

COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA COMUNITARIA DE DIATOMEAS EPILÍTICAS EN LA CUENCA VITOR-QUILCA-CHILI, AREQUIPA, PERÚ

Pastor Coayla¹ , Cecilia Motta¹  & Saúl Blanco² 

¹ Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Av. Alcides Carrión s/n, Arequipa, Perú; pcoaylap@unsa.edu.pe (autor correspondiente).

² Laboratorio de Diatomología, Universidad de León, La Serna, 58-24007, León, España.

Abstract. Coayla, P.; C. Motta & S. Blanco. 2025. Composition and community structure of epilithic diatoms in the Vitor-Quilca-Chili river basin, Arequipa, Perú. *Darwiniana*, nueva serie 13(1): 54-73.

Diatoms have been studied as indicators of river water quality and their community structure can be influenced by different factors. We studied the epilithic diatom community and its relationship with environmental variables in the Vitor-Quilca-Chili basin of southern part of Peru in June and November of 2022. We identified 101 taxa where *Nitzschia* and *Navicula* presented the highest number of taxa. The Shannon index identified the most diverse diatom community in the Chili River (2.81) in June and in the Sumbay River (3.22) in November. The Simpson index identified communities with moderate dominance (0.47) in the Sigwas River in November, but quite uniform according to the Pielou index. Variables such as electrical conductivity, flow, pH and organic matter probably determined the community structure. Furthermore, the taxon richness was higher in November (51) than in June. Our study also revealed higher values of deformities in the contour of the valves of the diatoms *Cymbella excisa* (12,11%) and *Diatoma tenuis* (20,89%) than those recorded in their natural environment.

Keywords. Aquatic communities; bioindicators; diatoms; diversity indices; water quality assessment; Vitor-Quilca-Chili watershed; Perú.

Resumen. Coayla, P.; C. Motta & S. Blanco. 2025. Composición y estructura comunitaria de diatomeas epilíticas en la cuenca Vitor-Quilca-Chili, Arequipa, Perú. *Darwiniana*, nueva serie 13(1): 54-73.

Las diatomeas han sido estudiadas por ser indicadoras de la calidad del agua de los ríos y su estructura comunitaria puede estar influenciada por diversos factores. En este trabajo estudiamos la comunidad de diatomeas epilíticas y su relación con variables ambientales en la cuenca Vitor-Quilca-Chili al extremo sur de Perú en junio y noviembre del 2022. Se identificaron 101 taxones, los géneros *Nitzschia* y *Navicula* presentaron el mayor número de taxones. El índice de Shannon identificó la comunidad de diatomeas más diversa en el río Chili (2,81) en junio y en el río Sumbay (3,22) en noviembre. El índice de Simpson identificó comunidades con moderada dominancia (0,47) en el río Sigwas en noviembre, aunque bastante uniforme según el índice de Pielou. Las variables como la conductividad eléctrica, caudal, pH y materia orgánica probablemente determinaron la estructura de la comunidad. Además, la riqueza de taxones fue mayor en noviembre (51) que en junio. Nuestro estudio también reveló valores superiores a lo registrado en su ambiente natural de deformidades en el contorno de las valvas de las diatomeas *Cymbella excisa* (12,11%) y *Diatoma tenuis* (20,89%).

Palabras clave. Bioindicadores; comunidades acuáticas; cuenca Vitor-Quilca-Chili; diatomeas; evaluación de la calidad del agua; índices de diversidad; Perú.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son ecosistemas de gran importancia ecológica y económica y su situación es crítica debido al aumento en la demanda de fuentes de agua y la contaminación que los afecta (Liu et al., 2019; Tang et al., 2022). A nivel mundial, las actividades antrópicas están impactando negativamente a los ecosistemas acuáticos. Por tal motivo, el uso de bioindicadores para evaluar los cambios en la calidad del ambiente acuático se hace cada vez más necesario (Çelekli et al., 2021; Siregar, 2021). Además, los bioindicadores suelen ser más refinados en comparación con los métodos físicos y químicos (Lobo et al., 2019).

Entre las comunidades acuáticas, las diatomeas bentónicas contribuyen significativamente en la producción primaria y se consideran un componente importante de la biodiversidad y los recursos ecológicos de los ambientes acuáticos (Battarbee et al., 2001; Venkatchalapathy & Karthikeyan, 2015). Las diatomeas son reconocidas como poderosos bioindicadores de la calidad del agua dulce. La evaluación de la calidad de agua en ríos y arroyos usando estas microalgas se orienta en la utilización de los índices bióticos, índices de diversidad y análisis multivariado (Lobo et al., 1995). Los índices diatómicos son ampliamente utilizados en los países europeos (Shen et al., 2018). Dentro de los índices de diversidad, las métricas más utilizadas son la riqueza de especies, el índice de Shannon (H'), Pielou y Simpson (Stevenson et al., 2010).

En países de América del Sur y América Central, las comunidades de diatomeas han sido estudiadas en varios aspectos (Lobo et al., 2015; Morales et al., 2015; Carmona Jiménez et al., 2016; Morales et al., 2017; Castillejo et al., 2018; Heinrich et al., 2019; Ballesteros et al., 2020; Etges et al., 2020; Salinas-Camarillo et al., 2021; Benito et al., 2022; Castillejo et al., 2022; Taboada et al., 2022; Castillejo et al., 2023). Sin embargo, en el Perú, existen pocas investigaciones científicas relacionadas a diatomeas; entre estas investigaciones se encuentran estudios arqueológicos (Fritz et al., 2015; Weide et al., 2017; Grana & Prieto, 2021), índices bióticos (Torres-Franco et al., 2019), flora de la Amazonía (Vouilloud et al., 2010), diatomeas en aguas termales (Cocquyt & Van de Vijver, 2007; Van de Vijver & Cocquyt, 2009) y como bioindicadores (Tapia, 2008).

Según el Centro Tyndall para la Investigación del Cambio Climático, el Perú es el tercer país más vulnerable del mundo a los impactos del cambio climático en las precipitaciones y la disponibilidad de agua (Bebbington & Williams, 2008). El río Chili, principal afluente de la cuenca que abastece de agua potable a la ciudad de Arequipa, se ha visto afectado por los efluentes residuales domésticos no

tratados que contaminan su curso de agua y rompen su equilibrio (Torres-Franco et al., 2019; López Ramos & Bocardo Delgado, 2022). La suma de estos factores afecta a las comunidades acuáticas, alterando las características limnológicas y deteriorando la calidad del agua (Barnum et al., 2017).

La estructura de las comunidades de diatomeas suele presentar cambios sustanciales en respuesta a diferentes factores, entre ellos los físico-químicos, produciendo variaciones en la composición de las especies de diatomeas y sus abundancias (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004; Mangadze et al., 2017). Estos cambios pueden ser utilizados para rastrear las variaciones en un sistema fluvial (Mangadze et al., 2017). Actualmente, existe una discusión sobre la importancia de las variables químicas (como pH, fósforo y nitrógeno total) y variables físicas (como la conductividad eléctrica, turbidez y velocidad de la corriente) como factores que determinan la estructura de estas comunidades en ríos tropicales (Díaz-Quirós & Rivera-Rondón, 2004).

El perifiton es un componente sumamente importante en los ecosistemas áridos y semiáridos, porque constituyen la base de los ecosistemas acuáticos, los cuales por las condiciones de la zona están sujetos a una alta variabilidad climática que influyen en la estructura de las comunidades en estos sistemas lóticos. Entre los componentes del perifiton, es importante la comunidad epilítica, en particular las diatomeas, que viven adheridas a las superficies rocosas porque reflejan muy bien los cambios en las condiciones del agua. Los ríos de las zonas áridas se caracterizan por presentar escasa vegetación y abundante sustrato rocosos, lo que hace que las diatomeas epilíticas sean una fuente muy confiable y representativa para el estudio de estos sistemas hidrológicos. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue determinar la composición y estructura comunitaria de las diatomeas epilíticas en la cuenca de los ríos Vitor-Quilca-Chili ubicada al sur del Perú, en la región Arequipa y explorar su relación con variables ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y colecta de muestras

El área de estudio está asentada en el flanco sur occidental de la Cordillera de los Andes y comprende la cuenca Vitor-Quilca-Chili ubicada al sur del Perú, en la región Arequipa; además, incluye pequeños sectores de las regiones Moquegua, Cusco y Puno (Fig. 1). El área limita por el norte con la cuenca del río Camaná-Majes-Colca, por el sur con la Intercuenca 1319 y la cuenca del río Tambo, por el este con la cuenca del río Tambo, por el oeste con la Intercuenca

133 y por el suroeste con el Océano Pacífico (INGEMMET, 2022). La cuenca tiene su origen en la unión de los ríos Blanco y Sumbay a 3750 m s.n.m. que dan lugar al río Chili, el cual luego de atravesar la ciudad de Arequipa recibe por la margen izquierda aguas del río Tingo Grande. Posteriormente se une con el río Yura y forman el río Vitor; éste al unirse con el río Sigwas, forma el río Quilca, el cual desemboca en el Océano Pacífico (INGEMMET, 2022).

La cuenca tiene una superficie de 13.529,88 km² y se localiza a 15° 37' 16" S y 70° 55' a 72° 24' O (INGEMMET, 2022). El clima de la región es árido y semiárido, la mayor parte del año es soleado y seco, las precipitaciones son escasas en toda la cuenca, excepto durante la temporada húmeda que

se extiende desde noviembre o diciembre hasta marzo o abril (ANA, 2023). Los principales usos de la tierra a lo largo de la cuenca son la ganadería, agricultura, industria y minería, esta última orientada mayormente a la explotación de cobre y oro (INGEMMET, 2022).

Sitios de muestreo. Veinte sitios fueron muestreados en el mes de junio y 17 en noviembre del 2022; la mayoría de los sitios fueron visitados en las dos fechas, aunque algunos de ellos tuvieron que ser reemplazados por dificultades logísticas (Tabla 1). Los sitios se distribuyen en los ríos Vitor, Sigwas, Quilca, Chili y Sumbay (Fig. 1). La posición geográfica de los sitios de muestreo fue registrada usando un GPS.

Tabla 1. Coordenadas geográficas, fechas de colecta y elevación de los sitios de muestreo en la cuenca Vitor-Quilca-Chili

| Sitio de muestreo | Río | Elevación s.n.m. | Coordenadas geográficas | | Fechas de colecta | |
|-------------------|--------|---------------------|-------------------------|-----------------|-------------------|-------------------|
| | | | Latitud | Longitud | junio 2022 | noviembre 2022 |
| E01 | Vitor | 986 | 16° 35' 28,5" S | 72° 00' 15,2" O | + | + |
| E02 | Vitor | 1300 | 16° 33' 51" S | 71° 58' 59,3" O | + | + |
| E03 | Vitor | 1098 | 16° 31' 16,6" S | 71° 57' 4,5" O | + | + |
| E04 | Vitor | 1150 | 16° 27' 46,0" S | 71° 53' 46,0" O | + | + |
| E05 | Vitor | 1274 | 16° 25' 05,9" S | 71° 52' 07,4" O | + | + |
| E06 | Vitor | 1443 | 16° 22' 33,7" S | 71° 48' 19,7" O | + | + |
| E07 | Sigwas | 1127 | 16° 24' 46" S | 72° 09' 50,7" O | + | + |
| E08 | Sigwas | 1152 | 16° 23' 44" S | 72° 09' 43,3" O | + | + |
| E09 | Sigwas | 1278 | 16° 20' 4,4" S | 72° 07' 47,0" O | + | + |
| E10 | Sigwas | 1300 | 16° 20' 06,9" S | 72° 07' 19,4" O | + | + |
| E11 | Sigwas | 1369 | 16° 18' 47,2" S | 72° 06' 02,2" O | + | + |
| E12 | Sigwas | 1514 | 16° 16' 17,1" S | 72° 04' 11,8" O | + | + |
| E13 | Sigwas | 1698 | 16° 11' 23,9" S | 72° 02' 43,5" O | + | + |
| E14 | Quilca | 4 | 16° 43' 25,6" S | 72° 25' 13,0" O | + | + |
| E15 | Quilca | 32 | 16° 41' 26,9" S | 72° 24' 21,8" O | + | |
| E16 | Quilca | 55 | 16° 39' 06,6" S | 72° 22' 42,4" O | + | |
| E17 | Chili | 1930 | 16° 25' 35,9" S | 71° 40' 25,6" O | + | |
| E18 | Chili | 2061 | 16° 26' 16,5" S | 71° 37' 20,7" O | + | |
| E19 | Chili | 2190 | 16° 26' 35,3" S | 71° 34' 19,5" O | + | |
| E20 | Chili | 2388 | 16° 22' 02,0" S | 71° 32' 07,8" O | + | |
| E24 | Sumbay | 3733 | 16° 14' 53,1" S | 71° 21' 05,8" O | | + |
| E25 | Sumbay | 3891 | 16° 03' 51,6" S | 71° 21' 46,3" O | | + |
| E26 | Sumbay | 4124 | 16° 06' 38,6" S | 71° 06' 25,5" O | | + |

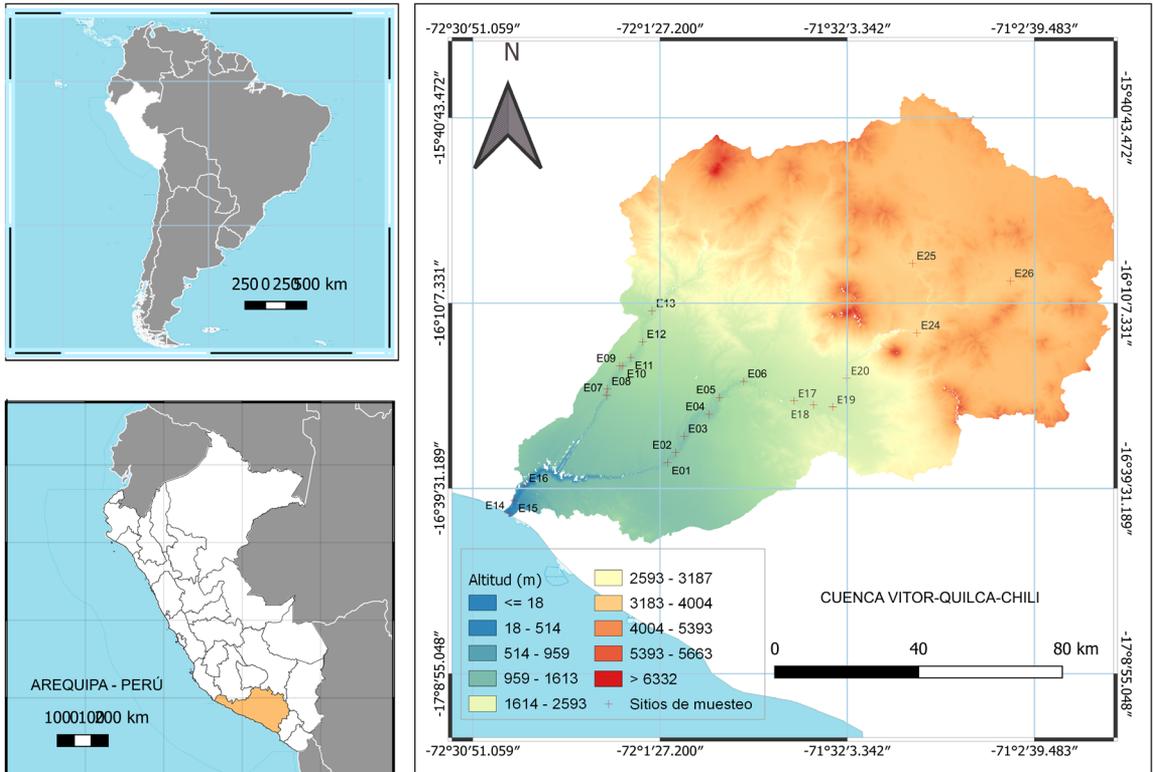


Fig. 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca Vitor-Quilca-Chili.

Colecta de muestras. Las muestras de agua para determinar la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la materia orgánica en sedimento (MO) fueron colectadas en frascos de polietileno de 250 mL. La colecta de muestras para determinar la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) se realizó en frascos de 1000 mL y para los ensayos de Coliformes totales (CT) y termotolerantes (CF) se utilizaron frascos esterilizados de polietileno de 500 mL. Las muestras para DQO se preservaron con H₂SO₄ 1 N. Todas las muestras se trasladaron al Laboratorio Servicios Analíticos S. A. C., en un contenedor en frío que mantuvo las muestras < 4 °C, antes de las ocho horas de la toma de la muestra, según los lineamientos establecidos en APHA (2017) y ASTM (2020).

Para la recolección de diatomeas epilíticas se ubicó un segmento del río de al menos 10 m de longitud. En cada sitio de muestreo se conformó una muestra compuesta formada por cinco rocas (tamaño aproximado 10 a 20 cm de diámetro), en las cuales se raspó un área de aproximadamente 20 cm² con un cepillo dental duro (Kelly et al., 2001; Castillejo et al., 2022). Los cepillados se colectaron en frascos herméticos de polietileno de 100 mL y se conservaron en formol al 4% a pH neutro.

Mediciones y análisis. La temperatura del agua (Temp), el pH, el oxígeno disuelto (OD), la conductividad eléctrica (CE) y la turbidez (Turb) se midieron “in situ” usando una sonda multiparamétrica Aquared modelo AP2000. El caudal (Q) se midió con un correntómetro Global Water modelo FP111.

Las muestras de diatomeas fueron tratadas en laboratorio después de 48 horas de decantación natural. La limpieza de los frústulos se realizó de acuerdo con el método del peróxido caliente (Kelly et al., 2001), el cual consistió en adicionar 20 mL de peróxido de hidrógeno al 30% V/V a un tubo de ensayo que contenía 10 mL de muestra; posteriormente se llevó a una placa de calentamiento a una temperatura de aproximadamente 90 ± 5 °C, hasta que la mayoría de la materia orgánica se oxidó (aproximadamente tres horas). Posteriormente, las muestras se centrifugaron tres veces a 1000 rpm por tres minutos y se lavaron con agua destilada entre cada centrifugada para eliminar el agente oxidante hasta que el pH estuviera neutro (~7). Con la ayuda de una pipeta Pasteur se dispensó entre una a dos gotas de la suspensión de diatomeas limpias sobre un cubreobjetos junto con una gota de etanol al 75%

para romper la tensión superficial y homogenizar la muestra. El cubreobjetos se colocó en una placa de calentamiento a 80 °C aproximadamente, hasta que se evaporó todo el líquido. Posteriormente, se verificó al microscopio que la densidad de diatomeas sea la adecuada, para lo cual se colocó el cubreobjetos sobre una lámina portaobjetos y se examinó con objetivo de 40X, teniendo en consideración que el número máximo de valvas por campo de visión sea aproximadamente de 30. Cuando la densidad era demasiado alta, se repitió el procedimiento con una suspensión más diluida (Kelly et al., 2001). Para fijar las muestras se usó el medio de montaje Zrax (IR 1,7) y se montaron dos preparaciones permanentes por sitio de muestreo y fecha.

Para el recuento de los taxones de diatomeas se contaron como mínimo 400 valvas (Kelly et al., 2001; Tibby et al., 2019) a una magnificación de 1000X, haciendo uso de un microscopio óptico Carl Zeiss modelo Primo Star, equipado con sistema microfotográfico Zeiss Axiocam ERc. Los recuentos se convirtieron en abundancias relativas. Para la identificación de los taxones se utilizó bibliografía especializada: Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1991), Round et al. (1990) y Wehr et al. (2015), complementada con la página <https://diatoms.org/> (Spaulding et al., 2021). Los datos nomenclaturales fueron revisados con la página <http://www.algaebase.org/> (Guiry & Guiry, 2017).

Se determinaron la riqueza de especies y los índices ecológicos de diversidad de Shannon (H'), dominancia de Simpson (1-D) y equidad de Pielou (J') con los recuentos obtenidos por sitios de muestreo. La abundancia relativa de cada especie se determinó en base al promedio de sitios por río.

Procesamiento de datos y análisis estadístico

Para los datos de las variables ambientales se aplicó estadística descriptiva e inferencial paramétrica y no paramétrica para identificar si existían diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los ríos y entre las fechas de colecta. Se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Las variables que no cumplieron con los supuestos se transformaron a $\log_{10}(x + 1)$ y se verificaron nuevamente la normalidad y la homogeneidad de varianzas. Se aplicó Análisis de Varianza y prueba de Tukey para determinar las diferencias cuando el análisis fue significativo. Las variables que no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se analizaron con estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis y Dunn.

Se utilizó la prueba de permutación de diversidad para identificar si existían diferencias significativas ($p < 0,05$) en los índices ecológicos

entre los ríos y las fechas de colecta (Koh & Xie, 2021). Para identificar cómo se agruparon los ríos con base en las abundancias relativas de la comunidad de diatomeas por sitio de muestreo se realizó un análisis de agrupamiento basado en el coeficiente de Bray Curtis y la técnica de ligamiento UPGMA (Castillejo et al., 2018; Lai et al., 2019).

La relación entre las especies de diatomeas y las variables ambientales se exploró mediante el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y el grado de correlación se determinó mediante el Coeficiente de Correlación de Spearman (ρ) con un valor de $p < 0,05$. Los datos de las variables ambientales se transformaron a $\log_{10}(x + 1)$ según Mbaio et al. (2020). Se excluyeron las variables ambientales que no se midieron en ambas fechas de colecta. De los 101 taxones, 72 taxones se excluyeron del análisis por tener baja representatividad (especies que registraron abundancias menores al 3% en dos o menos sitios de muestreo), según Lobo et al. (2015). Se utilizó el programa Past 3.23 (Hammer & Harper, 2001) para el análisis estadístico e índices ecológicos.

RESULTADOS

Composición y estructura comunitaria. En el presente estudio, se identificaron 101 taxones pertenecientes a 42 géneros, de los cuales *Nitzschia* y *Navicula*, fueron los géneros con mayor número de especies. Se registraron 52 especies abundantes, de las cuales 29 presentaron abundancias superiores al 3% en más de dos sitios de muestreo (Tablas 2 y 3). En la Fig. 2, se observan microfotografías de algunas de las especies más abundantes registradas en este estudio.

En el mes de junio, en el tramo correspondiente al río Vitor, *Nitzschia palea* (24,18%) fue la especie que registró la mayor abundancia; en el río Siguan, *Nitzschia inconspicua* (14,85%) registró una de las mayores abundancias; en cambio en el río Quilca fueron *Diatoma* aff. *tenuis* (20,89%) y *N. inconspicua* (14,76%). Por último, en el río Chili, *Rhoicosphenia abbreviata* (10,69%) fue la especie que presentó una de las mayores abundancias. Para el mes de noviembre, en el río Vitor fue *Nitzschia fonticola* (19,64%) la especie que presentó la mayor abundancia, en el río Siguan fueron *Amphora ovalis* (12,59%) y *Cymbella* aff. *excisa* (12,11%), en el río Quilca la mayor abundancia la presentó *Pleurosira laevis* (13,19%) y en el río Sumbay fue *Asterionella formosa* (16,28 %) la que presentó la mayor abundancia.

En noviembre, el valor promedio de S más alta (47 ± 7 , promedio \pm desviación estándar) se registró en el río Sumbay, mientras que el menor valor promedio (32 ± 7) se registró en el

Tabla 2. Listado y código de las 29 especies con abundancias relativas superiores al 3 % en más de dos sitios de muestreo en junio del 2022 y su distribución por sitio de muestreo y río de la cuenca Vítor-Quilca-Chili.

| Especie | Código | Vítor | | | | | | | | | | Quilca | | | | | Chili | | | | | |
|--|---------|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--------|-----|-----|-----|-----|-------|-----|-----|-----|-----|---|
| | | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E7 | E8 | E9 | E1 | E11 | E12 | E13 | E14 | E15 | E16 | E17 | E18 | E19 | E20 | |
| <i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing | Aova | | | x | | x | x | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Achnanthes minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki | Amin | | | | | x | x | | | | | | | | | | x | x | x | x | x | |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall | Aform | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Cocconeis engelpta</i> Ehrenberg | Ceng | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg | Cclin | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Cymbella excisa</i> Kützing | Cexc | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Cymbella</i> aff. <i>excisa</i> Kützing | Cexcaff | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Diatoma tenuis</i> C. Agardh | Dten | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Diatoma</i> aff. <i>tenuis</i> C. Agardh | Dtenaff | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Diatoma vulgare</i> Bory | Dvul | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing | Gpar | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg | Gtru | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Melosira varians</i> C. Agardh | Mvar | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot | Mato | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot | Nery | | | x | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing | Nrhy | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Navicula</i> sp1 | Nsp1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory | Ntri | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst | Ndis | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow | Nfru | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow | Ninc | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith | Npal | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow | Nfon | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Planohidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot | Plan | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Pleurosigma laevis</i> (Ehrenberg) Compère | Plaev | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Staurastrum</i> sp1 | Ssp | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Stephanocyclus meneghinianus</i> (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek | Smen | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot | Rabb | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère | Uulin | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | | | | | | | | x |

¹ presenta deformidades en el contorno de la valva

Tabla 3. Listado y código de las 29 especies con abundancias relativas superiores al 3% en más de dos sitios de muestreo en noviembre del 2022 y su distribución por sitio de muestreo y río de la cuenca Vitor-Quilca-Chili.

| Especie | Código | Vitor | | | | | | Siguas | | | | | | Quilca | | | Sumbay | | |
|--|----------------------|-------|----|----|----|----|----|--------|----|----|-----|-----|-----|--------|-----|-----|--------|-----|--|
| | | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E7 | E8 | E9 | E10 | E11 | E12 | E13 | E14 | E24 | E25 | E26 | |
| <i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing | Aova | x | x | x | x | x | x | x | x | | | | x | x | x | | | | |
| <i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki | Amin | | | | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall | Aform | x | | | | | | | | | | | | | | x | x | x | |
| <i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg | Ceug | x | x | x | x | x | x | | x | x | | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg | Clin | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Cymbella excisa</i> Kützing | Cexc | x | | | | | | x | x | x | x | | x | x | x | x | | x | |
| <i>Cymbella</i> aff. <i>excisa</i> Kützing | Cexcalf ¹ | | | | | | | x | x | x | x | x | x | | | | | | |
| <i>Diatoma tenue</i> C. Agardh | Dten | x | | | | | | | | | | | x | x | | x | | | |
| <i>Diatoma</i> aff. <i>tenue</i> C. Agardh | Dtenaff ¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Diatoma vulgare</i> Bory | Dvul | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | | x | x | x | |
| <i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing | Gpar | | | | x | | | | | x | x | | x | | | | x | x | |
| <i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg | Gtru | x | | x | x | | | | | | | | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Melosira varians</i> C. Agardh | Mvar | x | x | x | | x | x | | | | | x | | | | x | | | |
| <i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot | Mato | x | | x | x | x | | | | x | x | x | | | | x | x | x | |
| <i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot | Ncry | x | | x | x | | | | | | | | x | | | x | x | x | |
| <i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing | Nrhy | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Navicula</i> sp1 | Nsp1 | x | | x | x | x | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory | Ntri | x | x | x | x | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | |
| <i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst | Ndis | x | | x | | x | x | | | | | x | x | x | | x | x | x | |
| <i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow | Nfru | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | x | x | |
| <i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow | Ninc | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith | Npal | x | x | x | x | x | | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow | Nfon | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot | Plan | | x | x | x | x | x | | | x | x | x | x | x | | | x | x | |
| <i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère | Plae | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | x | x | x | x | | | |
| <i>Staurosira</i> sp1 | Ssp | x | x | | | x | x | | | | | | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Stephanocyclus meneghinianus</i> (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek | Smen | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | | | x | | x | x | |
| <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot | Rabb | x | | | x | x | x | | | x | x | x | x | x | x | x | x | x | |
| <i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère | Uuln | x | | | x | | x | x | x | x | | x | x | x | x | | x | x | |

¹ presenta deformidades en el contorno de la valva

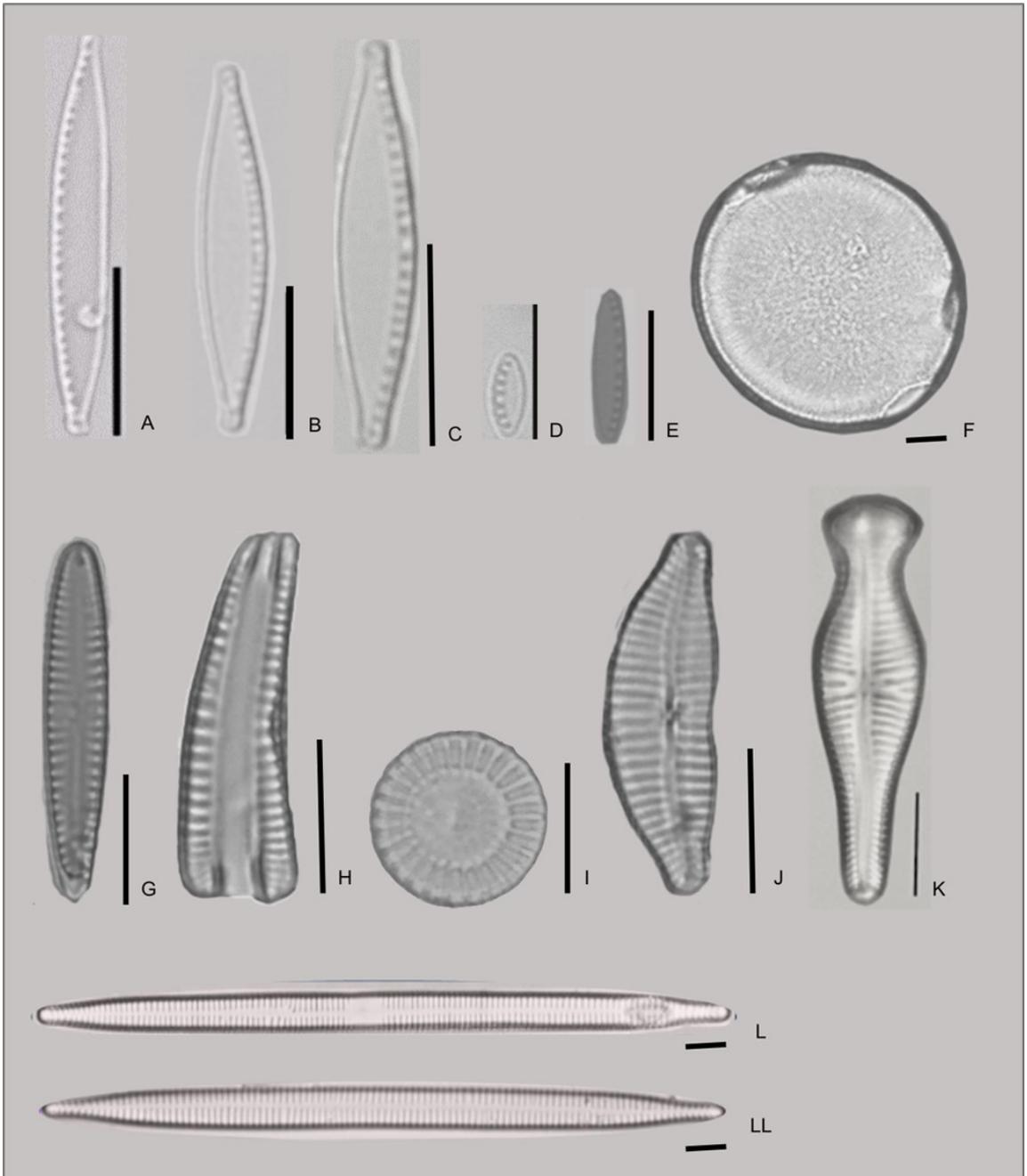


Fig. 2. Fotomicrografías de algunas de las especies más abundantes en los ríos de la cuenca Vitor-Quilca-Chili, Arequipa, Perú. **A**, *Nitzschia palea*. **B** y **C**, *Nitzschia fonticola*. **D** y **E**, *Nitzschia inconspicua*. **F**, *Pleurosira laevis*. **G** y **H**, *Rhoicosphenia abbreviata*. **I**, *Stephanocyclus meneghinianus*. **J**, *Cymbella excisa*. **K**, *Gomphonema truncatum*. **L** y **LL**, *Ulnaria ulna*. La barra negra corresponde a la escala de 10 μ m

río Sigüas. En junio, en el río Chili se presentó el valor promedio más alto de S (35 ± 6) y el menor (28 ± 6 ; 28 ± 8) se presentó en los ríos Vitor y Sigüas (Tabla 4). Los valores de H' variaron entre 1,56 a 3,27 y 1,41 a 3,39 en junio y noviembre, respectivamente (Tabla 4). Valores promedios de H' > 3 se presentaron en el río Sumbay en noviembre. El índice de Simpson presentó valores promedios entre 0,82 a 0,88 en junio y 0,79 a 0,94 en noviembre. En junio, el valor promedio más alto de J' ($0,79 \pm 0,07$) se presentó en el río Chili y el menor ($0,70 \pm 0,12$) en el río Vitor. Para noviembre, el valor promedio más alto de J' ($0,84 \pm 0,04$) se registró en Sumbay y el menor valor ($0,69 \pm 0,13$) se registró en Sigüas (Tabla 4).

Se encontraron diferencias significativas temporales para los índices ecológicos: S ($p = 0,0118$), H' ($p = 0,0001$), 1-D ($p = 0,0001$) y J' ($p = 0,001$) y las variables fisicoquímicas medidas en campo como la temperatura ($p = 0,0101$), pH ($p = 0,0124$) y OD ($p = 0,0089$). La CE no presentó diferencias significativas ($p = 0,7146$) entre las fechas de colecta. En cambio, sí se presentaron diferencias entre los ríos, donde los ríos Chili y Sumbay presentaron diferencias con los demás ríos. En relación con las diferencias espaciales de los índices ecológicos y las variables de campo se observaron diferencias significativas entre algunos ríos como se muestra en la Fig. 3.

El análisis de agrupamiento de Bray Curtis a un nivel de similitud de 0,3 (Fig. 4) identificó tres grupos en junio. El primero que correspondió a los sitios ubicados en el río Quilca. El segundo y tercer grupo estuvieron conformados por los sitios ubicados entre los ríos Chili, Vitor y Sigüas. En noviembre, el análisis reunió a cuatro grupos; el primer grupo reunió a los sitios E09 y E10 del río Sigüas, el segundo grupo reunió a los sitios ubicados en la parte alta de la cuenca (río Sumbay), el tercer grupo reunió a un mayor número de sitios principalmente los ubicados en los ríos Vitor y Sigüas. En el cuarto grupo se reunieron los sitios E07 y E08 ubicados en el río Sigüas.

Variables ambientales. El valor promedio más alto de Temp se registró en noviembre en el río Vitor ($22,21 \pm 3,23$ °C), mientras que el más bajo se registró en junio en el río Chili ($9,91 \pm 1,44$ °C). Respecto al pH, el valor promedio más alto se registró en el río Sigüas ($8,57 \pm 0,22$) y el más bajo en el río Chili ($8,06 \pm 0,33$), como se observa en las Tablas 5 y 6. La CE presentó el valor promedio más alto (2486 ± 2461 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en el río Sigüas y el promedio más bajo (288 ± 198 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en el río Sumbay en noviembre (Tabla 6). Respecto a la turbidez, el valor más alto se presentó en el río Quilca (183 FNU), y el más bajo en el río Vitor (0 FNU) en junio. La DBO₅ registró solo un valor por encima del Límite de Detección (LD) en

junio (3,15 mg/L). Por otro lado, los valores de la DQO fluctuaron entre < 10 a 31,6 mg/L en junio y < 10 a 12,9 mg/L en noviembre. En relación con los coliformes, los valores máximos de CT y CF (79000 NMP/100 mL y 4900 NMP/100 mL, respectivamente) se registraron en junio; y los valores mínimos (7,8 NMP/100 mL y 2 NMP/100 mL, respectivamente) en noviembre (Tabla 6).

Relación entre la comunidad de diatomeas y las variables ambientales

En junio, el ACC representó el 38,74% de la varianza total en el primer eje, donde la CE se correlacionó con *Nitzschia dissipata* ($\rho = -0,52$) (Fig. 5A). El OD presentó correlación positiva con las especies *Diatoma tenuis* y *D. vulgaris* ($\rho = 0,51$ y $\rho = 0,497$, respectivamente). La materia orgánica se correlacionó con *Gomphonema truncatum* y *N. inconspicua* ($\rho = -0,7$ y $\rho = -0,69$, respectivamente). El Q presentó una correlación con las especies con deformidades en el contorno valvar: *D. tenuis* ($\rho = 0,68$) y *C. excisa* ($\rho = -0,54$). El segundo eje representó el 24,14% de la varianza total y estuvo asociado con la temperatura y la turbidez que presentaron correlaciones muy bajas con las especies.

Para noviembre, el ACC representó el 32,86% de la varianza total en el primer eje, la CE se correlacionó con *A. formosa* ($\rho = -0,53$), *Stephanocyclus meneghinianus* ($\rho = 0,57$) y *G. truncatum* ($\rho = -0,67$) (Fig. 5B). *Asterionella formosa* también se correlacionó con la MO ($\rho = -0,6$). El segundo eje representó el 24,12% de la varianza total y las variables asociadas OD y turbidez se correlacionaron con *A. formosa* ($\rho = -0,52$ y $0,53$, respectivamente). *Cymbella excisa* (con deformidades en el contorno valvar) se correlacionó con la turbidez ($\rho = -0,76$) y la temperatura ($\rho = 0,46$). La temperatura también presentó una correlación con *A. formosa* ($\rho = -0,48$).

Solo la CE presentó una correlación negativa con la riqueza de especies ($\rho = -0,4264$), H' ($\rho = -0,4089$), Simpson ($\rho = -0,3671$) y J' ($\rho = -0,3452$), el resto de las variables presentaron una baja correlación (Tabla 7).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Al analizar la estructura de la comunidad de diatomeas de la cuenca observamos que, los valores más altos de riqueza y H' en noviembre se presentaron en el río Sumbay y en junio en el río Chili. En un estudio realizado por Torres-Franco et al. (2019) en el río Chili, reportaron valores de S y H' muy bajos (S = 20,1 a 26,1 y H' = 1,1 a 2,4) a diferencia de los nuestros que variaron entre los 36 a 38 y 2,4 a 3,3 para la S y H', respectivamente.

Tabla 4. Valores de la riqueza de especies (S), índice de diversidad de Shannon & Wiener (H'), Simpson (1-D) y Equidad de Pielou' (J) por sitios y valores promedio por ríos en la cuenca Vitor-Quilca-Chili, en los meses de junio y octubre del 2022.

JUNIO

| Río | Vitor | | | | | | Sigüas | | | | | | Quilca | | | | Chili | | | | | | | | | | |
|-----|-------|-----|-----|-----|-----|-----|--------|-----|-----|-----|-----|-----|--------|-----|------|-----|-------|-----|------|-----|-----|-----|-----|------|----|----|------|
| | E01 | E02 | E03 | E04 | E05 | E06 | prom | E07 | E08 | E09 | E10 | E11 | E12 | E13 | prom | E14 | E15 | E16 | prom | E17 | E18 | E19 | E20 | prom | 35 | 35 | 2,81 |
| S | 18 | 26 | 30 | 33 | 33 | 25 | 28 | 29 | 31 | 33 | 29 | 23 | 35 | 35 | 31 | 29 | 35 | 20 | 28 | 36 | 39 | 26 | 38 | 35 | | | |
| H' | 2,2 | 2,5 | 2,4 | 2,7 | 2,4 | 1,6 | 2,31 | 2,6 | 2,7 | 2,3 | 2 | 2 | 3 | 3,2 | 2,55 | 2,4 | 2,7 | 2,4 | 2,51 | 2,7 | 3,3 | 2,4 | 2,9 | 2,81 | | | |
| 1-D | 0,8 | 0,9 | 0,9 | 0,9 | 0,8 | 0,6 | 0,82 | 0,9 | 0,9 | 0,8 | 0,7 | 0,8 | 0,9 | 0,9 | 0,85 | 0,8 | 0,9 | 0,9 | 0,86 | 0,9 | 1 | 0,8 | 0,9 | 0,88 | | | |
| J' | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,8 | 0,7 | 0,5 | 0,70 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,6 | 0,6 | 0,9 | 0,9 | 0,74 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,76 | 0,8 | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 0,79 | | | |

NOVIEMBRE

| Río | Vitor | | | | | | Sigüas | | | | | | Quilca | | | | Sumbay | | | | | | | | | |
|-----|-------|------|------|------|------|------|--------|------|------|------|------|------|--------|------|------|------|--------|------|------|------|------|------|------|------------------------------|----|------|
| | E01 | E02 | E03 | E04 | E05 | E06 | prom | E07 | E08 | E09 | E10 | E11 | E12 | E13 | prom | E14 | E14 | E25 | E26 | E24 | E25 | E26 | prom | 47 <td>47</td> <td>3,22</td> | 47 | 3,22 |
| S | 42 | 37 | 37 | 32 | 30 | 25 | 34 | 25 | 25 | 36 | 25 | 34 | 35 | 42 | 32 | 35 | 32 | 42 | 47 | 51 | 47 | 51 | 47 | | | |
| H' | 2,95 | 3,04 | 3,07 | 2,6 | 2,09 | 2,28 | 2,67 | 1,41 | 2 | 2,42 | 2,37 | 2,77 | 2,7 | 3,09 | 2,39 | 2,76 | 3,01 | 3,39 | 3,27 | 3,01 | 3,39 | 3,27 | 3,22 | | | |
| 1-D | 0,9 | 0,93 | 0,92 | 0,87 | 0,76 | 0,83 | 0,87 | 0,47 | 0,76 | 0,8 | 0,81 | 0,9 | 0,89 | 0,93 | 0,79 | 0,88 | 0,92 | 0,95 | 0,94 | 0,92 | 0,95 | 0,94 | 0,94 | | | |
| J' | 0,79 | 0,84 | 0,85 | 0,75 | 0,62 | 0,71 | 0,76 | 0,44 | 0,62 | 0,67 | 0,74 | 0,78 | 0,76 | 0,83 | 0,69 | 0,78 | 0,81 | 0,88 | 0,83 | 0,81 | 0,88 | 0,83 | 0,84 | | | |

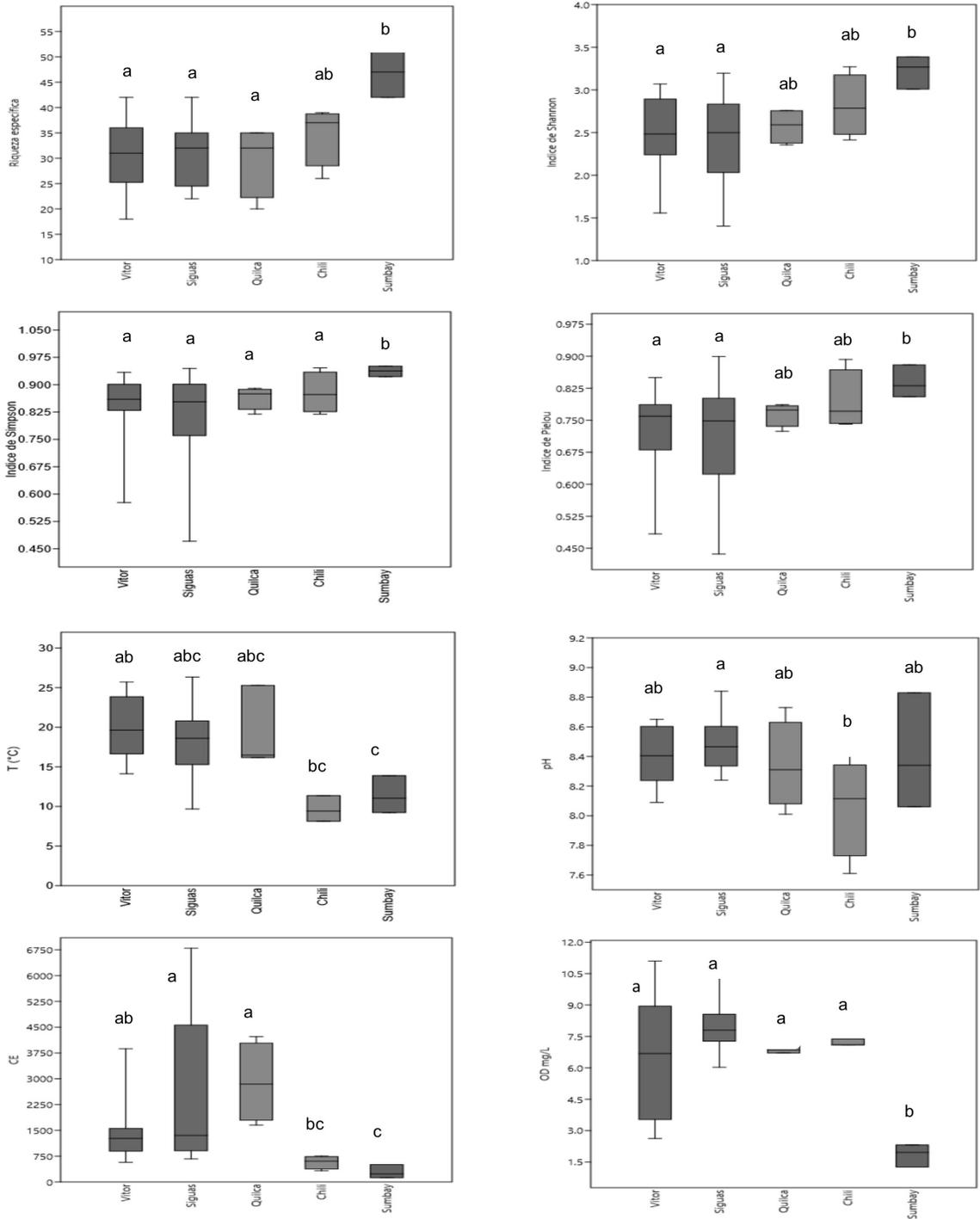


Fig. 3. Diagrama de caja y bigotes de los índices de diversidad y variables fisicoquímicas en los ríos de la cuenca Quilca-Vitor-Chili. Las letras sobre las cajas representan diferencias significativas en las pruebas post hoc de Tukey (los ríos con las mismas letras no son diferentes). T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto.

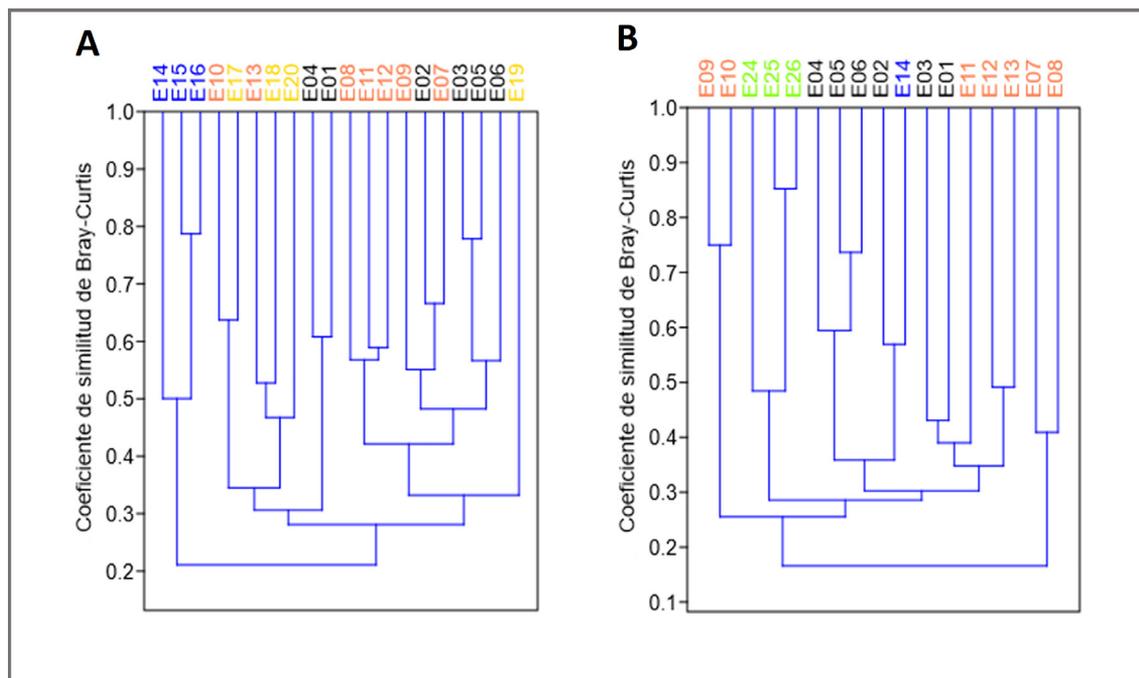


Fig. 4. Análisis de agrupamiento de similitud (UPGMA) de Bray-Curtis de la comunidad de diatomeas en la cuenca Vitor-Quilca-Chili. **A**, junio. **B**, noviembre. Los sitios en el río Vitor se muestran en color negro, los sitios en el río Sigwas se muestran en color rojo, los sitios en el río Quilca se muestran en color azul, los sitios en el río Chili se muestran en color amarillo y los sitios en el río Sumbay se muestran en color verde.

Esta diferencia, probablemente se deba a que la investigación de Torres-Franco et al. (2019) se realizó cuando los efluentes residuales domésticos de la ciudad se vertían directamente al río sin tratamiento alguno.

Los ríos Chili y Sumbay no presentaron diferencias significativas con relación a la riqueza de especies y algunas variables ambientales como la temperatura. En estos ríos, se registraron las temperaturas más bajas (8,13 a 13,89 °C) probablemente asociados a la altitud en que se encuentran o la estación del año que fueron muestreados. En el río Sumbay, se registraron los valores más altos de riqueza; este río se caracterizó por estar ubicado lejos de la ciudad de Arequipa, en la parte alta de la cuenca a una altitud de 3733 a 4124 m s.n.m. A diferencia del río Sumbay, el río Chili cruza la ciudad y se ubica entre los 1930 a 2388 m s.n.m.

Diferentes estudios han reportado que la temperatura puede influir sobre la estructura de la comunidad de diatomeas (Adam et al., 2017; Hao et al., 2021; Taboada et al., 2023). Las diatomeas son organismos autótrofos que tienen pigmentos fotosintéticos (Round et al., 2001) y para realizar la fotosíntesis requieren de la luz solar y su disponibilidad tiene una gran influencia en la estructura de la comunidad (Flöder et al., 2002). Esto podría explicar las diferencias encontradas de

la riqueza entre los meses de junio y noviembre, ya que noviembre es un mes que corresponde a la estación de primavera que se caracteriza por tener más horas de luz solar y temperaturas ambientales más elevadas en comparación a junio (invierno). Según Flöder et al. (2002), el fotoperiodo (duración de la luz diurna), juega un papel crucial en la diversidad de especies fitoplanctónicas; por ende, también en las especies bentónicas.

El análisis de agrupamiento de Bray Curtis identificó tres grupos en junio. El primero que correspondió a los sitios ubicados en el río Quilca; este río se caracterizó por ubicarse entre los 4 a 55 m s.n.m. y presentó la mayor interacción e impactos directos de las actividades agrícolas y mineras que se realizan en lugares adyacentes al departamento de Arequipa. El segundo y tercer grupos estuvieron conformados por los sitios ubicados entre los 986 a 2388 m s.n.m. En noviembre, el análisis reunió a cuatro grupos; siendo el segundo grupo el que reunió a los sitios ubicados en la parte alta de la cuenca (río Sumbay) entre los 3733 a 4124 m s.n.m.; el tercer grupo que reunió a un mayor número de sitios principalmente los ubicados en el río Sigwas. En el cuarto grupo el análisis reunió a dos de los sitios ubicados en el río Sigwas que se caracterizaron por presentar los valores más altos de conductividad (E07 = 6796 y E08 = 5208

Tabla 5. Valores de las variables ambientales por sitio en junio del 2022 en la cuenca Vitor-Quilca- Chili. Temp: temperatura, CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto; Turb: turbidez, DBO_5 : demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, CT: coliformes totales, CF: coliformes termotolerantes, MO: materia orgánica y Q: caudal, \bar{X} : promedio, DS: desviación estándar.

| Río | Sitio | Temp °C | pH | CE $\mu\text{S/cm}$ | OD mg/L | Turb FNU | DQO mg/L | CT NMP /100 mL | CF NMP/ 100 mL | MO (%) | Q m/s |
|--------|-----------|---------|------|---------------------|---------|----------|----------|----------------|----------------|--------|-------|
| Vitor | E01 | 19,64 | 8,22 | 1281 | 3,4 | 8,1 | 21,60 | 790 | 330 | 2,78 | 0,59 |
| | E02 | 14,74 | 8,31 | 569 | 5,08 | 17,2 | 31,6 | 49000 | 1300 | 6,85 | 1,15 |
| | E03 | 17,88 | 8,63 | 1487 | 6,1 | 21,9 | 17,40 | 4900 | 3300 | 7,2 | 0,46 |
| | E04 | 20,64 | 8,52 | 938 | 3,92 | 13,7 | 19,50 | 7900 | 4900 | 1,01 | 0,49 |
| | E05 | 18,32 | 8,36 | 880 | 3,38 | 2,8 | 13,70 | 79000 | 4900 | 1,33 | 1,91 |
| | E06 | 14,13 | 8,09 | 947 | 2,63 | 0,0 | | 2200 | 33 | 1,56 | 0,42 |
| | \bar{X} | 16,94 | 8,34 | 1580 | 4,56 | 9,1 | 18,98 | 20560 | 2116 | 3,19 | 0,77 |
| | DS | 2,89 | 0,18 | 1519 | 1,72 | 8,7 | 7,42 | 31024 | 2212 | 2,68 | 0,57 |
| Siguas | E07 | 13,23 | 8,26 | 4959 | 7,42 | 0,0 | 10,10 | 130 | 49 | 1,62 | 0,38 |
| | E08 | 15,57 | 8,24 | 4430 | 7,83 | 1,3 | | 330 | 79 | 1,55 | 0,51 |
| | E09 | 20,44 | 8,58 | 1421 | 6,83 | 1,8 | | 3300 | 70 | 1,91 | 0,16 |
| | E10 | 17,34 | 8,34 | 1377 | 6,08 | 51,8 | 18,50 | 1300 | 790 | 2,54 | 0,02 |
| | E11 | 20,6 | 8,44 | 1202 | 6,03 | 0,6 | | 4900 | 330 | 0,67 | 0,20 |
| | E12 | 15,15 | 8,52 | 927 | 7,77 | 15,8 | 12,70 | 4900 | 49 | 1,27 | 1,72 |
| | E13 | 9,69 | 8,49 | 840 | 8,41 | 10,3 | 12,20 | 17000 | 2300 | 1,04 | |
| | \bar{X} | 16,00 | 8,41 | 2165 | 7,20 | 11,66 | 13,38 | 4551 | 524 | 1,51 | 0,50 |
| DS | 3,90 | 0,13 | 1748 | 0,91 | 18,67 | 3,60 | 5841 | 828 | 0,61 | 0,62 | |
| Quilca | E14 | 17,93 | 8,29 | 3466 | 6,85 | 183,0 | 10,10 | 490 | 79 | 0,7 | 2,98 |
| | E15 | 16,18 | 8,01 | 2222 | 6,71 | 3,7 | | 2300 | 70 | 2,10 | 4,60 |
| | E16 | 16,48 | 8,33 | 1655 | 7,06 | 1,8 | | 1100 | 230 | 3,41 | 3,77 |
| | \bar{X} | 16,86 | 8,21 | 2448 | 6,87 | 62,8 | 10,1 | 1297 | 126 | 2,07 | 3,78 |
| | DS | 0,94 | 0,17 | 926 | 0,18 | 104,1 | | 921 | 90 | 1,36 | 0,81 |
| Chili | E17 | 9,42 | 8,14 | 754 | 7,38 | 6,9 | | | | | |
| | E18 | 11,37 | 8,09 | 686 | 7,09 | 5,4 | | | | | |
| | E19 | 10,72 | 7,61 | 526 | 7,10 | 1,7 | | | | | |
| | E20 | 8,13 | 8,41 | 325 | | 58,1 | | | | | |
| | \bar{X} | 9,91 | 8,06 | 573 | 7,19 | 18,0 | | | | | |
| | DS | 1,44 | 0,33 | 191 | 0,16 | 26,8 | | | | | |

$\mu\text{S/cm}$). Como se observó, la similitud de Bray Curtis agrupó a la comunidad de diatomeas que se ubicaron a altitudes extremas, en tal sentido es probable que la altitud juegue un papel importante en la composición de la comunidad de diatomeas en la cuenca Vitor-Quilca-Chili.

El género *Nitzschia* ha sido estudiado y caracterizado por ser tolerante e indicador de eutrofización antrópica en ríos de Brasil, Colombia

y Ecuador (Lobo et al., 2015; Castillejo et al., 2018; Heinrich et al.; 2019). Entre las especies registradas como abundantes se tiene a *N. palea*, la cual también se reportó como abundante en manantiales que presentaron moderados niveles de eutrofización en la Cuenca Hidrográfica del Arroyo Andreas, Brasil (Etges et al., 2020). Esta especie habita aguas con una alta contaminación orgánica y pobre en oxígeno (Schuch et al., 2015;

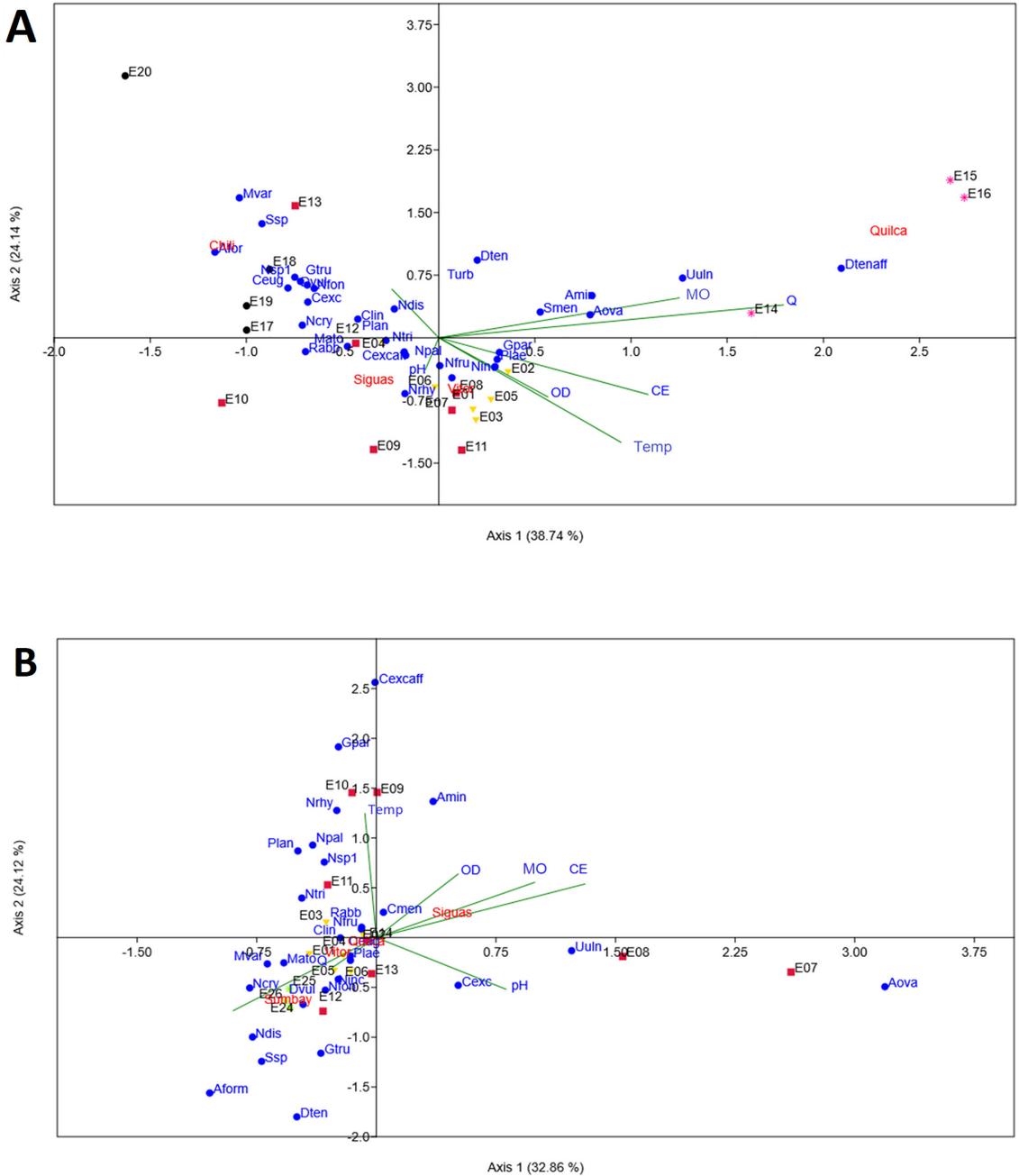


Fig. 5. Gráfico del análisis de correspondencia canónica de las 29 especies de diatomeas epilíticas más abundantes y las variables ambientales en la cuenca Vitor-Quilca-Chili. **A**, en junio del 2022; **B**, en noviembre del 2022. Temp: temperatura, OD: oxígeno disuelto, CE: conductividad eléctrica, Turb: turbidez, MO: materia orgánica y Q: caudal. Los códigos en minúscula en color azul corresponden a las especies de diatomeas (ver Tablas 2 y 3). Las variables ambientales se muestran en mayúscula en color azul. Los nombres de los ríos están en color rojo. Las líneas en color verde indican el sentido en que aumentan las variables.

Tabla 6. Valores de las variables ambientales por sitio en noviembre del 2022 en la cuenca Vitor-Quilca- Chili. Temp: temperatura, CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto; Turb: turbidez, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, CT: coliformes totales, CF: coliformes termotolerantes, MO: materia orgánica y Q: caudal, \bar{X} : promedio, DS: desviación estándar.

| Río | Sitio | Temp °C | pH | CE $\mu\text{S/cm}$ | OD mg/L | Turb FNU | DQO mg/L | CT NMP/ 100 mL | CF NMP/ 100 mL | MO (%) | Q m/s |
|--------|-----------|---------|------|---------------------|---------|----------|----------|----------------|----------------|--------|-------|
| Vitor | E01 | 25,72 | 8,45 | 2232 | 8,23 | 6,5 | | 33,0 | 2,0 | 2,04 | 2,20 |
| | E02 | 22,71 | 8,16 | 3873 | 7,26 | 11,0 | | 2200 | 13,0 | 2,49 | 1,90 |
| | E03 | 23,86 | 8,65 | 1580 | 9,82 | 3,5 | | 49 | 4,5 | 1,08 | 0,70 |
| | E04 | 23,89 | 8,64 | 1254 | 11,1 | 4,2 | | 33 | 4,5 | 1,33 | 1,30 |
| | E05 | 20,44 | 8,51 | 1327 | 9,18 | 6,1 | 12,90 | 1300 | 7,8 | 3,29 | 2,10 |
| | E06 | 16,64 | 8,29 | 878 | 7,71 | 0,2 | | 4900 | 23,0 | 1,25 | 0,40 |
| | \bar{X} | 22,21 | 8,45 | 1857 | 8,88 | 5,2 | 12,90 | 1419 | 9,1 | 1,91 | 1,43 |
| | DS | 3,23 | 0,19 | 1085 | 1,44 | 3,6 | | 1921 | 7,8 | 0,86 | 0,76 |
| Siguas | E07 | 15,50 | 8,82 | 6796 | 9,2 | | | 23 | 1,8 | 4,25 | 0,20 |
| | E08 | 18,60 | 8,67 | 5208 | 8,48 | | | 230 | 33,0 | 1,98 | 0,30 |
| | E09 | 25,80 | 8,36 | 1482 | 8,8 | | | 7,8 | 4,5 | 1,99 | 0,10 |
| | E10 | 25,50 | 8,37 | 1326 | 10,39 | | | 1,8 | 1,8 | 2,13 | 0,10 |
| | E11 | 26,34 | 8,32 | 1112 | 7,47 | | 10,30 | 130 | 7,8 | 1,60 | 0,10 |
| | E12 | 20,80 | 8,58 | 804 | 7,69 | | 12,10 | 7,8 | 1,8 | 2,68 | 1,40 |
| | E13 | 15,30 | 8,84 | 671 | 8,2 | | | 79 | 2,0 | 2,15 | |
| | \bar{X} | 21,12 | 8,57 | 2486 | 8,60 | | 11,20 | 68 | 7,5 | 2,40 | 0,37 |
| DS | 4,83 | 0,22 | 2461 | 0,99 | | 1,27 | 85,5 | 11,5 | 0,88 | 0,51 | |
| Quilca | E14 | 25,28 | 8,73 | 4226,5 | | 7,2 | | <1,8 | 1,8 | 3,47 | 2,40 |
| Sumbay | E24 | 13,89 | 8,83 | 234 | 1,26 | 3,0 | | | | | |
| | E25 | 11,04 | 8,06 | 123 | 2,32 | 11,1 | | | | | |
| | E26 | 9,23 | 8,34 | 507 | 1,96 | 18,9 | | | | | |
| | \bar{X} | 11,39 | 8,41 | 288 | 1,85 | 11,0 | | | | | |
| | DS | 2,35 | 0,39 | 198 | 0,54 | 8,0 | | | | | |

Lobo et al., 2019; Salinas-Camarillo et al., 2020).

En nuestro estudio, los cuerpos de agua se caracterizaron por presentar CE entre 569 $\mu\text{S/cm}$ y 6796 $\mu\text{S/cm}$, debido probablemente a las características de la zona. La geología de la cuenca esta influenciada por la actividad tectónica, compuesta principalmente por rocas ígneas y sedimentarias entre ellas están las andesitas y basaltos (INGEMMET, 2022). En términos generales, la cuenca tiene un origen pluvial, aunque el río Siguas además es alimentado por los deshielos de los nevados Ampato y Sabancaya y las precipitaciones pluviales de las partes altas de la cuenca (ANA, 2023).

En los ríos Chili, Vitor y Siguas se desarrolla la mayor actividad agrícola de la cuenca y es

en la parte baja del río Siguas (E07 y E08) que se ve afectada por la presencia de nitratos, que provienen de las aguas de drenaje agrícola y el uso de fertilizantes en la zona (ANA, 2023). Probablemente, la actividad agrícola y la erosión producto de los deshielos influyen en los valores más altos de conductividad en este río. Lobo et al. (2019), afirman que especies como *N. palea* pueden ocurrir en áreas con actividad agrícola, debido al importante aporte de fertilizantes y materia orgánica utilizada. Si bien, *N. palea* se registró en áreas con actividad agrícola, las mayores abundancias promedio (24,12% y 13,55%) se registraron en sitios con moderada CE especialmente en los sitios del río Vitor (E05 = 880 $\mu\text{S/cm}$ y E06 = 947 $\mu\text{S/cm}$) y OD entre 3,38 mg/L y 2,63 mg/L.

Tabla 7. Correlaciones de Spearman y valores de probabilidad (p) entre los índices de diversidad de Shannon & Wiener (H'), Simpson (1-D), equidad de Pielou (J'), riqueza de especies (S) y las variables ambientales Temp: temperatura, CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto; Turb: turbidez, MO: materia orgánica y Q: caudal. Los valores de probabilidad menores a 0,05 se encuentran en negrita.

| | Temp | pH | CE | OD | Turb | MO | Q | S | H' | 1-D | J' |
|------|---------|---------|---------------|---------|---------|---------|--------------|---------------|------------------|------------------|------------------|
| Temp | | 0,3081 | 0,0322 | 0,2014 | 0,2864 | 0,8409 | 0,1237 | 0,1931 | 0,2474 | 0,6691 | 0,3724 |
| pH | 0,183 | | 0,7037 | 0,9452 | 0,4186 | 0,0943 | 0,2663 | 0,536 | 0,922 | 0,6365 | 0,5985 |
| CE | 0,3737 | 0,0688 | | 0,0823 | 0,4955 | 0,2054 | 0,0576 | 0,0134 | 0,0182 | 0,0356 | 0,0492 |
| OD | 0,2283 | 0,0125 | 0,3069 | | 0,1866 | 0,5393 | 0,9443 | 0,1331 | 0,357 | 0,5109 | 0,5716 |
| Turb | -0,1912 | -0,1457 | -0,1229 | -0,2358 | | 0,9303 | 0,1045 | 0,2709 | 0,096 | 0,111 | 0,0907 |
| MO | 0,0363 | -0,2961 | 0,2263 | 0,1108 | -0,0159 | | 0,005 | 0,6592 | 0,7746 | 0,9632 | 0,8569 |
| Q | 0,2734 | -0,1993 | 0,3338 | 0,0126 | 0,2877 | 0,4766 | | 0,4412 | 0,8986 | 0,4504 | 0,5553 |
| S | -0,2324 | 0,1117 | -0,4264 | -0,267 | 0,1974 | -0,0797 | -0,1388 | | <0,001 | 0,001 | 0,0016 |
| H' | -0,2071 | -0,0177 | -0,4089 | -0,1656 | 0,2947 | -0,0518 | 0,0231 | 0,7823 | | <0,001 | <0,001 |
| 1-D | -0,0773 | -0,0854 | -0,3671 | -0,1186 | 0,2826 | -0,0084 | 0,136 | 0,5476 | 0,913 | | <0,001 |
| J' | -0,1605 | -0,0951 | -0,3452 | -0,1022 | 0,2992 | -0,0327 | 0,1065 | 0,5287 | 0,9403 | 0,9562 | |

El género *Nitzschia* se presentó en toda la cuenca. En el río Vitor, *N. palea* registró la mayor abundancia (24,18%) en junio, en cambio en el mes de noviembre, en el mismo río *N. fonticola* fue la más abundante (19,64%). A diferencia del estudio de Torres-Franco et al. (2019), fue *N. inconspicua* la que predominó en el río Chili; en cambio en nuestro estudio fue *R. abbreviata*.

Según Torres-Franco et al. (2019) en su estudio realizado en el río Chili, la abundancia más alta de *N. inconspicua* se correlacionó con las concentraciones más altas de fósforo total. Según Shen et al. (2018), en su investigación en el río Ying en China, encontraron que esta especie se correlacionó negativamente con la velocidad de la corriente y fue influenciada positivamente por los valores altos de conductividad y salinidad (170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 1930 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 0,05 ‰ a 0,96 ‰, respectivamente). El río Ying, tiene un origen aluvial y su curso ha sido moldeado por la erosión, al igual que el río Chili, este río cruza la ciudad y parte de sus aguas son destinadas para la actividad agrícola de la región Shen et al. (2018). En nuestro estudio, *N. inconspicua* también se registró como una especie abundante en el río Chili en junio; sin embargo, las mayores abundancias se presentaron en los ríos Sigua y Quilca (14,76% y 14,88%). Así mismo, a diferencia de Shen et al. (2018), esta especie no se correlacionó con la CE; en cambio

presentó una fuerte correlación positiva con la materia orgánica.

Las especies con deformidades en el contorno valvar *D. tenuis* (20,89%) y *C. excisa* (12,11%) se correlacionaron con el caudal; aunque ambas especies son pennadas y presentan rafe que les permite adherirse a los sustratos sólidos y no dejarse arrastrar fácilmente por la corriente, la primera de ellas presentó una correlación positiva y la segunda presentó una correlación negativa con el Q. No se ha encontrado literatura sobre el efecto del caudal en las deformidades del contorno valvar, la literatura señala a los metales pesados como responsables de los diferentes tipos de teratologías (Lavoie et al., 2017). Probablemente, existan otras variables ambientales que afecten la morfología de las diatomeas; además la resistencia de las valvas a ser deformadas dependerá de las características biológicas de las diatomeas (Fu et al., 2022).

Asterionella formosa es una especie de diatomea cosmopolita, aunque sus preferencias ecológicas no están claramente definidas (Zhang et al., 2023), la mayoría de investigaciones la reportan como planctónicas. Es una especie común en lagos mesotróficos y eutróficos a nivel mundial y su abundancia ha ido en aumento en lagos oligotróficos, lo que se interpreta como una respuesta al enriquecimiento de nutrientes como

el N y el Si (Round et al., 1990; Spaulding et al., 2021; Van de Vyver et al., 2022). En nuestro estudio, los sitios donde se registraron las mayores abundancias de *A. formosa*, correspondieron a un tramo de la cuenca (río Sumbay) donde se desarrolla el cultivo de la trucha, entre los impactos de esta actividad es la posible eutrofización de los cuerpos de agua por un aporte de nutrientes producto de la descomposición de materia orgánica, lo que podría tener una influencia sobre la abundancia relativa de esta especie en el bentos. Así mismo, en este tramo del río, se registraron los valores más bajos de OD, probablemente producto de la eutrofización, los que se correlacionaron con la abundancia de esta especie ($\rho = -0,53$).

Entre otros taxones que se observaron en el ACC están *Gomphonema*, *Diatoma* y *A. minutissimum*. *Gomphonema* es un género distribuido mundialmente y sus especies exhiben diferencias en las características ecológicas, algunas son acidófilas, neutrófilas y alcalifilas como *G. truncatum* (Blanco et al., 2012; Martínez-Goss et al., 2023). Esta especie es bentónica, habita ecosistemas de agua dulce con preferencias β -mesosapróbica (Blanco et al., 2012). Se registraron las mayores abundancias de *G. truncatum* en el río Siguas que presentó CE entre 679,5 a 926,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Respecto a *D. tenuis*, existen diferentes opiniones respecto a su taxonomía, es una especie con una alta variabilidad morfológica, cosmopolita y habita tanto ambientes de agua dulce como salobre (Genkal, 2004). *Diatoma tenuis* registró la mayor abundancia en río Siguas que presentó caudales entre 2,98 a 4,60 m/s en junio. Según Shen et al. (2018), *A. minutissimum* se correlacionó negativamente con el caudal, en cambio nosotros encontramos una correlación positiva débil con esta variable; según Lobo et al. (2019), esta especie se caracteriza por habitar ambientes oligotróficos hasta mesotróficos.

La correlación entre las variables ambientales y los índices ecológicos mostraron que la CE fue una variable que probablemente influyó en la estructura comunitaria de las diatomeas (riqueza de especies e índices de Shannon, Simpson y Pielou). De manera similar, en un estudio realizado en África encontraron que la conductividad, el oxígeno disuelto, el pH y la turbidez fueron las variables que determinaron la estructura de la comunidad (Shibabaw et al., 2021). Al respecto, Mangadze et al. (2017) han informado que la composición iónica y la conductividad del agua influye sobre la distribución de la comunidad de diatomeas.

Por último, cabe indicar que si bien no fue objetivo del estudio evaluar las anomalías morfológicas en los frústulos de las diatomeas es importante mencionarlas, ya que según Morin et al. (2008) en su ambiente natural se pueden encontrar

< 0,5%. Sin embargo, nosotros registramos deformidades en el contorno valvar de las especies *D. tenuis* (20,89%) en el río Quilca en junio y *C. excisa* (12,11%) en el río Siguas en primavera. Tales deformidades pueden deberse a la presencia de microcontaminantes en el ambiente acuático como los metales pesados y son considerados buenos biomarcadores de contaminación acuática por actividades mineras (Morin et al., 2008; Lavoie et al., 2017; Pandey et al., 2018; Olenici et al., 2020).

Esta investigación mostró que las variables ambientales pueden influir en la estructura de la comunidad de diatomeas, siendo la CE, Q, pH y MO las que determinaron la estructura de la comunidad de diatomeas.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa por financiar la investigación a través del proyecto UNSA-INVESTIGA. Contrato IBA-IB-13-2021-UNSA.

BIBLIOGRAFÍA

- ANA. 2023. Plan actualizado de gestión de recursos hídricos de la cuenca Quilca-Chili. Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca. Autoridad Nacional del Agua. Lima, Perú, 228 pp.
- Adam, M. S.; A. F. Hifney, M. A. Fawzy & A. A. Al-Badaani. 2017. Seasonal biodiversity and ecological studies on the epiphytic microalgae communities in polluted and unpolluted aquatic ecosystem at Assiut, Egypt. *European Journal of Ecology* 3(2): 92-106. DOI: <https://doi.org/10.1515/eje-2017-0017>
- APHA. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23a ed. 1325 pp. *American Public Health Association*. Washington, EUA.
- ASTM. 2020. Standard Test Methods for Determining the Water (Moisture) Content, Ash Content, and Organic Material of Peat and Other Organic Soils. American Society for Testing and Materials. 20ª ed. Pensilvania, EUA.
- Ballesteros, I.; P. Castillejo, A. P. Haro, C. C. Montes, C. Heinrich & E. A. Lobo. 2020. Genetic barcoding of Ecuadorian epilithic diatom species suitable as water quality bioindicators. *Comptes Rendus Biologies* 343(1): 41-52.
- Barnum, T. R.; D. E. Weller & M. Williams. 2017. Urbanization reduces and homogenizes trait diversity in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Application* 27: 2428-2442.
- Battarbee, R. W.; S. Juggins, F. Gasse, N. J. Anderson, H. Bennion, N. G. Cameron, D. B. Ryves, C. Pailles, F.

- Chalie & R. Telford. 2001. European Diatom Database (EDDI). An Information System for Palaeoenvironmental Reconstruction. *Environmental Change Research Centre* 81: 1-97.
- Bebbington, A. & M. Williams. 2008. Water and mining conflicts in Peru, *Mountain Research and Development* 28 (3): 190-195.
- Benito, X.; M. Feitl, M. L. Carrevedo, M. Velez, J. Escobar, P. M. Tapia, M. Steinitz-Kannan & S. C. Fritz. 2022. Tropical South America Diatom Database: A tool for studying the macroecology of microorganisms. *Diatom Research* 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1080/0269249X.2022.2078429>
- Blanco, S. 2012. Id-Tax. *Catálogo y Claves de Identificación de Organismos Fitobentónicos Utilizados como Elementos de Calidad en las Redes de Control del Estado Ecológico*. 441 pp. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Carmona Jiménez, J.; R. Ramírez Rodríguez, M. G. Bojorge-García, B. González Hidalgo & E. A. Cantoral-Uriza. 2016. Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: Una propuesta de evaluación y aplicación en el río Magdalena, Ciudad de México. *Revista internacional de contaminación ambiental* 32(2): 139-152.
- Castillejo, P.; S. Ortiz, G. Jijon, E. Lobo, C. Heinrich, I. Ballesteros & B. Ríos-Touma. 2023. Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hidrobiología* 851: 431-446. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
- Castillejo, P.; I. Ballesteros, B. Ríos-Touma, S. Ortiz, C. Heinrich & E. A. Lobo. 2022. Diatomeas epilíticas de los Andes Ecuatorianos. Protocolos para su empleo como bioindicadores de la calidad del agua. *Facultad de Ingenierías y Ciencias Aplicadas*, UDLA Ediciones, Quito, Ecuador, 90 pp.
- Castillejo, P.; S. Chamorro, L. Paz, C. Heinrich, I. Carrillo, J.G. Salazar, J. C. Navarro & E. A. Lobo. 2018. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes rendus biologies* 341(4): 256-263.
- Çelekli, A.; Ö. Lekeşi & M. Yavuzatmaca. 2021. Bioassessment of water quality of surface waters using diatom metrics. *Turkish Journal of Botany* 45(5): 379-396. DOI: <https://doi.org/10.3906/bot-2101-16>
- Cocquyt, C. & B. Van de Vijver. 2007. La Calera: Diatom composition of a Peruvian hot spring in the Colca canyon. *Proceedings of the 1st Central European diatom meeting*, 31-33.
- Díaz-Quirós, C. & C. A. Rivera-Rondón. 2004. Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadoras de condiciones ambientales. *Caldasia* 26(2): 381-394.
- Etges, T.; E. A. Lobo & E. O. Machado. 2020. Avaliação da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Arroio Andréas, Município de Vera Cruz, RS, Brasil, utilizando diatomáceas como organismos bioindicadores. *Caderno de Pesquisa, Santa Cruz do Sul* 32(2): 1-12. DOI: <https://doi.org/10.17058/cp.v32i2.15527>.
- Flöder, S.; J. Urabe & Z. Kawabata, 2002. The influence of fluctuating light intensities on species composition and diversity of natural phytoplankton communities. *Oecologia* 133: 395-401. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1048-8>
- Fu, W.; Y. Shu, Z. Yi, Y. Su, Y. Pan, F. Zhang & S. Brynjolfsson. 2022. Diatom morphology and adaptation: Current progress and potentials for sustainable development. *Sustainable Horizons* 2: 100015.
- Fritz S. C.; B. E. Brinson, W. E. Billups & L. G. Thompson. 2015. Diatoms at >5000 meters in the Quelccaya Summit Dome Glacier, Perú. *Arctic Antarctic And Alpine Research* 47(2): 369-374. DOI: <https://doi.org/10.1657/AAAR0014-075>
- Genkal, S. 2004. Morphological variability and taxonomy of *Diatoma tenuis* Ag. (Bacillariophyta). *International Journal on Algae* 6: 319-330. DOI: <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v6.i4.20>
- Grana, L. & G. Prieto. 2021. Marine diatom remains as bioindicators of the uses of pre-Hispanic fishing gear recovered in ritual contexts at Huanchaco, north coast of Peru. *Journal of Archaeological Science: Reports* 39: 103167. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2021.103167>
- Guiry, M. D. & G. M. Guiry. 2017. <http://www.algaebase.org/> (consulta enero-diciembre 2023).
- Hao, A.; T. Haraguchi, T. Kuba, H. Kai, Y. Lin & Y. Iseri. 2021. Effect of the microorganism-adherent carrier for *Nitzschia palea* to control the cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering* 159: 106127. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106127>
- Hammer, Ø. & D. A. Harper. 2001. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4(1): art. 4.
- Heinrich, C. G.; M. L. Palacios-Peñaranda, E. Peña-Salamanca, M. Schuch & E. A. Lobo. 2019. Epilithic diatom flora in Cali River hydrographical basin, Colombia. *Rodriguésia* 70: e02062017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201970041>
- INGEMMET. 2022. Hidrogeología de la cuenca Quilca-Vitor-Chili (132). Boletín serie H: Hidrogeología. Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. Lima, Perú, 397 pp.
- Kelly, M. G.; C. Adams, A. C. Graves, J. Jamieson, J.

- Krokowski, E. B. Lycett, J. Murray-Bligh, S. Pritchard & C. Wilkins. 2001. Preparation of diatoms for microscopy. *The Trophic Diatom Index: a user's manual*. Edición Revisada, R y D Reporte técnico E, 2, 17-24.
- Koh, H. L. & J. Xie. 2021. Permutation tests for biodiversity data in ecology and conservation. *Ecological Applications* 31(6): e02319.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae, en: Ettl, H.; J. Gerloff; H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süsswasserflora von Mitteleuropa*, 876 pp. Verlag, Stuttgart, Germany: Gustav Fischer.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1991. Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae en: Ettl, H.; J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). *Süsswasserflora von Mitteleuropa 2*, 576 pp. Jena, Germany: Gustav Fischer.
- Lai, G. G.; A. Beauger, C. E. Wetzel, B. M. Padedda, O. Voldoire, A. Lugliè, E. Allain & L. Ector. 2019. Diversity, ecology and distribution of benthic diatoms in thermomineral springs in Auvergne (France) and Sardinia (Italy). *PeerJ* 7: e7238.
- Lavoie, I.; P. B. Hamilton, S. Morin, S. Kim Tiam, M. Kahlert, S. Gonçalves, E. Falasco, C. Fortin, B. Gontero, D. Heudre, M. Kojadinovic-Sirinelli, K. Manoylov, L. K. Pandey & J. C. Taylor. 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological Indicators* 82: 539-550. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048>
- Liu, R.; L. Guo, C. Men, Q. Wang, Y. Miao & Z. Shen. 2019. Spatial-temporal variation of heavy metals' sources in the surface sediments of the Yangtze River Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 138: 526-533. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.010>
- Lobo, E. A.; K. Katoh & Y. Aruga. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology* 34(1): 191-204. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00435.x>
- Lobo, E. A.; M. Schuch, C. G. Heinrich, A. B. Da Costa, A. Düpont, C. E. Wetzel & L. Ector. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 187(6): 354. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4586-3>
- Lobo, E. A.; N. W. Freitas & V. H. Salinas. 2019. Diatoms as bioindicators: Ecological aspects of the algae response to eutrophication in Latin America. *Mexican journal of biotechnology* 4(1): 1-24.
- López Ramos, D. R. & E. F. Bocardo Delgado. 2022. Evaluation of the sustainability of hydrographic basins. Case study: Chili Basin, Arequipa-Peru. *Alfa Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinaria* 6(18): 453-462.
- Mangadze, T.; R. J. Wasserman & T. Dalu. 2017. Use of Diatom Communities as Indicators of Conductivity and Ionic Composition in a Small Austral Temperate River System. *Water, Air & Soil Pollution*: 228-428. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3610-3>
- Martinez-Goss, M. R.; T. Ohtsuka, H. Inoue, E. D. Arguelles, T. Ikeya, E. M. Peralta, R. D. S. Papa & N. Okuda. 2023. *Gomphonema* species (Bacillariophyceae) from Marikina River, Rizal (Luzon), Philippines. *Philippine Journal of Science* 152(5): 1653-1676.
- Mbao, E. O.; J. Gao, Y. Wang, L. Sitoki, Y. Pan & B. Wang. 2020. Sensitivity and reliability of diatom metrics and guilds in detecting the impact of urbanization on streams. *Ecological Indicators* 116: 106506. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106506>
- Morales, C. E.; V. Anabalón, J. P. Bento, S. Hormazabal, M. Cornejo, M. A. Correa-Ramírez & N. Silva. 2017. Front-Eddy Influence on Water Column Properties, Phytoplankton Community Structure, and Cross-Shelf Exchange of Diatom Taxa in the Shelf-Slope Area off Concepción (~36–37° S). *Journal of Geophysical Research: Oceans* 122(11): 8944-8965. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017JC013111>
- Morales, E. A.; C. E. Wetzel, B. V. De Vijver & L. Ector. 2015. Morphological studies on type material of widely cited araphid diatoms (Bacillariophyta). *Phycologia* 54(5): 455-470. DOI: <https://doi.org/10.2216/15-21.1>
- Morin, S.; T. T. Duong, A. Dabrin, A. Coynel, O. Herlory, M. Baudrimont, F. Delmas, G. Durrieu, J. Schäfer, P. Winterton, G. Blanc & M. Coste. 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution* 151(3): 532-542. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.023>
- Naseri, A.; M. Noroozi, Y. Asri, A. Iranbakhsh, S. Saadatmand & E. Atazadeh. 2022. Diatom taxonomy and environmental drivers of biodiversity in the Taleghan River and reservoir in Central Alborz, Iran. *Diatom Research* 37(3): 199-226. DOI: <https://doi.org/10.1080/0269249X.2022.2123049>
- Olenici, A.; C. Baciú, S. Blanco & S. Morin. 2020. Naturally and Environmentally Driven Variations in Diatom Morphology: Implications for Diatom-Based Assessment of Water Quality. En Cristóbal, G.; S. Blanco & G. Bueno (eds) *Modern Trends in Diatom Identification. Developments in Applied Phycology* 10. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-39212-3_4
- Pandey, L. K.; Y.C. Sharma, J. Park, S. Choi, H. Lee, J. Lyu & T. Han. 2018. Evaluating features of periphytic diatom

- communities as biomonitoring tools in fresh, brackish and marine waters. *Aquatic Toxicology* 194: 67-77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.11.003>
- Round, F. E.; R. M. Crawford & D. G. Mann. 1990. *The Diatoms: Biology & Morphology of the Genera*, 747 pp. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Salinas-Camarillo, V. H.; J. Carmona-Jiménez & E. A. Lobo. 2021. Development of the Diatom Ecological Quality Index (DEQI) for peri-urban mountain streams in the Basin of Mexico. *Environmental Science and Pollution Research* 28(12): 14555-14575. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11604-3>
- Schuch, M.; M. A. Oliveira & E. A. 2015. Spatial Response of Epilithic Diatom Communities to Downstream Nutrient Increases. *Water Environment Research* 87(6): 547-558. DOI: <https://doi.org/10.2175/106143014X14062131178196>. PMID: 26459823.
- Shen, R.; H. Ren, P. Yu, Q. You, W. Pang & Q. Wang. 2018. Benthic Diatoms of the Ying River (Huaihe River Basin, China) and Their Application in Water Trophic Status Assessment. *Water* 10(8): 1013. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10081013>
- Shibabaw, T.; A. Beyene, A. Awoke, M. Tirfie, M. Azage & L. Triest. 2021. Diatom community structure in relation to environmental factors in human influenced rivers and streams in tropical Africa. *PLOS ONE* 16(2): e0246043. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246043>
- Siregar, S. H. 2021. Diversity of Epipellic Diatom in The Waters of Tanjung Pinang City Province of Riau Islands. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 695(1): 012046. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/695/1/012046>
- Spaulding, S. A.; M. G. Potapova, I. W. Bishop, S. S. Lee, T. S. Gasperak, E. Jovanoska & M. B. Edlund. 2021. <https://diatoms.org/> (consulta enero-diciembre 2023).
- Stevenson, R. J.; Y. Pan & H. van Dam. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: E. F. Stoermer & J. P. Smol (eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, pp. 57-85. Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175.005>
- Taboada, M. D. L. Á.; M. Alderete, M. S. Bustos & M. D. L. Gultemirian. 2023. Dynamics and composition of the diatomological assemblages of two Argentine Northwest streams in relation to environmental variables. *Bonplandia* 32 (1): 39-56. DOI: <https://doi.org/10.30972/bon.3216372>
- Tang, W.; Y. Pei, H. Zheng, Y. Zhao, L. Shu & H. Zhang. 2022. Twenty years of China's water pollution control: Experiences and challenges. *Chemosphere* 295: 133875.
- Tapia, P. M. 2008. Diatoms as bioindicators of pollution in the Mantaro River, Central Andes, Peru. *International Journal of Environment and Health* 2(1): 82-91. DOI: <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2008.018674>
- Tibby, J.; J. Richards, J. J. Tyler, C. Barr, J. Fluin & P. Goonan. 2019. Diatom-water quality thresholds in South Australian streams indicate a need for more stringent water quality guidelines. *Marine and Freshwater Research* 71(8): 942-952.
- Torres-Franco, A. F.; G. R. Alatrística-Góngora, N. P. Guzmán-Rodríguez, J. A. Calizaya-Anco, C. R. Mota & C. C. Figueredo. 2019. Physicochemical and diatom trophic state indexes: A complementary approach for improving water sustainability in a high Andean urban stream. *Ecohydrology & Hydrobiology* 19(4): 577-587.
- Van de Vijver, B. & C. Cocquyt. 2009. Four new diatom species from La Calera hot spring in the Peruvian Andes (colca Canyon). *Diatom Research* 24(1): 209-223. DOI: <https://doi.org/10.1080/0269249X.2009.9705792>
- Van de Vyver, E.; E. Pinseel, E. Verleyen, P. Vanormelingen, J. Van Wichelen, R. De Jong, R. Urrutia & W. Vyverman. 2022. Planktonic diatom communities in temperate South-Central Chilean lakes with a focus on *Asterionella formosa* and the genus *Aulacoseira*. *Journal of Paleolimnology* 68(3): 279-296. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10933-022-00247-8>
- Venkatachalapathy, R. & P. Karthikeyan. 2015. Application of Diatom-Based Indices for Monitoring Environmental Quality of Riverine Ecosystems: A Review. En Ramkumar, M.; K. Kumaraswamy & R. Mohanraj (eds.), pp. 593-619. *Environmental Management of River Basin Ecosystems* Springer International Publishing. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-13425-3_28
- Vouilloud, A. A.; S. E. Sala, M. Núñez Avellaneda & S. R. Duque. 2010. Diatoms from the Colombian and Peruvian Amazon: The Genera Encyonema, Encyonopsis and Gomphonema (Cymbellales: Bacillariophyceae). *Revista de Biología tropical* 58(1): 45-62.
- Weide, D. M.; S. C. Fritz, C. A. Hastorf, M. C. Bruno, P. A. Baker, S. Guedron & W. Salenbien. 2017. A ~6000 yr diatom record of mid- to late Holocene fluctuations in the level of Lago Winaymarca, Lake Titicaca (Peru/Bolivia). *Quaternary Research* 88(2): 179-192. DOI: <https://doi.org/10.1017/qua.2017.49>
- Zhang, X.; X. Xu, L. Su & Z. Shen. 2023. Ecological responses of the diatom species *Asterionella formosa* to climate change and resource availability in a shallow eutrophic lake of Chinese Loess Plateau. *Fundamental and Applied Limnology* 196(2): 93-105.