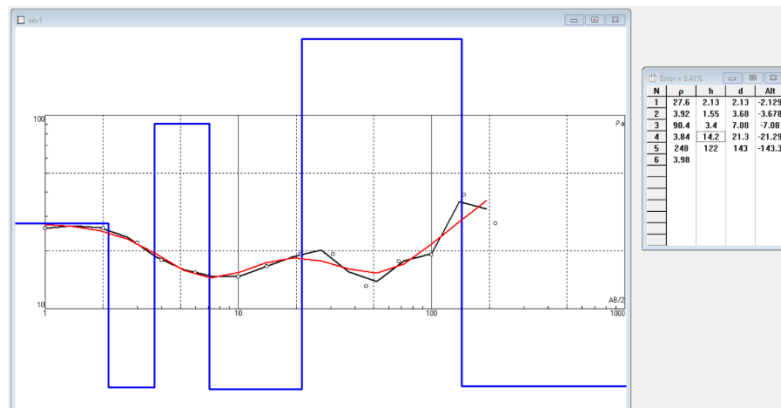


Figura 19. Curva de resistividad aparente del SEV #1. Nota: p: resistividad; h: espesor y d: profundidad.

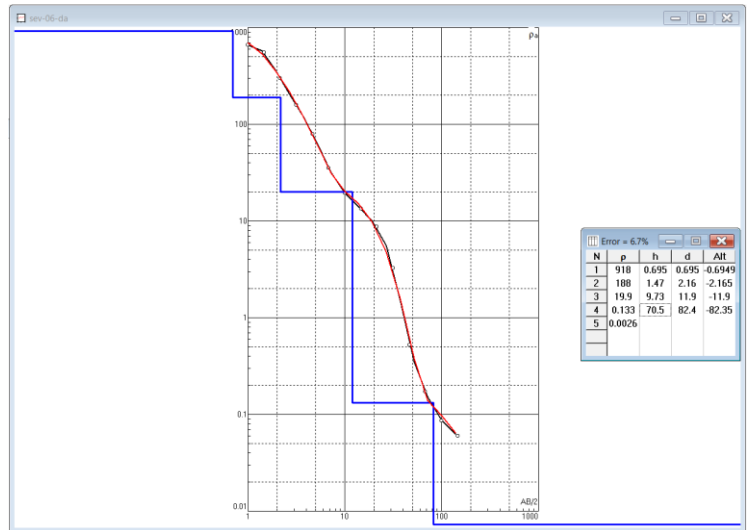


Figura 20. Curva de resistividad aparente del SEV # 6. Nota: p: resistividad; h: espesor y d: profundidad.



Foto 1. Salidas de campo