



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**EVALUACIÓN DE LOS ASPECTOS AMBIENTALES QUE  
INFLUENCIAN EL ESTADO TRÓFICO DE LOS LAGOS SOMEROS  
DE LA CANTERA ORIENTE, REPSA C.U.**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE  
**DOCTOR EN CIENCIAS**  
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA  
**M. EN C. HOMERO CUEVAS MADRID**

TUTOR PRINCIPAL  
**DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ**  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR  
**DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

**DR. CARLOS DÍAZ ÁVALOS**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN MATEMÁTICAS APLICADAS Y EN SISTEMAS, UNAM

**DR. ANTONIO ZOILO MÁRQUEZ GARCÍA**  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA, IZTAPALAPA

**DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ**  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

CD. MX., AGOSTO, 2021



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**EVALUACIÓN DE LOS ASPECTOS AMBIENTALES QUE INFLUENCIAN EL  
ESTADO TRÓFICO DE LOS LAGOS SOMEROS DE LA CANTERA ORIENTE,  
REPSA C.U.**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE  
**DOCTOR EN CIENCIAS**  
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA  
**M. EN C. HOMERO CUEVAS MADRID**

DIRECTOR DE TESIS  
**DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ**  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR  
**DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

**DR. CARLOS DÍAZ ÁVALOS**  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN MATEMÁTICAS APLICADAS Y EN SISTEMAS, UNAM

**DR. ANTONIO ZOILO MÁRQUEZ GARCÍA**  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA, IZTAPALAPA

**DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ**  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

**MÉXICO, CD. MX., AGOSTO DE 2021**

## **AGRADECIMIENTOS**

En primer lugar, agradezco a mi **Abbá Kadosh YHWH**, por su amor, gracia y misericordia en todo momento, también a mi Señor y Salvador **Jesucristo**, porque pronto dejará el Trono de la Gracia para sentarse en el Trono de Justicia. **Maranatha**.

A mi mamá, por su apoyo, paciencia y cariño, también a mi papá y a mis hermanos, porque juntos siempre han contribuido para que en cada nuevo día de mi peregrinaje tenga que ser cada vez mejor, a fin de cumplir mi propósito en esta vida.

A mi tutor el Dr. Alfonso Lugo Vázquez, por aceptarme como alumno, por su apoyo, por sus amables atenciones, tiempo, paciencia y amistad, además de enseñarme una visión diferente de las cosas. Muchas gracias.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez, por su apoyo, facilidades, oportunos comentarios y contribuciones a este proyecto.

Al Dr. Carlos Díaz Ávalos, por las mejoras a esta investigación, disposición y comentarios acertados.

Al Dr. Antonio Zoilo Márquez García, por sus comentarios, revisiones y mejoras a este trabajo.

A la Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, por sus valiosas enseñanzas y contribuciones a mi proyecto, por su tiempo, apoyo, confianza, calidad humana y sobre todo, por su amistad. Muchas gracias (Números 6:24-26).

A la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez, por su apoyo, atenciones, contribuciones y amabilidad.

Al M. en C. Josué Morlán Mejía, por su apoyo en el trabajo de campo y su amistad.

A la M. en C. Laura Peralta Soriano, por su apoyo en el trabajo de campo y de laboratorio.

A la Q.F.B. Susana Santiago Pérez y al M. en C. Eduardo Alfredo Morales de la Garza, por la realización de los análisis geoquímicos y granulométricos de los sedimentos, y por la amistad que me han brindado desde mi ingreso a la maestría en 2015.

A todos mis profesores, porque de alguna manera los conocimientos que me transmitieron están aplicados en esta investigación.

A mis compañeros y amigos de clases, así como de los laboratorios de Química Acuática y Sedimentología del ICMYL: Paty, Marce, Mayla, Tania, Paola, Miguel y Omar, quienes hicieron mi paso por el posgrado más agradable.

A la Dra. Claudia Ponce de León Hill, por su apoyo como coordinadora del posgrado; a la M. en C. Diana Juárez Bustos, por su cordialidad y finas atenciones; a las licenciadas Gabriela Almaraz Mejía,

Guadalupe Godoy Medina y a la bióloga Yazmín Valenzuela Velázquez, por las facilidades en los trámites de admisión, becas, apoyos económicos y asuntos escolares.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por el privilegio de ser parte de su comunidad.

Al Posgrado e Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Facultad de Estudios Superiores Iztacala y las autoridades de la REPSA, por las facilidades otorgadas, concediendo sus instalaciones y el personal académico, técnico y administrativo para la realización de este proyecto.

Al CONACYT, por la beca otorgada para la realización de mis estudios.

“Porque un niño nos es nacido, hijo nos es dado, y el principado sobre su hombro; y se llamará su nombre Admirable, Consejero, Dios Fuerte, Padre Eterno, Príncipe de Paz” (Isaías 9:6, Reina Valera-1960).

“El Señor mismo descenderá del cielo con voz de mando, con voz de arcángel y con trompeta de Dios, y los muertos en Cristo resucitarán primero. Luego los que estemos vivos, los que hayamos quedado, seremos arrebatados junto con ellos en las nubes para encontrarnos con el Señor en el aire. Y así estaremos con el Señor para siempre” (1ª de Tesalonicenses 4:16-17, NVI).

## RESUMEN

Los 4 lagos urbanos someros de la Cantera Oriente son adyacentes y se abastecen constantemente de una fuente no antropogénica de nutrientes, y estos lagos presentan diferentes estados tróficos a lo largo del tiempo: mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. El objetivo de este estudio fue identificar los factores ambientales clave que derivaron en las diferencias en el estado trófico de estos lagos, mediante la modelación de la clorofila-a a través de la aplicación de la Regresión de Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR). Los modelos se construyeron a partir de series de tiempo (36 meses) de variables que se ven afectadas por la eutrofización, nutrientes y descriptores del ambiente. Los modelos de PLSR explican el 45.8-60.6% ( $r^2$ ) y predicen 39-52.9% ( $Q^2$ ) de la varianza. Las variables ambientales que se identificaron en los lagos como factores clave para la determinación del estado trófico fueron el tiempo de residencia del agua, los iones y minerales como la hidroxiapatita y la calcita, debido a los lagos presentan condiciones favorables para la potencial formación de estos minerales. Estas variables se relacionaron con procesos que podrían mejorar las condiciones tróficas, como el lavado y la precipitación del fósforo en forma de minerales. Por el contrario, la concentración de nitrógeno amoniacal ( $N-NH_3$ ) se asoció con el reciclaje de nutrientes, y se encontró que podía promover la eutrofización. Los modelos de PLSR fueron validados con simulaciones de Montecarlo a partir de los coeficientes no estandarizados y con la metodología de Box-Jenkins para generar pronósticos.

También se analizaron variables complementarias a la serie de tiempo 2013-2016 que ayudaron a entender de manera más profunda la dinámica del sistema y se encontró que la calidad del hábitat no tiene una relación significativa con el estado trófico. El agua no ofrece evidencia de contaminación antropogénica por lo que la fuente de los nutrientes, especialmente del fósforo es litogénica porque la roca volcánica del derrame del Xitle es excepcionalmente rica en fósforo. La intemperización de la roca es el mecanismo que domina la composición química de las aguas que abastecen y residen en los lagos de la Cantera Oriente. Los sedimentos presentan un intemperismo químico moderado. La composición de los sedimentos es rica en óxidos de hierro, cuya carga superficial es dependiente del pH, que junto al contenido de materia orgánica funcionan como sumidero de fósforo, pero no es significativo para la expresión de un estado trófico determinado. La exposición a la radiación solar, y consecuentemente la temperatura tampoco exhiben relaciones significativas con el estado trófico.

# TABLA DE CONTENIDO

<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>7</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....	<b>9</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>11</b>
1.1 Marco teórico de referencia .....	11
1.2 Antecedentes.....	12
1.3 Justificación y planteamiento del problema .....	14
1.4 Preguntas de investigación e hipótesis.....	16
1.5 Objetivos.....	17
1.5.1 Objetivo general .....	17
1.5.2 Objetivos específicos .....	17
1.6 Sitio de estudio .....	18
1.6.1 Ubicación geográfica, clima, geología e hidrología .....	18
1.6.2 Origen, descripción y uso actual de la Cantera Oriente .....	23
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
2.1 Caracterización de los lagos (2013-2016) .....	27
2.1.1 Relación Nitrógeno Total:Fósforo Total (NT:PT) .....	27
2.1.2 Índice del Estado Trófico (TSI).....	28
2.2 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña).....	28
2.2.1 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS) .....	28
2.2.2 Índice de Calidad Riparia (RQI) .....	29
2.2.3 Teledetección-Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) .....	29
2.3 Procesos hidrogeoquímicos .....	30
2.3.1 Cálculo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno Teórica (DBO <sub>t</sub> ) a partir del Carbono Orgánico Total (COT).....	31
2.3.2 Modelación hidrogeoquímica .....	31
2.4 Caracterización de los sedimentos .....	32
2.4.1 Muestreo .....	32
2.4.2 Granulometría .....	33
2.4.3 Geoquímica, carbono y fósforo retenido .....	33
2.4.4 pH del Punto de Carga Cero (pH <sub>PZC</sub> ) .....	34
2.5 Radiación Solar e Iluminación .....	34
2.6 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico (TRH <sub>t</sub> ).....	36
2.7 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a .....	37

2.7.1 Pruebas descriptivas y exploratorias de los datos de las variables ambientales analizadas durante 2013-2016.....	37
2.7.2 Análisis Discriminante (AD).....	38
2.7.3 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a .....	38
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>43</b>
3.1 Caracterización de los lagos (2013-2016) .....	43
3.1.1 Variables físicas, químicas y nutrientes .....	43
3.1.2 Relaciones Nitrógeno Total:Fósforo Total (NT:PT) .....	45
3.1.3 Índice del Estado Trófico (TSI).....	45
3.1.4 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña) .....	46
3.2 Procesos hidrogeoquímicos .....	52
3.2.1 Iones mayores, nutrientes y Carbono Orgánico Total (COT) .....	52
3.2.2 Modelación hidrogeoquímica .....	54
3.3 Caracterización de los sedimentos.....	55
3.3.1 Granulometría .....	56
3.3.2 Geoquímica.....	56
3.3.3 pH del Punto de Carga Cero (pH <sub>PZC</sub> ) .....	57
3.4 Radiación solar.....	59
3.4.1 Irradiancia sobre la Cantera Oriente .....	59
3.4.2 Influencia de la geomorfología en la luz incidente sobre la Cantera Oriente.....	59
3.5 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico (TRH <sub>t</sub> ).....	59
3.6 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a.....	60
3.6.1 Análisis Discriminante (AD).....	60
3.6.2 Análisis de Regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR) .....	62
3.6.3 Validación de la PLSR con simulaciones de Montecarlo y pronósticos.....	70
<b>4. DISCUSIÓN .....</b>	<b>77</b>
4.1 Relaciones Nitrógeno Total: Fósforo Total (NT:PT).....	77
4.2 Índice del Estado Trófico (TSI) .....	77
4.3 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña).....	78
4.3.1 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS) .....	78
4.3.2 Índice de Calidad Riparia (RQI) .....	79
4.3.3 Teledetección-Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) .....	81
4.4 Procesos hidrogeoquímicos .....	82
4.4.1 Iones mayores.....	82
4.4.2 Nutrientes.....	86



4.4.3 Modelación hidrogeoquímica .....	90
4.5 Caracterización de los sedimentos .....	92
4.5.1 Granulometría .....	92
4.5.2 Geoquímica.....	92
4.5.3 Carbono orgánico y carbonatos .....	95
4.5.4 pH del Punto de Carga Cero (pH <sub>PZC</sub> ) .....	96
4.5.5 Retención de fósforo .....	98
4.6 Radiación solar .....	98
4.6.1 Influencia de la geomorfología .....	99
4.6.2 La temperatura como variable sustituta de la irradiancia .....	100
4.7 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico (TRH <sub>t</sub> ).....	101
4.8 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a .....	102
4.8.1 Análisis Discriminante (AD).....	102
4.8.2 Análisis de Regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR) .....	102
4.8.3 Validación de la PLSR con modelaciones de Montecarlo y pronósticos .....	106
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>110</b>
<b>RECOMENDACIONES.....</b>	<b>111</b>
<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>112</b>
ANEXO 1. Encuestas para la evaluación del hábitat.....	127
ANEXO 2. Métodos internos de laboratorio (sedimentos) y de campo (TRH <sub>t</sub> ) .....	132
ANEXO 3. Pruebas de normalidad Shapiro-Wilks a las variables originales .....	134
ANEXO 4. Correlogramas Pearson y matriz de covarianzas de clorofila-a .....	135
ANEXO 5. Problemáticas en las series de datos: Multicolinealidad y Autocorrelación .....	137
ANEXO 6. Distribuciones de las variables usadas en las simulaciones de Montecarlo.....	138

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Los 3 niveles que determinan el estado trófico.....	12
Fig. 2 Turbiedad de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente.....	15
Fig. 3 Ubicación de la Cantera Oriente.....	18
Fig. 4 Parámetros Climáticos del Observatorio de Tacubaya.....	19
Fig. 5 Rosa de vientos para Ciudad Universitaria, UNAM.....	19
Fig. 6 Geología de la Ciudad de México.....	20
Fig. 7 Antecedentes e importancia hidrológica del Pedregal del Xitle.....	21
Fig. 8 Basalto fracturado de las paredes de la Cantera Oriente.....	21
Fig. 9 La Cantera Oriente dentro de la Cuenca de México y delimitación de cuencas.....	22
Fig. 10 Perfil de elevación volcán Ajusco-Cantera Oriente.....	23
Fig. 11 Vista de la Pared de roca desde los lagos someros Norte, Centro, Sur y Vaso Regulador respectivamente.....	23
Fig. 12 Red de Triángulos Irregulares (TIN), lagos, manantiales e infraestructura hidráulica de la Cantera Oriente.....	24
Fig. 13 Manantial 2 en tiempo de secas.....	25
Fig. 14 Compuertas de regulación en el canal, en los lagos someros Norte-Centro y en el lago Sur-VR respectivamente.....	26
Fig. 15 Radiación Solar Incidente sobre los lagos de la Cantera Oriente.....	35
Fig. 16 Perfiles de temperaturas, conductividad específica ( $K_{25}$ ), pH y O.D.....	43
Fig. 17 Vegetación riparia del lago Norte.....	46
Fig. 18 Vegetación riparia en la parte norte del lago Centro.....	46
Fig. 19 Vegetación de ribera en la corona del bordo de los lagos Centro-Sur.....	47
Fig. 20 Vegetación de ribera en el lago Sur.....	47
Fig. 21 Vista de la corona del bordo que separa el lago Sur y VR.....	47
Fig. 22 Márgenes evaluados con el RQI.....	50
Fig. 23 Mapa mostrando el NDVI para la Cantera Oriente.....	51
Fig. 24 Diagramas de Maucha (1932) para los lagos y manantiales.....	53
Fig. 25 Diagrama de Piper (1944) para los lagos y manantiales de la Cantera Oriente.....	53
Fig. 26 Diagrama de nomenclatura granulométrica de Sedimentos de Folk (1954) para los sedimentos de los lagos y suelo de la Cantera Oriente.....	56
Fig. 27 $pH_{PZC}$ aproximados de los sedimentos (material heterogéneo).....	58
Fig. 28 Gráfico discriminante de los sitios de estudio.....	61
Fig. 29 Coeficientes $\beta$ e intervalos de confianza para la selección de variables lago Norte.....	62
Fig. 30 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Norte.....	63
Fig. 31 Coeficientes $\beta$ e intervalos de confianza para la selección de variables lago Centro.....	64
Fig. 32 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Centro.....	65
Fig. 33 Coeficientes $\beta$ e intervalos de confianza para la selección de variables lago Sur.....	66
Fig. 34 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Sur.....	67
Fig. 35 Coeficientes $\beta$ e intervalos de confianza para la selección de variables VR.....	68
Fig. 36 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada VR.....	69
Fig. 37 Coeficientes $\beta$ e intervalos de confianza para la selección de variables de PM 4.....	70
Fig. 38 Simulaciones de Montecarlo para el lago Norte.....	70
Fig. 39 Simulaciones de Montecarlo para el lago Centro.....	71
Fig. 40 Simulaciones de Montecarlo para el lago Sur.....	71

Fig. 41 Simulaciones de Montecarlo para el VR. ....	72
Fig. 42 Estimación de las tendencias y estacionalidades de las series de tiempo de clorofila-a (2013-2016).....	73
Fig. 43 Pronósticos, tendencias y estacionalidades de clorofila-a a 36 meses.....	74
Fig. 44 Estimación de las tendencias y estacionalidades del NDVI (2016-2019).....	76
Fig. 45 Fauna en el bordo que separa los lagos Centro y Sur. ....	79
Fig. 46 Vegetación de ribera en el VR. ....	80
Fig. 47 Sistema de flujo de las aguas subterráneas. ....	83
Fig. 48 Acoplamiento de las reacciones de fotosíntesis/respiración con el sistema CO <sub>2</sub> /carbonato en las fases aire/agua/roca-sedimentos. ....	84
Fig. 49 Mecanismo que controla la composición química de las aguas que abastecen y residen en los lagos de la Cantera Oriente.....	86
Fig. 50 Gráfico de predominancia de especies de hierro para los lagos de la Cantera. ....	88
Fig. 51 Gráfico del Índice de Calidad Ambiental para PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .....	89
Fig. 52 Formación de sólidos de fósforo. ....	91
Fig. 53 Comparación de la geoquímica de los sedimentos de los lagos contra los valores promedio la corteza continental superior de Wedepohl (1995).....	94
Fig. 54 Comparación del contenido de fósforo de las rocas ígneas contra el contenido en los sedimentos de los lagos de la Cantera Oriente. ....	94
Fig. 55 Restos vegetales en la superficie del VR.....	96
Fig. 56 Efecto de las paredes en la radiación solar de los lagos cuando la posición del sol es <180° de azimut. ....	100
Fig. 57 Distribución de especies nitrogenadas en función del tiempo.....	102

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Altitudes medias de los lagos de la Cantera Oriente.....	24
Tabla 2. Morfometría de los cuerpos de agua.....	25
Tabla 3 Resumen de la caracterización de los lagos 2013-2016 (n=36). ....	44
Tabla 4 Resumen de las Relaciones NT:PT (masa). ....	45
Tabla 5 Resumen del cálculo del TSI <sub>i</sub> en la Serie de Tiempo 2013-2016 (n=36). ....	46
Tabla 6 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS). ....	48
Tabla 7 Puntajes del Índice de Calidad Riparia (RQI). ....	49
Tabla 8 Iones mayores, nutrientes y Carbono Orgánico Total (n=1).....	52
Tabla 9 DBO <sub>t</sub> calculada a partir de la concentración de C orgánico .....	54
Tabla 10 Resumen de P-HAP potencial (n=36). ....	54
Tabla 11 Sólidos potenciales no fosforados en el rango de pH de los lagos y manantiales de la Cantera Oriente. ....	54
Tabla 12 Índices de Saturación (SI) calculados para calcita en los lagos en el rango de pH media $\pm$ 1DE.....	55
Tabla 13 Resultados de los parámetros sedimentarios (n=1).....	55
Tabla 14 Índice Químico de Alteración (CIA). ....	57
Tabla 15 Resumen de la Irradiancia sobre la Cantera Oriente (2013-2016).....	59
Tabla 16 Estimación de superficie sombreada (%) de las secciones analizadas. ....	59
Tabla 17 Resumen de la serie de tiempo (2017-2018) de los caudales y TRH <sub>t</sub> (n=9). ....	60
Tabla 18 TRH <sub>t</sub> estimados para la serie de tiempo (2013-2016). ....	60
Tabla 19 Coeficientes estandarizados de las funciones discriminantes. ....	61
Tabla 20 ANOVA del modelo lago Norte. ....	62
Tabla 21 Parámetros de calidad del modelo lago Norte. ....	62
Tabla 22 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Norte. ....	63
Tabla 23 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Norte. ....	63
Tabla 24 ANOVA del modelo lago Centro.....	64
Tabla 25 Parámetros de calidad del modelo lago Centro. ....	64
Tabla 26 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Centro. ....	65
Tabla 27 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Centro. ....	65
Tabla 28 ANOVA del modelo lago Sur.....	66
Tabla 29 Parámetros de calidad del modelo lago Sur. ....	66
Tabla 30 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Sur. ....	66
Tabla 31 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Sur. ....	67
Tabla 32 ANOVA del modelo VR.....	68
Tabla 33 Parámetros de calidad del modelo VR.....	68
Tabla 34 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en VR. ....	68
Tabla 35 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo VR. ....	69
Tabla 36 ANOVA del modelo saturado de PM 4.....	69
Tabla 37 Parámetros de calidad del modelo PM 4. ....	70
Tabla 38 Significancia estadística de las tendencias las series de clorofila-a (2013-2016). ....	72
Tabla 39 Métricas de calidad de los pronósticos generados con los métodos Box-Jenkins. ....	73
Tabla 40 Significancia estadística de las tendencias las previsiones (2016-2019). ....	75
Tabla 41 NDVI para el periodo de previsión (2016-2019). ....	75
Tabla 42 Significancia estadística de las tendencias las series de NDVI (2016-2019). ....	75

Tabla 43 Comparativo de geoquímica de elementos mayores de los sedimentos de Cantera Oriente contra los basaltos del Pedregal. ....	93
Tabla 44 $pH_{PZC}$ para diferentes materiales. ....	97
Tabla 45 Relación de la concentración del carbono orgánico con el pH inicial. ....	97
Tabla 46 Relación del carbono orgánico con la retención de fósforo. ....	98

# 1. INTRODUCCIÓN

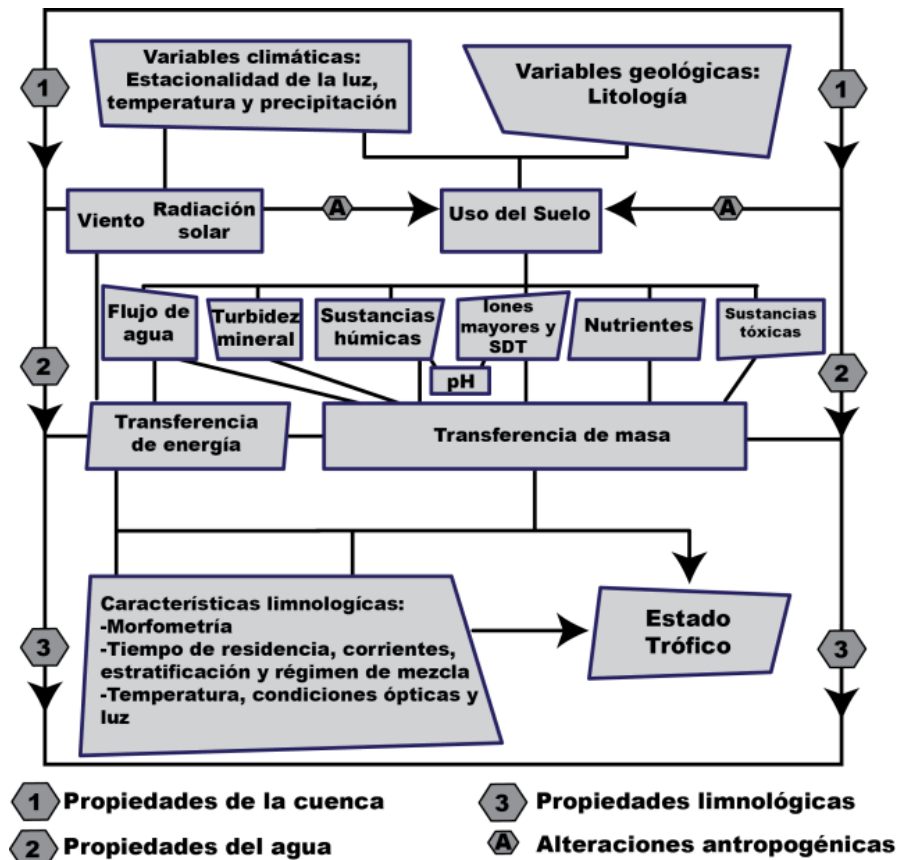
## 1.1 Marco teórico de referencia

Los cuerpos de agua someros y pequeños son más numerosos en el paisaje global, y aunque estos tipos de cuerpos de agua no representan el aporte más importante para el porcentaje de agua dulce, millones de cuerpos de agua con áreas inferiores a 1 km<sup>2</sup> y profundidades inferiores a 3 m constituyen la mayor superficie lacustre en el mundo (Meerhoff & Jeppesen, 2009). Los lagos someros pueden presentar un alto valor social si se encuentran en áreas urbanas y pueden proporcionar diversos servicios como paisajísticos, recreativos o culturales (Shueler & Simpson, 2003). Asimismo, pueden ejercer importantes funciones ambientales como fungir como reservorios de agua dentro del ciclo hidrológico, pueden ser sumideros de carbono y contribuir en el mantenimiento de la estabilidad de la biodiversidad regional porque revelan mayor abundancia de especies por unidad de área que los grandes lagos (Huser *et al.*, 2016). Adicionalmente, estudios recientes proponen la visión de que la gran abundancia de cuerpos de agua muy pequeños y someros que existen en el planeta pueden desempeñar una función de gran magnitud dentro de los ciclos globales, especialmente el del carbono (Downing, 2010), pero la escasa profundidad de los lagos someros los convierte en críticamente vulnerables a procesos de enriquecimiento de nutrientes (eutrofización), lo que a su vez conlleva una serie de cambios indeseables que alteran la calidad de sus aguas (Schindler, 2006).

Actualmente, se considera que la eutrofización es un fenómeno en el que el enriquecimiento del agua por nutrientes, especialmente nitrógeno (N) y fósforo (P) conduce a un crecimiento excesivo de los productores primarios. Este crecimiento produce una desviación inaceptable en la estructura, función y estabilidad de los cuerpos de agua así como una pérdida de usos potenciales (Chen *et al.*, 2016).

En nuestros días, la eutrofización es la mayor amenaza para los cuerpos de agua del planeta, y esta situación continuará al menos durante la próxima década (Downing, 2014). Las aguas superficiales eutrofizadas quedan prácticamente inservibles para fines de abrevadero, recreativo y ecológico (Jackson, 2011), así como para el riego presurizado (Lazarova *et al.*, 2004). Además que la eutrofización es costosa en términos económicos (Moss, 2011).

Los factores ambientales abióticos y bióticos tienen la capacidad de limitar la distribución y la abundancia del fitoplancton (Krebs, 2014). Aunque, el incremento en disponibilidad y concentración de los nutrientes se consideran los factores más significativos que favorecen la eutrofización, existen factores ambientales que también pueden colaborar en el proceso y dirigir el cuerpo de agua hacia un estado trófico determinado: a) factores climáticos (lluvia, viento, radiación solar y precipitación pluvial), b) características generales de la cuenca (área de drenaje, geología, suelo, geomorfología), c) transferencia de masa y energía en el ecosistema (fotosíntesis, respiración, relaciones ecológicas) y d) las actividades humanas (Fig. 1) (Vollenweider, 1987; Yang *et al.*, 2008), siendo la luz, temperatura y los nutrientes las variables que controlan las tasas fotosintéticas, pero la luz generalmente es el factor predominante a corto plazo (Dodds & Whiles, 2010).



**Fig. 1 Los 3 niveles que determinan el estado trófico.**

Modificado de Vollenweider (1987).

Los lagos someros urbanos son cuerpos de agua que, por su cercano contacto con los seres humanos, casi en todos los casos se encuentran fuertemente perturbados y generalmente en condiciones eutróficas (Shueler & Simpson, 2003). Pero al mismo tiempo, por la facilidad logística de su estudio, los lagos someros se usan como sitios de investigación acerca de cómo se genera la eutrofización y también para la aplicación de diversos métodos que buscan contribuir a la resolución del problema (Kasprzak et al., 2002; Dunalska et al., 2015; Zhang et al., 2016).

## 1.2 Antecedentes

Recientemente, se han realizado diversos trabajos con diferentes metodologías enfocadas a identificar los factores clave que coadyuvan a determinar el estado trófico en diversos tipos de cuerpos de agua como lagos someros, embalses, lagos y ríos (Çamdevýren et al., 2005; Rocha et al., 2009; Wang et al., 2013; Liu et al., 2014; Lee et al., 2015; Chen et al., 2016; Descy et al., 2016).

Una de las metodologías empleada en algunos de los trabajos mencionados son los modelos de regresión lineal, que han demostrado ser herramientas útiles para entender la dinámica compleja de los factores que componen los diversos sistemas acuáticos, porque permiten predecir procesos biológicos complejos como la productividad primaria, examinar las interacciones entre las variables ambientales e identificar los factores que controlan la producción de algas (Çamdevýren et al., 2005; Rocha et al., 2009; Lee et al., 2015).

Los estudios más relacionados con la presente investigación son los trabajos de [Çamdevýren et al. \(2005\)](#) y [Lee et al. \(2015\)](#) en los cuales se modelan la concentración de clorofila-a e identifican las variables más importantes mediante Regresión de Componentes Principales (PCR), frecuentemente utilizada cuando las variables explicativas se encuentran correlacionadas significativamente con la variable respuesta. La diferencia con [Çamdevýren et al. \(2005\)](#) es que se estudia un solo cuerpo de agua y con el de [Lee et al. \(2015\)](#) es que los 2 cuerpos de agua estudiados están separados por varios kilómetros. Una ventaja de esta investigación es contar con 4 cuerpos de agua contiguos lo que disminuye las posibles incertidumbres por diferencias en la cuenca, permitiendo una mejor comparación. Otra diferencia de este estudio es que se utilizará una herramienta estadística diferente para el análisis de los datos: la Regresión de Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR), que ofrece menores errores que PCR en la modelación de una variable dependiente con el mismo número de componentes ([Vega-Vilca & Guzmán, 2011](#)).

La Cantera Oriente es un área dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, reserva urbana ubicada al sur de la Ciudad de México ([Lot, 2007](#)); en ella se encuentran 4 cuerpos de agua someros que muestran diferencias en su estado trófico, a pesar de que el agua de los manantiales que abastece el sistema tiene características químicas similares, y que los lagos someros son adyacentes. Lo anterior presupone que se encuentran en condiciones climáticas, geológicas y de manejo similares. Estos lagos someros exhiben a simple vista diferencias en sus condiciones generales y en su estado trófico, diferencias que han sido corroboradas con el análisis de las variables químicas y biológicas ([Lugo-Vázquez et al., 2017](#)).

Con respecto a los antecedentes de proyectos de investigación en la Cantera Oriente, es posible citar el inventario ambiental realizado por [Lot \(2007\)](#) el cual describe los componentes de flora, fauna y aspectos abióticos, además de cómo el estado actual de la Cantera Oriente se ha generado a partir de un terreno prácticamente estéril, que ha implicado una acción de rehabilitación con vegetación introducida.

Por otra parte, en el listado de proyectos de investigación de la reserva se observan trabajos relacionados con los lagos someros que cubren temas relacionados con las comunidades de fitoplancton, zooplancton, su ecología y su estado trófico ([REPSA, 2013](#)); no obstante, los estudios acerca de la dinámica del fitoplancton de los ambientes acuáticos del Valle de México es escasa ([Mejía Farfán, 2019](#)).

Se considera la Cantera Oriente como un lugar idóneo para explorar de qué manera las diversas variables ambientales repercuten sobre el proceso de eutrofización para conducir a estados tróficos diferentes, dentro del entorno en que se ubican los lagos someros de la Cantera, facultando la comparación de los efectos de las variables sobre el estado trófico de los lagos estudiados.

Este estudio sería el primero en la Cantera Oriente, en el que se tratarían las relaciones entre los diversos aspectos ambientales, con base en metodologías de evaluación de impacto ambiental y métodos estadísticos multivariados para inferir el grado de influencia de cada variable que ha conducido a un estado trófico determinado en los diferentes cuerpos de agua.



### 1.3 Justificación y planteamiento del problema

Desde mediados del siglo pasado cuando la eutrofización empezó a tener un papel relevante como fenómeno negativo en los sistemas acuáticos (Schindler, 2006), se han desarrollado una gran cantidad de trabajos conducentes a incrementar el conocimiento sobre el tema. En el pasado, se propuso una gran diversidad de métodos para resolver el problema de la eutrofización, la mayoría enfatizando el control de los nutrientes.

Actualmente, el enfoque para resolver el problema de la eutrofización se ha tornado multifactorial, y con ello se ha avanzado en la comprensión de la influencia de las diversas variables químicas, físicas y biológicas; no obstante y a pesar de todos los esfuerzos realizados, actualmente la eutrofización es y seguirá siendo la mayor amenaza para los cuerpos de agua del planeta (Downing, 2014), sin mencionar que se estima que el 48% de lagos y reservorios se encuentran eutrofizados en América del Norte (Nagle & Cooke, 2017). En el presente trabajo se ha utilizado un enfoque multifactorial considerando variables ambientales físicas, químicas y de referencia biótica como la clorofila-a y la vegetación riparia.

Al momento no se tiene un entendimiento completo de cómo pueden interactuar los diversos factores ambientales para conducir hacia un estado trófico determinado en los diferentes tipos de cuerpos de agua epicontinentales, porque la disponibilidad de nutrientes *per se* no propicia la eutrofización, sino que son el conjunto de interacciones entre las diversas variables ambientales - temperatura, tiempo de residencia hidráulico, nivel del agua, fotoperíodo, etc.- las que coadyuvan a conducir a un estado trófico determinado (Yang *et al.*, 2008).

Los trabajos que anteceden a este estudio (Çamdevýren *et al.*, 2005; Rocha *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2014; Lee *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2016; Descy *et al.*, 2016), en términos generales, identifican a los nutrientes como los más importantes para definir el estado trófico de un cuerpo de agua, pero no coinciden en lo referente al grado de importancia de las demás variables ambientales estudiadas en cada caso. Con base en lo anterior, se presenta la controversia de cómo influirían los diferentes factores ambientales para el aprovechamiento de los nutrientes en cada cuerpo de agua, lo que genera un mayor grado de dificultad en el control de la eutrofización.

La Fig. 2 muestra un claro ejemplo de cómo los factores ambientales pueden influir de manera desigual, a pesar de que el entorno es el mismo para los 4 cuerpos de agua de la Cantera Oriente, ya que se puede apreciar la expresión diferencial de la eutrofización con base en la turbidez e intensidad de color generados por el contenido de clorofila-a. Entonces, el resultado esperado de esta investigación es incrementar la comprensión de la influencia de los aspectos ambientales que controlan la eutrofización en el ámbito de los lagos someros, identificando las variables que pueden estar interactuando para ejercer influencia significativa en el aprovechamiento de los nutrientes y, por ende, en el estado trófico.

El hecho de que las variables ambientales pueden ejercer una influencia diferente de un cuerpo de agua a otro dificulta el control de la eutrofización, por lo que la comprensión de la influencia de los aspectos ambientales sobre la eutrofización diferencial de los lagos someros de la Cantera Oriente permitiría colaborar en el desarrollo de estrategias de manejo enfocadas al control, mitigación y/o restitución del estado oligotrófico tanto en los cuerpos de agua de la Cantera como en otros lagos someros.

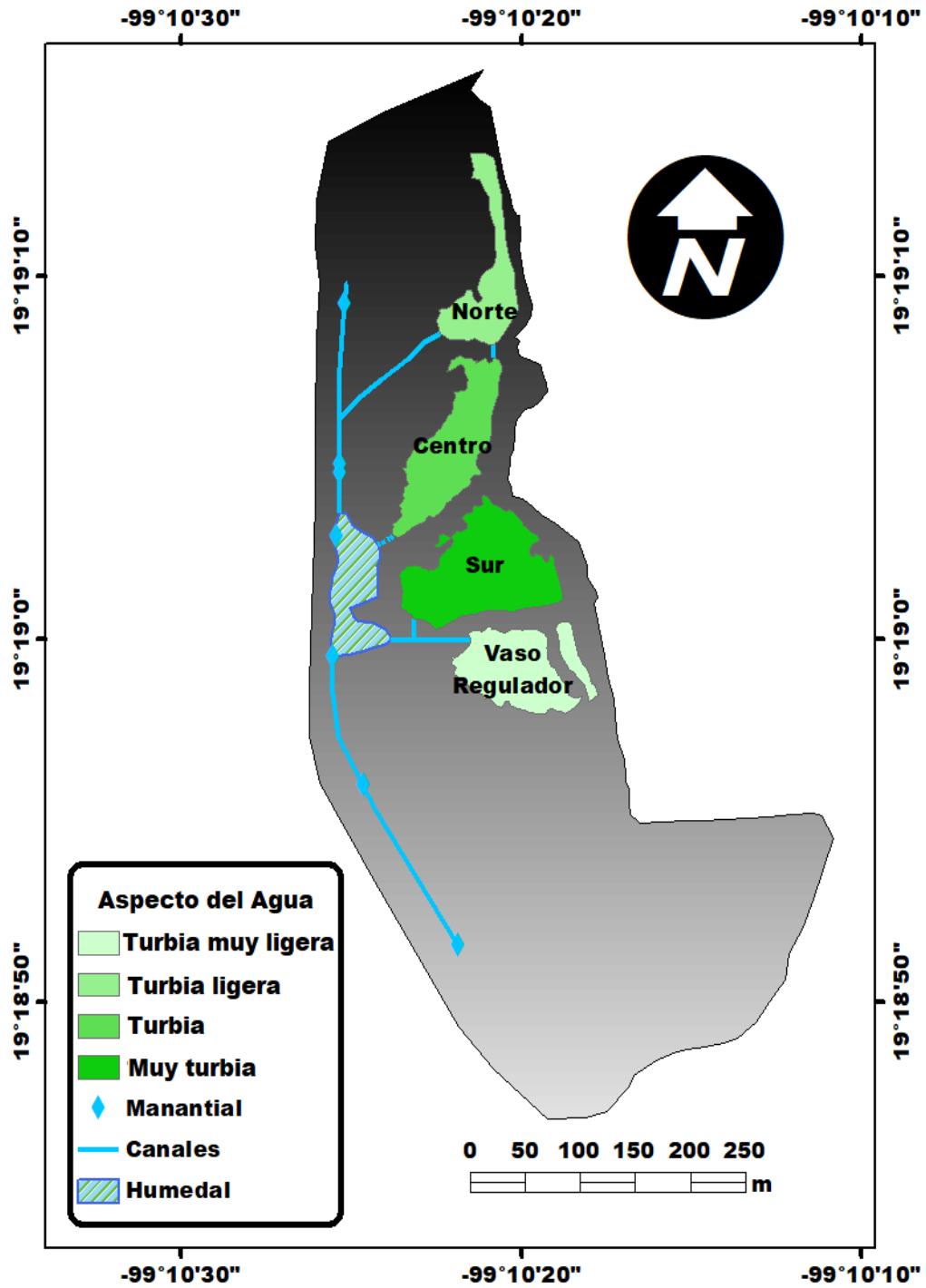


Fig. 2 Turbiedad de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente.

## 1.4 Preguntas de investigación e hipótesis

### **¿Cómo influirían las características del sustrato que atraviesa el acuífero en la química de las aguas subterráneas y en el estado trófico de los lagos someros?**

La litología podría estar ejerciendo una importante influencia en el aporte de fósforo en las aguas que abastecen la Cantera, porque se sabe que las concentraciones de fósforo son atípicamente altas; sin embargo, no se descarta que el acuífero pudiera estar impactado por aguas residuales por ser un acuífero somero.

### **¿De qué manera influiría la calidad de los hábitats ribereño y lacustre en el estado trófico de los lagos?**

La calidad de los hábitats puede influir en el sentido de que, si es buena, podría ser adecuada para introducir una diversidad de plantas y animales, con el objeto de que los cuerpos de agua mitigaran el estado alternativo (turbio) y, en el mejor de los casos, evolucionar hacia el estado de aguas claras.

### **¿Cuál sería la influencia de las características de los sedimentos en el estado trófico de los lagos someros?**

Dado que el basalto es el material parental más abundante en la zona, se espera que se presenten concentraciones de fósforo por encima del promedio de otras rocas en la corteza continental; así mismo, ese sustrato puede contener óxidos o hidróxidos de hierro y/o aluminio, los cuales presentan carga variable dependiente del pH, pudiendo liberar o retener fósforo de acuerdo con el valor de pH del medio acuoso.

La concentración de carbono orgánico podría influir en las condiciones óxicas del fondo de los lagos por la demanda de oxígeno para su degradación. Por otro lado, los ácidos generados por la mineralización de la materia orgánica pudieran mantener un pH debajo del Punto de Carga Cero de los componentes de los sedimentos, generando así una carga positiva que propiciaría la retención de los ortofosfatos debido a la atracción electrostática. La retención de los ortofosfatos se facilitaría si, además de lo anterior, los sedimentos presentaran texturas finas (limos y arcillas) debido a los altos valores de superficie de contacto, pudiendo ser todo esto un factor de atenuación en la disponibilidad de nutrientes, por lo tanto de la eutrofización.

### **¿Cómo influiría la irradiancia que recibe cada cuerpo de agua sobre el estado trófico?**

La incidencia de la radiación solar sobre cada cuerpo de agua puede ser modificada por efecto de las paredes de la Cantera y reflejarse en el estado trófico, a lo que se le suma la orientación del eje mayor de la geometría de cada cuerpo de agua (este-oeste) que favorecería un fotoperíodo más largo.

### **¿Cómo incidiría el tiempo de residencia hidráulica de los lagos someros en el contenido de clorofila-a?**

El tiempo de residencia hidráulico es un factor que afecta los procesos físicos, químicos y biológicos, por lo que sería fundamental identificar qué procesos se llevan a cabo o no dentro del lapso de retención del agua, que a su vez favorezcan o limiten la eutrofización. Se sabe que cuando el tiempo de residencia es prolongado es suficiente para que se desarrolle el fitoplancton, pero al mismo

tiempo, también pudiera ocurrir que los ortofosfatos formen minerales o se sorban a superficies, y con ello se atenúe la eutrofización.

### **¿Además de los nutrientes, qué variables también influirían en el estado trófico de los lagos someros de la Cantera Oriente?**

Las variables que podrían participar de manera significativa en la modulación del uso de los nutrientes y, por ende, en la manifestación de los estados tróficos observados en la Cantera, *a priori* podrían ser las variables físicas como el tiempo de residencia hidráulico y la radiación solar incidente.

## **1.5 Objetivos**

### **1.5.1 Objetivo general**

Reconocer las variables ambientales con mayor contribución en la expresión diferencial de la eutrofización en los lagos someros de la Cantera Oriente.

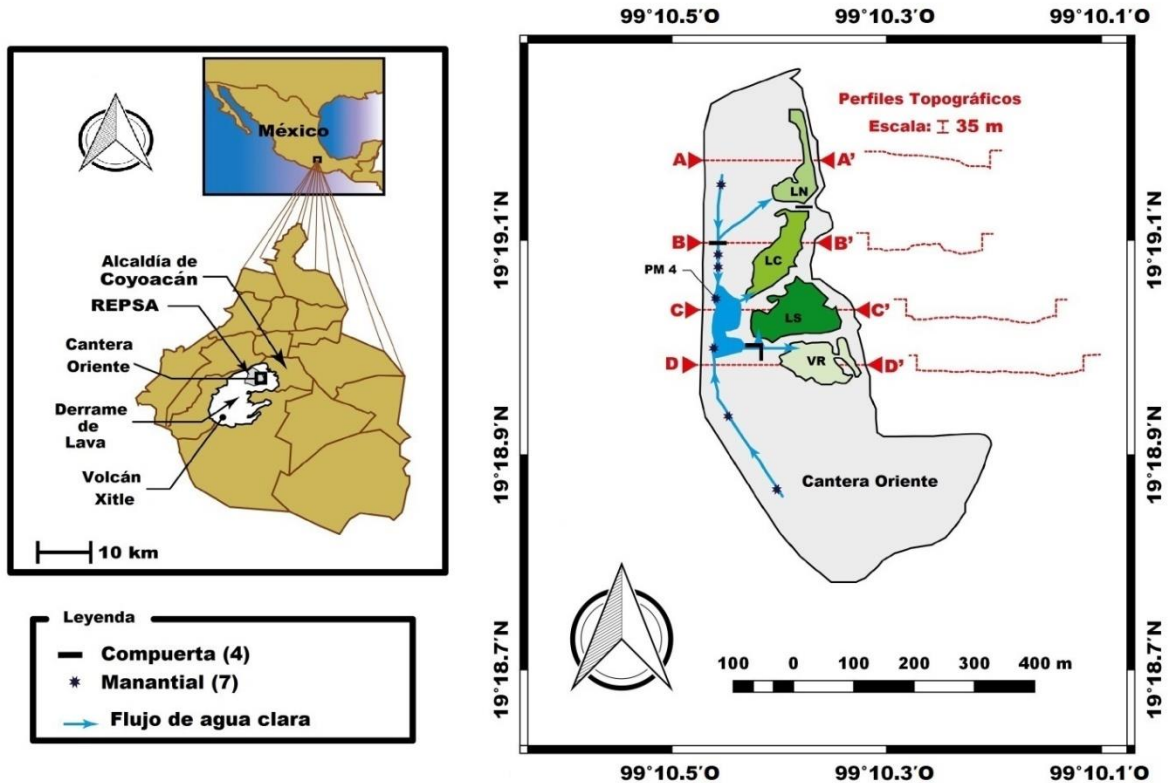
### **1.5.2 Objetivos específicos**

1. Realizar la caracterización química del agua de los manantiales y de los lagos someros mediante el análisis de los iones mayores ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$ ), nutrientes [sílice reactiva disuelta (SiRD), hierro,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NH}_3$ ,  $\text{N-Org.}$ ,  $\text{N-Total}$ , fósforo reactivo disuelto (PRD),  $\text{P-Org.}$  y  $\text{P-Total}$ ] y C orgánico para reconocer el posible origen de la composición química.
2. Calcular los índices de calidad del hábitat de los lagos y de la vegetación riparia que ofrece la Cantera Oriente para relacionar la calidad con el estado trófico de los lagos.
3. Evaluar los sedimentos superficiales de los cuerpos de agua (geoquímica de elementos mayores, C orgánico e inorgánico, textura, estimación del punto de carga cero y fósforo retenido) para identificar posibles interacciones de los sedimentos con la columna de agua que pudieran influir en la eutrofización.
4. Analizar la exposición de los cuerpos de agua a la radiación solar incidente sobre la Cantera Oriente con el objeto de entender los posibles efectos diferenciales de esta variable sobre la eutrofización.
5. Estimar el tiempo de residencia hidráulico con el propósito de identificar su posible efecto sobre las diferencias en los estados tróficos de los lagos.
6. Modelar la clorofila-a de cada lago usando la regresión de mínimos cuadrados parciales (PLSR) con las variables ambientales analizadas con el fin de identificar las más influyentes sobre el estado trófico de los lagos, y validar los modelos PLSR con simulaciones de Montecarlo y con la metodología para el análisis de series de tiempo de Box-Jenkins, pronosticando el comportamiento de la clorofila-a.

## 1.6 Sitio de estudio

### 1.6.1 Ubicación geográfica, clima, geología e hidrología

La Cantera Oriente se encuentra al sur de la Ciudad de México dentro de la alcaldía de Coyoacán en las coordenadas geográficas: 19°19'13.35" latitud Norte y 99°10'25.34" longitud Oeste (**Fig. 3**).



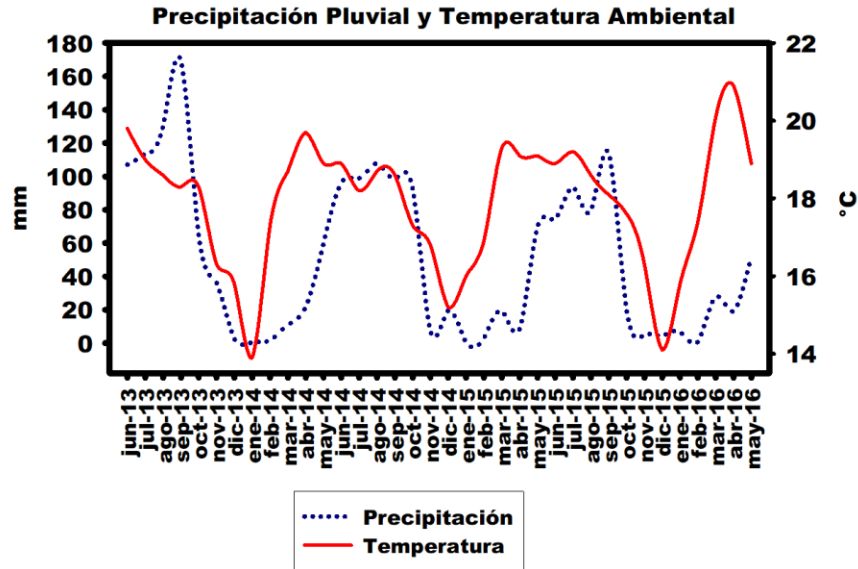
**Fig. 3 Ubicación de la Cantera Oriente.**

LN (Lago Norte), LC (Lago Centro), LS (Lago Sur), VR (Vaso Regulador) y PM 4 (Poza del Manantial 4). Modificado de Cuevas *et al.* (2020).

La Cantera es una de las 13 zonas de amortiguamiento de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA); a su vez, la REPSA se encuentra al NE de lo que hoy se conoce como el Pedregal del Xitle (**Lot, 2007**).

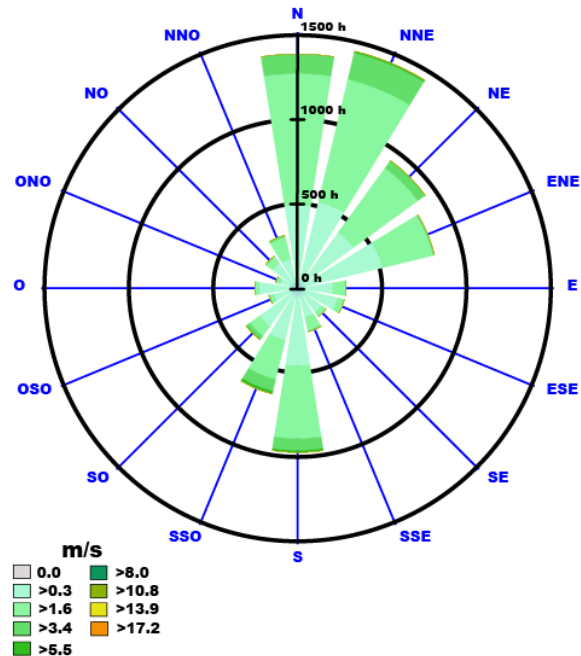
El clima en la Cantera Oriente es templado subhúmedo con lluvias en verano y estación invernal seca [Cb ( $w_1$ ) w]; la época de lluvias abarca los meses de mayo a octubre y la época seca comprende de los meses de noviembre a abril. La precipitación media anual es de 833 mm y la temperatura media anual es de 15.6 °C (**Lot, 2007**).

En la **Fig. 4** se detalla el comportamiento estacional de la precipitación y de la temperatura media mensual durante el periodo de la serie de tiempo (2013-2016), la información fue obtenida del Observatorio del Servicio Meteorológico Nacional en Tacubaya, cuya base de datos está completa y se encuentra relativamente cercano de la zona de estudio.



**Fig. 4** Parámetros Climáticos del Observatorio de Tacubaya.  
SMN-CNA (2018).

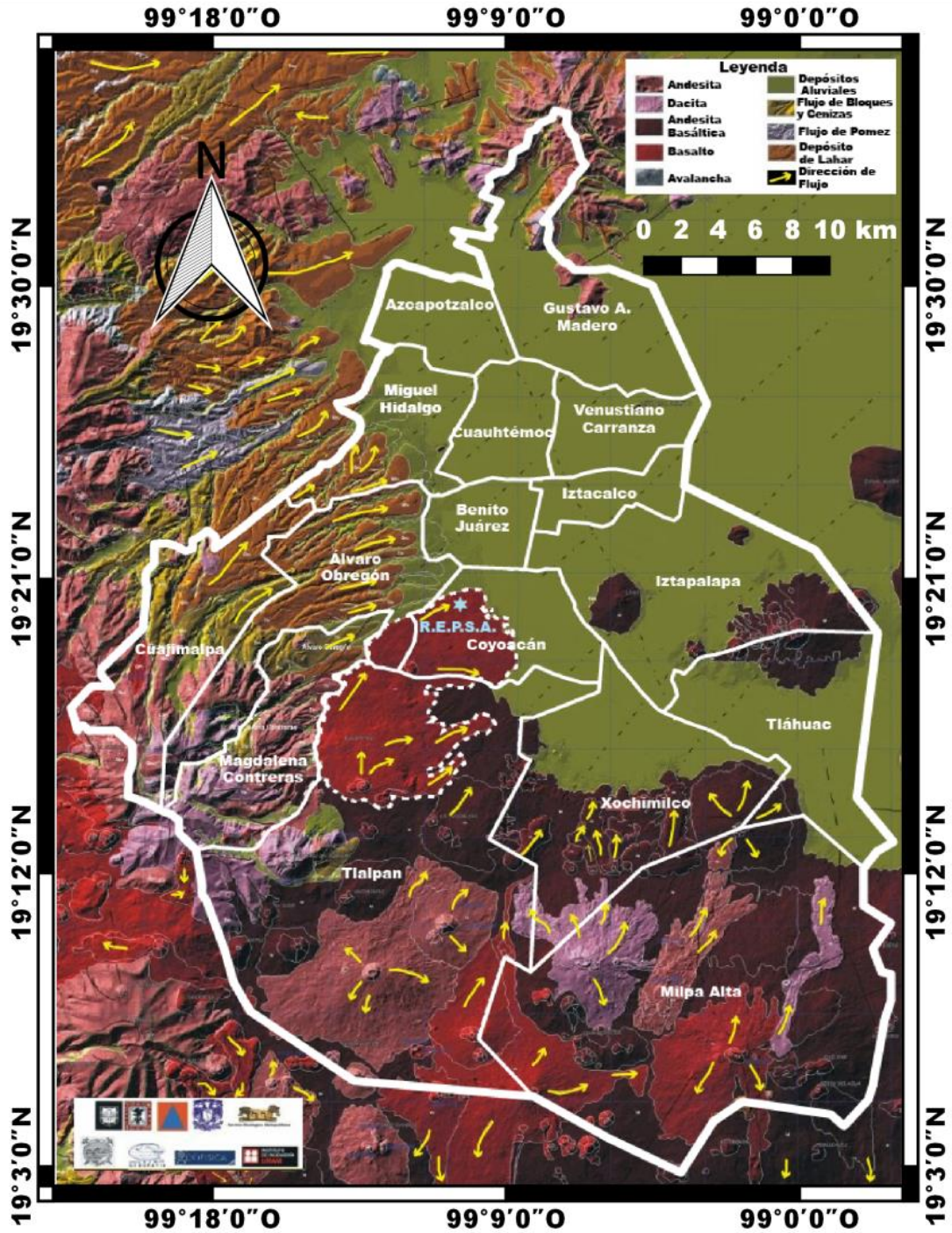
La **Fig. 5** ilustra las direcciones y velocidades de los vientos predominantes en Ciudad Universitaria, los vientos provienen del N, NNE y NE, sumando más de 4500 h/año y los vientos provenientes del S tienen una presencia cercana a 1000 h/año con velocidades máximas de hasta 5.5 m/s.



**Fig. 5** Rosa de vientos para Ciudad Universitaria, UNAM.  
Modificado de [www.meteoblue.com](http://www.meteoblue.com) (2019).

En la **Fig. 6** se indican los diferentes sustratos geológicos presentes en la Ciudad de México. La zona delimitada por el pedregal del Xitle (línea interrumpida) está compuesta por basalto.





El pedregal del Xitle es consecuencia de un derrame lávico de la erupción del volcán Xitle que terminó en el año  $300 \pm 35$  d.C. (Fig. 7); el derrame cubre aproximadamente  $80 \text{ km}^2$ ; el pedregal presenta un sustrato basáltico de 40 m de espesor en algunos lugares (Lot et al., 2012). En sitios en donde existen pendientes entre  $2-7^\circ$ , la superficie de la lava está fragmentada, caracterizada por una superficie de bloques ásperos y desiguales (Palacio Prieto & Guibaud, 2015).



**Fig. 7 Antecedentes e importancia hidrológica del Pedregal del Xitle.**

Modificado de Lot et al. (2012).

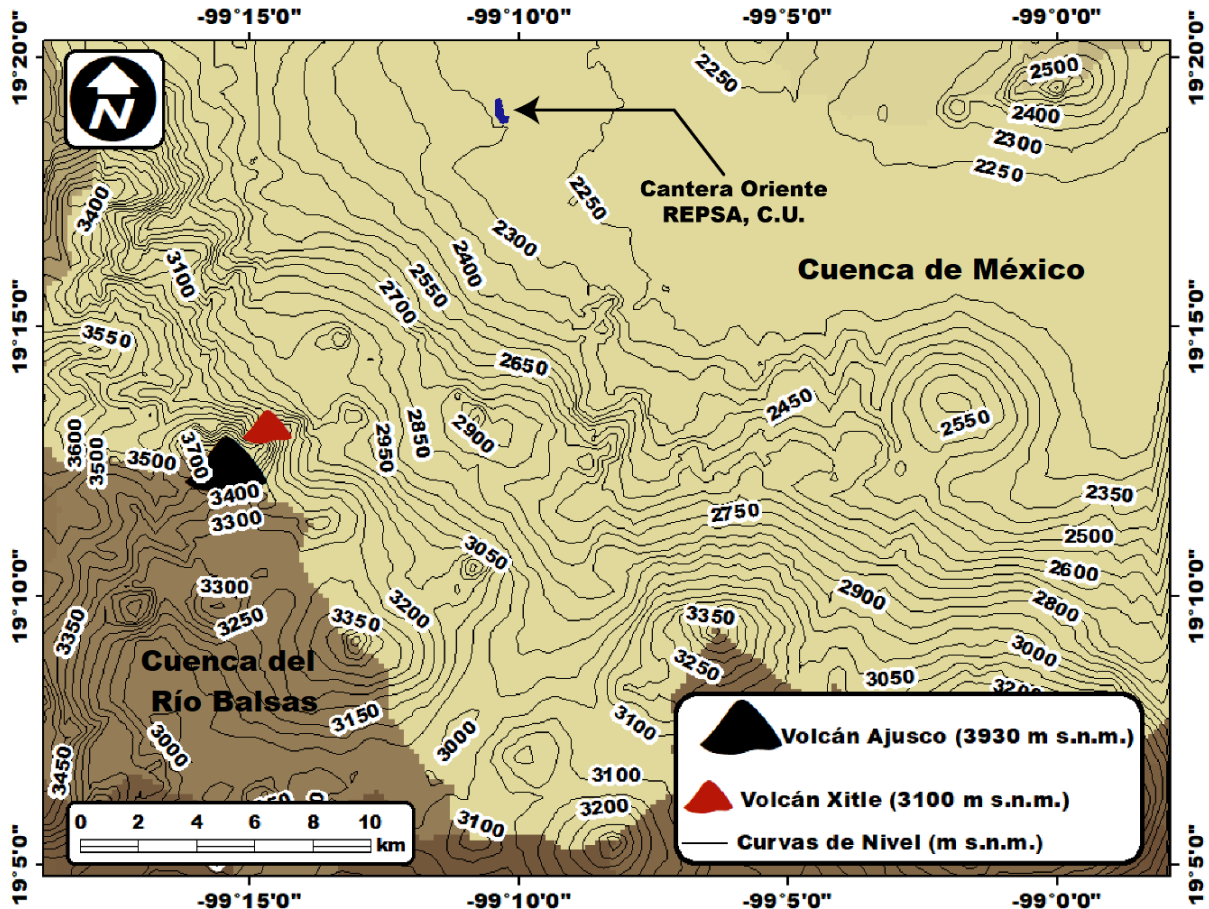
El basalto del Cuaternario como el que se muestra en la **Fig. 8**, es resultado del enfriamiento y cuando presenta vesículas interconectadas (fracturas), es común que tenga coeficientes de conductividad hidráulica muy variables que pueden ir desde 10 m/día hasta valores tan altos como 1000 m/día (Smith & Weathcraft, 1993). A causa de las características del sustrato está contribuyendo a la recarga del manto freático de la cuenca de México (Lot et al., 2012).



**Fig. 8 Basalto fracturado de las paredes de la Cantera Oriente**

En el mapa (**Fig. 9**) se presenta una fracción de la cuenca de México, con un total de 9000 km<sup>2</sup> de extensión, donde se observa la ubicación de la Cantera Oriente, y al S se distingue el parteaguas entre la cuenca de México y la cuenca del río Balsas (National Academy of Sciences, 1995).

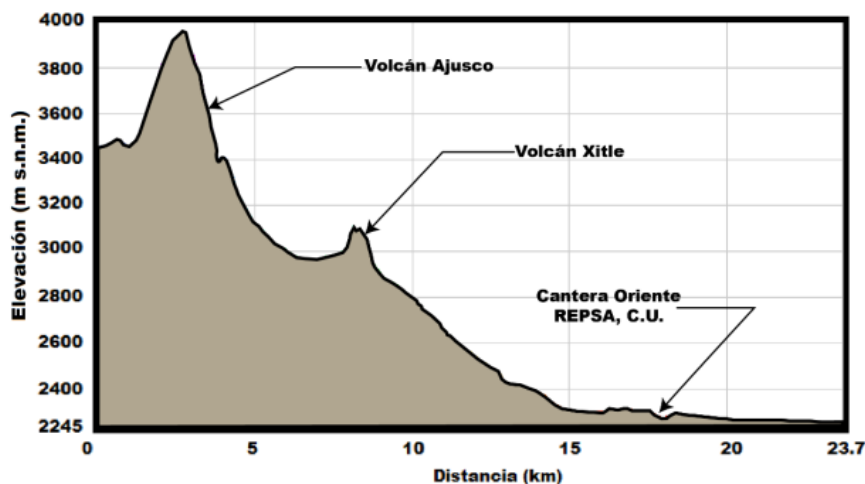




**Fig. 9** La Cantera Oriente dentro de la Cuenca de México y delimitación de cuencas.

La Sierra Chichinautzin en el SO del Área Metropolitana del Valle de México (AMVM) es la zona de recarga natural del acuífero somero y parte de la recarga del acuífero profundo (Ramos Leal *et al.*, 2003), siendo el acuífero somero el que abastece la Cantera Oriente (Canteiro *et al.*, 2019). Las fuentes de recarga del agua subterránea en la cuenca se derivan principalmente de las precipitaciones infiltradas y de la nieve derretida en las montañas y cerros que rodean la cuenca; este flujo se desplaza hacia las zonas menos elevadas en forma de una corriente subterránea radial (Montiel Palma *et al.*, 2014).

La Fig. 10 muestra la cumbre del Ajusco (un punto del parteaguas de las cuencas) a 3930 m s.n.m., a 3100 m s.n.m. se encuentra la cumbre del volcán Xitle y aproximadamente a 2253 m s.n.m. se observa la parte más baja de la Cantera Oriente (Schneider, 2017). El gradiente de altitud entre la Cantera Oriente y la cumbre del volcán Xitle (punto máximo de infiltración del acuífero somero) (Canteiro *et al.*, 2019) se presenta en una distancia de aproximadamente 9500 m (Google Inc., 2018) lo que resulta en una pendiente estimada o gradiente hidráulico ( $i$ ) de 0.089 m/m (8.9 %).



**Fig. 10 Perfil de elevación volcán Ajusco-Cantera Oriente.**  
Modificado de Schneider (2017).

### 1.6.2 Origen, descripción y uso actual de la Cantera Oriente

La Cantera Oriente ha sido objeto de un substancial impacto ambiental; se estima que de la Cantera Oriente se extrajeron 5.5 millones de metros cúbicos de roca desde abril de 1970 hasta octubre de 1994 (Lot, 2007), siendo la causa principal de la geomorfología actual de la Cantera, consistente en una depresión bordeada por una pared de roca volcánica (Fig. 11).

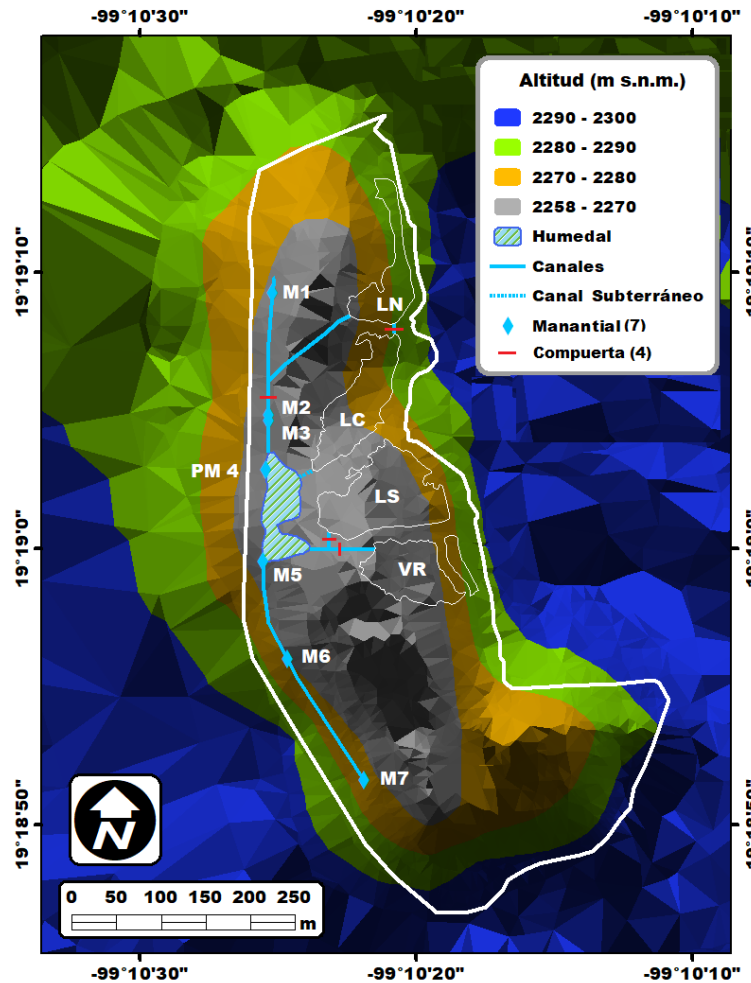


**Fig. 11 Vista de la Pared de roca desde los lagos someros Norte, Centro, Sur y Vaso Regulador respectivamente.**

Durante las obras de limpieza posteriores al sismo ocurrido en el Distrito Federal en 1985, la Cantera Oriente fungió como receptor de basura y escombros. En 1997 se hizo una rehabilitación del lugar que incluyó movimiento de tierras para introducir variadas especies animales y vegetales, lo que ha permitido el desarrollo de una importante diversidad biológica (Lot, 2007). En lo referente a la comunidad fitoplanctónica, los cuerpos de agua de la Cantera presentan una riqueza de 137 especies compuesta por cianobacterias, clorofitas, diatomeas y euglenofitas, siendo las diatomeas y las clorofitas los grupos que presentan el mayor número de especies (Novelo et al., 2009).

La explotación de la Cantera generó un paisaje único, pues cuando las excavaciones llegaron al manto freático dieron origen a una laguna que se dividió por medio de bordos, resultando en los 4 cuerpos de agua que actualmente componen el sistema (Lot, 2007). La depresión dentro de la Cantera tiene un rango aproximado de altitud entre 2254 y 2292 m s.n.m. (Fig. 12); con base en el rango de altitudes este sistema se encuentra en el piso bioclimático frío (Roldan Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). La Cantera tiene una superficie total aproximada de 20 ha divididas en 2 entidades territoriales administrativas, donde 7.0 ha aproximadamente corresponden a la reserva ecológica

(Google Inc., 2018), siendo donde se encuentran 3 de los 4 cuerpos de agua que en este estudio se han denominado como Norte, Centro y Sur. El Vaso Regulador (VR) se encuentra en el área del club de fútbol Pumas.



**Fig. 12 Red de Triángulos Irregulares (TIN), lagos, manantiales e infraestructura hidráulica de la Cantera Oriente.**

LN (Lago Norte), LC (Lago Centro), LS (Lago Sur), VR (Vaso Regulador) y PM 4 (Poza del Manantial 4).

La geomorfología de la Cantera es diversa porque mientras que los alrededores del lago Norte están marcados por fuertes pendientes y el lago Centro en su cara NE presenta una elevación, la zona donde se encuentra el lago Sur y el VR consiste básicamente en una planicie, siendo la parte más baja de la Cantera, tal como lo muestra la **Tabla 1** que indica las altitudes medias de cada lago.

**Tabla 1. Altitudes medias de los lagos de la Cantera Oriente.**

Cuerpo de Agua	Altitud Media Aproximada (m s.n.m.)	Puntos de Muestreo (n)
Norte	2261 ± 3.5	150
Centro	2260 ± 3.1	150
Sur	2256 ± 2.2	150
Vaso Regulador	2258 ± 1.5	150

Datos obtenidos de Schneider (2017).

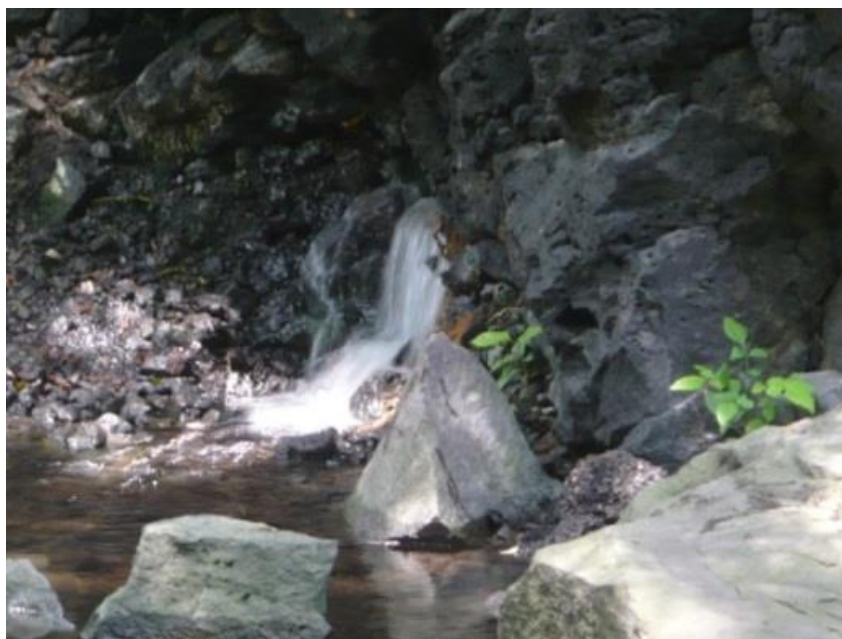
El área de los 4 cuerpos de agua principales se estimó en 29 620 m<sup>2</sup> con el programa *Google Earth Pro*® (Google Inc., 2018), la superficie por lago se muestra en la **Tabla 2**.

**Tabla 2. Morfometría de los cuerpos de agua.**

Lago	Superficie (m <sup>2</sup> )	Perímetro (m)
Norte	5451	535
Centro	8284	469
Sur	9510	483
Vaso Regulador (VR)	6411	509

Google Inc. (2018).

También se puede observar que el sistema está siendo abastecido por manantiales denotados como M1, M2...M7, a excepción del manantial 4 que es el sitio usado como referencia y, por haber sido muestreado en la poza, se nombró Poza del Manantial 4 (PM 4) (Fig. 12). De los 7 manantiales más notables que abastecen los lagos (M1...M7), al menos 4 (M2, M3, PM 4 y M5) presentan flujo permanente a lo largo del año, tal como puede observarse en la Fig. 13. También existen otras salidas de agua, aunque ofrecen flujos intermitentes que solo son notables en tiempo de lluvias, así como varias salidas que están debajo del nivel de agua del canal adyacente a la pared oeste, las cuales son observables en la superficie por la turbulencia del agua al brotar.



**Fig. 13 Manantial 2 en tiempo de secas.**

El flujo del agua de los manantiales hacia los lagos y entre lagos está regulado por compuertas a excepción del suministro al lago Centro, que está dado por un conducto subterráneo (línea punteada en la Fig. 12) que va de la zona del humedal hacia el cuerpo de agua.

Las compuertas (Fig. 14) tienen como objeto regular el flujo de los manantiales hacia los lagos como a continuación se describe:

- a) La compuerta que se encuentra en el canal cerca del M2 separa los flujos de M2 y M3 de los flujos del M1 y de otras posibles salidas de agua, regulando el flujo hacia el lago Norte.



- b) La compuerta que se encuentra entre los lagos Norte y Centro permite la comunicación entre los lagos, desfogando los excedentes del lago Centro hacia el lago Norte.
- c) Las compuertas que están en la entrada del lago Sur y del VR dividen el flujo de entrada; el mayor flujo generalmente está destinado hacia el VR.



**Fig. 14 Compuertas de regulación en el canal, en los lagos someros Norte-Centro y en el lago Sur-VR respectivamente.**

Las flechas señalan el flujo predominante del agua.

Con base en las necesidades operativas de la planta de tratamiento que se encuentra en la zona del club, el Vaso Regulador en ocasiones recibe agua tratada de la cual no se cuenta con análisis químicos. En la parte de la Cantera que corresponde al club de fútbol naturalmente se realizan actividades deportivas, por lo que se ha provisto de la infraestructura necesaria para satisfacer los requerimientos de tales actividades, como lo son cachas de fútbol de pasto natural, aulas, comedor, gimnasio, sanitarios y regaderas ([Club Universidad Nacional A.C., 2014](#)).

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

En este apartado se detallan los métodos utilizados para medir aspectos ambientales de la serie 2013-2016, así como los adicionales que están relacionados con el estado trófico, y también se describen las pruebas estadísticas aplicadas para identificar las variables más influyentes. Los aspectos ambientales complementarios fueron seleccionados con base en la **Fig. 1**, cubriendo las categorías ambientales relacionadas con la geología, geomorfología, calidad del agua, luz y uso del suelo.

### 2.1 Caracterización de los lagos (2013-2016)

La caracterización de los lagos (2013-2016) exhibe la continuidad en las diferencias en el estado trófico de los cuerpos de agua de la Cantera a través de series temporales. Las variables que se analizaron en la serie de tiempo pueden ser clasificadas como: a) parámetros que pueden facilitar el desarrollo de la eutrofización (N-Total, nitratos, nitritos, amonio como N-NH<sub>3</sub>, N-Org., P-Total, PRD como P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, P-Org. y temperatura) b) parámetros que pueden ser modificados por el estado trófico de los lagos (O.D., transparencia, pH, clorofila-a) y c) parámetros complementarios (profundidad, alcalinidad, calcio y magnesio). Los estudios preliminares revelaron homogeneidad horizontal y vertical en la mayoría de los parámetros químicos, es por ello que se colectaron muestras integradas en la parte central de cada cuerpo de agua.

Las muestras para la determinación de los parámetros físicos, químicos y nutrientes de los lagos, así como de la Poza del Manantial 4 (PM 4), se recolectaron con periodicidad mensual entre junio de 2013 y mayo de 2016; la selección de la PM 4 fue con base en la consistencia del flujo, ya que previamente se había realizado un monitoreo de los manantiales identificados. Con respecto al muestreo en los cuerpos de agua, se utilizó un muestreo dirigido con muestras integradas de la columna cada 0.2 m hasta el fondo. Durante la toma de muestras, usando una sonda multisensor marca YSI® modelo 85 se midieron los perfiles verticales de conductividad específica (K<sub>25</sub>), O.D. y temperatura. En el caso de pH, el perfil se midió con un instrumento marca *Conductronic*® modelo PH-10, pero debido a la longitud del cable del electrodo no se llegó hasta el fondo de los lagos, por lo que solo se midió hasta un metro de profundidad aproximadamente.

Los análisis fueron efectuados en el Laboratorio de Limnología Tropical de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM; los parámetros físicos y químicos de las aguas, tanto de los manantiales como de los lagos se efectuaron con métodos internos del laboratorio basados en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* ediciones 17 y 22 ([APHA/AWWA/WPCF, 1989](#); [APHA/AWWA/WEF, 2012](#)), excepto para las muestras de N-Total y P-Total determinadas simultáneamente por la digestión química alcalina de persulfato de potasio. N-Total y P-Total se midieron espectrofotométricamente como N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente ([Valderrama, 1981](#)). La clorofila a se determinó mediante el método de extracción en frío (4°C) con acetona al 90%, usando un fluorómetro modelo 10-AU marca *Turner Desings*® ([Arar & Collins, 1997](#)).

#### 2.1.1 Relación Nitrógeno Total:Fósforo Total (NT:PT)

La relación o cociente NT:PT desempeña un papel importante en los ecosistemas acuáticos, pudiendo ser decisiva en los cambios en la estructura trófica y la biodiversidad. También tiene una fuerte influencia en la estructura y función biológica, por lo tanto es ampliamente utilizado para

manejar e inferir la composición de la comunidad de fitoplancton (Zhang *et al.*, 2018). La relación puede calcularse en masa donde si NT:PT= 7.2 (16 en átomos) de acuerdo con la relación de Redfield es la proporción óptima para el desarrollo de fitoplancton, si la proporción disminuye se favorecen especies de cianobacterias, como por ejemplo *Microcystis aeruginosa* Kützing (1846) (Liu *et al.*, 2011).

### 2.1.2 Índice del Estado Trófico (TSI)

El índice del estado trófico de Carlson (1977) permite clasificar los cuerpos de agua con base en su estado trófico, utilizando 3 parámetros limnológicos como la clorofila-a (Clorof a) en µg/L, transparencia del disco de Secchi (Trans) en m y Fósforo total (Pt) en µg/L y se calcula según las siguientes ecuaciones:

- a)  $TSI_{Clorof\ a} = 9.81 \ln(\text{Clorof a}) + 30.6$
- b)  $TSI_{Trans} = 60 - 14.41 \ln(\text{Trans})$
- c)  $TSI_{Pt} = 14.42 \ln(\text{Pt}) + 4.15$
- d)  $TSI_i = [TSI_{Trans} + TSI_{Pt} + TSI_{Clorof\ a}]/3$

El TSI integral (TSI<sub>i</sub>) en este estudio no se calculó con el procedimiento de Carlson (1977), sino que se calculó según la fórmula usada por Yang *et al.*, (2012), pues a diferencia de Carlson (1977) -que pondera igual cada componente- ponderan con mayor peso la clorofila-a y con menor la concentración de fósforo en la ecuación final, pues argumentan que no necesariamente la sola disponibilidad de nutrientes puede ser el factor más importante para favorecer la eutrofización.

$$TSI_i = 0.540 TSI_{Clorof\ a} + 0.297 TSI_{Trans} + 0.163 TSI_{Pt}$$

El TSI<sub>i</sub> tiene una escala numérica de 0 a 100, y los valores de la escala corresponden con los diferentes estados tróficos:  $0 < TSI_i \leq 30$  oligotrófico,  $30 < TSI_i \leq 40$  oligo-mesotrófico,  $40 < TSI_i \leq 50$  mesotrófico,  $50 < TSI_i \leq 60$  eutrófico ligero,  $60 < TSI_i \leq 70$  eutrófico medio y  $70 < TSI_i \leq 100$  hipereutrófico (Yang *et al.*, 2012).

## 2.2 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña)

Con el objeto de conocer la calidad de los hábitats relacionados con los lagos de la Cantera se aplicaron 2 índices: a) Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre [*Lake Habitat Modification Score*, LHMS, Rowan *et al.* (2006)], y b) Índice de Calidad Riparia [*Riparian Quality Index*, RQI, Del Tánago & De Jalón, (2011)], aplicado principalmente en ríos; sin embargo la metodología del RQI podría adaptarse fácilmente a otras condiciones aún no probadas, pues el RQI podría aplicarse con éxito en zonas ribereñas de diversos sistemas acuáticos, tal como se llevó a cabo en este estudio, en el que aplicó a los márgenes de lagos someros. Cabe mencionar que ambas metodologías se complementan con la teledetección.

### 2.2.1 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS)

El LHMS sintetiza una amplia gama, tanto de presiones hidromorfológicas como humanas, y tiene aplicaciones directas para la evaluación del estado ecológico. Este índice fue desarrollado para

sintetizar los datos recopilados con una métrica. Se prevé que el LHMS podría formar parte de manera rutinaria de la evaluación hidromorfológica de cualquier sistema lacustre. El sistema de puntuación se basó en la orientación elaborada por el Grupo Asesor Técnico del Reino Unido (*UK Technical Advisory Group, UK TAG*), usando la opinión de expertos para definir los umbrales de las presiones hidromorfológicas que condujeran a probables impactos en el estado ecológico ([Rowan et al., 2006](#)).

La encuesta y los puntajes para evaluar los aspectos ambientales de los lagos de la Cantera se encuentran en el **Anexo 1**. Las evaluaciones fueron hechas mediante observaciones directas, fotografías y percepción remota. La escala de evaluación es inversa teniendo un valor máximo de 42 puntos (peor calidad), un puntaje igual a 0 indica condiciones para un sitio no perturbado, valores  $\leq 10$  son para sitios con presiones no significativas, mientras que valores superiores apuntan a sitios con modificaciones considerables ([Rowan et al., 2006](#)).

## 2.2.2 Índice de Calidad Riparia (RQI)

El concepto de zona ribereña o riparia apareció por primera vez en la década de 1970 y se define como la zona influenciada regularmente por el agua dulce; las zonas de ribera normalmente se extienden desde los bancos de los cuerpos de agua delimitados por el cambio de pendiente hasta los bordes de las comunidades de tierras arriba de ríos, arroyos, estanques o lagos. Además, las zonas de ribera son importantes debido a su papel positivo en la riqueza de especies, productividad del sistema ecológico, conservación del agua y el suelo, control de la contaminación y purificación, regulación meteorológica y mejora del paisaje ([Naiman et al., 2005](#); [Tang et al., 2012](#)).

El RQI propuesto por [Del Tánago & De Jalón \(2011\)](#) es un método de encuesta rápido y estandarizado, relativamente fácil de aplicar en el campo para recopilar información cuantitativa sobre la estructura de las zonas ribereñas con el propósito de evaluar el estado ecológico. Sin embargo, al ser una metodología diseñada para ríos, su aplicación en los lagos de la Cantera se requirió que hacer adaptaciones que se mencionan al momento en que se discuta el punto correspondiente.

El RQI utiliza 3 atributos físicos (dimensiones de la tierra, continuidad longitudinal y estructura vegetal) y otros 4 atributos relacionados con su funcionamiento (regeneración natural, condición de los bancos, conectividad lateral y vertical). La encuesta y los valores de calificación se encuentran en el **Anexo 1**. La escala de puntuación es directa con un rango de valores de 0-150, donde los valores bajos corresponden a ambientes muy alterados, mientras que valores altos se asocian con un sistema ripario conservado.

Se recomienda que las evaluaciones de cubierta vegetal -como análisis de deforestación o actualización de cobertura- pueden realizarse cada 1-3 años y 3-5 años, respectivamente ([Chuvienco, 2010](#)), por lo que no se consideró necesario hacer las valoraciones de manera estacional (secas y lluvias).

## 2.2.3 Teledetección-Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

La teledetección o percepción remota es la adquisición de información sobre un objeto o fenómeno, sin hacer contacto físico con lo que se está midiendo ([Rugenski et al., 2017](#)). Con el propósito de



complementar la calidad de los hábitats (lago y zona de ribera), se utilizaron imágenes de teledetección del Satélite *Sentinel 2* con el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI). El NDVI es una imagen que resulta del cociente que representa las características funcionales de la clorofila activa y que contrasta la reflectancia de las bandas infrarrojo cercano (*Near Infrared- NIR*) y rojo (*Red- R*). La función del NDVI es realzar la vegetación en función de su respuesta espectral y atenuar los detalles de otros elementos como el suelo, la iluminación, el agua, la zona urbana, etc. Este índice es adimensional y sus valores fluctúan entre -1 y 1 ([Rodríguez-Moreno & Bullock, 2013](#)).

Los valores por encima de 0.1 indican presencia de actividad fotosintética, mientras que la vegetación densa, húmeda y bien desarrollada presenta los mayores valores de NDVI, en contraste con los valores menores (0 hasta -1), que indican cuerpos de agua o terreno desnudo ([Meneses-Tovar, 2011](#)). Además de las imágenes de NDVI, también se utilizaron las imágenes satelitales disponibles en [Google Inc. \(2018\)](#).

## 2.3 Procesos hidrogeoquímicos

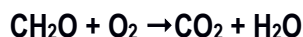
La hidrogeoquímica explora los procesos que definen la composición de las aguas, ya que la calidad de las aguas precisa el uso de este recurso, y la calidad puede cambiar durante el aprovechamiento o puede ser afectada por las actividades humanas ([Appelo & Postma, 2005](#)). Con el objeto de conocer los procesos hidrogeoquímicos se planteó un muestreo en abril de 2018 para caracterizar químicamente los manantiales y los lagos someros. La información de los 8 iones mayores se utilizó para caracterizar las aguas del acuífero y de las residentes en los lagos, y dado que en la serie de tiempo (2013-2016) se analizó calcio y magnesio, no se consideró necesario llevar a cabo más de un ensayo completo de iones mayores, por lo que solo se midió el pH y la conductividad específica  $K_{25}$  ( $n=3$ ) en los manantiales de los que no se cuenta con una serie de tiempo.

Adicionalmente, se analizaron la sílice reactiva disuelta (SiRD) para confirmar la presencia de ese nutriente importante para el desarrollo de las diatomeas, también se analizó hierro soluble en medio ácido ( $pH\sim 2$ ) para estimar el hierro particulado suspendido en las condiciones de pH de la columna de agua, porque es un elemento que puede estimular el crecimiento de varios tipos de microalgas en aguas epicontinentales ([Wurtsbaugh & Horne, 1983](#)). Así mismo, se corroboraron las concentraciones de fósforo reactivo disuelto (PRD) y nitratos en los otros manantiales (M2, M6 y M7) y también se analizó el carbono orgánico total (COT) para corroborar que no existe contaminación por aguas residuales.

Los análisis de los iones mayores y la SiRD se efectuaron en el laboratorio de Química Analítica del Instituto de Geofísica de la UNAM. El PRD, nitratos, hierro y el COT se realizaron en el laboratorio de Limnología Tropical en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Los parámetros físicos y químicos de las aguas, tanto de los manantiales como de los lagos se llevaron a cabo con métodos internos de laboratorio basados en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* ediciones 17 y 22 ([APHA/AWWA/WPCF, 1989](#); [APHA/AWWA/WEF, 2012](#)). La prueba de COT se realizó con el método de oxidación húmeda con dicromato de potasio en medio ácido ([Wetzel & Likens, 2000](#)).

### 2.3.1 Cálculo de la Demanda Bioquímica de Oxígeno Teórica (DBO<sub>t</sub>) a partir del Carbono Orgánico Total (COT)

La DBO<sub>t</sub> es la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para degradar la materia orgánica y puede ayudar a esclarecer si un cuerpo de agua ha sido impactado por contaminantes orgánicos (Davis & Masten, 2014). Sin embargo, en este estudio no se realizó la medida de esta variable. Así que a partir de la concentración de COT con base en la siguiente ecuación química simplificada, se calculó la DBO<sub>t</sub> carbonácea para cada cuerpo de agua y en algunos de los manantiales:



### 2.3.2 Modelación hidrogeoquímica

La modelación es esencial para definir los procesos que determinan los ambientes geoquímicos acuáticos, así como el transporte y el destino de las especies químicas (Villalobos et al., 2014). En este estudio, la modelación se llevó a cabo para inferir la interacción del fósforo en las aguas de los lagos y de los manantiales de la Cantera Oriente con los otros parámetros del agua analizados. Con los resultados de los iones mayores analizados en esta sección y los resultados de calcio, pH, temperatura y PRD de la serie 2013-2016 se realizaron modelos de especiación química, mediante la estimación de la potencial formación de minerales como hidroxiapatita (HAP) e incluirla como variable en la serie de tiempo (2013-2016) para su análisis estadístico.

Al llevar a cabo los modelos surgieron las siguientes situaciones, las cuales deben tenerse presente al momento de interpretar los resultados: a) los modelos se realizaron con el PRD, el cual está integrado en primer lugar por fósforo inorgánico disuelto (PID), y en menor medida por fósforo orgánico disuelto (POD) (Dodson, 2005), pero al no contar con la cuantificación de las proporciones de PID (integrado mayormente por ortofosfatos, ya que los polifosfatos también están presentes, pero en menor proporción) y POD, se hizo la simplificación PRD=PID, por lo que las concentraciones de HAP pueden estar sobreestimadas, y b) no se modeló el fósforo sorbido a partículas. Por lo anterior, se está modelando parcialmente la transformación del PID a fósforo inorgánico particulado (PIP), pues este último está constituido por los ortofosfatos que forman parte de los minerales y los sorbidos a partículas (Dodson, 2005).

En general, los programas de modelación hidrogeoquímica en la formación de minerales no consideran los aspectos cinéticos ni los aspectos de recristalización (Ryan, 2019), por estas razones lo presentado en este estudio no puede ser considerado como una simulación (funcionamiento de un sistema a través del tiempo). Los modelos de la formación de minerales se realizaron para cada mes y cuerpo de agua con el programa *Aqion*®, cuyo fundamento es el método del cálculo del equilibrio termodinámico basado en *USGS Phreeqc* (Kalka, 2019). Este programa ofrece los resultados tanto del Índice de Saturación de Sólidos (*Saturation Index*, **SI**) como de la concentración del sólido que potencialmente se puede formar, en este caso para la modelación de la formación de la HAP se prefirió reportar los datos con la concentración del mineral con el fin de facilitar la transformación logarítmica ya que los valores de **SI** pueden ser negativos. El diagrama de distribución de especies con el que se explica la formación de los minerales se realizó con los programas *Hydra & Medusa* (Puigdomenech, 2015).

Los modelos ayudan a inferir la disponibilidad de los nutrientes para los productores primarios, al determinar las interacciones entre las variables químicas en un momento dado. Las condiciones para que se forme un sólido, se indican a través del **SI**, el cual está dado por la siguiente expresión (Ryan, 2019):

$$SI = \text{Log}(Q/Kps)$$

Donde:

**SI**=Índice de Saturación.

**Q**=El producto de actividad iónica para el sólido.

**Kps**=La constante del producto de solubilidad para el sólido.

Si el valor de **SI**<0 el mineral se encuentra en forma disuelta; con valor de **SI**=0, se encuentra en equilibrio y puede formarse el sólido y en caso de **SI**>0 el sistema está sobresaturado y el sólido puede precipitar. Los condicionantes para que se forme un sólido además de la termodinámica son los efectos cinéticos y el acomodo de los átomos para formar el mineral (Ryan, 2019).

## 2.4 Caracterización de los sedimentos

Dado que los sedimentos de los lagos se constituyen a partir de material suministrado desde el entorno terrestre y a partir de material sintetizado dentro del lago, la composición de los sedimentos está en función de las características de la cuenca y del agua; entonces, si se combinan adecuadamente los análisis químicos y físicos, pueden proporcionar una gran cantidad de información útil sobre el lago y su entorno (Hakanson & Jansson, 1983).

### 2.4.1 Muestreo

Para el caso de los sedimentos, las muestras para todos los ensayos fueron compuestas de fracciones colectadas con una draga *Ekman* en diferentes puntos de los lagos someros durante octubre de 2017. Dado que en los sedimentos no se esperan cambios significativos a través del período del estudio, solo se tomó una muestra a lo largo de la duración de éste. En todos los casos se tomaron muestras de sedimento superficial, siendo el que puede verse influenciado y resuspendido por la bioturbación y/o por el oleaje, así como por las condiciones de oxigenación del agua del fondo; para tal fin fue necesario colectar el sedimento a una profundidad máxima de 10 cm o hasta donde se presentó un cambio de coloración y/o olor a ácido sulfhídrico (Mulligan *et al.*, 2010).

En el caso del suelo, se hizo una muestra compuesta de proporciones similares de suelo colectado en transectos en zigzag de los 3 bordos que separan los lagos Norte-Centro, Centro-Sur y Sur-Vaso Regulador.

## 2.4.2 Granulometría

La textura es una propiedad física fundamental útil para entender los flujos, ciclos, almacenamiento, fuentes y sumideros de los elementos químicos en la naturaleza (Boggs, 2012). La granulometría se realizó en el Laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM usando la técnica de difracción láser, se utilizó un analizador de tamaño de partícula marca *Beckman Coulter*® modelo LS 230 (Anexo 2).

## 2.4.3 Geoquímica, carbono y fósforo retenido

En el presente trabajo se evaluaron diversos parámetros químicos, como los elementos mayores en forma de óxidos: SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, TiO<sub>2</sub>, MnO, CaO, MgO, Na<sub>2</sub>O, K<sub>2</sub>O y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> en los sedimentos de los 4 cuerpos de agua, así como del suelo como referencia. Los elementos mayores se determinaron en el Laboratorio de Química Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM por la técnica de Fluorescencia de Rayos X (FRX), con un instrumento marca *Bruker*® modelo S2 *Ranger* y con un detector *XFlash* (Anexo 2).

La materia orgánica generalmente constituye una fracción importante de los sedimentos en la mayoría de los lagos, los materiales orgánicos en los sedimentos son aquellos que resistieron la degradación en la columna de agua y puede ser autóctonos o alóctonos. El contenido de carbono orgánico se evaluó con el método la oxidación de la materia orgánica del sedimento con dicromato de potasio y ácido sulfúrico (Loring & Rantala, 1992).

Los minerales endogénicos son el resultado de procesos químicos en el agua de los lagos que conducen a precipitados o floculados asentados en la superficie del sedimento. En los lagos someros eutrofizados existen las condiciones óptimas para la incorporación de carbonato endogénico (Hakanson & Jansson, 1983). Los carbonatos se determinaron mediante una titulación ácido-base por retroceso (Hesse, 1971).

Finalmente, la estimación de fósforo retenido (asociado con superficies cargadas) se hizo en los sedimentos de los 4 cuerpos de agua y es importante porque se puede determinar el papel de los sedimentos como sumidero de este nutriente (Quiroz-Flores *et al.*, 2018). La determinación se realizó basándose en el método clásico desarrollado por Olsen fundamentado en la extracción en medio alcalino del fósforo inorgánico particulado (PIP), en este caso, de los ortofosfatos sorbidos a superficies y posteriormente cuantificados por espectrofotometría como P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (Olsen *et al.*, 1954; SEMARNAT, 2000).

### 2.4.3.1 Índice Químico de Alteración (CIA)

Para inferir la transferencia de los elementos químicos de las rocas hacia el agua, se realizó una estimación del grado de intemperismo del suelo y de los sedimentos silicatados con el Índice Químico de Alteración (*Chemical Index of Alteration*, CIA) de Nesbitt & Young (1984), el cual se calcula con la siguiente ecuación que opera con los valores molares de los óxidos, en el caso de CaO debe ser el que está asociado con plagioclasas, por lo que se debe restar el calcio asociado con los carbonatos.

$$\text{CIA} = [\text{Al}_2\text{O}_3 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O})] \times 100$$

Altos valores de **CIA** (80-100) reflejan la pérdida de elementos móviles relativos a los constituyentes residuales estables durante la meteorización, representando un intemperismo químico extremo; valores de **CIA** entre 60 y 80 reflejan intemperismo químico moderado; las muestras con valores de **CIA** inferiores a 60 indican un bajo intemperismo químico, y valores más bajos de **CIA** caracterizan la ausencia de alteración química. Un hecho que es necesario mencionar es que valores de **CIA** para rocas recientemente expuestas a la intemperización y minerales son consistentemente cercanos a 50 (Domínguez-Soto et al., 2015).

#### 2.4.4 pH del Punto de Carga Cero (pH<sub>PZC</sub>)

El Punto de Carga Cero (*Point of Zero Charge*, PZC) se refiere al valor de pH, en el cual la carga de una superficie tiene un valor de 0 (pH<sub>PZC</sub>). A este valor de pH, la carga de los sitios superficiales positivos es igual a la de los negativos. El conocimiento del pH<sub>PZC</sub> permite hipotetizar sobre la ionización de especies químicas y su interacción en la solución. Cuando el pH de la solución es superior al pH<sub>PZC</sub> la superficie absorbente se carga negativamente y podría interactuar con especies químicas positivas como metales, mientras que a valores de pH del medio inferiores al pH<sub>PZC</sub>, la superficie se carga positivamente y podría interactuar con especies con cargas negativas (Sposito, 2008).

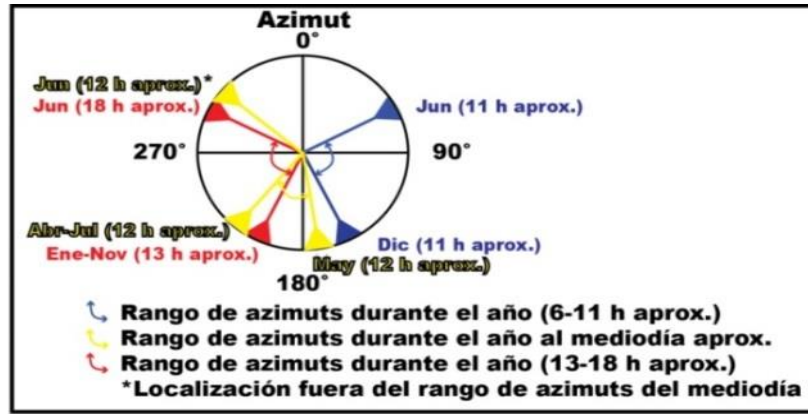
En el sedimento (material heterogéneo) de cada cuerpo de agua se hizo la estimación del pH<sub>PZC</sub>. El método se desarrolló con base en los trabajos de Dzombak & Morel (1990) y de Villaescusa & Fiol (2009), por medio de una titulación ácido-base con la muestra de sedimento suspendida en soluciones de diferentes fuerzas iónicas. Estas pruebas fueron efectuadas en el Laboratorio de Limnología Tropical de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM.

### 2.5 Radiación Solar e Iluminación

La radiación solar ocupa la porción del espectro electromagnético comprendido entre 100 y 100 000 nm, muchos procesos biológicos no serían posibles sin la radiación solar, por ejemplo la radiación infrarroja (700-100 000 nm) es captada por diversos tipos de enlaces de diversos compuestos químicos como el enlace del agua (O-H) que se manifiesta en forma de calor, y en el caso de los organismos fotosintéticos captan la luz visible (430-690 nm), la luz visible compone la iluminación, siendo esta el resultado de la radiación solar directa y de la difusa (reflejada) (Ledesma-Jimeno, 2000). Con el objeto de conocer la posible influencia de la radiación solar sobre los lagos someros se realizó un análisis de exposición de cada cuerpo de agua.

La jerarquización de la cantidad de radiación solar que incide sobre los cuerpos de agua se llevó a cabo mediante la construcción de un esquema en el que se obtuvieron los ángulos de elevación y de azimut del sol en la Cantera mediante el sitio web ([www.sunearthtools.com](http://www.sunearthtools.com)). La Fig. 15 es una herramienta para análisis de la penumbra que producen las paredes de la Cantera sobre las secciones seleccionadas transversales de los diferentes cuerpos de agua a lo largo del día y a través de los meses del año. Las representaciones de las sombras se llevaron a cabo en ambos lados de la Cantera considerando la altura mínima de las paredes (30 m).





**Secciones Analizadas**

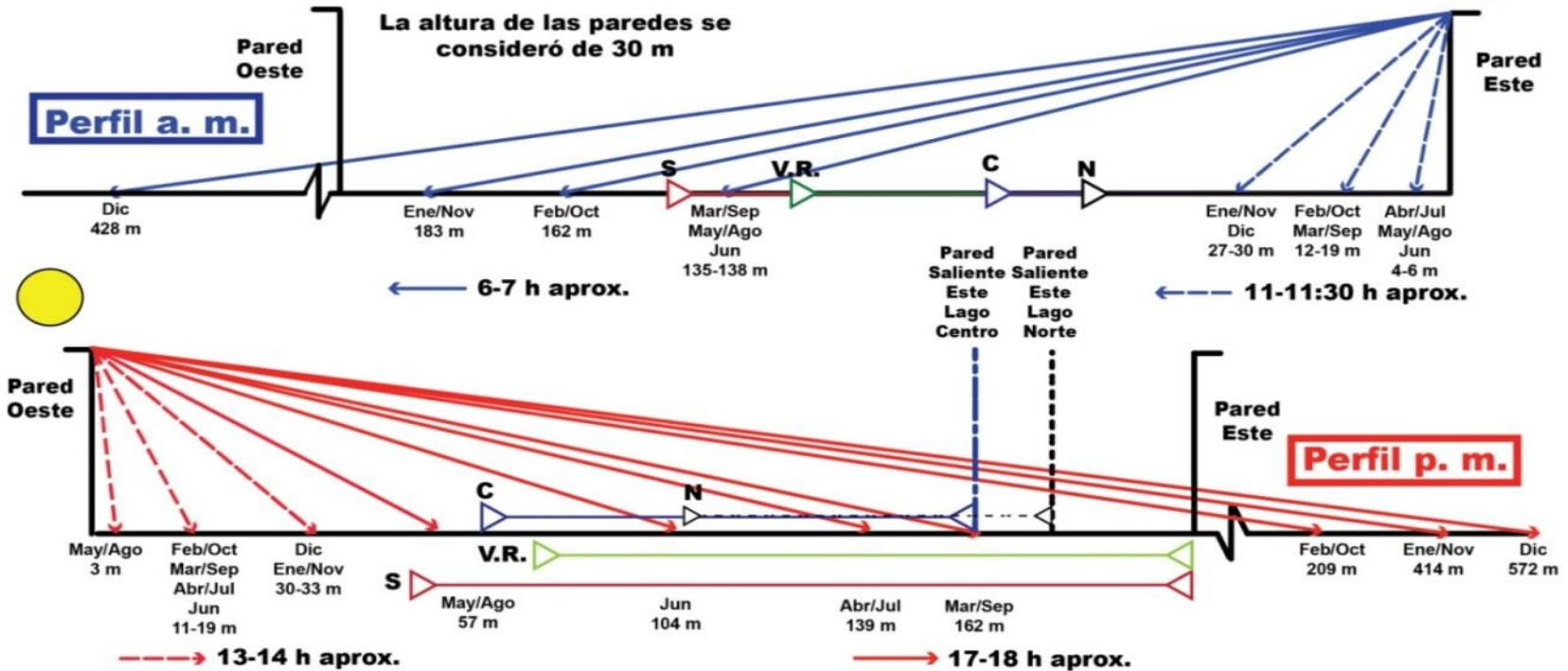
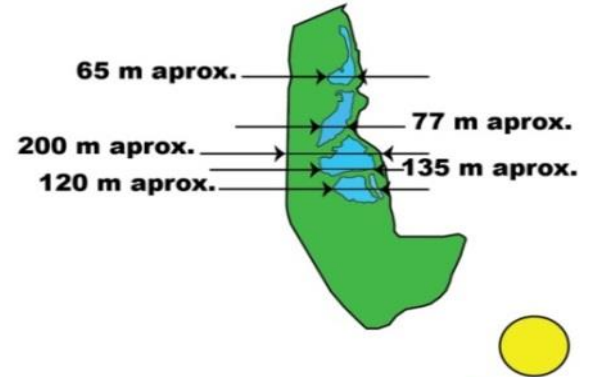


Fig. 15 Radiación Solar Incidente sobre los lagos de la Cantera Oriente

El diagrama de azimuts de la **Fig. 15** indica los rangos durante el año de la posición del sol matutino a.m. (azul) y las longitudes de las sombras en el diagrama son referidas a las paredes. El perfil a.m. de penumbras está relacionado a las primeras horas del día hasta las 11:30 h, cuando el azimut de la posición del sol está entre 75-165° aproximadamente. El perfil vespertino p.m. (rojo) se realizó considerando valores de azimut de la posición del sol de 200° a 300°, excepto en el mes de junio cuando el valor de azimut es de 310° aproximadamente. En la posición del sol al mediodía (amarillo) tanto por el azimut (175-220°, en junio 310°) como por el ángulo de elevación, las paredes no tienen efecto de sombra sobre los cuerpos de agua.

No se analizaron las sombras entre las 12 y las 13 h del horario civil para las secciones de los lagos seleccionadas debido a que el sol se encuentra en su máxima elevación.

## 2.6 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico (TRH<sub>t</sub>)

El tiempo de residencia hidráulico teórico TRH<sub>t</sub> o retención hidráulica es un parámetro que afecta los procesos de descomposición en los lagos y principalmente en los embalses. Los embalses con bajos TRH<sub>t</sub> tienden a la oligotrofia mientras aquellos embalses con altos tiempos de TRH<sub>t</sub> tienden a la eutrofia (**Roldan Pérez & Ramírez Restrepo, 2008**). Los caudales de entrada de los cuerpos de agua de la Cantera para calcular el TRH<sub>t</sub> se estimaron durante 9 meses cubriendo tanto la temporada seca como la húmeda (agosto/2017-abril/2018) (**Anexo 2**).

El TRH<sub>t</sub> se estimó partiendo del modelo:  $TRH_t = \text{Volumen medio} / (\text{Caudal de entrada o salida})$  (**Masters & Ela, 2008**). El volumen medio se estimó a partir de la superficie medida con *Google Earth*® (**Google Inc., 2018**) (**Tabla 2**), y de la profundidad media, obtenida del punto de referencia seleccionado para medir la profundidad durante la serie de tiempo (2013-2016). El cálculo del balance hídrico consideró la precipitación y la evaporación de estaciones meteorológicas cercanas a la Cantera Oriente en el periodo de la serie de tiempo 2013-2016, los cuales fueron obtenidos de la base de datos CLICOM (*Climate Computing Project*) administrada por el Servicio Meteorológico Nacional (**S.M.N.-CICESE, 2019**).

En resumen, para calcular el TRH<sub>t</sub> a través de la serie de tiempo (2013-2016) primeramente se promediaron los TRH<sub>t</sub> obtenidos de cada lago entre 2017-2018; después ese valor se dividió entre el balance hídrico mensual en la serie de tiempo (2013-2016) que funciona como un factor de variación estacional, tal como se muestra en la siguiente ecuación:

$$TRH_t \text{ mensual}(2013 - 2016) = \frac{TRH_t \text{ prom. (2017 - 2018)}}{\frac{(\text{Prof} + \text{pp} - \text{Evap}) * \text{Sup}}{\text{Vol prom}}}$$

Donde:

TRH<sub>t</sub> mensual (2013-2016)=TRH<sub>t</sub> para el mes dentro de la serie de tiempo (2013-2016) en días.

TRH<sub>t</sub> prom. (2017-2018)=TRH<sub>t</sub> promedio, calculado para cada cuerpo de agua (2013-2016) en días.

Prof=Profundidad del cuerpo de agua en el mes, calculado de la serie de tiempo (2013-2016) (m).

pp=Precipitación pluvial en el mes, calculado de la serie de tiempo (2013-2016) (m).

Evap=Evaporación en el mes, calculado de la serie de tiempo (2013-2016) (m).

Sup=Superficie del cuerpo de agua (m<sup>2</sup>).

Vol prom=Volumen promedio del cuerpo de agua, calculado durante 2013-2016 (m<sup>3</sup>).

## 2.7 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a

### 2.7.1 Pruebas descriptivas y exploratorias de los datos de las variables ambientales analizadas durante 2013-2016

El objetivo de efectuar pruebas descriptivas y exploratorias a los datos fue para seleccionar el procedimiento estadístico adecuado a fin de identificar las variables más influyentes en el estado trófico de cada lago. Al complementarse la base de datos con las variables derivadas, a los datos crudos se les practicaron los estadísticos descriptivos, posteriormente se realizó la curación de la base de datos, que como primer paso se efectuó la prueba de Dixon para detectar y eliminar datos atípicos y sustituirlos por imputación múltiple al igual que con los datos faltantes (Pérez Marqués, 2014), usando el paquete estadístico XLStat 2014® (Addinsoft, 2014).

Posteriormente, los datos crudos de las series de tiempo fueron sometidos a pruebas de normalidad con el método de Shapiro-Wilks con el programa estadístico *Infostat*® versión estudiantil (Balzarini et al., 2008); pero como en las pruebas no se obtuvieron valores de valor  $p > 0.05$ , es decir que no se ajustaron a la distribución Normal y dado que el coeficiente de asimetría de la mayoría de las variables fue positivo con valores entre 1.5 y 2.5 (sesgo moderado) se recomienda la transformación  $\log_{10}X$  (Stern, 2010). Pero para emplear la transformación logarítmica previamente se aplicó la transformación  $(n+1)$  para evitar logaritmos negativos o el error al aplicar  $\log_{10}X$  a valores igual a 0 (Guisande et al., 2011). Los resultados de las pruebas de normalidad con los datos transformados pueden consultarse en el Anexo 3.

Después del curado de la base de datos, la mayoría de las variables pasaron la prueba de normalidad, entonces se llevaron a cabo los correlogramas con el programa *Statgraphics Centurion*® XVII (StatPoint Technologies, 2014) para obtener un panorama general de las relaciones entre las variables analizadas, así mismo se realizó la matriz de covarianzas de clorofila-a para identificar diferencias en las relaciones lineales en los lagos (Anexo 4).

Adicionalmente, se evaluó el Factor de Inflación de la Varianza (*Variance Inflation Factor*, VIF) (Anexo 5), que es el inverso de la tolerancia  $[1/(1-r^2)]$ . Valores de  $VIF > 10$  indican un problema grave de colinealidad, cuyo impacto es reducir el poder predictivo de cualquier variable independiente en la medida en que está asociado con otras variables independientes (Hair et al., 2007). Lo anterior porque provoca signos erráticos en los coeficientes de la regresión que dificultan su interpretación (Carrascal et al., 2009).

El estadístico Ljung-Box se usó para comprobar si los datos en una serie de tiempo son aleatorios e independientes. En caso de que los datos no fueran independientes pueden correlacionarse significativamente con otras observaciones de tiempos diferentes (autocorrelaciones), determinando de esta manera la estacionalidad de la serie de tiempo (Box et al., 2016), porque el estadístico de Durbin-Watson (DW) solo mide la correlación entre cada residuo y el residuo del periodo de tiempo



inmediato anterior al periodo de interés, es decir, la autocorrelación solo es detectable si el error está correlacionado únicamente con su pasado inmediatamente anterior, por lo no se detectaría si existiera un problema de autocorrelación de orden  $>1$  (**Anexo 5**); infringir el supuesto de autocorrelación invalida el modelo de regresión porque genera sesgos en los coeficientes, afectando consecuentemente el error estándar y los intervalos de confianza (**Levine et al., 2006**).

## 2.7.2 Análisis Discriminante (AD)

El AD se utilizó para evaluar las diferencias espaciales de las variables analizadas entre los diferentes cuerpos de agua, permitiendo también definir la contribución de cada variable a la agrupación de observaciones por medio de funciones de carácter lineal (**Hair et al., 2007**). El AD tiene 2 aplicaciones principales: como herramienta explicativa permite definir la contribución de cada variable discriminante para la clasificación correcta, mientras que en la vertiente predictiva el AD ayuda a determinar la categoría a la que pertenece un caso conociendo el valor de las variables discriminantes (**Calvo & Rodríguez, 2003**).

El AD ofrece la ventaja de que la violación en los supuestos de normalidad de algunas variables o datos atípicos no invalida los resultados debido a su robustez (**Calvo & Rodríguez, 2003**), pero de cualquier manera en la realización de esta prueba se utilizó la base de datos curada. El paquete estadístico utilizado para esta prueba fue *XLStat 2014*® (**Addinsoft, 2014**).

## 2.7.3 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a

### 2.7.3.1 ¿Por qué modelar la clorofila-a con la Regresión de Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR)?

Las pruebas preliminares de los datos señalan que algunas variables registran colinealidad e incluso multicolinealidad y autocorrelación (**Anexo 5**). La regresión de mínimos cuadrados parciales (PLSR) se aplica para resolver problemas asociados con datos mal acondicionados, es decir, cuando los predictores anuncian multicolinealidad (redundancia), autocorrelación y/o cuando se tienen más predictores que observaciones (**Wold et al., 2001**).

La PLSR combina 2 técnicas del análisis multivariante: el análisis de componentes principales y la regresión lineal múltiple o también conocida como regresión de mínimos cuadrados ordinarios (OLSR) (**Valdéz, 2010**). La PLSR es similar a PCR (regresión de componentes principales), pero en PLSR los componentes se construyen de manera diferente, usando el algoritmo iterativo no lineal de mínimos cuadrados parciales, *NIPALS* por sus siglas en inglés (**Wold et al., 2001**).

Las ventajas de PLSR sobre PCR es que los componentes obtenidos de PLSR se construyen a modo que explican lo mejor posible la variable dependiente que en PCR, debido a que PLSR incluye la variable dependiente en la construcción de los componentes, brindando mejores ajustes y menores errores (**Vega-Vilca & Guzmán, 2011**). Además, PLSR asigna un peso extra a las variables correlacionadas con la variable respuesta para ofrecer con ello mejores predicciones (**Miller & Miller, 2010**).

Inicialmente, la aplicación de la PLSR se había limitado al campo de la quimiometría (Wold *et al.*, 2001); no obstante y en los últimos años, los campos de aplicación de la PLSR se han ido ampliando, e.g. para evaluar los efectos de diversos aspectos ambientales en el medio acuático (Ferreira *et al.*, 2017), inferir modelos en paleolimnología (Racca *et al.*, 2001), evaluar la calidad del humus en suelos forestales (Trap *et al.*, 2013), predecir la concentración de metales en sedimentos (Aulinger *et al.*, 2004), modelar la permeabilidad de las rocas (Rios *et al.*, 2011) y también cuando, los datos están mal acondicionados, la PLSR ha sido propuesta como un alternativa a la regresión de mínimos cuadrados ordinarios para análisis de datos en ecología (Carrascal *et al.*, 2009). En este estudio se utiliza la PLSR para examinar las relaciones de las variables ambientales sobre el estado trófico de los cuerpos de agua de la Cantera con el objetivo de proponer una jerarquización para su influencia.

### 2.7.3.2 Métricas del desempeño del análisis de PLSR

Para llevar a cabo los modelos, se utilizaron los paquetes estadísticos *XLStat 2014*® (Addinsoft, 2014) y *Statgraphics Centurion*® XVII (StatPoint Technologies, 2014). Existen varios criterios para elegir las variables significativas en los modelos de PLSR. La selección de las variables significativas empleando el intervalo de confianza del coeficiente estandarizado (coeficiente  $\beta$ ) es un proceso iterativo en que a partir de los modelos de PLSR con todas las variables disponibles en cada lago (modelo saturado), se van descartando aquellas variables cuyo intervalo de confianza del coeficiente  $\beta$  incluya 0 en su rango de valores; este procedimiento se repite cuantas veces sea necesario con las variables retenidas hasta que ninguna variable incluya 0 en el rango de valores del intervalo de confianza de su coeficiente  $\beta$  (Tenenhaus *et al.*, 2005), indicando que el valor coeficiente  $\beta$  es significativamente  $\neq 0$  (Hanke & Wichern, 2014).

La tabla de ANOVA de la regresión confirma la relevancia predictiva de las variables retenidas, es decir si  $p < 0.05$  significa que la pendiente del modelo resultante es  $\neq 0$ , lo que expresa que las variables también son significativas de manera colectiva (Guisande *et al.*, 2011).

Los coeficientes estandarizados ( $\beta$ ) en la PLSR son el producto de 2 matrices (la matriz de los parámetros del modelo-componentes por la de coeficientes de regresión [cargas]). El modelo sin estandarizar es útil para efectuar predicciones de muestras nuevas mientras que los coeficientes  $\beta$  sirven para comparar las variables cuando tienen unidades diferentes (Minitab, 2019).

La Importancia de la Variable en la Proyección (*Variable Importance in Projection*, VIP) se calcula a partir de los coeficientes estandarizados ( $\beta$ ); cuanto más alto sea el valor absoluto de un coeficiente, mayor será el peso de la variable en el modelo. La VIP permite identificar y clasificar la influencia de las variables en el modelo; las variables que son moderadamente influyentes cumplen con la condición  $0.7 < VIP < 1$ , mientras que las variables altamente influyentes cumplen con  $VIP > 1$ , deduciéndose que las variables con  $VIP < 0.7 - 0.8$  son de influencia baja (Eriksson *et al.*, 2013).

El valor de  $r^2$  se interpreta como la proporción de la varianza de la variable dependiente explicada por el modelo y el índice de calidad o estadístico de Stone-Geisser, que se expresa como  $Q^2$ , es una versión *Jack-knife* (validación cruzada) de  $r^2$  y predice la variación de la variable dependiente (Clementi & Wold, 1995). La búsqueda del valor máximo de  $Q^2$  equivale a encontrar el modelo más estable. Si el índice de calidad es  $Q^2 > 0$  implica que el modelo tiene relevancia predictiva, mientras

que un índice de calidad  $Q^2 < 0$  sugiere que el modelo carece de relevancia predictiva (Barroso *et al.*, 2010).

Parte de la tarea de llevar a cabo un análisis de PLSR es determinar el número apropiado de componentes PLS, lo cual se efectúa con la validación cruzada para identificar el conjunto óptimo de componentes con la mayor capacidad predictiva porque si la elección del número de componentes no es adecuada, el modelo puede sobreajustar  $r^2$  demeritando el valor de  $Q^2$  (Wold *et al.*, 2001).

La raíz del error cuadrático medio de la predicción (*Root Mean Squared Error of Prediction*, RMSEP) es la contribución de los componentes PLS seleccionados a la capacidad predictiva del modelo y es comparable al cuadrado medio del error de la tabla de ANOVA, excepto que el RMSEP se calcula a partir de las predicciones para las observaciones cuando éstas no se emplean para ajustar el modelo (validación cruzada) (Hair *et al.*, 2007). En resumen, se ejecuta la validación cruzada de  $r^2$  extrayendo una observación a la vez para elegir el número de componentes óptimo a fin de obtener los valores RMSEP más bajos y los valores más altos de  $Q^2$ .

### 2.7.3.3 Validación de los modelos de PLSR y pronósticos

Para validar los modelos de PLSR se utilizaron las simulaciones de Montecarlo; los posibles escenarios se generan a partir de las simulaciones que imitan el comportamiento de las variables más influyentes identificadas con PLSR en el estado trófico de los lagos de la Cantera Oriente utilizando los coeficientes no estandarizados. Los resultados de las simulaciones permiten evaluar la probabilidad de que se presente una concentración determinada de clorofila-a. El número de escenarios aleatorios generados para este trabajo fueron 100 000 para cada lago. La validación de los modelos de clorofila-a consistió en comparar los valores reales de la serie 2013-2016 contra los generados con la simulación.

Además de jerarquizar la influencia de las variables, otro uso de los modelos lineales es predecir el comportamiento de la variable modelada, modificando los valores de las variables que componen el modelo. Los pronósticos pueden ser a corto o a mediano plazo (Hanke & Wichern, 2014), considerando que, en materia de impacto ambiental: si cierto evento se proyecta en un tiempo  $< 1$  año se considera de corto plazo; si el evento se espera o se proyecta entre  $1 \leq x \leq 5$  años, es mediano plazo, y si el evento se proyecta en un tiempo  $> 5$  años, se dice que es un evento de largo plazo (Garmendia *et al.*, 2005).

Las simulaciones son un tipo de pronóstico que permite observar la serie completa de posibles resultados, así como su probabilidad de ocurrencia; entonces los escenarios generados pueden ser resumidos y utilizados para realizar medidas que mejoren el sistema (Hanke & Wichern, 2014). El método de simulación de Montecarlo es útil para evaluar aspectos en los que es difícil encontrar información o en los que la experimentación no es viable y consiste en generar numerosos escenarios al azar para calcular la probabilidad de las diversas respuestas (Kroese *et al.*, 2011).

Es una práctica común que un pronóstico generado con una determinada técnica sea corroborado y complementado con otra técnica de pronósticos. En este estudio, las previsiones generadas con los modelos de PLSR y con las simulaciones de Montecarlo se complementaron y compararon con los pronósticos obtenidos con la metodología de Box-Jenkins para el análisis de series de tiempo, la cual consiste en una serie de métodos lógicos de manipulación de datos capaces de operar sobre

series de tiempo estacionarias y no estacionarias para generar pronósticos que son particularmente útiles para conocer cómo se irían presentando los diferentes escenarios a través de la línea de tiempo; esta metodología es un proceso iterativo para identificar el mejor pronóstico posible que se contrasta con los datos históricos para verificar si describe con precisión la serie (Hanke & Wichern, 2014). Los pronósticos con los métodos de Box-Jenkins se realizaron a mediano plazo, de junio de 2016 a mayo de 2019.

Existen diversos métodos dentro de la metodología de Box-Jenkins; al momento de seleccionar el método de pronóstico más adecuado (media móvil simple, media móvil ponderada, suavizamiento exponencial, modelo autorregresivo integrado de promedio móvil [ARIMA por sus siglas en inglés], ARIMA estacional o también llamado SARIMA, etc.) se deben considerar, además de los valores de las métricas de calidad que se explicarán más adelante, las distintas clases de patrones que puede presentar la serie de tiempo estudiada (Box et al., 2016).

Las series de tiempo pueden presentar al menos uno de los siguientes patrones: aleatorio, tendencia, estacional y cíclico. Si las observaciones de los datos fluctúan alrededor de un nivel constante o medio existe un patrón aleatorio; cuando las observaciones de datos aumentan o disminuyen en un periodo largo del tiempo existe un patrón de tendencia, lo cual implica que la serie temporal no sea estacionaria, es decir, que presenta variación en la longitud de los periodos de autocorrelación y no ofrece media constante ni homocedasticidad. La autocorrelación de la serie es la correlación que existe dentro de la serie consigo misma en uno o más lapsos de tiempo; a ese lapso de tiempo se le llama retraso o *lag* en inglés, siendo este periodo de tiempo el que separa las autocorrelaciones en la serie. Finalmente, el componente estacional de una serie de tiempo es un patrón de cambios que se repite año tras año y que se identifica cuando autocorrelaciones significativas se presentan en los retrasos, siendo el patrón cíclico aquel que tiende a repetirse cada cierta cantidad de años, lo cual no se observaría en este estudio por la extensión de la serie de tiempo (36 meses) (Jassby & Powell, 2011).

En los métodos autorregresivos Box-Jenkins más sofisticados, como ARIMA, que se compone de una parte no estacional cuyos parámetros son  $p,d,q$ ; SARIMA compuesto por la parte regular ( $p,d,q$ ) y la estacional ( $P,D,Q$ )<sub>s</sub>, los valores de los parámetros  $p$  y  $P$  corresponden al orden de la parte autorregresiva (AR) en la componente regular y estacional respectivamente, es decir el número de periodos en que la variable dependiente está retardada para explicar el modelo. Los parámetros  $d$  y  $D$  indican el orden de integración (I) lo cual corresponde al número de veces que la serie de tiempo tuvo que ser diferenciada para obtener una serie estacionaria, los parámetros  $q$  y  $Q$  corresponden al orden de la media móvil (MA) que indica el número de periodos en que se encuentra retardado el error para la explicación del pronóstico y (<sub>s</sub>) indica la estacionalidad de la serie (Box et al., 2016).

A propósito de las métricas de calidad usadas para evaluar el desempeño de los métodos de predicción Box-Jenkins, se puede mencionar en principio el criterio de información de Akaike (*Akaike Information Criterion*, AIC), que penaliza los modelos complejos para prevenir un sobreajuste con base en el principio de parsimonia (*lex parsimoniae*) que establece que en igualdad de condiciones la explicación más sencilla suele ser la más probable (Akaike, 1974; Hanke & Wichern, 2014).

El error porcentual absoluto de la media (*Mean Absolute Percentage Error*, MAPE) es una estadística normalizada que mide la magnitud del error en comparación con la magnitud de sus datos como porcentaje y es utilizada para comparar modelos, al igual que la raíz del error cuadrático

medio (*Root Mean Squared Error*, RMSE), los valores menores tanto en AIC, MAPE como en RMSE sugieren el mejor modelo (Chabot *et al.*, 2019). El criterio para definir la calidad de un pronóstico con base en el MAPE es:  $\leq 10\%$  muy bueno;  $>10\%$  y  $\leq 20\%$  bueno;  $>20\%$  y  $\leq 30\%$  regular;  $>30\%$  pobre (Guiani *et al.*, 2013).

El estadístico de Theil (U) es una medida de precisión relativa que compara los resultados previstos con los datos históricos, que enfatiza los errores altos para eliminar aquellos métodos que presenten grandes errores en los pronósticos. Los valores de este estadístico varían entre 0 y 1, valores  $0 \leq U \leq 1$  sugieren que el modelo es mejor que un pronóstico ingenuo (pronóstico para el siguiente periodo que corresponde al valor real observado en el periodo actual), siendo 0 el valor correspondiente a un pronóstico perfecto, mientras que si  $U > 1$  indica que el pronóstico ingenuo es mejor (Small & Wong, 2002).

Para validar los pronósticos realizados con los métodos Box-Jenkins sería necesario contar con una serie de tiempo de mediciones en campo de clorofila-a durante el periodo de previsión, pero en general -dada la dificultad y la alta demanda de recursos materiales y humanos-, en muchos casos no es posible continuar con las mediciones, razón por la que se obtuvieron los valores del NDVI de cada cuerpo de agua modelado mediante imágenes del satélite *Sentinel-2 L2A* (Earth Observing System, 2020).

La correlación entre el NDVI y la biomasa puede ser vaga si no se correlaciona con mapas de vegetación y/o mediciones en tierra, pero si se lleva a cabo, el NDVI suele presentar correlaciones significativas con la clorofila-a (Gaitan *et al.*, 2015). Recientemente el NDVI ha sido usado para estimar la clorofila-a en diversos cuerpos de agua en distintos puntos de la Tierra (Morillo Díaz *et al.*, 2018; Oliphant *et al.*, 2018; Acharya & Ashwini, 2019).

Por otra parte, lecturas aisladas de clorofila-a durante el periodo 2016-2019 no fueron útiles para efectuar una evaluación de los pronósticos debido a la amplitud de los intervalos de confianza al 95% de las previsiones, por lo que solo es posible validar las tendencias. El hecho de solo comparar las tendencias de las series de NDVI con las de los pronósticos sería una validación parcial, ya que para hacer la validación completa se tendrían que correlacionar los valores de NDVI con lecturas directas de biomasa o clorofila-a en los cuerpos de agua, tal como se mencionó líneas arriba.

Para determinar los patrones de las series de tiempo de clorofila-a, las simulaciones y los pronósticos con la metodología de Box-Jenkins para clorofila-a se utilizó el programa *Crystal Ball*® (Oracle, 2017), se graficaron con *Sigma Plot 14*® (SYSTAT, 2017) y la significancia de los parámetros de las tendencias se calcularon con *Tableau*® (Chabot *et al.*, 2019), debido a que en conjunto estos programas proporcionan una gama casi completa de capacidades de pronóstico y visualización.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Caracterización de los lagos (2013-2016)

##### 3.1.1 Variables físicas, químicas y nutrientes

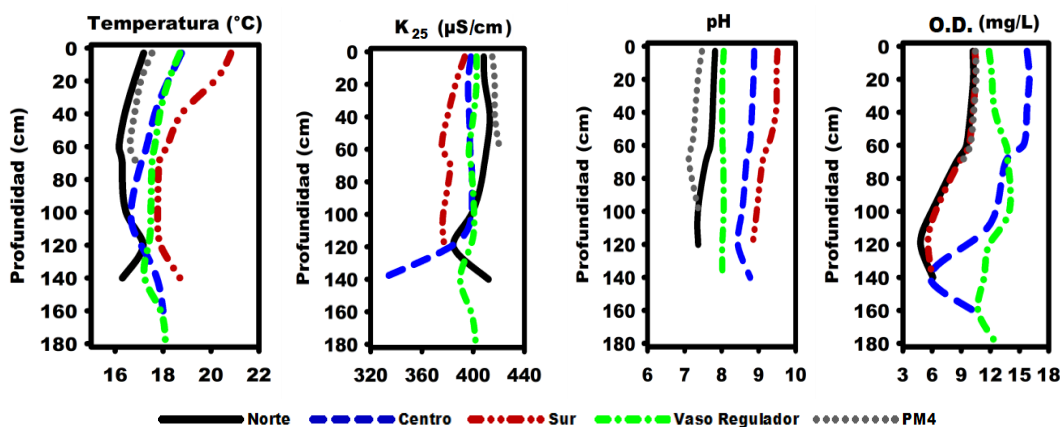
En primer lugar, se describen los resultados de las series temporales (2013-2016) debido a que son los que señalan la expresión diferencial de la eutrofización. En la **Tabla 3** se presenta el resumen de los resultados de las variables analizadas durante el periodo 2013-2016.

La profundidad media de los lagos y del Vaso Regulador (VR) varía entre 94-121 cm, la Poza del Manantial 4 (PM 4) por encontrarse inserto en un canal muestra un promedio de 65 cm con valores extremos de 20-100 cm; no obstante todos los sitios muestran valores de desviación estándar (DE) similares (11-17 cm).

La temperatura promedio en la columna de agua exhibe la siguiente serie de valores: Norte<PM 4<VR<Centro<Sur, siendo los lagos Norte, Centro y mayormente el Sur los que ostentan notables valores de dispersión (>1.0), mientras que VR y PM 4 tienen valores de DE menores a 1°C.

Las variables que están muy relacionadas con la eutrofización como el oxígeno disuelto (O.D.), saturación de oxígeno, clorofila-a, pero con excepción del disco de Secchi y pH que despliegan la serie: PM 4<VR<Norte<Centro<Sur, en el caso del disco de Secchi por la naturaleza de la variable exhibe una serie inversa. En el pH tanto el VR como el lago Norte intercambian lugares en la serie: PM 4<Norte<VR<Centro<Sur. La covarianza de clorofila-a entre los lagos es positiva en todos los casos (**Anexo 4**).

La **Fig. 16** muestra los perfiles verticales de temperaturas, conductividad específica ( $K_{25}$ ), O.D. y pH. Todos los sitios manifiestan cambios a lo largo de los perfiles; no obstante, el lago Sur muestra los cambios más notables en las 4 variables conforme aumenta la profundidad, especialmente en el O.D. y la temperatura.



**Fig. 16** Perfiles de temperaturas, conductividad específica ( $K_{25}$ ), pH y O.D.



Tabla 3 Resumen de la caracterización de los lagos 2013-2016 (n=36).

Variable	Norte Media $\pm$ DE (Min.-Máx.)	Centro Media $\pm$ DE (Min.-Máx.)	Sur Media $\pm$ DE (Min.-Máx.)	VR Media $\pm$ DE (Min.-Máx.)	PM 4 Media $\pm$ DE (Min.-Máx.)
Prof. (cm)	94 $\pm$ 17 (60-120)	118 $\pm$ 13 (100-150)	109 $\pm$ 16 (80-150)	121 $\pm$ 11 (100-140)	65 $\pm$ 14 (20-100)
Temp. (°C)	16.5 $\pm$ 1.7 (12.1-18.6)	17.5 $\pm$ 1.7 (13.4-19.8)	18.8 $\pm$ 1.8 (14.1-21.1)	17.8 $\pm$ 1 (14.9-19.5)	17 $\pm$ 0.6 (15.2-18.5)
Disco Secchi (cm)	77 $\pm$ 19 (45-120)	54 $\pm$ 23 (20-120)	37 $\pm$ 14 (8-80)	112 $\pm$ 16 (65-140)	61 $\pm$ 11 (43-100)
O.D. (mg/L)	9.4 $\pm$ 3.1 (5-17.2)	14.1 $\pm$ 4.9 (6-23.3)	17 $\pm$ 4.7 (5.3-25.3)	12.9 $\pm$ 4.2 (7.9-28.4)	6.8 $\pm$ 1.7 (4.8-13.5)
Sat. Ox. (%)	122 $\pm$ 41 (67-223)	177 $\pm$ 51 (86-267)	206 $\pm$ 44 (77-266)	165 $\pm$ 40 (85-246)	89 $\pm$ 16 (59-139)
pH	7.4 $\pm$ 0.5 (6.7-9.0)	8.3 $\pm$ 0.5 (7.2-9.7)	9.0 $\pm$ 0.4 (8.1-10)	7.8 $\pm$ 0.6 (6.9-9.9)	7.3 $\pm$ 0.4 (6.6-8.6)
K <sub>25</sub> ( $\mu$ S/cm)	411 $\pm$ 33 (362-480)	398 $\pm$ 34 (331-472)	385 $\pm$ 23 (340-423)	400 $\pm$ 21 (358-452)	415 $\pm$ 35 (364-491)
Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	26 $\pm$ 4 (19-42)	26 $\pm$ 4 (17-40)	23 $\pm$ 3 (19-34)	24 $\pm$ 3 (21-36)	26 $\pm$ 4 (22-37)
Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	14 $\pm$ 3 (7-22)	13 $\pm$ 2 (6-19)	13 $\pm$ 3 (7-20)	14 $\pm$ 3 (7-19)	13 $\pm$ 3 (5-20)
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	6 $\pm$ 32 (0-192)	37 $\pm$ 38 (0-160)	52 $\pm$ 29 (0-144)	5 $\pm$ 22 (0-128)	0 $\pm$ 0 (0-0)
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	75 $\pm$ 31 (32-184)	39 $\pm$ 27 (12-112)	22 $\pm$ 20 (2-72)	66 $\pm$ 26 (36-168)	67 $\pm$ 42 (32-256)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	4.7 $\pm$ 1.1 (2.1-6.5)	4.6 $\pm$ 0.9 (2.4-6.3)	4.4 $\pm$ 1.3 (1.9-8.8)	7.2 $\pm$ 1.3 (2.9-9.1)	7.3 $\pm$ 1.4 (3.7-10.4)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0.03 $\pm$ 0.2 (0.01-0.12)	0.05 $\pm$ 0.02 (0.01-0.13)	0.09 $\pm$ 0.04 (0.02-0.18)	0.03 $\pm$ 0.02 (0.01-0.13)	0.01 $\pm$ 0.01 (0.01-0.07)
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	0.08 $\pm$ 0.05 (0.01-0.23)	0.07 $\pm$ 0.06 (0.01-0.27)	0.07 $\pm$ 0.05 (0.01-0.25)	0.02 $\pm$ 0.02 (0.01-0.09)	0.03 $\pm$ 0.03 (0.01-0.17)
N-Org. (mg/L)	1.7 $\pm$ 1.3 (0.2-4.9)	2.7 $\pm$ 2.1 (0.3-8.8)	3.4 $\pm$ 1.9 (0.3-9.5)	2.0 $\pm$ 1.7 (0.1-6.3)	2.5 $\pm$ 2.3 (0.1-11.2)
N-Total (mg/L)	6.6 $\pm$ 1.3 (4.5-11.8)	7.9 $\pm$ 3.2 (5.1-22.2)	8.3 $\pm$ 2.7 (5.1-18.6)	9.9 $\pm$ 3.5 (6.6-28.1)	11.1 $\pm$ 7.5 (6.1-52.7)
PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	0.10 $\pm$ 0.4 (0.05-0.25)	0.08 $\pm$ 0.07 (0.01-0.35)	0.05 $\pm$ 0.05 (0.01-0.25)	0.13 $\pm$ 0.07 (0.06-0.38)	0.13 $\pm$ 0.03 (0.09-0.25)
P-Org. (mg/L)	0.05 $\pm$ 0.03 (0.02-0.11)	0.12 $\pm$ 0.09 (0.02-0.42)	0.12 $\pm$ 0.16 (0.01-0.97)	0.06 $\pm$ 0.06 (0.01-0.29)	0.03 $\pm$ 0.03 (0.01-0.15)
P-Total (mg/L)	0.21 $\pm$ 0.13 (0.10-0.55)	0.19 $\pm$ 0.13 (0.05-0.58)	0.17 $\pm$ 0.16 (0.06-1.03)	0.18 $\pm$ 0.12 (0.09-0.58)	0.18 $\pm$ 0.10 (0.10-0.52)
Clorofila-a ( $\mu$ g/L)	57 $\pm$ 39 (7-147)	131 $\pm$ 80 (16-336)	162 $\pm$ 120 (39-622)	21 $\pm$ 16 (4-63)	6 $\pm$ 8 (1-36)

DE=Desviación Estándar. Tomado de Cuevas *et al.* (2020).

La  $K_{25}$  presenta el valor máximo promedio en PM 4, seguido del lago Norte; ambos sitios también exhiben la mayor dispersión en los datos, mientras que el VR y el lago Sur muestran los valores más bajos de desviación estándar (DE) y el lago Centro ostenta valores promedio similares con el VR y lago Sur.

El calcio revela valores promedio muy similares en todos los cuerpos de agua (23-26 mg/L) y DE alrededor de 3 al igual que el magnesio; pero este último exhibe valores promedio en el rango de 12.6-13.6 mg/L.

Con respecto a los iones incluidos en la alcalinidad, los carbonatos manifiestan valores muy cambiantes que van desde 0 hasta >100 mg/L en los cuerpos de agua, mientras que la PM 4 muestra ausencia de carbonatos en toda la serie de tiempo. Los bicarbonatos son la especie predominante en la alcalinidad y también manifiestan variaciones importantes en los resultados en cada uno de los sitios estudiados, incluyendo la PM 4 (20-256 mg/L).

El  $N-NO_3^-$  es el más abundante componente nitrogenado, cuya concentración sigue el siguiente orden: Sur<Centro<Norte<VR<PM 4. El  $N-NO_2^-$  tiene un rango de concentraciones promedio entre 0.01-0.09 mg/L en una serie inversa al de  $N-NO_3^-$ . El  $N-NH_3$  en los cuerpos de agua exhibe la siguiente ordenación en la concentración promedio: VR<PM 4<Centro-Sur<Norte en un rango de 0.02-0.08 mg/L y el N-Org. enseña la siguiente serie: Norte<VR<PM 4<Centro<Sur con valores promedio de 1.7 a 3.4 mg/L. La especie con mayor contribución en el N-Total es  $N-NO_3^-$ ; sin embargo el N-Total ofrece la serie: PM 4<VR<Sur<Centro<Norte.

En lo referente a los parámetros fosforados, las concentraciones promedio de PRD ponen en relevancia serie de la siguiente manera: Sur<Centro<Norte<VR-PM 4 en la que se presentan valores entre 0.05 y 0.13 mg/L. El P-Org. genera la serie: PM 4<Norte<VR<Centro<Sur con valores promedio entre 0.03-0.12 mg/L. Finalmente, VR y PM 4 exhiben valores iguales de P-Total, mientras que los lagos Sur, Centro y Norte ofrecen desviaciones ligeras en las concentraciones.

### 3.1.2 Relaciones Nitrógeno Total:Fósforo Total (NT:PT)

Las relaciones NT:PT se calcularon por masa con la suma de las concentraciones de cada compuesto de nitrógeno (NT) y fósforo (PT) en el período 2013-2016, mostrando un rango entre 10-199 (Centro<Norte<VR<PM 4) y promedio ( $57\pm 23$ ) (Tabla 4).

Tabla 4 Resumen de las Relaciones NT:PT (masa).

Variable	Norte				Centro				Sur				VR				PM 4			
	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.
NT:PT	39	16	63	13	49	18	84	14	69	37	199	10	67	23	120	14	62	20	133	18

Tomado de Cuevas *et al.* (2020).

### 3.1.3 Índice del Estado Trófico (TSI)

Los resultados del  $TSI_i$  para cada cuerpo de agua se muestran en la Tabla 5; con base en  $TSI_i$  promedio el lago Norte se califica como eutrófico medio, al igual que VR, mientras que los lagos Centro y Sur son hipereutróficos y PM 4 es eutrófico ligero.



**Tabla 5 Resumen del cálculo del TSI<sub>I</sub> en la Serie de Tiempo 2013-2016 (n=36).**

Variable	Norte				Centro				Sur				VR				PM 4			
	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.
TSI*	69	5	77	60	75	5	83	63	77	5	88	66	61	4	73	52	57	5	68	48
Clasificación (Casos en la serie)	EL(1)/EM(20)/HE(15)				EM(6)/HE(30)				EM(6)/HE(30)				EL(12)/EM(23)/HE(1)				EL(28)/EM(8)			

DE=Desviación Estándar. EL= eutrófico ligero EM= eutrófico medio HE= hipereutrófico. \*Tomado de Cuevas *et al.* (2020).

### 3.1.4 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña)

Para iniciar este apartado se considera conveniente presentar los resultados de las mediciones y las observaciones más ilustrativas de la vegetación de ribera en los diferentes lagos porque fueron en parte la base para asentar las calificaciones de los índices de calidad de los hábitats.

La cobertura vegetal alrededor de lago Norte es muy variable va desde plantas acuáticas como tule cola de gato [*Typha latifolia* L. (1753)] hasta árboles de talla mediana con alto potencial de crecimiento como ahuehuetes [*Taxodium mucronatum* C. Lawson (1851)] de entre 5-10 m de altura, con una densidad de 10-15 árboles/20 m, además de una comunidad variada de arbustos y plantas herbáceas. En la pared de roca al este del lago Norte enseña crecimiento de árboles de talla mediana entre 5 y 10 m aproximadamente (Fig. 17).



**Fig. 17 Vegetación riparia del lago Norte.**

a, b) Vegetación de ribera en el margen adyacente a la ladera; c) Vegetación de ribera adyacente a la pared.

En lo que respecta a la vegetación de ribera del lago Centro, en el bordo de los lagos Norte-Centro y en el margen oeste presenta talla de árboles y de vegetación similar a la observada en el lago Norte (Fig. 18). La distribución de vegetación en el borde colindante con la pared es irregular, al igual que en los demás cuerpos de agua.



**Fig. 18 Vegetación riparia en la parte norte del lago Centro.**

a) Bordo lagos Norte-Centro; b) Vegetación de ribera del margen NO del lago Centro.

La parte sur del lago Centro, específicamente en el bordo que separa el lago Centro del Sur, muestra una comunidad diversa de vegetación, que va desde árboles con tallas de 5 a 10 m de altura, aproximadamente, hasta plantas de hoja ancha (**Fig. 19**).



**Fig. 19 Vegetación de ribera en la corona del bordo de los lagos Centro-Sur.**

En el margen alejado a la pared del lago Sur también se presenta crecimiento irregular de vegetación arbustiva, mientras que en el margen Este de los lagos la cobertura de vegetación también es mejor, puesto que ofrece una comunidad más diversa de arbustos y plantas herbáceas (**Fig. 20**).



**Fig. 20 Vegetación de ribera en el lago Sur.**

a) Vegetación riparia adyacente a la pared en el lago Sur; b,c) Vegetación de ribera del margen occidental del lago Sur.

Entre el lago Sur y el VR se puede destacar la presencia de un bordo similar al que separa al lago Norte del lago Centro, que cuenta con una barrera de árboles de talla mediana con una densidad de 10-15 árboles/20 m y vegetación herbácea de hoja angosta (gramíneas) (**Fig. 21**).



**Fig. 21 Vista de la corona del bordo que separa el lago Sur y VR.**

### 3.1.4.1 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS)

La **Tabla 6** ofrece los puntajes del LHMS; las buenas calificaciones en la modificación del margen implica que la ingeniería dura (concreto o acero) no predomina en los lagos, ya que está limitada a la obras de conducción del agua como compuertas y los márgenes colindantes con caminos como es el caso Centro. En contraste y en la zona de ribera, la vegetación es diversa y de carácter ornamental porque la mayor parte de las especies vegetales fueron introducidas, tal como se puede ver ejemplificado en la **Fig. 19**, siendo la razón de la peor calificación (8) en ese rubro.

**Tabla 6 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS).**

Parámetro	Norte	Centro	Sur	VR	Justificación de los puntajes
Modificación de la zona del margen	0	0	0	0	< 10% de los bordes analizados presentan obras de ingeniería dura
Uso de la zona de ribera	8	8	8	8	Todas las especies en cada lago fueron introducidas
Presiones dentro del lago (actividades)	2	4	2	4	Especies invasivas, navegación de lanchas sin motor, LC y VR jaulas para anfibios
Obras hidráulicas	2	2	2	4	Lagos (2 obras) y el VR (3 obras)
Régimen sedimentario	6	6	6	6	En la mayoría de los bordes de los lagos se ven raíces expuestas de los árboles
No. de especies invasivas	4	4	4	4	En todos los lagos existen más de 3 registros de especies invasivas
<b>Puntaje Total</b>	<b>22/42</b>	<b>24/42</b>	<b>22/42</b>	<b>26/42</b>	<b>Prueba t p&lt;0.05, Diferencias significativas (media=23.5 ± 2)</b>

0=Alta calidad del hábitat; 42=Baja calidad del hábitat.

Las presiones dentro de los lagos obedecen principalmente a las actividades de investigación que se desarrollan en los lagos, lo cual implica la navegación de lanchas sin motor, muestreos de agua, sedimento y organismos. También en el lago Centro y en el VR se pueden observar jaulas para anfibios, lo cual aumenta la calificación de estos cuerpos de agua.

Las obras hidráulicas que presentan los lagos básicamente son para el control del agua -como compuertas, obras de abastecimiento tipo tuberías de asbesto-cemento enterradas o para evacuación del agua-, pero el VR presenta conexión con la planta de tratamiento de aguas residuales, es por ello que presenta la calificación más alta (4).

En la mayoría de los márgenes de los lagos se pueden observar raíces expuestas, árboles inclinados e incluso en algunos casos derribados por el debilitamiento del anclaje en los bordes de los lagos (**e.g. Fig. 18a**), siendo la razón de la calificación más alta (6) en el rubro del régimen sedimentario. En todos los cuerpos de agua se pueden observar continuamente carpas comunes [*Cyprinus carpio* L. (1758)] y en menor grado individuos de mexclapique de Zempoala [*Girardinichthys multiradiatus* Meek (1904)], obteniendo así la máxima calificación en el punto de especies invasivas (4). Las sumatorias de cada cuerpo de agua apuntan a condiciones de mediana calidad, destacando una calidad ligeramente más deteriorada del hábitat en el VR.

La correlación de Pearson entre el LHMS y los valores promedio de clorofila-a de cada lago (n=4) es r=-0.6 con un valor p=0.4, por lo que no es significativa.

### 3.1.4.2 Índice de Calidad Riparia (RQI)

La **Tabla 7** presenta la justificación de cada calificación otorgada en los diferentes bordes analizados y la **Fig. 22** ofrece, además de la calificación, un panorama general de las condiciones de los bordes para verificar la justificación de las calificaciones otorgadas.

**Tabla 7 Puntajes del Índice de Calidad Riparia (RQI).**

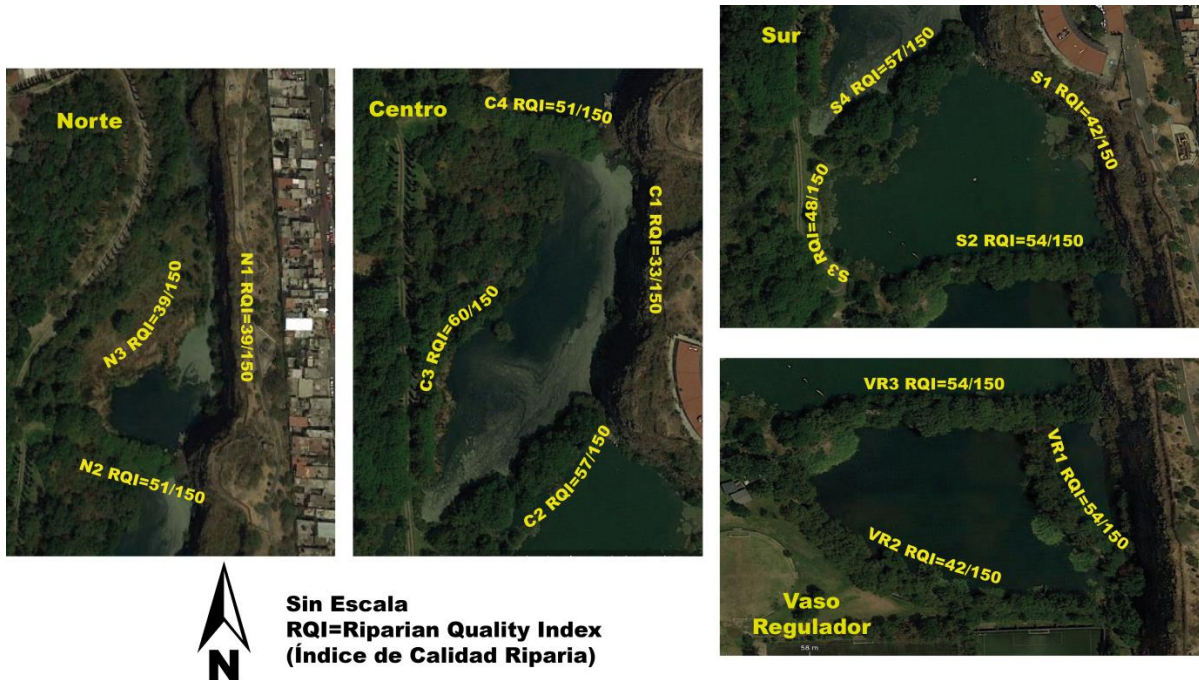
Parámetro	N1	N2	N3	C1	C2	C3	C4	S1	S2	S3	S4	VR1	VR2	VR3
1.-Dimensiones de la tierra con vegetación ribereña (ancho medio del corredor ribereño)	2	5	5	2	5	8	5	2	5	5	5	2	2	2
2. Continuidad longitudinal, cobertura y patrón de distribución del corredor ripario (vegetación leñosa)	5	8	2	2	11	11	8	8	11	5	11	8	5	11
3. Composición y estructura de la vegetación riparia	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
4. Diversidad de edad y regeneración natural de especies leñosas	5	5	2	2	8	8	5	5	5	2	8	5	5	5
5. Condiciones de los bancos	2	8	5	2	8	8	8	2	5	8	8	8	5	8
6. Flujos y conectividad lateral	8	8	8	8	8	8	8	8	11	11	8	14	8	11
7. Sustrato y conectividad vertical	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
<b>Puntaje por margen analizado</b>	<b>39</b>	<b>51</b>	<b>39</b>	<b>33</b>	<b>57</b>	<b>60</b>	<b>51</b>	<b>42</b>	<b>54</b>	<b>48</b>	<b>57</b>	<b>54</b>	<b>42</b>	<b>54</b>
<b>Puntaje promedio</b>	<b>43 ± 7/150</b>			<b>50 ± 12/150</b>			<b>50 ± 7/150</b>			<b>48 ± 7/150</b>				
<b>Prueba t p&lt;0.05 Diferencias significativas, media 48 ± 8</b>														

0=Baja calidad del hábitat; 150=Alta calidad del hábitat.

Los bordes N1, C1 y S1, así como todos los bordes del VR regulador ofrecen una zona ribereña estrecha debido a la pared de roca o a los corredores. Aquellos bordes con las puntuaciones de 5 y 8 también presentan obstáculos para el desarrollo de la vegetación ribereña, solo que los obstáculos se encuentran más alejados que en los bordes con las calificaciones más bajas (2) (**Fig. 22**).

En general, varios de los segmentos analizados de cada lago ofrecen una continuidad moderada de la vegetación leñosa porque presentan múltiples claros, obteniendo así calificaciones de 8 y 11. Los bordes con las calificaciones más bajas (2 y 5) presentan claros muy extensos en la arboleda, abarcando así la mayor parte del segmento evaluado.





**Fig. 22 Márgenes evaluados con el RQI.**

Modificado de Google Inc. (2018).

La calidad de la composición y estructura de la vegetación de ribera es castigada con calificaciones bajas (2) por el hecho de que la mayoría de la vegetación es introducida (Fig. 19) y porque, en general, está fuertemente modificada por las podas y recortes de mantenimiento.

La diversidad de edades de la vegetación riparia leñosa en la Cantera, en términos generales es pobre debido a que predominan los individuos adultos, como puede notarse en las fotografías presentadas al inicio de este apartado, obteniendo de esta manera calificaciones  $\leq 5$ . Sin embargo, los bordes C2, C3 y S4 ofrecen mayor una gama en las edades de las especies arbóreas, alcanzando así calificaciones de mediana calidad (8).

Las condiciones de la vegetación en los bancos comúnmente presentan modificaciones de ligeras a moderadas debido al mantenimiento de la Cantera. Los bancos también presentan extensiones sin vegetación que pueden ir desde 10 al 60% de los márgenes analizados, por esto es que el rango de calificaciones oscila entre 2-8.

La conectividad lateral de los lagos (inundaciones en la zona de ribera) es de regular a muy buena, con calificaciones entre 8 y 14 porque solo en los bordos que separan los lagos al ser lo suficientemente altos no se encontraron indicios de inundación; sin embargo, en los demás bordos se han observado desbordamientos, especialmente en los márgenes del VR, consiguiendo así la calificación más alta en este rubro (14).

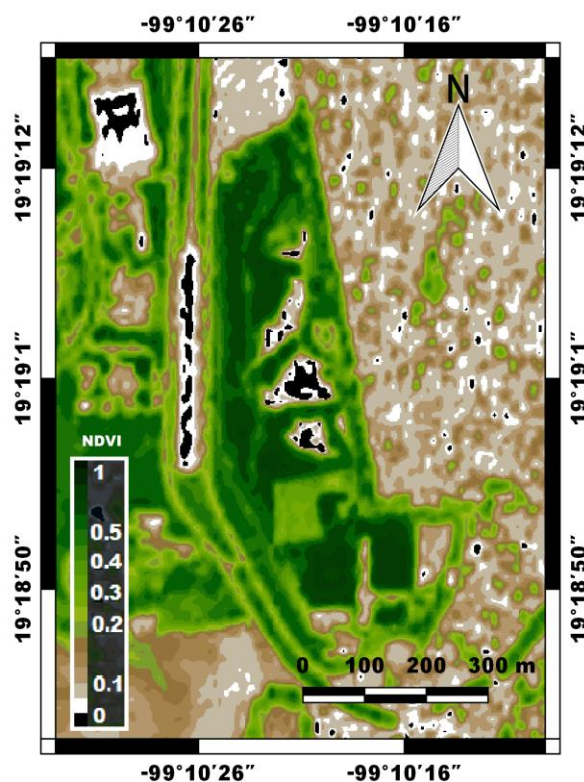
Considerando que la mayoría del agua de los lagos se vuelve a incorporar al acuífero, se considera que la conectividad vertical de este sistema es excelente, logrando así la máxima calificación del RQI en este aspecto (15). En términos generales, el RQI de los cuerpos de agua de la Cantera apunta a que el estatus ripario se encuentra en la categoría de pobre.

La correlación de Pearson entre el RQI y los valores promedio de clorofila-a de cada lago (n=4) es  $r=0.6$  con un valor  $p=0.4$ .

### 3.1.4.3 Teledetección-Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El NDVI alrededor del lago Norte muestra varios claros, especialmente en la parte norte; también puede observarse mayor intensidad en los bordos de separación de los lagos Norte y Centro. Adicionalmente, dentro de la superficie del lago pueden observarse valores de 0 y ligeramente mayores entre 0.1-0.2 (Fig. 23).

El borde NO del lago Centro ofrece valores altos del NDVI al igual que la parte sur del lago (bordo de separación entre los lagos Centro y Sur), mientras que el borde Este muestra valores inferiores entre 0.2-0.5 aproximadamente. Dentro del lago Centro también pueden apreciarse valores  $>0$  de NDVI en la mayor parte de la superficie del lago.



**Fig. 23 Mapa mostrando el NDVI para la Cantera Oriente.**

Imagen capturada el 27-jul-2018 por el Satélite Sentinel-2 L2A. Modificado de Earth Observing System (2020).

En la mayoría de los márgenes del lago Sur se muestra menor NDVI con respecto a los demás, inclusive en el bordo de separación entre el lago Sur y el VR. En cuanto a los valores dentro del lago, puede notarse que los valores superiores a 0 en el momento de la imagen se encontraban concentrados en las orillas. El comportamiento de los valores del NDVI en el VR presenta similitudes con el lago Sur, tanto en los alrededores como dentro del cuerpo de agua.



## 3.2 Procesos hidrogeoquímicos

### 3.2.1 Iones mayores, nutrientes y Carbono Orgánico Total (COT)

La **Tabla 8** presenta los resultados de los iones mayores, nutrientes y carbono orgánico total (COT). Los carbonatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y PRD como P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> valores dentro de las desviaciones (DE) obtenidas de la serie de tiempo (2013-2016). Los resultados de todos los parámetros muestran diferencias significativas entre los sitios estudiados.

**Tabla 8 Iones mayores, nutrientes y Carbono Orgánico Total (n=1).**

Lago/Manantial	pH	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)	Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	SIRD como H <sub>2</sub> SiO <sub>4</sub> (mg/L)	PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Hierro (mg/L)	COT (mg/L)
Norte	7.4	0	107	41	27	31	6.2	21	13	32	0.12	5.1	0.04	18
Centro	8.3	13	73	40	30	32	6.3	20	13	33	0.09	4.9	0.04	20
Sur	9.0	45	5	42	29	32	6.1	20	15	35	0.07	4.3	0.03	26
VR	7.8	0	87	40	26	32	6.1	20	14	34	0.14	7.1	0.05	19
M2	7.1	0	81	41	23	29	6.0	21	11	34	0.16	7.5	0.05	13
M6	7.1	0	81	45	25	31	5.6	20	15	37	0.17	7.3	0.06	15
M7	7.1	0	79	51	24	31	5.4	21	14	36	0.17	7.6	0.05	11
Prom. ± DE	7.7 ± 0.7	8.3 ± 16.9	73 ± 32	43 ± 4.0	26.3 ± 2.6	31.1 ± 1.1	6.0 ± 0.3	20.4 ± 0.5	13.6 ± 1.4	34.4 ± 1.7	0.13 ± 0.04	6.3 ± 1.4	0.05 ± 0.01	17.4 ± 5.0
Prueba t (valor p)	<0.001	NC	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

DE=Desviación Estándar; NC=No Calculable. Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de diferencias significativa entre los sitios estudiados.

Los iones mayores que no fueron analizados en la serie de tiempo 2013-2016 (sulfatos, cloruros, sodio y potasio) revelan valores estadísticamente diferentes entre sí. La SIRD, así como el COT también presentan diferencias estadísticamente significativas.

En el caso del hierro, el rango de valores va de 0.03-0.06 mg/L y donde la prueba t también señala que existen diferencias significativas entre los lagos y manantiales

Con los resultados de la **Tabla 8** se construyeron los diagramas de **Maucha (1932)** con el procedimiento modificado por **Broch y Yake (1969) (Fig. 24)** que exponen de una manera ilustrativa la composición química de los iones mayores de las aguas, tanto de los cuerpos de agua como de los manantiales. Los diagramas muestran similitudes en casi todos los iones; sin embargo se observa claramente que los bicarbonatos es la especie de la alcalinidad que domina en todos los sitios con excepción del lago Sur que también ofrece el valor más alto de pH.

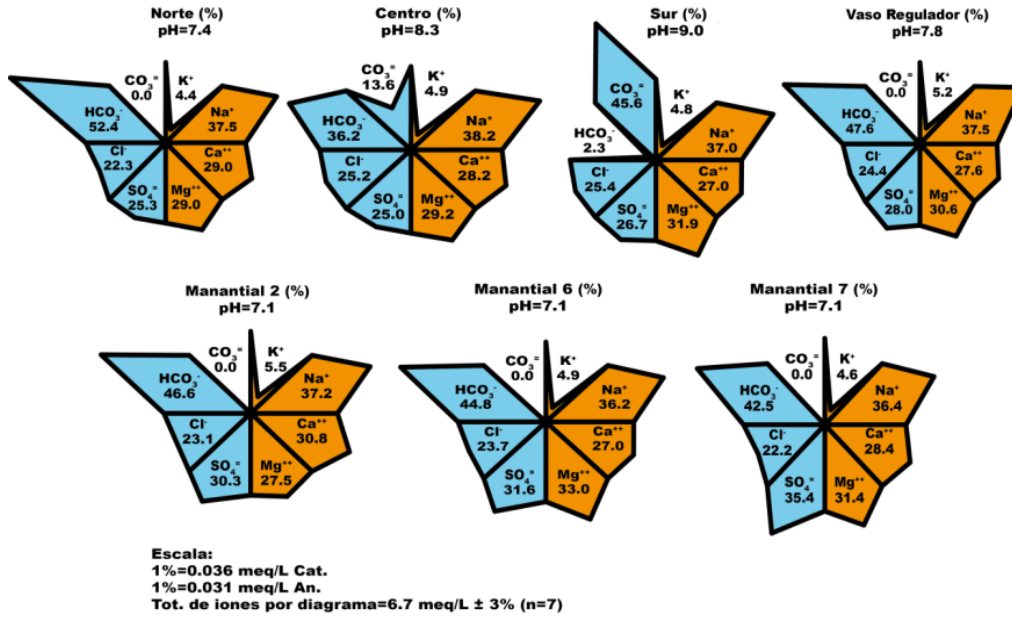


Fig. 24 Diagramas de Maucha (1932) para los lagos y manantiales.

Así mismo, con los resultados de los iones mayores (Tabla 8) se realizó el diagrama de Piper (1944) con el programa *GWB Student Edition®* (Aqueous Solutions LLC, 2018) que muestra las facies hidrogeoquímicas (Fig. 25). La familia de las aguas de la Cantera es mezcla entre bi/carbonatada-cálcica magnesiana y clorurada/sulfatada-cálcica magnesiana en todos los lagos a excepción del lago Sur, que registra una clara desviación de la mezcla hacia la familia clorurada/sulfatada-cálcica magnesiana. Los sólidos disueltos totales (SDT) se calcularon con base en la concentración de los iones graficados por el programa y que en general, se encuentran alrededor de los 200 mg/L.

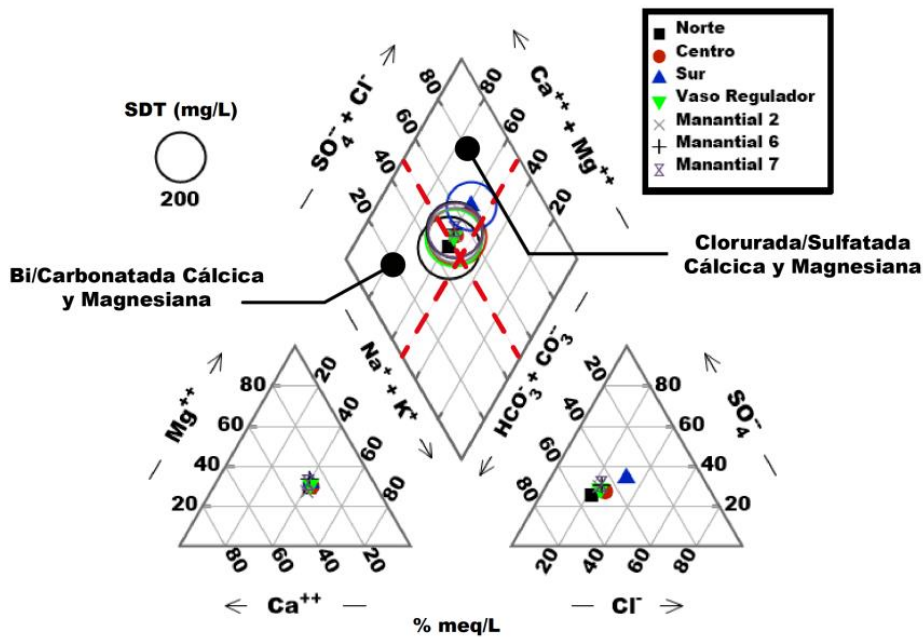


Fig. 25 Diagrama de Piper (1944) para los lagos y manantiales de la Cantera Oriente. Modificado de Aqueous Solutions LLC (2018)

A partir del contenido de carbono orgánico se calcularon las demandas bioquímicas de oxígeno teóricas carbonáceas (DBO<sub>t</sub>) para las aguas de los diferentes sitios (Tabla 9), donde se pueden observar claras diferencias significativas entre los sitios estudiados.

**Tabla 9 DBO<sub>t</sub> calculada a partir de la concentración de C orgánico**

Lago/Manantial	C org. (mg/L)	DBO carbonácea calculada (mg/L)
Norte	18	19.7
Centro	20	20.9
Sur	26	27.6
VR	19	19.9
Manantial 2	13	13.7
Manantial 6	15	16.8
Manantial 7	11	11.9
Promedio ± DE	17 ± 5	19 ± 5
Prueba t (valor p)	<0.001	<0.001

DE=Desviación Estándar. Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de diferencias significativa entre los sitios estudiados.

### 3.2.2 Modelación hidrogeoquímica

Primeramente, para los nitratos se realizó una modelación con el programa *Hydra & Medusa* (Puigdomenech, 2015) para el agua que abastece la Cantera Oriente, así como para los lagos. Los resultados de la modelación muestran que los nitratos permanecen como ion libre NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (99.8 % de la concentración total) a lo largo de la escala de pH (0-14) con lo que es posible descartar una posible formación de sólidos. La Tabla 10 muestra el resumen de los resultados del fósforo asociado con HAP potencial denotado como P-HAP para cada cuerpo de agua durante la serie de tiempo (2013-2016), puede notarse que en el lago Norte, VR y PM 4 no se forma HAP, mientras que en el lago Centro la concentración de P-HAP es alrededor de 5.5 veces mayor que en el lago Sur.

**Tabla 10 Resumen de P-HAP potencial (n=36).**

Variable	Norte	Centro				Sur				VR	PM 4
		Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.		
P-HAP (mg/L)	0.0	0.033	0.026	0.140	0	0.006	0.007	0.035	0.001	0.0	0.0

P-HAP=Fósforo contenido en la hidroxiapatita. DE=Desviación Estándar. Condiciones de modelación (concentraciones molares promedio de los lagos y manantiales): Ca<sup>2+</sup>=5.185e-04, Cl<sup>-</sup>=7.380e-04, Carbono Inorgánico Disuelto=1.336e-03, Fe<sup>3+</sup>=9e-07, K<sup>+</sup>=1.31e-04, Mg<sup>2+</sup>=5.580e-04, Na<sup>+</sup>=1.362e-03, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>=3.420e-06, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>=6.830e-06, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>=1.263e-04, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>=2.233e-06, SiO<sub>2</sub> como H<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>=7.300e-02, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>=4.461e-04, Fuerza Iónica Calculada=6.94e-03 M, pE (default)=4.

La Tabla 11 muestra los índices de saturación (SI) de los minerales no fosforados, donde se puede observar la formación de minerales de silicio y hierro principalmente, algunos de los cuales presentan valores superiores a la unidad.

**Tabla 11 Sólidos potenciales no fosforados en el rango de pH de los lagos y manantiales de la Cantera Oriente.**

Mineral	Índice de saturación (SI)
Cuarzo SiO <sub>2</sub>	1.000
Cristobalita SiO <sub>2</sub>	0.650
Goetita FeOOH	1.200
Hematita Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2.100
Magnetita Fe <sup>2+</sup> Fe <sup>3+</sup> <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	0.200
Fe <sub>2</sub> (OH) <sub>3</sub>	1.500

La **Tabla 12** muestra los **SI** de calcita en los diferentes cuerpos de agua y en función del pH, donde puede observarse que las condiciones en el lago Norte, VR y PM 4 para la formación de calcita solo son favorables cuando los valores de pH están por encima de la media, mientras que los lagos Centro y Sur manifiestan condiciones adecuadas para la potencial formación de calcita en el respectivo rango de pH.

**Tabla 12 Índices de Saturación (SI) calculados para calcita en los lagos en el rango de pH media  $\pm$  1DE.**

Lago (Temp. Media °C)	Norte (16.5)	Centro (17.5)	Sur (18.8)	VR (17.8)	PM 4 (17.0)
Rango de SI <sub>calcita</sub>	-1.30-0.49	0.22-1.13	0.99-1.59	-0.42-0.88	-0.77-0.88
(pH = media $\pm$ 1DE)	(pH=6.7-8.1)	(pH=7.8-8.8)	(pH=8.6-9.4)	(pH=7.2-8.4)	(pH=6.9-7.7)

DE=Desviación estándar. Tomado de Cuevas *et al.* (2020).

### 3.3 Caracterización de los sedimentos

La **Tabla 13** exhibe los resultados de las variables sedimentarias, donde primeramente se puede notar con base en la prueba t que la mayoría de las variables son estadísticamente diferentes de un sitio a otro.

**Tabla 13 Resultados de los parámetros sedimentarios (n=1).**

Variable %	Norte	Centro	Sur	VR	Suelo	Prom. $\pm$ DE	Prueba t (valor p)
<b>Granulometría</b>							
Gravas	0.0	0.0	18.2	0.0	32.1	10.1 $\pm$ 14.6	0.099
Arenas	6.2	0.0	22.3	5.3	25.3	14.8 $\pm$ 10.5	<0.001
Limos	80.3	74.3	54.5	80.0	35.8	65.0 $\pm$ 19.4	<0.001
Arcillas	13.5	25.3	5.0	14.7	6.8	13.1 $\pm$ 8.0	<0.001
Diámetro medio ( $\mu$ m)	20.6	10.2	76.9	21.5	50.5	35.9 $\pm$ 27.4	0.021
<b>Geoquímica</b>							
SiO <sub>2</sub>	45.7	50.8	51.4	52.3	53.2	50.7 $\pm$ 2.9	<0.001
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	9.0	14.8	14.8	14.6	15.6	13.8 $\pm$ 2.7	<0.001
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3.76	6.37	8.21	4.86	8.15	6.27 $\pm$ 1.97	<0.001
CaO	3.73	5.93	7.46	4.74	6.90	5.75 $\pm$ 1.53	<0.001
MgO	1.51	4.23	6.97	2.59	6.56	4.37 $\pm$ 2.39	<0.001
Na <sub>2</sub> O	1.20	1.89	2.18	1.93	2.12	1.87 $\pm$ 0.39	<0.001
TiO <sub>2</sub>	0.65	1.02	1.44	0.75	1.36	1.04 $\pm$ 0.35	<0.001
K <sub>2</sub> O	0.61	1.09	1.00	1.16	1.08	0.99 $\pm$ 0.22	<0.001
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.77	0.85	0.88	0.51	0.82	0.77 $\pm$ 0.15	<0.001
MnO	0.035	0.091	0.127	0.081	0.124	0.092 $\pm$ 0.037	<0.001
LOI	33.4	13.0	4.0	16.9	3.7	14.2 $\pm$ 12.1	<0.001
C Org.	11.75*	4.37*	1.96*	3.09*	2.31	4.7 $\pm$ 4.0	<0.001
Carbonatos	2.65	4.22	2.87	2.66	4.77	3.4 $\pm$ 1.0	<0.001
P retenido (mg/L)	63.19	7.94	0.37	5.10	1.32	15.6 $\pm$ 26.8	<0.001

DE=Desviación Estándar. LOI (*Loss On Ignition*). Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de diferencias significativa entre los sitios estudiados.

\*Tomado de Cuevas *et al.* (2020).

### 3.3.1 Granulometría

Las texturas finas son las principales fracciones constituyentes de los sedimentos de los lagos Norte Centro y VR (90-100%); en el lago Sur las fracciones finas alcanzan alrededor de 60%, mientras que en el suelo los finos constituyen aproximadamente 40% (Tabla 13).

Las diferencias en los resultados de granulometría se reflejan principalmente en las fracciones gruesas, ya que las gravas están ausentes en los lagos Norte, Centro y VR. Las arenas no están presentes en el lago Centro, mientras que en el lago Norte y VR las arenas constituyen menos del 10% y un poco más del 20 % en el lago Sur y en el suelo.

El diagrama de Folk (1954) (Fig. 26) ofrece la clasificación de los sedimentos con base en su composición granulométrica. Las texturas son predominantemente lodosas, los sedimentos de los lagos Norte Centro y VR corresponden a la categoría puramente lodoso, mientras que los sedimentos del lago Sur se consideran como lodo con grava y el suelo se considera grava lodoso, aunque el suelo presenta mayor proporción de grava que los sedimentos del lago Sur, la muestra colectada en el lago Sur contenía gravas notablemente más gruesas (8-32 mm) que las del suelo (2-4 mm), reflejándose en un mayor diámetro medio en los sedimentos del lago Sur (Tabla 13).

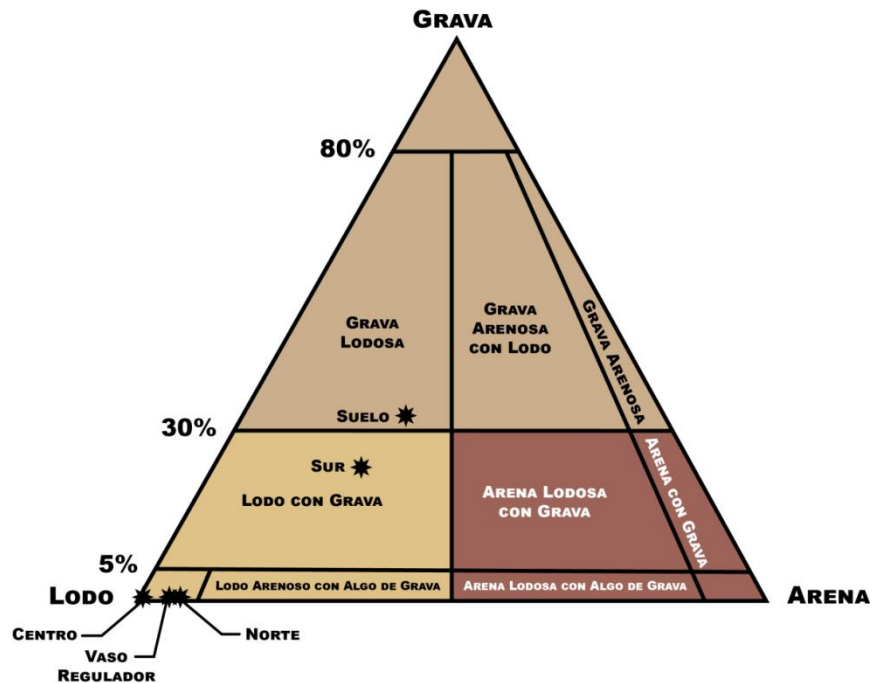


Fig. 26 Diagrama de nomenclatura granulométrica de Sedimentos de Folk (1954) para los sedimentos de los lagos y suelo de la Cantera Oriente.

### 3.3.2 Geoquímica

En el caso de la geoquímica de los elementos mayores (desde SiO<sub>2</sub> hasta MnO) (Tabla 13), puede notarse que en todos los sitios el SiO<sub>2</sub> es el elemento más abundante, mientras que el MnO es el elemento de menor concentración entre los elementos cuantificados, también destaca que los valores más bajos, los exhiben los sedimentos del lago Norte.

Los sedimentos del lago Norte revelan los valores más altos de pérdida por ignición (*Loss On Ignition*, LOI) y C orgánico, seguidos por los sedimentos del VR y lago Centro, y con los valores más bajos en sedimentos del lago Sur y suelo. La correlación ( $r$ ) entre los promedios de clorofila-a y C orgánico no es estadísticamente significativa (valor  $p=0.6$  para  $n=4$ ).

Los resultados de carbonatos pueden dividirse en dos grupos: el lago Centro y el suelo muestran las concentraciones más altas, por encima de 4%; los lagos Norte, Sur y VR registran valores muy similares, entre 2.5-3.0%. El valor de correlación entre los valores promedio de clorofila-a y los carbonatos es 0.5 pero no es significativa (valor  $p=0.4$  para  $n=4$ ).

Con respecto al P retenido en la superficie de los sedimentos, se destaca la diferencia entre las concentraciones de los sedimentos del lago Norte respecto a los demás (Sur<Suelo<VR<Centro<Norte). El valor del lago Norte es 63.2 mg/kg, en contraste con los sedimentos del lago Sur que no superan la unidad (0.4mg/kg). Este parámetro no tiene un valor de  $r$  significativo con los promedios de clorofila-a de los lagos (valor  $p=0.6$ ,  $n=4$ ); no obstante la correlación con el C orgánico es significativa ( $r=0.99$ , valor  $p=0.001$ ,  $n=4$ ).

### 3.3.2.1 Índice Químico de Alteración (CIA)

La **Tabla 14** ostenta los resultados del CIA donde los valores para cada lago son similares, solo destaca el valor más bajo del lago Sur.

**Tabla 14 Índice Químico de Alteración (CIA).**

Variable	Norte	Centro	Sur	VR	Suelo
CIA	77.3	77.5	65.5	73.2	76.1

La correlación de Pearson entre el CIA y los valores promedio de clorofila-a de cada lago no es significativa (valor  $p=0.3$ ,  $n=4$ ).

### 3.3.3 pH del Punto de Carga Cero (pH<sub>PZC</sub>)

La **Fig. 27** expone los resultados de pH<sub>PZC</sub>; en cada gráfica se destaca el primer cruce que corresponde al primer valor de pH<sub>PZC</sub>, el cual tiene un promedio para todos los sitios de  $6.4 \pm 0.1$  ( $n=5$ ). Los valores de pH al inicio de la determinación del pH<sub>PZC</sub> pueden describirse con la siguiente serie: Norte<Centro<VR<Sur<Suelo. El pH<sub>PZC</sub> más alto se presenta en VR, seguidos de los sedimentos de los lagos Norte y Centro, que son similares (~6.4), pero el valor en el lago Norte se encuentra por encima del valor de pH inicial. Los sedimentos del lago Sur y el suelo son 0.14 unidades menores respecto al pH<sub>PZC</sub> de los sedimentos de los lagos Norte y Centro. Adicionalmente, con excepción de los sedimentos del lago Norte, puede observarse que en cada caso los valores de pH<sub>PZC</sub> se encuentran por debajo del valor de pH inicial.

La correlación de Pearson entre el pH de los sedimentos y los valores promedio de clorofila-a de cada lago ( $n=4$ ) es  $r=-0.3$  con un valor  $p=0.8$  y la correlación entre el pH<sub>PZC</sub> y los valores promedio de clorofila-a de cada lago ( $n=4$ ) es  $r=-0.9$  con un valor  $p=0.1$ , por lo que no son significativas.



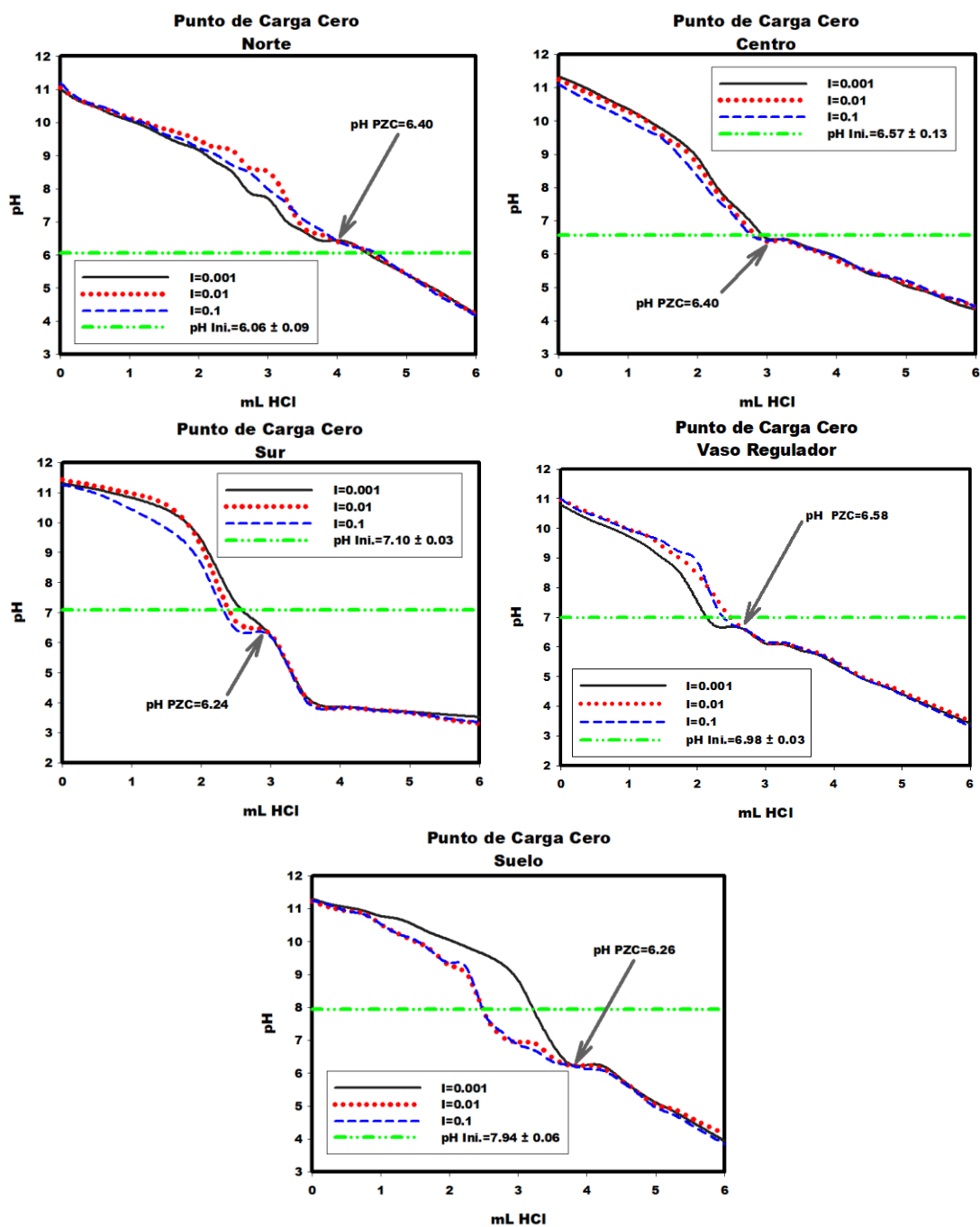


Fig. 27  $pH_{PZC}$  aproximados de los sedimentos (material heterogéneo).  
I=Fuerza Iónica (M)

### 3.4 Radiación solar

#### 3.4.1 Irradiancia sobre la Cantera Oriente

En la **Tabla 15** se presenta el resumen de los valores diarios de radiación solar o irradiancia para la Cantera Oriente dentro de la serie de tiempo (2013-2016) obtenidos del sitio web *NASA Prediction Of Worldwide Energy Resources* (NASA, 2019), donde la desviación estándar (DE) a través de la serie de tiempo es 0.6 kW-h/m<sup>2</sup>/día.

**Tabla 15 Resumen de la Irradiancia sobre la Cantera Oriente (2013-2016).**

Variable	Prom.	DE	Max.	Min.
Irradiancia (kW-h/m <sup>2</sup> /día)	7.6	0.6	8.4	6.6

DE=Desviación Estándar. NASA (2019).

#### 3.4.2 Influencia de la geomorfología en la luz incidente sobre la Cantera Oriente

En la **Tabla 16** se presenta el resumen de la estimación de superficie sombreada (%) de cada sección analizada a lo largo del año, donde los lagos Norte y Centro muestran el mayor valor promedio de área en penumbra seguido de los lagos Sur y VR.

**Tabla 16 Estimación de superficie sombreada (%) de las secciones analizadas.**

Lago	Todo el año 6-7 h	abr-ago 11-11:30 h	feb-abr/sep-oct 11-11:30 h	nov-ene 11-11:30 h	Todo el año 12-13 h	Todo el año 13-14 h	may/ago 17-18 h	jun 17-18 h	abr/jul 17-18 h	mar/sep 17-18 h	oct/feb 17-18 h	Promedio
Norte	100	8	23	44	<1	<1	<1	<1	66	100	100	39
Centro	100	5	20	37	<1	<1	<1	39	78	90	100	35
Sur	100	3	5	10	<1	<1	5	24	40	54	100	25
VR	100	4	13	24	<1	<1	<1	24	52	67	100	28

Es importante mencionar que durante los meses más cálidos, en general la luz no resulta obstaculizada debido a la elevación y azimut del sol; pero en los lagos Norte y Centro y durante los meses de otoño e invierno, cuando la elevación del sol es de 47-70°, se generan sombras de hasta 27 m debido a las salientes de la pared oeste. La correlación de Pearson entre los porcentajes de superficie sombreada y los valores promedio de clorofila-a de cada lago (n=4) es r=0.19 y valor p=0.8, pero la correlación de Pearson entre los porcentajes de superficie sombreada y las temperaturas promedio de cada lago (n=4) es r=0.9 y valor p=0.04.

### 3.5 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico (TRH<sub>t</sub>)

En la **Tabla 17** se muestra el resumen de los caudales medidos durante la serie de tiempo 2017-2018 y de los TRH<sub>t</sub> calculados que ofrecen un panorama general del comportamiento del abastecimiento relativo de agua, es decir que aunque los valores obtenidos sean estimaciones, muestran claramente las diferencias de TRH<sub>t</sub> entre los cuerpos de agua (p<0.001, prueba t).

**Tabla 17 Resumen de la serie de tiempo (2017-2018) de los caudales y TRH<sub>t</sub> (n=9).**

Variable	Norte				Centro				Sur				VR			
	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.
Caudal (m <sup>3</sup> /día)	1017	979	2905	321	1038	924	2859	315	707	754	1950	100	2218	1514	5010	825
TRH <sub>t</sub> (días)	5.0	5.2	16.0	1.6	9.4	10.6	31.0	2.3	14.7	13.7	90.1	3.2	3.5	5.1	8.5	0.6

DE=Desviación Estándar.

Dentro de los sitios estudiados destaca la magnitud del promedio del caudal de VR sobre los demás, siendo más del doble del caudal de los lagos Norte y Centro, y es cerca de 3 veces mayor que el caudal del lago Sur. Con los datos de los caudales, se calculó el TRH<sub>t</sub> obteniéndose la siguiente serie: VR<Norte<Centro<Sur.

La **Tabla 18** muestra los resultados del TRH<sub>t</sub> calculado, en la cual los valores promedio tienen comportamiento similar que los datos medidos en 2017-2018; no obstante, se puede observar una disminución en la variación, ya que en el cálculo se introdujo el balance hídrico estimado de cada cuerpo de agua.

**Tabla 18 TRH<sub>t</sub> estimados para la serie de tiempo (2013-2016).**

Variable	Norte				Centro				Sur				VR			
	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.
TRH <sub>t</sub> (días)	5	1	8	4	9	1	11	7	14	2	20	10	3	1	4	3

DE=Desviación Estándar.

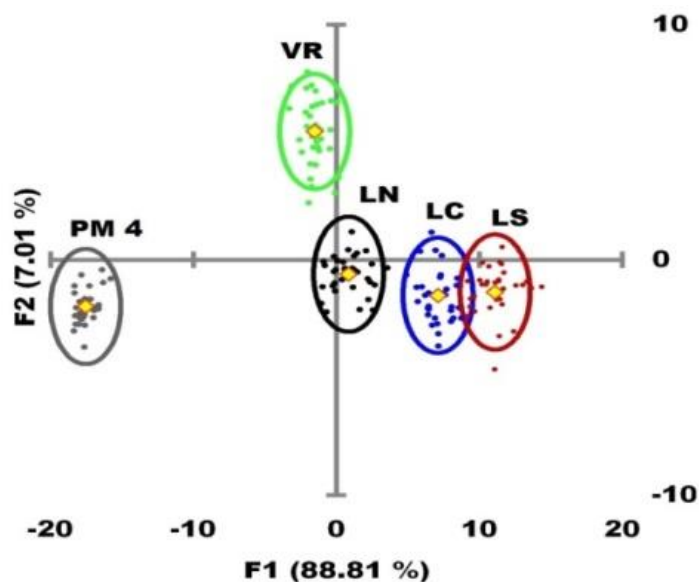
### 3.6 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a

Para entender cómo los diversos factores ambientales influyen específicamente el estado trófico de cada cuerpo de agua, se llevaron a cabo diversas pruebas estadísticas multivariadas en las cuales se incluyen las variables de la serie de tiempo 2013-2016 y las derivadas.

#### 3.6.1 Análisis Discriminante (AD)

La **Fig. 28** ilustra los resultados gráficos del AD, los nombres de los cuerpos de agua se utilizaron como variables categóricas para el agrupamiento y las elipses encierran el 95% de los casos y las 2 primeras funciones discriminantes explican el 96% de la varianza, por lo que la representación gráfica y la interpretación de los resultados son suficientes con las 2 primeras funciones. La PM 4 luce una clara separación de los demás sitios, pero el lago Norte y VR muestran cierta proximidad y aún más las nubes de puntos de los lagos Sur y Centro que revelan cierto grado de intersección.

En el AD se clasificaron el 100% de los casos, el estadístico Lambda de Wilks se utilizó para seleccionar las funciones discriminantes significativas, en este caso se observa que las 2 funciones son significativas, ya que  $p < 0.05$  y los valores de la correlación canónica son también otra medida de la capacidad discriminante de las funciones ([Guisande et al., 2011](#)).



**Fig. 28 Gráfico discriminante de los sitios de estudio.**

Los rombos corresponden a los centroides del grupo; elipses de confianza al 95%. Modificado de Cuevas *et al.* (2020)

La **Tabla 19** despliega las 2 primeras funciones discriminantes (expresiones matemáticas que permiten observar la separación de los grupos) con las variables retenidas con la validación cruzada (valor de Lamba de Wilks más bajo). La primera función discriminante (F1) explica el 88.81% de la varianza y la segunda (F2) 7.01%. Los coeficientes estandarizados permiten medir la influencia de las distintas variables, F1 concentra los valores de coeficientes más altos de temperatura, TRH<sub>t</sub> y PRD, así como el de la clorofila-a, siendo esta última la variable que visualmente exhibe la información de las diferencias que presentan los lagos de la Cantera y la F2 concentra el resto de las variables.

**Tabla 19 Coeficientes estandarizados de las funciones discriminantes.**

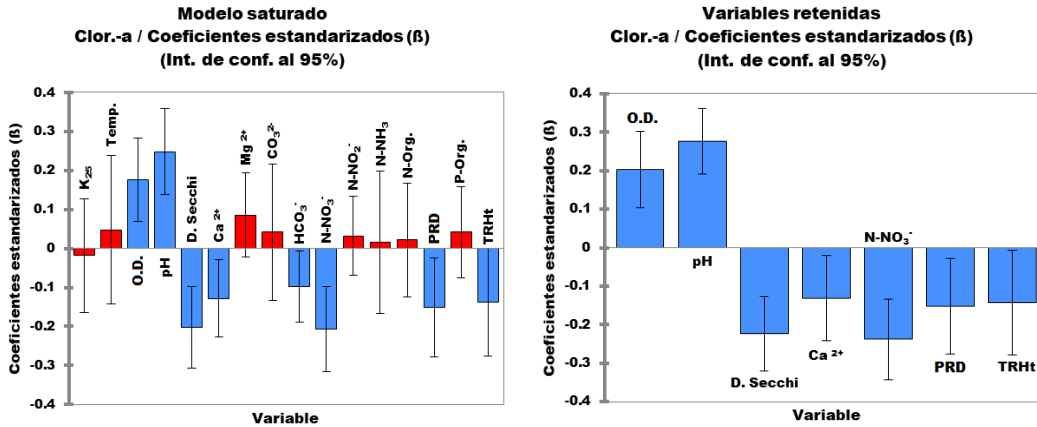
Variable	Función 1	Función 2
Temp.	<i>0.31</i>	0.09
O.D.	0.03	<i>0.22</i>
pH	-0.11	<i>0.30</i>
Clorofila-a	<i>0.56</i>	0.29
D. Secchi	0.33	<i>0.54</i>
Ca <sup>2+</sup>	-0.26	<i>-0.75</i>
Mg <sup>2+</sup>	-0.10	<i>0.38</i>
CO <sub>3</sub>	0.14	<i>-0.27</i>
N-NO <sub>3</sub>	-0.12	<i>0.34</i>
PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3</sup>	<i>-0.32</i>	0.26
TRH <sub>t</sub>	<i>1.09</i>	0.03
P-HAP	0.19	<i>-0.24</i>
<b>Casos Clasif.</b>	<b>100%</b>	
% Var. Expl.	88.81	7.01
Corr. Canónica	0.995	0.936
Lamba de Wilks	0.00015	0.014
valor p	<0.001	<0.001

Correlaciones significativas en itálicas y color rojo. Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de la significancia de las funciones discriminantes con las variables asociadas. Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

### 3.6.2 Análisis de Regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR)

#### 3.6.2.1 PLSR lago Norte

La Fig. 29 muestra los coeficientes estandarizados o también llamados  $\beta$  y los intervalos de confianza de un modelo de PLSR saturado (incluye todas las variables), con este gráfico se puede descartar las variables no significativas.



**Fig. 29 Coeficientes  $\beta$  e intervalos de confianza para la selección de variables lago Norte.** Variables significativas en color azul. Modificado de Cuevas et al., (2020).

Se realizó un segundo análisis de PLSR en donde los coeficientes  $\beta$  (estandarizados) y los intervalos de confianza de las variables retenidas para el modelo del lago Norte son significativas puesto que ninguno de los intervalos de confianza incluye 0 en su rango.

En la Tabla 20 se presenta la prueba ANOVA del modelo de regresión con las variables retenidas, el bajo del valor p confirma que el modelo resultante con estas variables es un predictor significativo.

**Tabla 20 ANOVA del modelo lago Norte.**

Fuente	GL	Sum. Cuad.	Media Cuad. (varianza)	F	valor p
Modelo	1	25237	25237	52.2	<0.05
Residual	34	16441	483		
Total	35	41678			

Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de que la pendiente del modelo con las variables retenidas es  $\neq 0$ .

En la Tabla 21 se muestra el coeficiente de determinación del modelo. Basándose en los valores de la raíz del error cuadrático medio de la predicción (*Root Mean Squared Error of Prediction*, RMSEP) y de  $Q^2$ , el mejor modelo aparentemente es el que usa un solo componente.

**Tabla 21 Parámetros de calidad del modelo lago Norte.**

r <sup>2</sup>	Componentes PLS	Q <sup>2</sup>	RMSEP
0.61	1	0.53	21.4

Tomado de Cuevas et al., (2020).

En la Tabla 22 se exponen las cargas de los coeficientes no estandarizados y  $\beta$  (estandarizados) de las variables que componen el modelo.

**Tabla 22 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Norte.**

Variable	Sin estandarizar	Estandarizados ( $\beta$ )*
Intersección	16.797	---
O.D.	2.268	0.204
pH	19.699	0.277
D. Secchi	-0.406	-0.223
Ca <sup>2+</sup>	-1.118	-0.131
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-7.779	-0.238
PRD	-135.017	-0.152
TRH <sub>t</sub>	-4.892	-0.143

\* Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

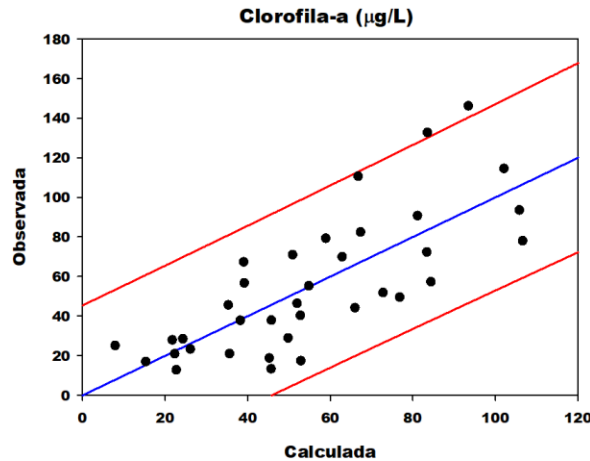
La **Tabla 23** indica que las variables que son modificadas por la eutrofización (pH, D. Secchi y O.D.) se encuentran entre las más influyentes en el modelo, pero los nutrientes también presentan una influencia considerable, especialmente los nitratos. Con influencia moderada se encuentran el TRH<sub>t</sub> y el PRD, mientras que el calcio aporta la carga de menor influencia en el modelo.

**Tabla 23 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Norte.**

Métrica	pH	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	D. Secchi	O.D.	TRH <sub>t</sub>	PRD	Ca <sup>2+</sup>
VIP	1.37	1.18	1.10	1.00	0.76	0.71	0.65

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

En la **Fig. 30** se observa la dispersión de los datos calculados por el modelo contra los resultados de campo, donde solo 2 lecturas están fuera de los límites de confianza de 95% de la predicción, los límites de predicción son construidos con  $y=mx+b \pm 1.96$  veces el error estándar de estimación (Levin & Rubin, 2004).



**Fig. 30 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Norte.**

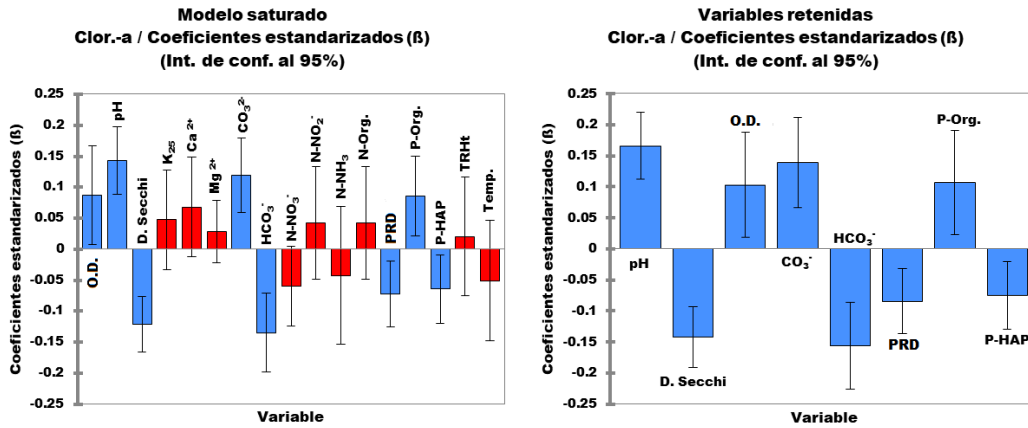
Línea azul=regresión de las observaciones; líneas rojas=límites de confianza de la predicción al 95%. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

### 3.6.2.2 PLSR lago Centro

La **Fig. 31** exhibe los coeficientes  $\beta$  con su intervalo de confianza del análisis de PLSR saturado; al realizarse un segundo análisis de PLSR con base en los resultados, se retuvieron todas las variables significativas presentadas en el gráfico del modelo saturado. La gráfica de variables retenidas muestra los intervalos de confianza de los coeficientes  $\beta$  para el modelo. En este caso los signos de los coeficientes coinciden con lo esperado, una relación directa con pH, O.D., carbonatos y P-Org. e



inversa con transparencia, bicarbonatos, nutrientes disueltos y la potencial eliminación de la fracción inorgánica del PRD por precipitación de HAP.



**Fig. 31 Coeficientes  $\beta$  e intervalos de confianza para la selección de variables lago Centro.** Variables significativas en color azul. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

El valor  $p < 0.05$  en la **Tabla 24** del modelo de regresión con las variables retenidas indica que el modelo de PLSR es significativo con las variables retenidas.

**Tabla 24 ANOVA del modelo lago Centro.**

Fuente	GL	Sum. Cuad.	Media Cuad. (varianza)	F	valor p
Modelo	1	101113	101113	28.4	<0.05
Residual	34	120993	3558		
Total	35	222106			

Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de que la pendiente del modelo con las variables retenidas es  $\neq 0$ .

La **Tabla 25** expresa las métricas de desempeño del modelo para el modelo del lago Centro para el cual el coeficiente de determinación es menor que el obtenido en el modelo del lago Norte. Los coeficientes del modelo se calcularon con un componente, ya que con esa condición se obtuvieron el valor más alto de  $Q^2$  y el valor más bajo de RMSEP.

**Tabla 25 Parámetros de calidad del modelo lago Centro.**

$r^2$	Componentes PLS	$Q^2$	RMSEP
0.46	1	0.39	58.6

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

La **Tabla 26** contiene los valores de las cargas de los coeficientes no estandarizados y  $\beta$  (estandarizados) de las variables que componen el modelo del lago Sur.

**Tabla 26 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Centro.**

Parámetro	Sin estandarizar	Estandarizados ( $\beta$ )*
Intersección	-69.868	---
pH	25.283	0.166
D. Secchi	-0.590	-0.142
O.D.	1.824	0.103
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0.293	0.139
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.460	-0.156
PRD	-103.619	-0.085
P-Org.	96.673	0.107
P-HAP	-229.063	-0.075

\* Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

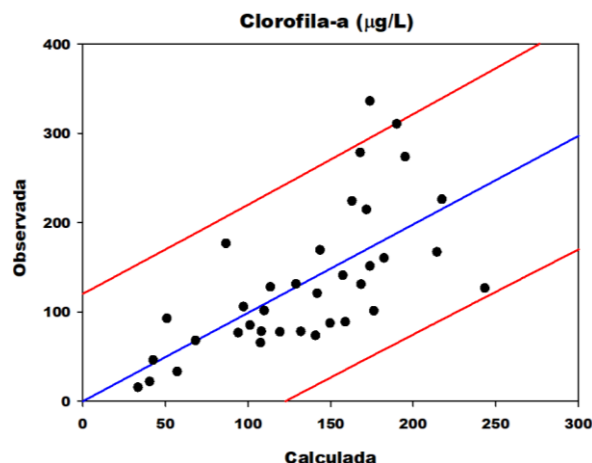
La VIP (Tabla 27) de las variables que son modificadas por la eutrofización (pH y D. Secchi) y las especies carbonatadas se encuentran entre las más influyentes en el modelo, seguidas de las formas del fósforo y del O.D., y al final de la lista se encuentran los nitratos y P-HAP.

**Tabla 27 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Centro.**

Métrica	pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	D. Secchi	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	P-Org.	O.D.	PRD	P-HAP
VIP	1.32	1.24	1.13	1.10	0.85	0.82	0.67	0.60

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

La Fig. 32 exhibe el gráfico de dispersión de los datos calculados contra los resultados de campo de la serie de tiempo 2013-2016, donde solo una lectura se encuentra fuera de los límites de confianza de 95% de la predicción.

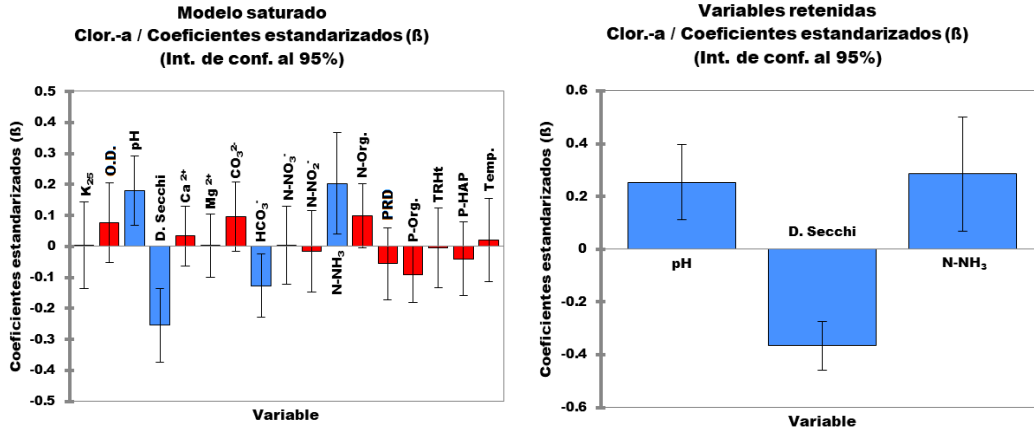


**Fig. 32 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Centro.**

Línea azul=regresión de las observaciones; líneas rojas=límites de confianza de la predicción al 95%. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

### 3.6.2.3 PLSR lago Sur

Con base en los intervalos de confianza de los coeficientes  $\beta$  del modelo de PLSR saturado para el lago Sur (Fig. 33), solo 2 de las variables modificadas por la eutrofización, los bicarbonatos, el N-NH<sub>3</sub> y todas las formas fosforadas resultaron significativas, con estas variables se continuó el proceso de la selección de las variables. Las variables retenidas para el modelo fueron seleccionadas hasta la 3.<sup>a</sup> iteración, siendo descartados los bicarbonatos.



**Fig. 33 Coeficientes  $\beta$  e intervalos de confianza para la selección de variables lago Sur.** Variables significativas en color azul. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

La tabla ANOVA del modelo de regresión con las variables retenidas (Tabla 28) presenta un valor  $p < 0.05$ , indicando la relevancia del modelo de PLSR para el lago Sur.

**Tabla 28 ANOVA del modelo lago Sur.**

Fuente	GL	Sum. Cuad.	Media Cuad. (varianza)	F	valor p
Modelo	1	44712	44712	32.30	<0.05
Residual	34	42900	1384		
Total	35	87612			

Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de que la pendiente del modelo con las variables retenidas no es 0.

Los parámetros de calidad del modelo para el lago Sur (Tabla 29) manifiestan que los coeficientes del modelo se calcularon con un componente, ya que con esa condición se obtuvo el  $Q^2$  más alto y el valor más bajo RMSEP.

**Tabla 29 Parámetros de calidad del modelo lago Sur.**

$r^2$	Componentes PLS	$Q^2$	RMSEP
0.53	1	0.45	34.2

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

En la Tabla 30 la concentración de  $N-NH_3$  presenta importancia moderada de VIP en el modelo, de las variables que son modificadas por la eutrofización solo se retuvieron D. Secchi y pH.

**Tabla 30 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en lago Sur.**

Métrica	D. Secchi	$N-NH_3$	pH
VIP	1.20	0.93	0.83

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

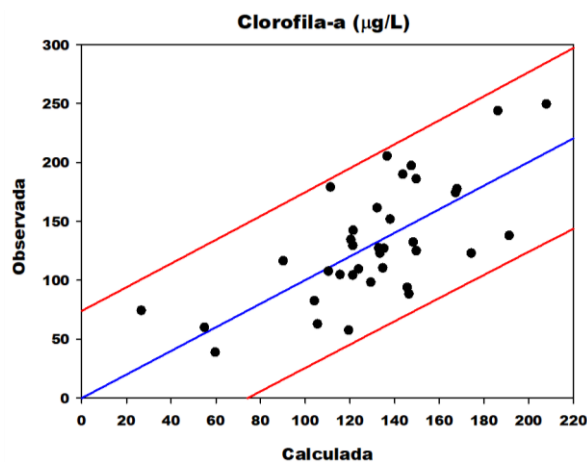
Con los coeficientes de las variables retenidas se pueden hacer nuevas predicciones y con los coeficientes estandarizados es fácil distinguir la magnitud y el tipo de influencia que ejercen las variables independientes sobre la variable dependiente (Fig. 32).

**Tabla 31 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo de lago Sur.**

Parámetro	Sin estandarizar	Estandarizados ( $\beta$ )*
Intersección	-130.324	---
pH	31.691	0.254
D. Secchi	-1.401	-0.366
N-NH <sub>3</sub>	345.285	0.286

\* Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

En el gráfico de dispersión de los datos calculados con el modelo construido contra los resultados de campo de la serie de tiempo 2013-2016, no se observa ningún caso que se sitúe fuera de los límites de confianza de 95% de la predicción (**Fig. 34**).



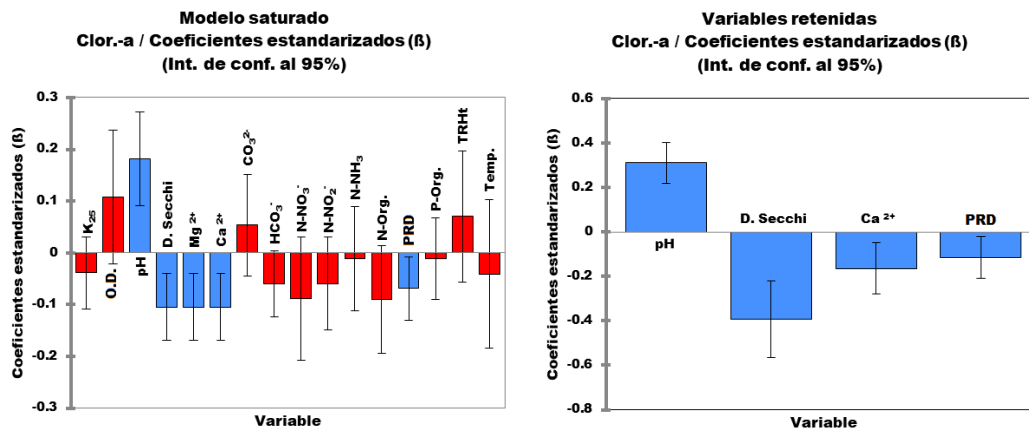
**Fig. 34 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada lago Sur.**

Línea azul=regresión de las observaciones; líneas rojas=límites de confianza de la predicción al 95%. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

### 3.6.2.4 PLSR Vaso Regulador (VR)

Los intervalos de confianza de los coeficientes  $\beta$  del modelo de PLSR saturado para VR (**Fig. 35**) muestran que el pH, calcio, magnesio, bicarbonatos y el fósforo reactivo disuelto son significativos en el modelo saturado, así que con estas variables se prosiguió con el proceso de selección de variables.

La **Fig. 35** también muestra la significancia de cada una de las variables retenidas para el modelo del VR. El valor del límite superior del intervalo de confianza del PRD es -0.006, siendo una variable significativa ya que no incluye 0 en su intervalo de confianza.



**Fig. 35 Coeficientes  $\beta$  e intervalos de confianza para la selección de variables VR.** Variables significativas en color azul. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

Las variables retenidas para el modelo fueron seleccionadas hasta la 4.<sup>a</sup> iteración y con esas variables se calculó la significancia colectiva del modelo de VR, que demuestra que la pendiente con las variables retenida es  $\neq 0$  (Tabla 32).

**Tabla 32 ANOVA del modelo VR.**

Fuente	GL	Sum. Cuad.	Media Cuad. (varianza)	F	valor p
Modelo	1	2708	2708	34.9	<0.05
Residual	33	2563	77		
Total	34	5271			

Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de que la pendiente del modelo con las variables retenidas es  $\neq 0$ .

Los parámetros de calidad del modelo para VR (Tabla 33) revelan que los coeficientes del modelo calculados con un componente obtuvieron el  $Q^2$  más alto y el valor más bajo RMSEP.

**Tabla 33 Parámetros de calidad del modelo VR.**

$r^2$	Componentes PLS	$Q^2$	RMSEP
0.53	1	0.46	9.0

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

En la Tabla 34 se muestra que la transparencia y el pH ejercen la mayor importancia en el modelo, mientras que calcio despliega influencia moderada y los ortofosfatos exhiben influencia baja, pero significativa.

**Tabla 34 Importancia de las Variables en la Proyección (VIP) en VR.**

Métrica	D. Secchi	pH	Ca <sup>2+</sup>	PRD
VIP	1.46	1.15	0.61	0.43

Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

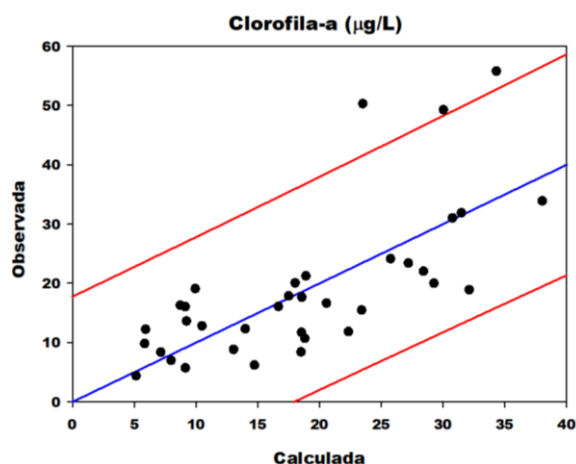
Al igual que en los demás modelos (Tabla 35), el D. Secchi y el pH se hacen presentes en el modelo, así como el calcio y el PRD.

**Tabla 35 Coeficientes no estandarizados y estandarizados ( $\beta$ ) del modelo VR.**

Parámetro	Sin estandarizar	Estandarizados ( $\beta$ )*
Intersección	1.3	---
pH	9.085	0.311
Ca <sup>2+</sup>	-0.292	-0.394
D. Secchi	-0.671	-0.165
PRD	-27.776	-0.115

\* Tomado de Cuevas *et al.*, (2020).

A continuación, se muestra la dispersión de los datos calculados por el modelo contra los resultados de campo de la serie de tiempo 2013-2016, en este caso, 3 lecturas se encuentran fuera de los límites de confianza de 95% de la predicción (**Fig. 36**).

**Fig. 36 Ajuste de clorofila-a calculada vs observada VR.**

Línea azul=regresión de las observaciones; líneas rojas=límites de confianza de la predicción al 95%. Modificado de Cuevas *et al.*, (2020).

### 3.6.2.5 PLSR Poza del Manantial 4 (PM 4)

En la **Tabla 36** se exhibe la prueba de ANOVA del modelo saturado de PLSR para PM 4, observándose que las variables muestran significancia colectiva, es decir, la pendiente del plano de regresión múltiple es  $\neq 0$ .

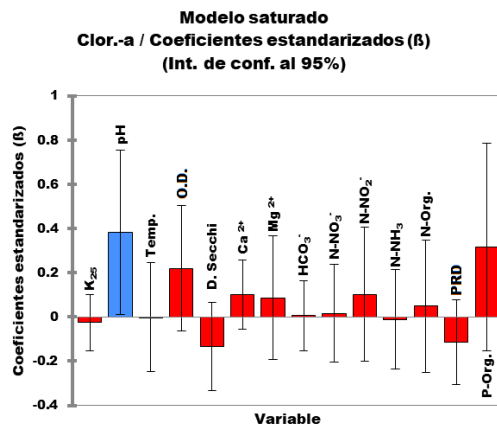
**Tabla 36 ANOVA del modelo saturado de PM 4.**

Fuente	GL	Sum. Cuad.	Media Cuad. (varianza)	F	valor p
Modelo	1	951	952	28.89	<0.05
Residual	34	1120	33		
Total	35	2072			

Si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de que la pendiente del modelo saturado es  $\neq 0$ .

Sin embargo, al revisar las variables de manera individual estas no presentan significancia estadística (**Fig. 37**), pues a excepción del pH, cada una de las variables contiene 0 en su respectivo intervalo de confianza de los coeficientes estandarizados.





**Fig. 37 Coeficientes  $\beta$  e intervalos de confianza para la selección de variables de PM 4.**  
Variables significativas en color azul.

Dentro de las métricas de desempeño del modelo (**Tabla 37**) se revela que el modelo explicaría 48% de la varianza; sin embargo, el índice de calidad es  $Q^2 < 0$  siendo carente de relevancia predictiva.

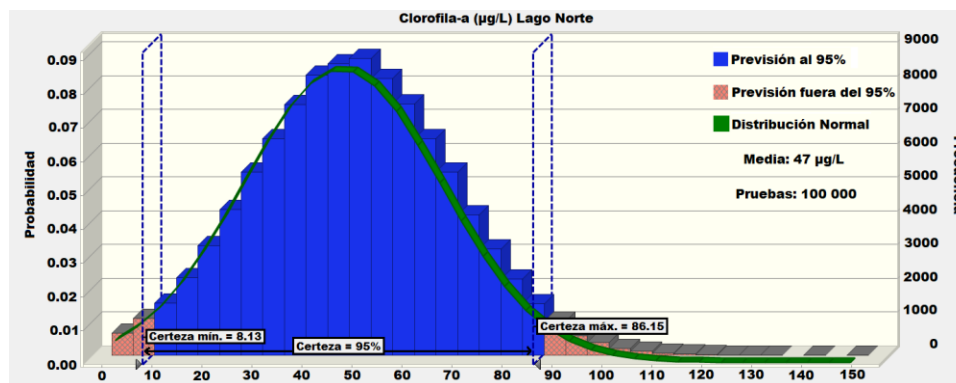
**Tabla 37 Parámetros de calidad del modelo PM 4.**

$r^2$	Componentes PLS	$Q^2$	RMSEP
0.48	1	-0.05	65.4

### 3.6.3 Validación de la PLSR con simulaciones de Montecarlo y pronósticos

A continuación se muestran los resultados de las simulaciones de Montecarlo (estocásticas) considerando la parte determinística obtenida de los modelos de PLSR. En el **Anexo 6** pueden consultarse las condiciones de las simulaciones.

Las simulaciones de Montecarlo del lago Norte manifiestan una distribución normal truncada en 0 debido a la presencia de valores negativos. La certeza del 95% despliega valores entre 8-86  $\mu\text{g/L}$  de clorofila-a, mientras que el rango total es de 0-160  $\mu\text{g/L}$  y la media de las simulaciones es 47  $\mu\text{g/L}$ ; no obstante, el rango con mayores probabilidades de manifestarse es 50-53  $\mu\text{g/L}$  con 8.8% (**Fig. 38**). El error porcentual absoluto de la media (*Mean Absolute Percentage Error*, MAPE) entre la media de la serie observada (57  $\mu\text{g/L}$ ) y de la modelada con la series de Montecarlo (47  $\mu\text{g/L}$ ) es de 8.77%.



**Fig. 38 Simulaciones de Montecarlo para el lago Norte.**

Las simulaciones de Montecarlo en el lago Centro revelan una distribución Weibull truncada en 0, debido a que se obtuvieron previsiones negativas, al igual que en el lago Norte. La certeza del 95% despliega el rango de concentraciones de clorofila-a entre 7-159  $\mu\text{g/L}$ . Las predicciones con valores positivos, que abarcan aprox. el 98% del rango total de las previsiones es 0-292  $\mu\text{g/L}$ , mientras que la media de las predicciones en este caso es de 89  $\mu\text{g/L}$ , aunque las concentraciones con mayor probabilidad (9.2%) son 97-102  $\mu\text{g/L}$  (Fig. 39). El MAPE entre las medias de la simulación de Montecarlo y los datos observados en la serie 2013-2016 es de 32%.

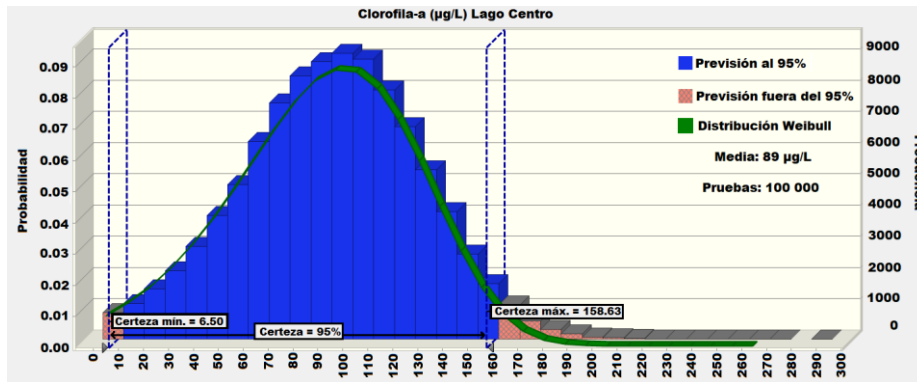


Fig. 39 Simulaciones de Montecarlo para el lago Centro.

En el caso del lago Sur, los valores de previsión con un 95% de certeza son 109-213  $\mu\text{g/L}$  ofreciendo una distribución logarítmica normal con una amplitud total de 89-228  $\mu\text{g/L}$  y una media de previsión de 158  $\mu\text{g/L}$ . En este caso el rango de concentraciones con mayor probabilidad de manifestarse es 155-158  $\mu\text{g/L}$  (Fig. 40). La media de la simulación de Montecarlo y la de los datos medidos durante 2013-2016 tienen un MAPE de solo 2.46%

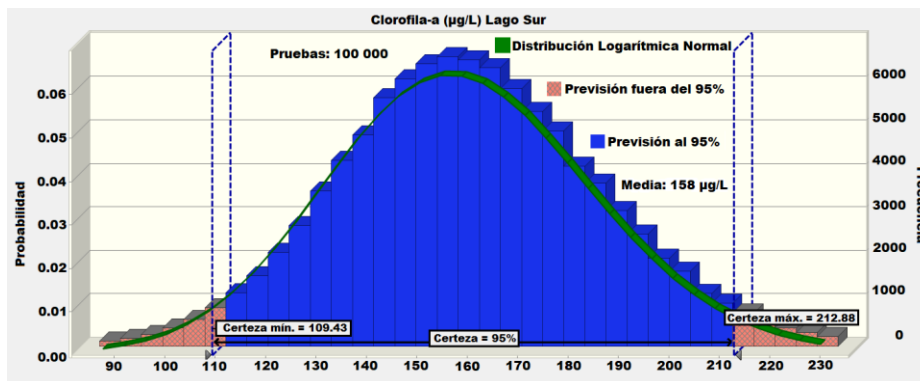
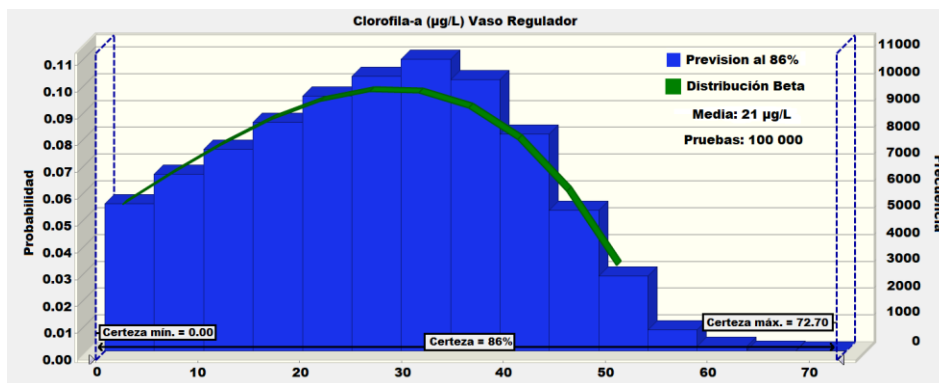


Fig. 40 Simulaciones de Montecarlo para el lago Sur.

En el VR las previsiones exhiben una distribución beta truncada en 0 porque las previsiones negativas abarcan un 14 % del rango de certeza total, por lo que la certeza de previsión queda de solo 86%; este rango de certeza abarca las predicciones entre 0-73  $\mu\text{g/L}$ . La media de las simulaciones es 21  $\mu\text{g/L}$  y los valores de clorofila-a con mayor probabilidad son 30-35  $\mu\text{g/L}$  (Fig. 41). La medias de la simulación de Montecarlo y la de las observaciones 2013-2016 presentan un MAPE de 0.0%.



**Fig. 41 Simulaciones de Montecarlo para el VR.**

Las simulaciones de PM 4 no se realizaron debido a que no se generó un modelo de PLSR, y por lo tanto, no se calcularon los coeficientes con los cuales se construyen las suposiciones de las simulaciones de Montecarlo.

### 3.6.3.1 Pronósticos con los métodos Box-Jenkins

La **Fig. 42** muestra las tendencias de las concentraciones de clorofila-a observada en cada uno de los cuerpos de agua estudiados. Los lagos Norte y VR presentan tendencias negativas, y los lagos Centro y Sur despliegan tendencias positivas.

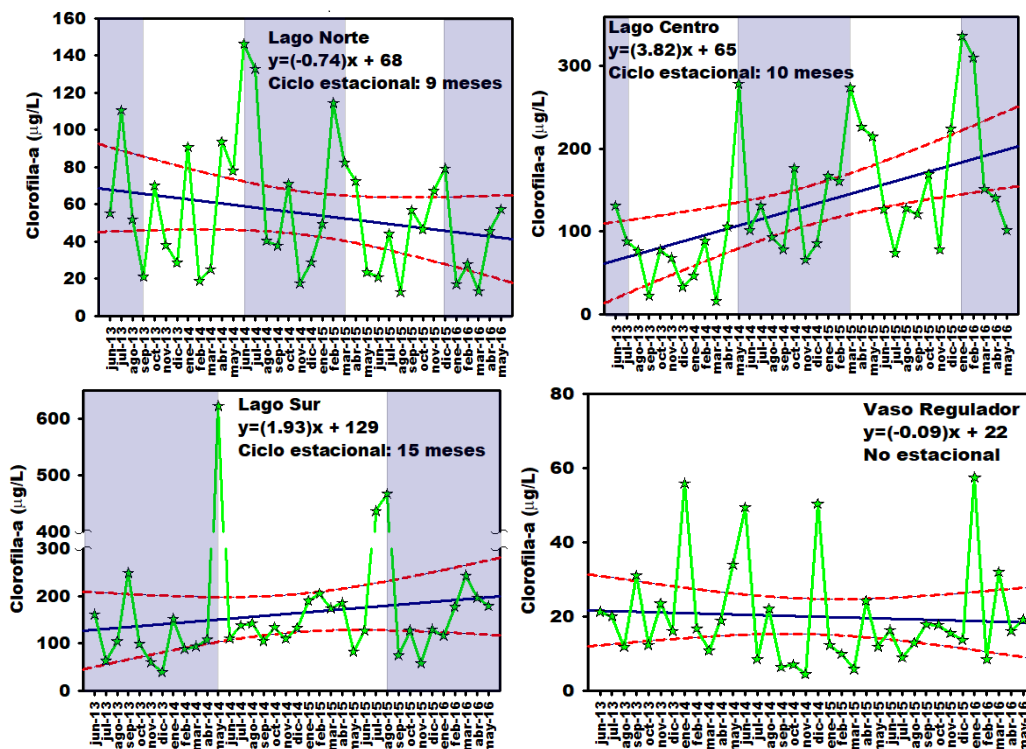
Sin embargo, solo la tendencia del lago Centro es estadísticamente significativa (**Tabla 38**). Por otra parte, las intersecciones de las rectas de cada lago son estadísticamente significativas.

**Tabla 38 Significancia estadística de las tendencias las series de clorofila-a (2013-2016).**

Parámetro	Norte valor p	Centro valor p	Sur valor p	VR valor p
Intersección	<b>0.000</b>	<b>0.014</b>	<b>0.003</b>	<b>0.000</b>
Pendiente	0.186	<b>0.002</b>	0.318	0.690

Si  $p < 0.05$  existe evidencia de que la pendiente y/o intersección son significativas.

Adicionalmente, también se observa estacionalidad en las series de clorofila-a de los lagos Norte, Centro y Sur de 9, 10 y 15 meses, respectivamente. El VR no presenta la componente estacional (**Fig. 42**).



**Fig. 42 Estimación de las tendencias y estacionalidades de las series de tiempo de clorofila-a (2013-2016).**

Línea con símbolos=clorofila-a observada; línea sólida=tendencia de las observaciones; línea interrumpida=intervalo de confianza de la pendiente al 95%; sombreado=ciclo estacional.

La **Tabla 39** muestra los periodos, métodos de predicción, métricas y rango de las concentraciones pronosticadas con los métodos Box-Jenkins (univariadas) de clorofila-a en los lagos Norte, Centro, Sur y VR. Los métodos de previsión más adecuados para los lagos Norte, Centro y Sur fue SARIMA y para el VR fue ARIMA. Los parámetros de la parte regular de los métodos de pronóstico (p, d, q) son iguales para todos los lagos a excepción del lago Centro, siendo lo más destacable que el orden de integración es  $\neq 0$  ( $d=1$ ).

**Tabla 39 Métricas de calidad de los pronósticos generados con los métodos Box-Jenkins.**

Parámetro	Norte	Centro	Sur	Vaso Regulator
Periodo pronosticado	jun 2016-may 2019	jun 2016-may 2019	jun 2016-may 2019	jun 2016-may 2019
Meses	36	36	36	36
Mejor método	SARIMA (2,0,2) (1,0,1) <sup>(9)</sup>	SARIMA (1,1,1) (1,0,1) <sup>(10)</sup>	SARIMA (2,0,2) (1,0,1) <sup>(15)</sup>	ARIMA (2,0,2)
AIC	6.55	8.21	8.7	5.31
RMSE	24.33	54.17	67.55	13.45
MAPE (%)	36.02	32.84	31.05	48.12
U de Theil	0.46	0.48	0.49	0.68
Ljung-Box (valor p)	23.6 (p<0.05)	35.5 (p<0.05)	17.9 (p<0.05)	23.1 (p>0.05)
Rango de predicción (µg/L)	19-110	142-377	82-503	17-22
IC al 95% de la predicción (µg/L)	0-187 (Truncado en 0)	50-566	0-692 (Truncado en 0)	0-44 (Truncado en 0)

MAPE: Error porcentual absoluto de la media; RMSE: Raíz del error cuadrático medio; AIC: Criterio de información de Akaike; Ljung-Box si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de autocorrelación en el valor estacionalidad (s); IC: Intervalo de confianza.

Los parámetros de la parte estacional (P, D, Q) de las predicciones de los 3 lagos en que se usó el método SARIMA son iguales. Los valores estacionales ( $s$ ) fueron los mismos valores que previamente se mostraron en los gráficos de tendencia (Fig. 42).

Los valores en todas las métricas (Tabla 39), sugieren los mejores modelos para cada lago, siendo también los más sencillos debido a que los valores de AIC son los más bajos. Los valores más bajos de RMSE y MAPE los presentan el VR y el lago Sur, respectivamente. Los valores del estadístico de Theil ( $<1$ ) indican que los métodos de predicción usados son mejores que los pronósticos ingenuos. Los rangos de predicción de clorofila-a van desde 17-22  $\mu\text{g/L}$  en el VR hasta valores 82-503  $\mu\text{g/L}$  en el lago Sur. Los intervalos de confianza de las predicciones a excepción del lago Centro, incluyen 0 en su rango de valores. La leyenda "Truncado en 0" señala que los valores negativos del intervalo de confianza de la previsión fueron sustituidos con 0, debido a que en la práctica no existen valores negativos para las concentraciones de clorofila-a.

En la Fig. 43 se pueden observar las previsiones con sus respectivos intervalos de confianza al 95%, tomando en cuenta que ninguna de las previsiones incluye ceros; sin embargo, los valores mínimos de los intervalos de confianza de los lagos Norte, Sur y VR sí es 0. En lo que toca a las tendencias, los pronósticos siguen el mismo comportamiento de los valores originales así como la estacionalidad (Fig. 42). En el VR regulador al no haberse detectado estacionalidad alguna, la previsión y sus intervalos de confianza toman valores más o menos constantes.

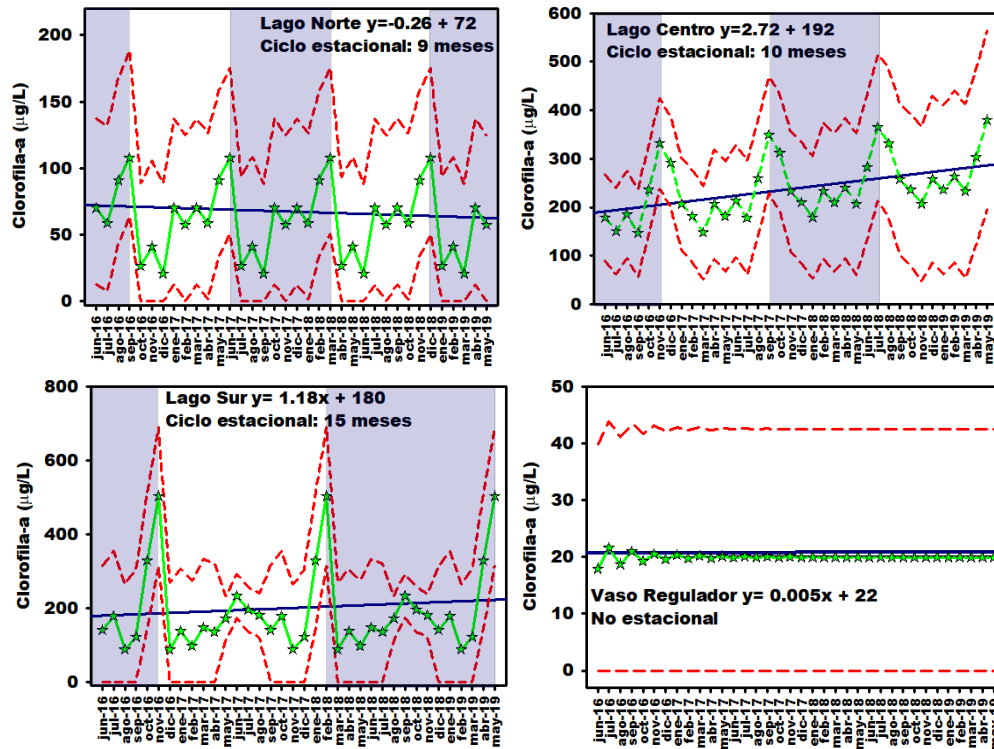


Fig. 43 Pronósticos, tendencias y estacionalidades de clorofila-a a 36 meses (2016-2019).

Línea con símbolos=Previsión de clorofila-a; línea sólida=tendencia de la previsión; línea interrumpida=intervalo de confianza de la previsión al 95%; sombreado=ciclo estacional.

En cuanto a las componentes de las rectas de tendencia de las previsiones de cada lago (Tabla 40), solo la recta de tendencia del lago Centro es significativa tanto en la pendiente como en la intersección.

**Tabla 40 Significancia estadística de las tendencias las previsiones (2016-2019).**

Parámetro	Norte valor p	Centro valor p	Sur valor p	VR valor p
Intersección	0.54	0.007	0.52	0.33
Pendiente	0.60	0.004	0.48	0.56

Si  $p < 0.05$  existe evidencia de que la pendiente y/o intersección no son aleatorias.

### 3.6.3.2 NDVI para el periodo de previsión (2016-2019)

Los resultados del NDVI ofrece la serie: VR < Norte < Centro < Sur, donde el valor máximo se presenta en el lago Sur es de 0.414 y el menor lo exhibe el VR (-0.154), pero en general los valores promedio de NDVI despliegan valores  $> 0$  (Tabla 41).

**Tabla 41 NDVI para el periodo de previsión (2016-2019).**

Variable	Norte				Centro				Sur				VR			
	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.	Prom.	DE	Max.	Min.
NDVI	0.188	0.057	0.275	0.009	0.218	0.078	0.331	0.021	0.270	0.089	0.414	0.045	0.053	0.077	0.264	-0.154

Earth Observing System (2020).

Dado que los valores de las pendientes tienden a 0, los valores de probabilidad (valor p) muestran que tanto las pendientes como las intersecciones de las líneas de tendencias obedecen a la aleatoriedad (Tabla 42).

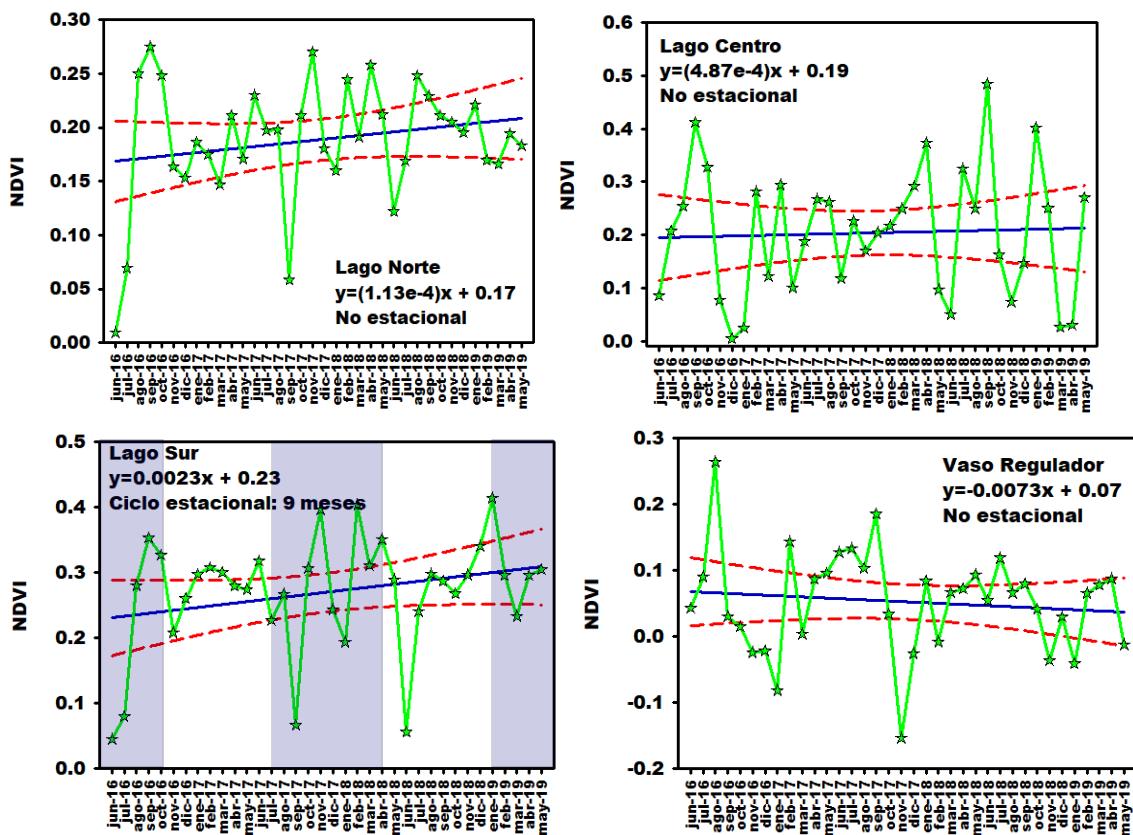
**Tabla 42 Significancia estadística de las tendencias las series de NDVI (2016-2019).**

Parámetro	Norte valor p	Centro valor p	Sur valor p	VR valor p
Intersección	0.28	0.86	0.15	0.47
Pendiente	0.22	0.80	0.12	0.49

Si  $p < 0.05$  existe evidencia de que la pendiente y/o intersección no son aleatorias.

La Fig. 44 muestra las tendencias de los cuerpos de agua, 3 lagos ofrecen tendencias positivas, mientras que el VR es el único con tendencia negativa. Además, el lago Sur es el único que presenta un comportamiento estacional, en este caso de 9 meses.





**Fig. 44 Estimación de las tendencias y estacionalidades del NDVI (2016-2019).**  
 Línea con símbolos= NDVI; línea sólida=tendencia de las observaciones; línea interrumpida= intervalo de confianza de la pendiente al 95%.

## 4. DISCUSIÓN

En esta sección primeramente se discuten los resultados obtenidos de las diversas pruebas aplicadas para la ampliación del inventario ambiental. Los resultados de la caracterización de los lagos (2013-2016) se discuten al final, ya que algunos de los análisis complementarios generaron variables que fueron incluidas en los análisis estadísticos a fin de identificar las variables que más contribuyen al estado trófico de los lagos.

### 4.1 Relaciones Nitrógeno Total: Fósforo Total (NT:PT)

Los valores promedio de NT:PT ( $58 \pm 23$ ) (**Tabla 4**) sugieren que el P es el nutriente limitante porque las algas de los sistemas epicontinentales usan el nitrógeno y el fósforo en proporciones entre 7 y 10, muy cercanas a la relación de Redfield 7.2:1 (masa) (**Downing & Mccauley, 1992**). En 12 ocasiones (en el lago Sur), la concentración de PRD descendió a 0.01 mg, lo cual está probablemente asociado con un escaso o carente suministro de agua que no alcanza a reponer el PRD utilizado. Sin embargo, no se observó disminución del grado de eutrofización, lo que apunta a posibles fuentes alternativas de fósforo como la mineralización de la materia orgánica o liberación desde el sedimento por fenómenos de superficie asociados con el  $pH_{PZC}$ .

El efecto de la relación NT:PT depende de la concentración de P y N (**Liu et al., 2011**). Con valores elevados de NT:PT y altas concentraciones de PT, generalmente se puede aliviar la deficiencia de P y facilitar hasta cierto grado la producción primaria (**Guildford & Hecky, 2000**), tal como es evidente en los cuerpos de agua de la Cantera.

Por otro lado, los valores altos de NT:PT pueden estar determinando la composición de la comunidad de fitoplancton de los lagos de la Cantera, porque a valores bajos de la relación NT:PT las cianobacterias se vuelven dominantes (**Zhang et al., 2018**), reportándose que valores cercanos a 7.2 (masa) asociados con elevadas concentraciones de N y P resultan en condiciones óptimas para la proliferación de *Microcystis aeruginosa* Kützing (1846) (**Liu et al., 2011**).

Los valores medios de la relación NT:PT en los lagos son mucho mayores que 7.2, pudiendo explicar la razón por la cual el grupo dominante del fitoplancton, en términos generales, no son las cianobacterias, sino las clorofitas y las diatomeas (**Novelo et al., 2009**); no obstante, en el lago Sur se ha observado que las cianobacterias son el grupo dominante en la comunidad de fitoplancton aun cuando presenta relaciones altas de NT:PT (**Mejía Farfán, 2019**), lo cual puede ser consecuencia de los altos tiempos de residencia del agua que presenta este lago (**Scheffer, 2004**).

### 4.2 Índice del Estado Trófico (TSI)

Las diferencias en las clasificaciones tróficas de los cuerpos de agua (**Tabla 5**), probablemente están asociadas con las diversas interacciones entre las diferentes variables ambientales estudiadas, ya que, por ejemplo, la sola presencia de los nutrientes no genera eutrofización, sino que necesitan interactuar con otras variables para desencadenar tal estado (**Yang et al., 2012**), porque entre VR y PM 4 solo suman un caso hipereutrófico. En términos generales, la condición trófica predominante para estos sitios en términos generales es una ligera eutrofia, probablemente

asociada con bajos  $TRH_t$  que no permiten el desarrollo de los efectos de las variables que favorecen la eutrofización.

A propósito del estado trófico del lago Norte, la eutrofia media es la clasificación predominante, a pesar de ser el lago con menor temperatura y presumiblemente con la menor exposición a la irradiación. Tal estado trófico podría explicarse por la mezcla de aguas ocasional de los lagos Centro y Norte, punto que se expone más adelante en el apartado de los modelos de PLSR. Por otra parte, la diferencia de 31  $\mu\text{g/L}$  entre los promedios de clorofila-a de los lagos Centro y Sur (**Tabla 3**), no marca una diferencia, por lo que ambos cuerpos de agua muestran igual número de casos hipereutróficos dentro de la serie de tiempo.

### 4.3 Calidad de los hábitats (lagos y zona ribereña)

#### 4.3.1 Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS)

El LHMS, que resultó en que los lagos de la Cantera fueran un hábitat de mediana calidad muestra valores significativamente diferentes entre los lagos, pero la correlación entre el LHMS y los valores promedio de clorofila-a no es significativa, sugiriendo que la calidad de hábitat lacustre aparentemente no tiene relación con el estado trófico de los lagos. Incluso, el VR presenta la menor calidad de hábitat, pero las mejores condiciones tróficas, apuntando que el estado trófico de los lagos está asociado con otros aspectos, lo cual se explicará en el apartado en el que se discute el modelo de clorofila-a para este cuerpo de agua.

No obstante, la importancia de la calidad del hábitat que ofrecen los lagos de la Cantera es que podría impactar negativamente una posible rehabilitación en términos económicos; sin embargo, el hecho de que en los lagos de la Cantera no existan extensos márgenes con ingeniería dura (estructuras de acero o concreto) y que predomine la ingeniería blanda -que utiliza principios ecológicos sostenibles para estabilizar y proteger los márgenes ribereños- sería un factor de importancia para reducir los costos de una rehabilitación o restauración ecológica, si fuera el caso (**Rowan et al., 2006**). Pero fuera de este aspecto, los demás atributos presentan desafíos para la mejora del estado trófico de los lagos. Durante la rehabilitación de la Cantera, la mayoría de las macrófitas, tanto terrestres como acuáticas, fueron introducidas (**Hernández Martínez et al., 2007**). Con los peces no fue diferente, siendo la carpa común [*Cyprinus carpio* L. (1758)] la primera especie introducida con fines recreativos, y como objeto de investigación, después se incorporó el mexclapique de Zempoala [*Girardinichthys multiradiatus* Meek (1904)] de la familia *Goodeidae*, este último nativo de la cuenca de México (**Espinosa-Pérez, 2007**). La carpa común es frecuente encontrarla en diversos cuerpos de agua ubicados dentro de la cuenca de México, y puede desequilibrarlos, tal como ha ocurrido en Xochimilco con la reducción poblacional del ajolote mexicano [*Ambystoma mexicanum* Shaw & Nodder (1798)] (**Zambrano et al., 2010**), así que para que se pueda establecer una cadena trófica de agua clara se tendría que controlar la población de carpas, control que hasta el momento no ha tenido éxito en la Cantera puesto que se pueden observar en cada uno de los cuerpos de agua.

La erosión de los bordes, el mantenimiento y las actividades en los lagos tampoco ofrecen condiciones óptimas para el establecimiento de una comunidad de plantas acuáticas en los márgenes, lo que también limita los sitios de resguardo y reproducción para los animales que pudieran ejercer algún tipo de control biológico sobre el fitoplancton.

### 4.3.2 Índice de Calidad Riparia (RQI)

El estatus ripario pobre de los lagos de la Cantera, dado que es un sistema artificial, señala que la mayoría de los atributos están alterados y que la rehabilitación no se ha dirigido hacia la restauración de las condiciones originales de la REPSA, donde en el pasado predominaba el "Matorral de Palo Loco" (*Pittocaulon praecox* H. Rob. & Brettell [1973]), un arbusto endémico del centro de México (Lot, 2007), haciendo necesario llevar a cabo un número mayor de medidas de rehabilitación para mejorar y/o recuperar las funciones hidrológicas y ecológicas ribereñas (Del Tánago & De Jalón, 2011).

En este caso, al igual que con el LHMS, la correlación entre el RQI y el contenido medio de clorofila-a de los lagos no es significativa, por lo que no explica las diferencias en el estado trófico de los cuerpos de agua, pero la calidad del hábitat ribereño tiene otras implicaciones que a continuación se discuten.

La calificación correspondiente a la anchura de las riberas impacta de manera negativa el valor final de RQI debido a que es un sistema confinado, ocasionando que algunos márgenes sean extremadamente reducidos. En la mayor parte de las riberas de los lagos existe discontinuidad espacial y en la estructura de la vegetación, también impera una importante erosión en los bancos, que, en conjunto, generan ambientes ribereños sin condiciones ideales para la fauna en cuanto a disponibilidad de sombra, protección termal, diversidad, refugio y/o forraje de calidad (Granados-Sánchez et al., 2006). Lo anterior concuerda con los resultados del LHMS; sin embargo, en ocasiones pueden observarse fácilmente peces en la zona litoral adyacente a los bordes, tal como se muestra en la Fig. 45, que debido a la talla de los árboles -en este caso en el bordo que separa los lagos Centro y Sur- ofrece protección y sombra para los peces.



**Fig. 45 Fauna en el bordo que separa los lagos Centro y Sur.**

La conectividad horizontal de los lagos de la Cantera se encuentra solo limitada por los bordos, como ya se había mencionado, y por pequeñas obras hidráulicas tipo compuertas que generalmente no evitan el desborde de los lagos durante el tiempo de lluvias, especialmente en el lago Sur y en el VR, por lo que obtuvieron las mayores calificaciones en ese aspecto. Pero la conectividad horizontal sobre los bordos no es deseable, porque si el agua de los lagos sobrepasara la corona de los bordos, los debilitaría, pudiendo ocasionar su falla porque son obras de ingeniería blanda.

En la **Fig. 46** se muestra la conectividad horizontal después de una fuerte precipitación en agosto de 2018, cuando se inundó la zona adyacente al lago Sur, VR y parte del club de fútbol; inclusive puede verse un color amarillo en el follaje (clorosis) poco común en los árboles, en plena temporada cálida cuando fueron capturadas las imágenes, lo cual probablemente puede deberse al exceso de agua (**Pardos, 2004**), aunque tampoco pueden descartarse problemas fitosanitarios y/o nutrimentales.



**Fig. 46 Vegetación de ribera en el VR.**

Para evaluar la conectividad vertical en la Cantera, es decir la interacción de las aguas superficiales con las subterráneas, se tuvo que considerar que estos lagos interactúan con las aguas subterráneas tanto en la entrada como en la salida, porque mientras el sistema de la Cantera es alimentado por aguas subterráneas, también se presume que la mayor parte del agua de los lagos se reincorpora al acuífero a través de las vesículas interconectadas (fracturas) (**Smith & Weathcraft, 1993**). En este rubro, los lagos obtuvieron la máxima calificación que ofrece la metodología (15) debido a que la conectividad de los lagos con las aguas subterráneas ofrece condiciones favorables dentro de la Cantera, la principal sería que el agua no se estanca por mucho tiempo, tal como lo indican los bajos valores de  $TRH_t$ .

Las condiciones favorables adicionales por la conexión vertical en ambos sentidos se enlistan a continuación:

- Provisión para la permanencia del sistema de la Cantera: el continuo suministro de agua es una relación entre aguas superficiales y subterráneas de escala temporal, por lo que sería posible definir que, en general, el balance de agua de los lagos de la Cantera está determinado por la entrada del agua subterránea y no por la precipitación ni por la evaporación, tal como ocurre en muchos otros cuerpos de agua (**Wetzel, 2001**), lo que permite que las condiciones de conductividad sean más o menos estables a lo largo del tiempo (**Tabla 3**).
- Renovación del agua: el agua nueva que desplaza a la residente genera beneficios como a) dilución de especies químicas indeseables, porque la calidad del agua de los manantiales es buena, y presenta condiciones más oxidantes que la residente en los cuerpos de agua, ya que no contiene demasiada materia orgánica. La constante entrada de agua permite la dilución de especies químicas no deseables que se generan como consecuencia del estado trófico de estos lagos someros, tales como las especies reducidas de nitrógeno y/o azufre; o



bien, el agua entrante puede contribuir con un medio propicio para que se oxiden (Cooney & Allen, 2006).

- Distribución de flora y fauna: la entrada del agua de los manantiales ocasiona que en los lagos someros de la Cantera (especialmente en el lago Sur) sea común observar peces cerca de las entradas de agua, e inclusive se aglomeran adentrándose en los canales, siendo ello indicativo de mejores condiciones ambientales en comparación con los lagos. También el agua entrante, por su transparencia y carga de nutrientes pudiera promover el crecimiento de macrófitas cerca de las entradas, donde los peces y otras especies de importancia en los ecosistemas como los anfibios pudieran refugiarse (LaBaugh, 2013).

A pesar de todos los beneficios que conlleva la entrada de agua del acuífero y la conectividad vertical del sistema, debido a que las vesículas interconectadas (fracturas) del basalto (Smith & Weathcraft, 1993) pueden tener suficiente anchura como para que no sea factible la depuración efectiva del agua, no puede descartarse el riesgo de impactar negativamente el acuífero porque se puede estar generando la exportación de clorofila-a, materia orgánica, cianotoxinas y microorganismos, pero también puede presentarse el efecto de dilución en el acuífero que pudiera estar atenuando tales efectos, siendo esto la razón de que la calificación de la conectividad vertical no haya sido penalizada.

Se debe tener presente que la adaptación del RQI en la Cantera- siendo un sistema artificial donde no es posible llevar a cabo una restauración a condiciones previas inexistentes, sino solo una rehabilitación- ha derivado hacia que la calificación de varios atributos -como la anchura del corredor de ribera, composición de especies y diversidad de edades- haya sido penalizadas en varios de los bordes analizados, mientras que la conectividad vertical fue favorecida. La penalización de las calificaciones obedece principalmente al tamaño del sistema, porque los lagos presentan obstáculos muy próximos que no permiten el desarrollo adecuado de la vegetación de ribera, aunado a las podas de mantenimiento.

### 4.3.3 Teledetección-Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

EL NDVI ofrece información que fortalece las observaciones de campo, en general los lagos ven reducidas sus áreas probablemente debido a que los doseles de los árboles pueden estar enmascarando la superficie de los lagos debido a la resolución de la imagen (4m<sup>2</sup>/píxel) que puede magnificar la extensión de la vegetación de ribera en los bordes; por ello no se utilizó la teledetección para determinar el área de la zona de ribera, sumado al tamaño relativamente pequeño de los cuerpos de agua que facilita dicho enmascaramiento. El lago en el que se puede ver más claramente el enmascaramiento es el Norte debido a su geomorfología alargada (Fig. 23).

A pesar de lo anterior, los valores del NDVI reflejan consistencia con la pobre calidad del hábitat obtenida con el RQI, pudiéndose identificar los puntos donde la vegetación es escasa o poco saludable; por ejemplo, en la ladera adyacente al lago Norte la vegetación es escasa, mientras que en los bordes de los lagos los valores bajos de NDVI se asocian con la escasez de vegetación y al insano color amarillo que presentan las hojas de muchos de los árboles, tal como se mostró en la Fig. 46.



Otro aspecto que se corrobora con el NDVI, es la pobre continuidad de la vegetación de ribera evaluada con el RQI, que se asoció con valores altos e intermedios de este índice, especialmente en las partes centrales de los bordos, lo cual se atribuye a los espacios destinados para el tránsito (Fig. 23).

Adicionalmente, en la misma figura los valores de NDVI dentro de los cuerpos de agua muestran que las concentraciones de clorofila-a son detectadas por teledetección, lo cual será una herramienta para la validación parcial de los pronósticos que se exponen más adelante.

## 4.4 Procesos hidrogeoquímicos

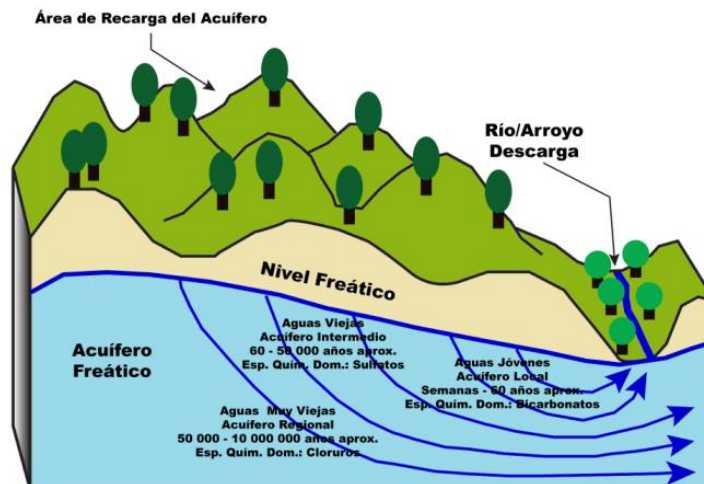
Con algunas excepciones, las características de los minerales que constituyen los suelos, los sedimentos o los materiales que atraviesa el agua son conferidas a las aguas (Appelo & Postma, 2005). Con el objeto de identificar los procesos hidrogeoquímicos que han determinado la composición química del agua que abastece la Cantera Oriente, se analizaron en las aguas de los lagos y algunos manantiales (M2, M6 y M7) los iones mayores, nutrientes (SiRD, PRD, nitratos y hierro), y COT como indicador de contaminación.

### 4.4.1 Iones mayores

#### 4.4.1.1 Carbonatos y bicarbonatos

El origen de los bicarbonatos y de los carbonatos en las aguas subterráneas cuando el sustrato no es rico en esas especies, obedece a que el anhídrido carbónico se disuelve en el agua en función de su presión parcial ( $P_{CO_2}$ ). El  $CO_2$  disuelto en el agua que eventualmente se infiltra hacia niveles inferiores hasta llegar al acuífero, procede fundamentalmente de la zona edáfica por la acción de las raíces y la respiración microbiana, siendo que la  $P_{CO_2}$  del suelo puede ser por lo menos 10 veces mayor que la  $P_{CO_2}$  del aire y en función del pH puede transformarse en bicarbonatos o en carbonatos (Sposito, 2008), lo cual puede ser el origen de las especies carbonatadas en las aguas que abastecen la Cantera, pues es sabido que el basalto en su composición carece de especies carbonatadas.

La dominancia de las especies carbonatadas en las aguas de la Cantera sugiere que el tiempo de residencia del agua en el acuífero que abastece la Cantera Oriente es relativamente corto, lo que es característico de un acuífero local, cuyo tiempo de residencia puede ser desde unas semanas hasta un máximo de 60 años (Chebotarev, 1955) (Fig. 47), siendo consistente con lo reportado por Ramos Leal *et al.* (2003) que coinciden en que el sustrato que atraviesa el acuífero local (basalto fracturado) puede ofrecer condiciones para tiempos de residencia cortos.



**Fig. 47 Sistema de flujo de las aguas subterráneas.**

Modificado de Cabrera *et al.* (2014) con datos de Kazemi *et al.*, (2006); Tarbuck & Lutgens (2013) y Sánchez (2017).

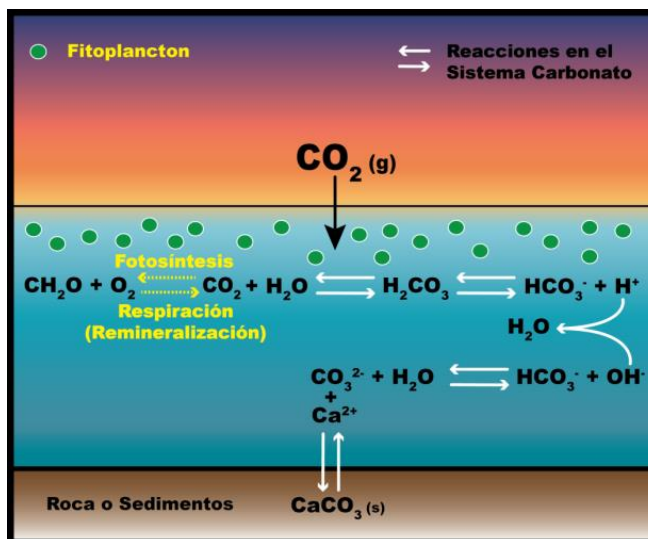
Basado en lo anterior, teóricamente se puede calcular la tasa de flujo ( $V$ ) (Darcy, 1856; Ryan, 2019). Tomando la distancia entre el volcán Xitle y la Cantera Oriente (9500 m), las diferencias de altitud para obtener el gradiente hidráulico promedio ( $i$ )=0.089 m/m (Schneider, 2017; Google Inc. 2018), el valor mínimo de conductividad hidráulica del basalto fracturado (10 m/día) (Smith & Weathcraft, 1993) y una porosidad de 10% para el basalto (Heath, 1983), se tiene:  $V=(10\text{m/día} \times 0.089 \text{ m/m})/0.10=8.9 \text{ m/día}$ , obteniéndose un valor teórico de residencia máximo de 1067 días, pudiendo clasificar las aguas como jóvenes.

Durante el periodo de secas, que va de mediados de noviembre hasta mediados de mayo aproximadamente, el flujo de la mayoría de los manantiales estudiados es constante, pudiendo señalar que el tiempo de residencia del agua del acuífero que abastece los cuerpos de agua de la Cantera es mayor a 180 días; sin embargo, parte importante de la infiltración también puede provenir de áreas verdes más bajas que la zona de recarga del Xitle (Canteiro *et al.*, 2019), lo que hace probable que en este acuífero se pueda presentar una mezcla de aguas de muy reciente infiltración con aquellas con el tiempo de residencia de al menos 180 días, debido a que se ha observado que al comienzo de la temporada de lluvias durante un periodo corto de tiempo (aproximadamente 2 semanas) se hace evidente un aumento en los caudales de los manantiales.

La desviación en las aguas del lago Sur de la familia bi/carbonatada-cálcica magnesiana hacia la familia clorurada/sulfatada-cálcica magnesiana en el diagrama de Piper (1944) (Fig. 25) puede ser consecuencia de la producción primaria. El fitoplancton, al aprovechar el  $\text{CO}_2$  disuelto puede limitar hasta cierto grado el primer paso de la secuencia del sistema  $\text{CO}_2$ /carbonato partiendo del hecho de que las reacciones son favorecidas cuanto mayor es la constante de equilibrio ( $K$ ) (Moore *et al.*, 2000). Entonces, probablemente se esté dando que la  $K$  de la fotosíntesis sea mayor a la  $K$  del par  $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{CO}_3$  ( $K_{\text{Fotosíntesis}} > K_{\text{CO}_2/\text{H}_2\text{CO}_3}$ ), limitando de esta manera la formación de ácido carbónico así como las subsecuentes especies del sistema  $\text{CO}_2$ /carbonato, derivando en un aumento relativo en la proporción de los demás aniones (sulfatos y cloruros) en el diagrama de Piper (1944).

El acoplamiento de las reacciones de fotosíntesis-respiración con el sistema  $\text{CO}_2$ /carbonato se muestra en la Fig. 48, la reacción de fotosíntesis está representada de manera simplificada al

expresar la glucosa del producto de la fotosíntesis con la fórmula general de la materia orgánica (Libes, 2009).



**Fig. 48 Acoplamiento de las reacciones de fotosíntesis/respiración con el sistema CO<sub>2</sub>/carbonato en las fases aire/agua/roca-sedimentos.**

Modificado de Baird & Cann (2012).

El sistema CO<sub>2</sub>/carbonato puede verse un tanto favorecido porque al CO<sub>2</sub> atmosférico durante la penumbra u oscuridad se le suma el CO<sub>2</sub> producido por el proceso de respiración. La presencia de CO<sub>2</sub> disuelto provoca un descenso en los valores de pH probablemente hasta los valores típicos de los manantiales (6-7) en donde los bicarbonatos son la especie dominante, entonces al comenzar nuevamente la fotosíntesis se eleva el pH favoreciendo la formación y precipitación de CaCO<sub>3</sub> (Contreras, 1994), lo cual es consistente con el  $SI_{\text{calcita}}$  y con los resultados de carbonatos en los sedimentos.

#### 4.4.1.2 Cloruros y sulfatos

Los cloruros, al ser muy solubles, no se conoce que participen en reacciones de óxido-reducción en las aguas naturales, ni tampoco son retenidos significativamente en las superficies cargadas, lo que los convierte en un excelente trazador (Appelo & Postma, 2005).

Los cloruros presentes en las aguas subterráneas que abastecen la Cantera pueden tener su origen principalmente en los cloruros dispersos en el sistema, pues las rocas por lo común presentan escasa proporción de cloruros; sin embargo, su elevada solubilidad hace que sea un elemento muy móvil lo que puede provocar que vaya aumentando su concentración gradualmente (Sánchez, 2017); esto se puede observar en las aguas del acuífero profundo, pues conforme el agua avanza desde las zonas de infiltración ubicadas en la Sierra del Chichinautzin hacia las partes bajas en el centro del Valle de México, la concentración de cloruros va aumentando gradualmente (Montiel Palma et al., 2014).

Los sulfatos son muy abundantes en la naturaleza, el ion sulfato procede de la oxidación de los sulfuros que se encuentran ampliamente distribuidos en rocas ígneas y sedimentarias, de los óxidos de azufre en la atmósfera derivados de la combustión de combustibles fósiles (especialmente SO<sub>2</sub>) o

de la descomposición de sustancias orgánicas (Atlas & Bartha, 2002); por lo anterior, se presume que los sulfatos presentes en las aguas que abastecen los lagos de la Cantera provienen de fuentes difusas como la atmósfera y/o de la descomposición de materia orgánica en los suelos que atravesó el agua al infiltrarse, siendo que en este estudio se ha determinado que el sustrato geológico superficial donde se encuentran los cuerpos de agua de la Cantera no contiene azufre en su composición elemental, así como tampoco las lavas del derrame del Xitle (Schmitter, 1953; Gunn & Mooser, 1970; Negendank, 1972)

Las concentraciones de cloruro y sulfato también son indicadores de la edad del agua cuando no hay evaporitas que los aporten (Chebotarev, 1955), pero no son las especies dominantes en las aguas de la Cantera. Las aguas subterráneas con menor tiempo de permanencia en el subsuelo son generalmente bicarbonatadas, tal como se mencionó en el apartado anterior; después predominaría el sulfato y las aguas con mayor tiempo de residencia tendrían mayor concentración de SDT y predominarían los cloruros. Considerando que las reacciones y procesos químicos que se desarrollan son muy variados, también se pueden presentar condiciones intermedias en las que pueden dominar iones de  $\text{HCO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ , respectivamente (Sánchez, 2017).

#### 4.4.1.3 Sodio y potasio

Las sales de estos iones tienen solubilidades altas y similares, y ambos aspectos provocan su fácil intemperización y una rápida lixiviación hacia las aguas subterráneas. Las diferencias de concentración entre sodio y potasio encontradas en las aguas de la Cantera puede deberse a 2 aspectos: a) el potasio comúnmente tiende a ser fijado irreversiblemente en procesos de formación de arcillas y de retención en las superficies de minerales con alta capacidad de intercambio iónico; por ello su concentración en aguas subterráneas naturales es generalmente mucho menor que la de sodio (Appelo & Postma, 2005), y b) debido a la abundancia relativa de ambos iones encontrada en los sedimentos en este estudio, así como también en los basaltos reportados por Schmitter, (1953), Gunn & Mooser, (1970) y Negendank, (1972) donde la concentración de sodio es varias veces superior a la del potasio.

#### 4.4.1.4 Calcio y magnesio

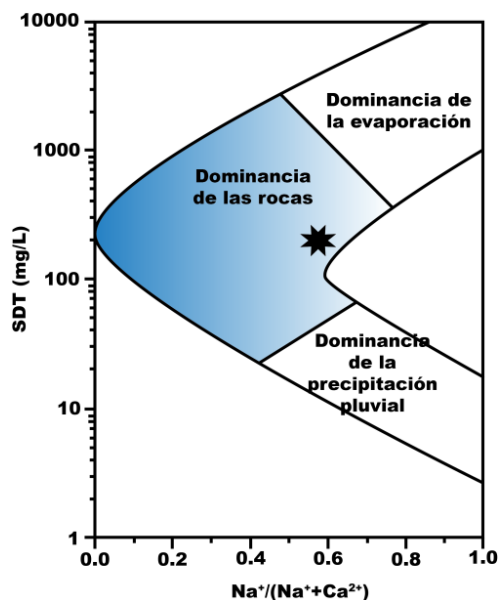
El calcio suele ser el catión principal en la mayoría de las aguas naturales con valores de  $\text{pH} < 8.2$ , debido a su amplia difusión en rocas ígneas sedimentarias y metamórficas, y las aguas de la Cantera no son la excepción.

En las rocas ígneas como el basalto, el calcio aparece como constituyente esencial en el grupo de las plagioclasas; sin embargo, si se considera la infiltración de las aguas, el calcio presente en las aguas de la Cantera también podría provenir en cierta medida del  $\text{CaCO}_3$  presente en los suelos, ya que la calcita es la forma de calcio más extendida y móvil (Kabata-Pendias, 2011).

El magnesio es menos abundante que el calcio (Wedepohl, 1995) y los sedimentos analizados reflejan claramente esa condición, lo mismo que las concentraciones de estos iones en las aguas de la Cantera. En las aguas naturales, el magnesio procede de la disolución de las rocas carbonatadas (dolomías y calizas magnesianas) evaporitas y de la alteración de los minerales ferromagnesianos (O'Neill, 1993), siendo esto último posiblemente el factor clave de la presencia de magnesio en el

acuifero que abastece la Cantera, ya que el magnesio junto con el calcio y el hierro, constituyen la mayor parte de los cationes encontrados en las rocas ígneas básicas (Keller, 2012).

Adicionalmente, las aguas que suministran los manantiales y las residentes en los lagos mantienen una relación  $Na^+/(Na^++Ca^{2+})=0.60 \pm 0.01$  (en masa) y dado que el valor de los sólidos disueltos totales (SDT) es alrededor de 200 mg/L (Fig. 25), ambos resultados sugieren que el proceso que domina la química de las aguas que abastecen los lagos de la Cantera es la intemperización de las rocas y que no es agua estancada sometida a procesos físicos como la concentración por evaporación o la dilución por precipitación pluvial (Fig. 49) (Gibbs, 1970).



**Fig. 49 Mecanismo que controla la composición química de las aguas que abastecen y residen en los lagos de la Cantera Oriente.**

SDT: Sólidos disueltos totales. Modificado de Gibbs (1970).

## 4.4.2 Nutrientes

### 4.4.2.1 Sílice reactiva disuelta (SiRD)

Los silicatos no forman parte de moléculas orgánicas, sino que constituyen un elemento imprescindible en la formación de estructuras de ópalo biogénico en las diatomeas, grupo común en los cuerpos de agua de la Cantera (Lot, 2007).

La sílice en las aguas naturales puede presentar 3 formas principales: suspendida ( $SiO_2$ ), coloidal no reactiva (tamaño de partícula de 1 a 100 nm,  $SiO_2$ ) y disuelta, principalmente como ácido ortosilícico ( $H_4SiO_4$ ) (Rodier et al., 2011). El cuarzo y la sílice amorfa (arena) por su baja solubilidad no son fuentes significativas de  $H_4SiO_4$ , por lo que el origen fundamental de la SiRD en el agua subterránea debe buscarse en los procesos de hidrólisis de feldespatos y silicatos en general (Raya-Pérez & Aguirre, 2012). Tal como se mencionó anteriormente, la roca del derrame del volcán Xitle es rica en hierro, aluminio, titanio y manganeso, siendo un basalto compuesto principalmente por olivino y piroxeno (Badilla Cruz, 1977), y el olivino es uno de los minerales más reactivos en presencia de

agua debido al alto contenido de hierro, que al oxidarse en contacto con el agua, la roca que contiene el mineral se vuelve muy propensa a la intemperización (Smith *et al.*, 1987).

Este ion no está considerado entre los iones mayores del agua, la concentración en las aguas naturales se encuentra frecuentemente entre 1-30 mg/L (APHA/AWWA/WEF, 2012), y en las aguas de la Cantera la concentración promedio es alta ( $34 \pm 1.7$  mg/L), lo cual es indicativo de una degradación activa de los silicatos (Appelo & Postma, 2005), lo anterior es consistente con el diagrama de Gibbs (Fig. 49), que sugiere que la composición química del agua es dominada por la intemperización de las rocas (Gibbs, 1970). Las concentraciones de SiRD encontradas en las aguas de la Cantera, son similares a los reportados en el lago de Atexcac ( $39 \pm 2$  mg/L de SiRD), un lago cráter situado en la parte central de la cuenca lacustre Serdán–Oriental, al este del Cinturón Volcánico Transmexicano (CVTM) (Vilaclara *et al.*, 1993).

#### 4.4.2.2 Nitratos

El origen de los nitratos en las aguas subterráneas no siempre puede esclarecerse. Existen 2 causas por las que se pueden encontrar nitratos en las aguas subterráneas: naturales y por contaminación. Entre las causas naturales se puede mencionar que los suelos se abastecen de  $N_2$  mediante la fijación biológica y posteriormente puede ser transformado a nitratos (Parker, 2000). Los nitratos también pueden ser consecuencia de la oxidación bacteriana de la materia orgánica del terreno (Fernández-Miguel & Vázquez-Taset 2006). En el caso en que el origen de los nitratos sea antropogénico, puede ser por aguas residuales que llegan al acuífero o por la lixiviación de fertilizantes nitrogenados (Montiel Palma *et al.* 2014). Esto último es importante, porque es posible descartar que en las aguas del manantial exista un aporte por parte de la agricultura y no solo de nitrógeno, sino también de fósforo, ya que la zona del derrame del Xitle tiene una pendiente promedio entre 8-9% (Schneider, 2017), que no es idónea para la explotación agrícola comercial, aunque no se descarta la posibilidad de la llamada agricultura de traspatio (pequeñas parcelas de 5 ha máximo) de cultivos poco rentables (maíz y forrajeros) que no justifican un gasto en fertilizantes y agroquímicos en general.

Los valores de  $N-NO_3^-$  del agua que abastece la Cantera en general no rebasan los 10 mg/L, siendo la concentración límite para el agua potable en México (Secretaría de Salud, 1999). Montiel Palma *et al.*, (2014) analizaron las aguas de los pozos cuya zona de captación es la Sierra del Ajusco-Chichinautzin que en general, cumplen la normatividad sanitaria. Así mismo, el agua residente en los lagos de la Cantera tampoco presenta valores mayores de 10 mg/L de  $N-NO_3^-$ , lo cual corrobora que los lagos no están impactados por las actividades que se desarrollan en la Cantera. Finalmente, la presencia de nitratos en las aguas de la Cantera también se puede asociar con el potencial redox positivo que se midió, ya que para que se empiece a llevar a cabo la nitrificación es de por lo menos +100 mV SHE (Gerardi, 2008), a valores de pH en que las bacterias nitrificantes no se ven inhibidas ( $pH < 3$ ) (Jeschke *et al.*, 2013).

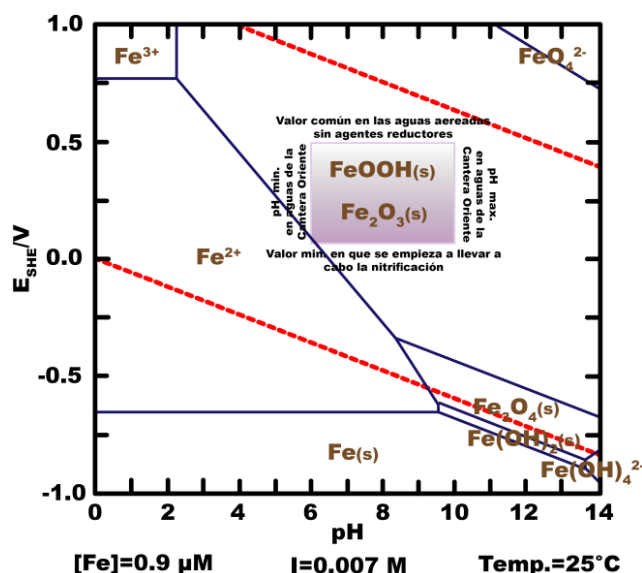
#### 4.4.2.3 Hierro

La acción oxidante de la atmósfera hace que los estados de  $Fe^0$  y  $Fe^{2+}$  sean muy inestables, haciendo que ambos se oxiden a  $Fe^{3+}$ , aunque en las aguas subterráneas es común encontrarlo como  $Fe^{2+}$ . En condiciones oxidantes, en función del pH y de la temperatura el hierro comúnmente se precipita como goetita ( $FeOOH$ ) cuando existen bajas temperaturas y pH relativamente elevado, y



como hematita ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) cuando se presentan altas temperaturas y valores de pH bajos, siendo estas 2 especies las formas predominantes de hierro en los suelos y en los sedimentos (Acevedo *et al.*, 2004), en el caso de la Cantera, por encontrarse en el rango de altitud del piso bioclimático frío (2000-3000 m s.n.m.) (Roldan Pérez & Ramírez Restrepo, 2008), puede predominar la goetita.

La baja solubilidad del  $\text{Fe}^{3+}$  significa que el ciclo del hierro es dominado por fenómenos de transferencia de masa, es decir, por el transporte de las formas insolubles así que la mayor parte del hierro es transportado como sólidos (O'Neill, 1993) y la Cantera no sería la excepción (Fig. 50), donde se puede formar goetita y en menor grado hematita, ya que la Tabla 11 muestra los índices de saturación (SI) >0 para goetita y hematita.



**Fig. 50 Gráfico de predominancia de especies de hierro para los lagos de la Cantera.**  
I=Fuerza iónica. Rango de  $E_{SHE}$  realizado con datos de Hutchinson *et al.*, (1939). (s)=Sólido. Modificado de Puigdomenech (2015).

Una de las formas en que el hierro está más disponible para el fitoplancton es como  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (Wetzel, 2001), el cual es un compuesto intermedio que por envejecimiento puede formar hematita, goetita o lepidocrosita ( $\gamma\text{-FeOOH}$ , polimorfo de la goetita), así como mezclas de 2 o 3 de estos componentes (Acevedo *et al.*, 2004).

Se ha demostrado que el  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (nanoparticulado) es esencial para el desarrollo del fitoplancton, tanto marino como epicontinental (Nodwell & Price, 2001), y dada la naturaleza del sustrato geológico puede existir un abastecimiento continuo de este elemento al agua del acuífero, lo cual sería una condición para no considerar al hierro como un factor clave en los contrastes del estado trófico que presentan los lagos.

#### 4.4.2.4 Fósforo reactivo disuelto (PRD)

Como se ha mencionado anteriormente, el PRD es la suma de PID y POD, siendo el PID el mayor componente del PRD (Dodson, 2005), pero al desconocer la proporciones solo queda por discutir el PID. El fósforo en los suelos y sedimentos se encuentra casi exclusivamente en forma de fósforo

inorgánico particulado (PIP), es decir, como ortofosfatos que forman parte de los minerales por su gran afinidad con el oxígeno, dentro de los minerales más comunes de fósforo se encuentran la hidroxiapatita  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ , fluoroapatita  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$ , stengita  $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , variscita  $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  y cloroapatita  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$  (Aguirre-Gómez, 2001).

Los minerales del grupo de las apatitas son poco solubles, Margalef (1983) reporta que agua con 40 mg/L de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{pH}=7$  (condiciones similares a las aguas de los manantiales), las apatitas apenas aportarían a la solución 0.009 mg/L como  $\text{P-PO}_4^{3-}$ . El agua, cuando se infiltra en el suelo y después en roca volcánica rica en fósforo [3825 mg/kg (383 g/ton)] del derrame del Xitle, puede transportar tanto ácidos orgánicos como sustancias húmicas (derivadas de la descomposición de la materia orgánica) y ácidos orgánicos, pueden contribuir en la liberación fósforo de las rocas (Zapata & Roy, 2007). La intemperización de los minerales que componen la roca del derrame del Xitle resulta en la liberación del PID que suministra la Cantera, lo cual es consistente con las altas concentraciones de SiRD.

Se debe tener en cuenta que las rocas a lo largo del derrame del Xitle presentan concentraciones muy variables de fósforo según lo reportado por varios investigadores (Schmitter, 1953; Gunn & Mooser, 1970; Negendank, 1972) y lo encontrado en este estudio, consecuentemente el rango de concentraciones de ortofosfatos (medidos con cromatografía iónica) en las aguas colectadas en diferentes puntos de la REPSA también es muy amplio (Canteiro et al., 2019).

La PM 4 exhibe un valor de fondo promedio ( $n=36$ ) de PRD como  $\text{P-PO}_4^{3-}=0.13 \pm 0.03$  mg/L (Tabla 3), que de acuerdo con los criterios que utiliza una de las metodologías más usadas para la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) para proyectos hidráulicos desarrollada por el Instituto Batelle-Columbus, obtiene un valor nulo en el índice de calidad (Gómez Orea & Gómez Villarino, 2013).

La Fig. 51 muestra que la concentración de fondo de PRD como  $\text{P-PO}_4^{3-}$  que ya no aporta ningún valor al índice de calidad ambiental es de 0.10 mg/L. Otros autores, como Sawyer (1947) y Vollenweider (1975) sugirieron que una concentración superior a 0.01 mg/L de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  ya es suficiente para causar la proliferación de algas, y que una concentración de 0.02 mg/L ya es excesiva, entonces la concentración promedio de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de la PM4 es 6.5 veces mayor al valor considerado como excesivo, con base en el índice mencionado.

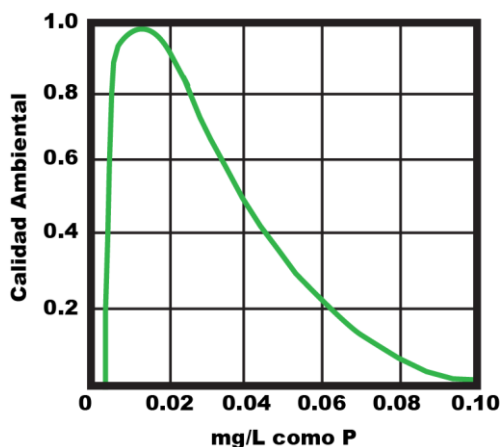


Fig. 51 Gráfico del Índice de Calidad Ambiental para PRD como  $\text{P-PO}_4^{3-}$ .

Modificado de Gómez Orea y Gómez Villarino (2013).

La concentración del PRD *per se*, no parece que tenga algún efecto sobre la expresión diferencial de la eutrofización, pues los resultados muestran que el agua que abastece el sistema no presentan variaciones importantes en el contenido de fósforo y las variaciones encontradas en los lagos podrían ser derivadas del consumo del fitoplancton y de la formación de HAP, lo cual conlleva a la búsqueda de las variables que están interactuando en el aprovechamiento de los nutrientes, lo cual se discute en la sección 4.8.

#### 4.4.2.5 Carbono orgánico

La evidencia hidrogeoquímica apunta a que los nutrientes pueden ser litogénicos; sin embargo, es necesario verificar que no existen fuentes de contaminación antropogénica, dado que existe la infraestructura necesaria para llevar a cabo las actividades deportivas como lo son sanitarios, cocinas y comedores (**Club Universidad Nacional A.C., 2014**), y el acuífero que abastece la Cantera es somero, lo cual puede hacerlo vulnerable a la contaminación (**Canteiro et al., 2019**).

La materia orgánica se considera como un indicador de contaminación de las aguas en los ecosistemas acuáticos, ya que está constituida de compuestos orgánicos disueltos y materia orgánica particulada provenientes de organismos vivos o muertos (detritos) (**Yamada et al., 2015**).

Las aguas de la Cantera presentan concentraciones de  $DBO_t$  dentro del rango  $6 < DBO_5 < 30$  mg/L (**Tabla 9**), lo cual se considera aceptable, implicando solo indicios de contaminación (**SEMARNAT, 2012**); sin embargo, se debe considerar que la  $DBO_t$  última teórica no suele ser igual que la  $DBO_5$ , generalmente el valor teórico es mayor porque no está sujeto al tiempo (5 días) (**Masters & Ela, 2008**).

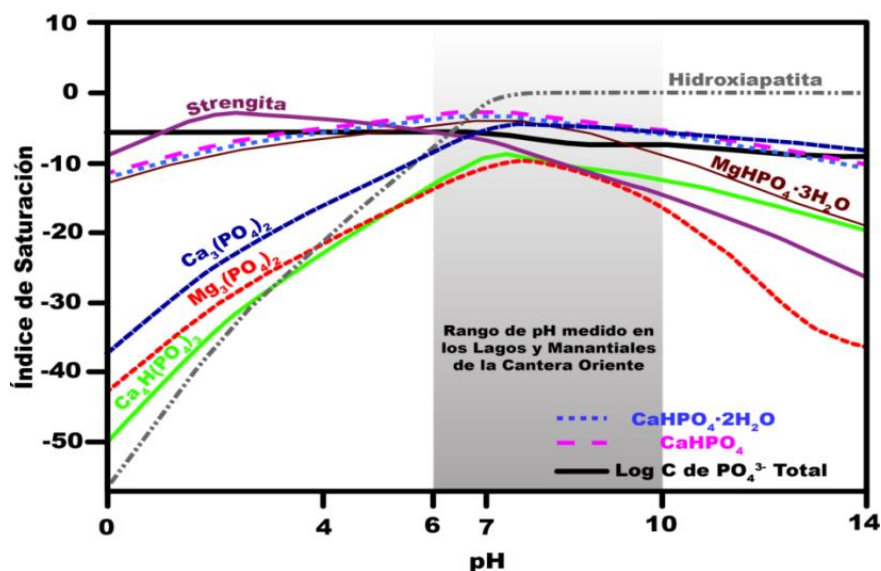
El carbono orgánico presente en las aguas de los manantiales puede provenir del suelo, donde se infiltró el agua, pudiendo transportar detritos de materia orgánica hasta el acuífero a través de las vesículas interconectadas (fracturas) del basalto que no permiten la depuración efectiva el agua (**Smith & Weathcraft, 1993**). Por otra parte, el carbono presente en los lagos, probablemente está asociado con los detritos y los organismos vivos presentes en cada lago. En el caso de la Cantera, se puede suponer que la materia orgánica no es refractaria debido a que la relación calculada de C/N con las concentraciones de C org. en el agua y NT es  $< 12$  (**Wetzel, 2001**).

Con base en el análisis anterior, es posible establecer que no existe evidencia de contaminación significativa ni en el acuífero, así como tampoco en los lagos, por lo que es probable que no existan aportes de fósforo de fuentes antropogénicas.

#### 4.4.3 Modelación hidrogeoquímica

La **Fig. 52** explica la formación de sólidos de fósforo en los diferentes cuerpos de agua de la Cantera, en la cual se puede observar que la fracción inorgánica del PRD -sin olvidar que se hizo la simplificación  $PRD = PID$  para los modelos-, reacciona con el calcio para formar un precipitado de hidroxiapatita (HAP) dentro del rango de valores de pH medidos en las aguas de la Cantera. En este caso, la elevación del pH generada por la eutrofización, con las condiciones típicas de calcio de las aguas dulces, conduce a la formación de HAP (**Wetzel, 2001**). Otros minerales de calcio, así como de hierro (strengita) y magnesio muestran valores de  $SI < 0$ . En general, el pH del agua de los manantiales oscila entre 6-7, y en ese rango puede observarse que ningún mineral alcanza  $SI \geq 0$ .

En los lagos se midieron valores de pH superiores a 7, y la Fig. 52 explica la formación de HAP a partir de pH=7 aproximadamente. El descenso en la línea de Log C de  $\text{PO}_4^{3-}$  Total (promedio de los 4 lagos), indica que el ion ortofosfato (PID) está siendo removido de la solución. Entonces, dado que la formación de HAP está en función del aumento de pH, es la razón por la que en solo 2 lagos (Centro y Sur) se puede formar HAP. Las concentraciones iniciales de ortofosfatos y de calcio también son importantes, porque de ellas depende el producto iónico, el cual debe ser por lo menos igual a la constante de solubilidad de la HAP para la formación del mineral. Las concentraciones iniciales tienen relevancia en el lago Centro, porque en el lago Centro no se midieron los valores de pH más altos; sin embargo, se obtuvieron las concentraciones más altas de HAP en las modelaciones.



**Fig. 52 Formación de sólidos de fósforo.**

Condiciones de modelación (concentraciones molares promedio de los lagos y manantiales):  $\text{Ca}^{2+}=5.185\text{e-}04$ ,  $\text{Cl}^{-}=7.380\text{e-}04$ , Carbono Inorgánico Disuelto= $1.336\text{e-}03$ ,  $\text{Fe}^{3+}=9\text{e-}07$ ,  $\text{K}^{+}=1.31\text{e-}04$ ,  $\text{Mg}^{2+}=5.580\text{e-}04$ ,  $\text{Na}^{+}=1.362\text{e-}03$ ,  $\text{NH}_4^{+}=3.420\text{e-}06$ ,  $\text{NO}_2^{-}=6.830\text{e-}06$ ,  $\text{NO}_3^{-}=1.263\text{e-}04$ ,  $\text{PO}_4^{3-}=2.233\text{e-}06$ ,  $\text{SiO}_2$  como  $\text{H}_3\text{SiO}_4^{-}=7.300\text{e-}02$ ,  $\text{SO}_4^{2-}=4.461\text{e-}04$ , Fuerza Iónica Calculada= $6.94\text{e-}03$  M, pE default=4, Log C de  $\text{PO}_4^{3-}$  Modificado de Puigdomenech (2015).

Además del pH y de las concentraciones iniciales de los iones, los efectos cinéticos y/o el acomodamiento de los átomos para formar el mineral pueden cobrar importancia, debido a que la tasa de formación de HAP es lenta (Inskip & Silvertooth, 1988). La cinética de la formación de HAP en condiciones de laboratorio diversas (variando fuerza iónica del medio, temperatura y pH) también es lenta, la formación más rápida la reportan Brown & Fulmer (1991) a  $38^{\circ}\text{C}$  solo tomaría 1.5 h mientras que a  $5^{\circ}\text{C}$  serían 7 h. También se reporta que a  $25^{\circ}\text{C}$ , el tiempo para que se empiece a formar la HAP es de 24 h a pH=10, mientras que a  $60^{\circ}\text{C}$  solo tomaría 5 minutos (Liu et al., 2001). Cabe aclarar, que con las temperaturas que se presentan en la Cantera, tal vez tomaría más tiempo la formación de HAP, incluso en el lago Sur donde la temperatura media es  $18.8 \pm 1.8$ . La influencia de la formación de HAP sobre el estado trófico de los lagos, se analizará en el apartado de modelación de clorofila-a con PLSR.

## 4.5 Caracterización de los sedimentos

A continuación, se discuten las características de los sedimentos de los lagos de la Cantera porque es común, que la litología le confiera sus propiedades a los sedimentos terrígenos, y se ha venido mencionado que ciertos nutrientes, probablemente tienen su origen en las rocas de la zona. Adicionalmente, es conveniente descartar un origen diferente de los sedimentos, esto se menciona debido a las numerosas obras civiles en la Cantera, en las que pudieron haber traído materiales de bancos de préstamo fuera de la zona del derrame.

### 4.5.1 Granulometría

La textura es una propiedad física fundamental, porque afecta la porosidad y la permeabilidad del ambiente de donde se encuentre. En este caso, la importancia de este análisis radica en que permite trazar el transporte de sedimento y entender los flujos, ciclos, almacenamiento, fuentes y sumideros de los elementos químicos (Boggs, 2012).

El análisis textural de los sedimentos y suelo de la Cantera muestran 2 grupos con diferencias importantes (Fig. 26): el primer grupo con rasgos similares lo componen el lago Norte, Centro y el VR, cuya característica más importante es la textura lodosa y la ausencia de gravas, reflejando sitios de baja energía, especialmente en el lago Centro, por la presencia de arcillas. La baja energía en las aguas de estos lagos, puede estar asociada con que al norte de estos cuerpos de agua existe protección contra los vientos predominantes como laderas y cortinas de árboles.

El segundo grupo, los sedimentos del lago Sur y el suelo, tienen la similitud de contener gravas, en el caso de lago Sur, la presencia de gravas puede estar asociada al uso del terreno que tenía antes de construirse el lago, aproximadamente entre 2007-2008 (Google Inc., 2018).

### 4.5.2 Geoquímica

En este apartado, se discute la posible influencia del sustrato geológico sobre la eutrofización en los cuerpos de agua de la Cantera, analizando los diversos componentes que conforman los sedimentos.

La Tabla 43 muestra la comparación entre la geoquímica de los materiales colectados y los de los análisis de los basaltos del pedregal reportados por Schmitter (1953), Gunn & Mooser (1970) y Negendank (1972).

La comparación sugiere con base en el contenido promedio de  $\text{SiO}_2$  que los sedimentos y el suelo de la Cantera tuvieron su origen a partir de rocas máficas también llamadas básicas, que suelen tener un contenido de  $\text{SiO}_2$  entre 45-52% (Wicander & Monroe, 2000). El derrame del Xitle donde se encuentra inserta la Cantera Oriente está compuesto por basalto, por lo que los sedimentos es probable que sean derivados de ese tipo de roca. Sin embargo, los resultados de casi todos los elementos de los materiales de la Cantera, en general son más bajos que los del basalto del pedregal, pudiendo ser consecuencia del grado de intemperización de los sedimentos respecto a la roca volcánica.

**Tabla 43 Comparativo de geoquímica de elementos mayores de los sedimentos de Cantera Oriente contra los basaltos del Pedregal.**

%	Sedimentos Cantera (promedio $\pm$ DE)	Schmitter (1953)	Gunn & Mooser (1970)	Negendank (1972)
SiO <sub>2</sub>	50.7 $\pm$ 2.9	49.60	51.02	50.65
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	13.76 $\pm$ 2.66	22.00	15.69	16.45
TiO <sub>2</sub>	1.04 $\pm$ 0.35	1.00	1.77	1.30
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6.27 $\pm$ 1.97	0.63	10.0	0.75
FeO	---	7.90	0.00	8.00
MnO	0.09 $\pm$ 0.04	0.09	0.14	0.23
CaO	5.75 $\pm$ 1.53	8.52	7.68	7.56
MgO	4.37 $\pm$ 2.39	3.25	8.49	9.26
Na <sub>2</sub> O	1.87 $\pm$ 0.39	4.03	3.63	3.90
K <sub>2</sub> O	0.99 $\pm$ 0.22	0.83	1.17	1.35
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.77 $\pm$ 0.15	0.76	0.10	0.25
LOI	14.21 $\pm$ 12.15	---	---	---
<b>Total</b>	<b>99.89 <math>\pm</math> 0.83</b>	<b>98.61</b>	<b>99.69</b>	<b>99.70</b>

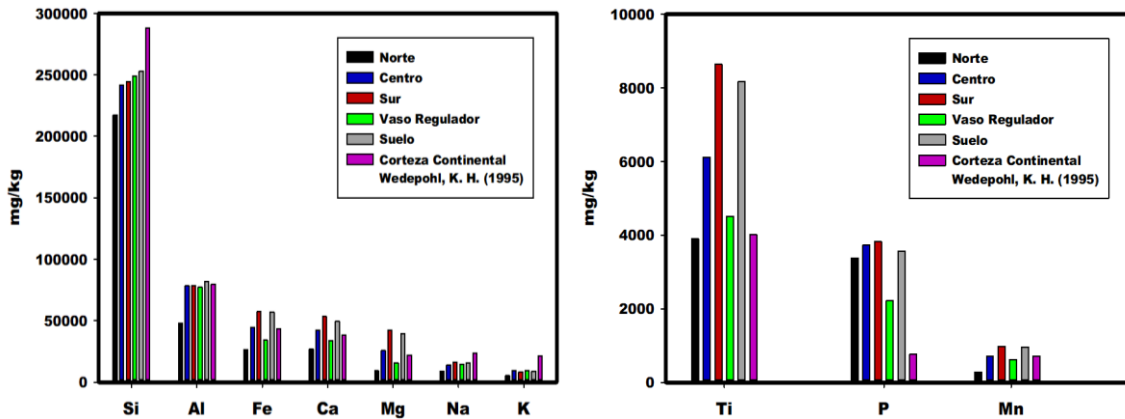
DE=Desviación Estándar. LOI (*Loss On Ignition*).

El fósforo reportado por [Gunn & Mooser \(1970\)](#) es por lo menos 5 veces menor que la concentración encontrada en este estudio (0.77  $\pm$  0.15% como P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); no obstante, [Schmitter \(1953\)](#) y [Negendank \(1972\)](#) reportaron concentraciones de 0.76 y 0.25% respectivamente. Las diferencias entre las concentraciones apuntan a que el basalto a través del derrame del Xitle es un material heterogéneo en su composición, lo que también pudo verse reflejado en las concentraciones de PRD de las aguas, tal como se mencionó anteriormente.

En la [Fig. 53](#) se destacan las diferencias de las concentraciones de los elementos analizados contra los datos de [Wedepohl \(1995\)](#), los materiales de la Cantera están empobrecidos en silicio, sodio y potasio, y enriquecidos en hierro y magnesio, apuntando a la composición máfica de la roca que dio origen a los sedimentos. En el caso del aluminio, este exhibe valores similares a los de la corteza continental. De los elementos mencionados, los únicos importantes para la eutrofización serían probablemente el silicio y el hierro, que en la sección de hidrogeoquímica se discutirá su importancia. Los sedimentos del lago Centro, Sur y el suelo están ligeramente enriquecidos en calcio respecto a la corteza continental.

El calcio presente en los sedimentos puede estar asociado con plagioclasas cálcicas; sin embargo, no se descarta que parcialmente el enriquecimiento de calcio sea consecuencia de residuos de escombros compuestos por cemento -constituido principalmente por roca caliza-, yeso y/o cal, ya que en algún momento, la Cantera Oriente fungió como tiradero de escombros, pero esta última opción parece poco probable debido a la limpieza que se realizó antes de comenzar las obras civiles de la Cantera ([Lot, 2007](#)).

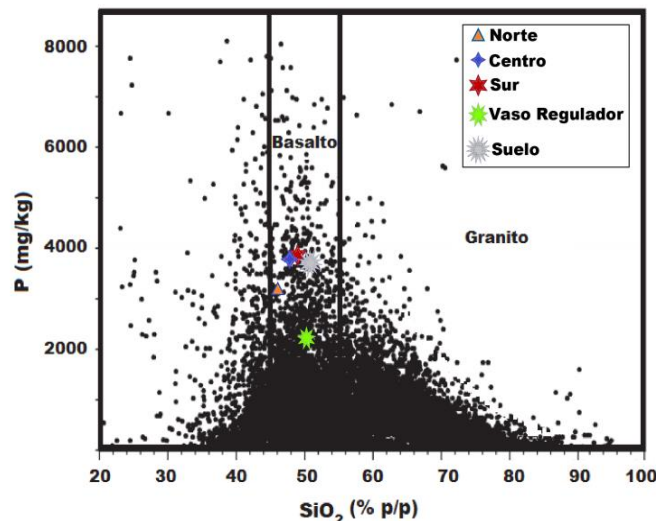




**Fig. 53** Comparación de la geoquímica de los sedimentos de los lagos contra los valores promedio la corteza continental superior de Wedepohl (1995).

La alta concentración de titanio de los sedimentos de la Cantera con respecto a los valores de la corteza, se encuentra dentro de lo esperado en las rocas máficas (3000-24000 mg/kg) (Kabata-Pendias, 2011), y en lo referente al fósforo, los sedimentos revelan concentraciones varias veces mayores en comparación con la corteza continental, sugiriendo ser el origen de las concentraciones de fósforo en el agua que abastece los lagos de la Cantera.

La Fig. 54 presenta la comparación del contenido de fósforo de los sedimentos y suelo de la Cantera contra una amplia gama de concentraciones de fósforo en rocas ígneas, mostrando una concentración sobresaliente de este elemento dentro del grupo de muestras, inclusive cuando los sedimentos ya revelan algún grado de intemperización, fortaleciendo la suposición del origen litogénico de la fracción inorgánica del PRD en el agua.



**Fig. 54** Comparación del contenido de fósforo de las rocas ígneas contra el contenido en los sedimentos de los lagos de la Cantera Oriente.

Modificado de Horton (2015).

En lo que se refiere al CIA (Tabla 14), los sedimentos del lago Sur muestran gravas gruesas de 8-32 mm (guijarros), las gravas gruesas en la muestra de los sedimentos del lago Sur pueden explicar el menor valor de CIA, ya que en general las texturas gruesas conservan una mayor concentración de

sus elementos constituyentes respecto a las texturas más finas (Ryan, 2019); no obstante, los sedimentos de todos los sitios manifiestan un grado de intemperismo químico moderado, por lo que no ofrecen una explicación sobre las diferencias en el estado trófico de los lagos.

### 4.5.3 Carbono orgánico y carbonatos

La mayoría del carbono orgánico en los sedimentos son detritos, después de la muerte de un organismo la descomposición comienza, este proceso puede ser expresado como sigue (Libes, 2009):



Los productos de la mineralización de la materia orgánica, llevan 6 veces más productos ácidos que productos alcalinos, por lo que el pH en los sedimentos puede ser abatido (Duinker, 1980). La producción de compuestos ácidos termina cuando la  $\text{CH}_2\text{O}$  (fórmula empírica de la materia orgánica, cuyo número de oxidación del C es 0) se ha agotado, entonces un pH mínimo está presente en los sedimentos (Olausson, 1980).

Las desviaciones en los resultados de la geoquímica (valores bajos en los sedimentos del lago Norte) pueden deberse principalmente a altas concentraciones de carbonatos y de carbono orgánico, porque diluyen tanto las concentraciones de los elementos traza como la de los mayores (Loring & Rantala, 1992), lo cual puede verse reflejado en cierta medida en el valor de LOI (*Loss On Ignition*), el cual está relacionado con los contenidos de carbono orgánico y mineral; sin embargo, si la prueba de LOI se lleva a cabo a más de 500°C, tal como se hizo en este estudio (950°C), puede implicar importantes desviaciones con respecto a la relación del contenido de materia orgánica, debido a la pérdida de dióxido de carbono de los carbonatos, del agua estructural de los minerales de arcilla, la oxidación del ion ferroso y por la descomposición de sales hidratadas y óxidos (Eyherabide *et al.*, 2014).

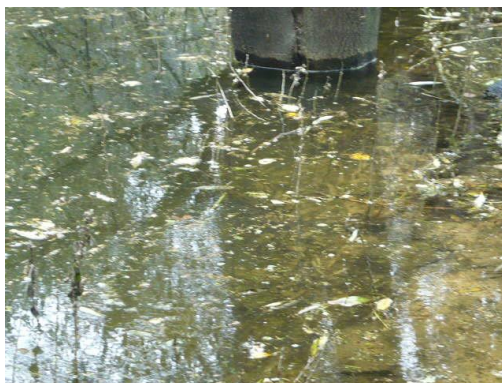
La concentración de carbono orgánico en los sedimentos en el lago Norte es notablemente más alta que en las demás muestras (Sur < VR < Centro < Norte), pudiendo ser explicado por la suma de los siguientes factores:

- a) El lago Norte se encuentra más próximo a una ladera de pendiente pronunciada que tiene cierta cobertura vegetal, a la que se le puede sumar a la materia orgánica autóctona (derivada de la producción primaria del lago y de la abundante vegetación acuática que presenta este lago).
- b) La operación de la infraestructura hidráulica de la Cantera, en la parte sur del lago Norte se encuentra una compuerta que conecta los lagos Norte y Centro, y por esa compuerta se descarga el excedente de agua del lago Centro hacia el lago Norte. El agua que entra al lago Norte por la compuerta ya residió por un tiempo el lago Centro, por lo que puede contener cierta carga de materia orgánica.

La materia orgánica de la muestra de sedimento del lago Centro puede tener un origen similar que la materia orgánica del lago Norte, siendo una mezcla entre la aportación de la producción primaria y la aportada por la vegetación circundante.

El lago Sur ostenta la concentración de carbono orgánico más baja entre los lagos de la Cantera, lo cual se explica en la sección del análisis de PLSR. En el caso del suelo, la fuente principal de carbono orgánico pueden ser partes vegetativas de las plantas terrestres.

En el caso del VR, que es el cuerpo de agua menos productivo, exhibe una concentración relativamente alta (3.09%), aludiendo en parte a la producción primaria del VR; pero también puede ser consecuencia de la vegetación de ribera, ya que a simple vista tanto en el sedimento como en la superficie de agua, se pueden observar numerosos restos de plantas y árboles secos en su mayoría, que normalmente son pobres en nutrientes (**Fig. 55**).



**Fig. 55 Restos vegetales en la superficie del VR**

El origen de los carbonatos en los sedimentos derivados de roca basáltica, puede estar asociado con la precipitación *in situ* de carbonatos cuando el pH es modificado por la actividad fitoplanctónica. En relación con la concentración de carbonatos en los materiales de la Cantera, la mayor concentración se presenta en el suelo, seguido del lago Centro y los demás cuerpos de agua en concentraciones más bajas. La posible explicación de la ordenación de concentraciones es que en el suelo los iones no tienen la misma movilidad que en un sistema acuático ([Domènech & Peral, 2006](#)), la explicación del origen de los carbonatos en el agua que abastece la Cantera se presentó en la sección de hidrogeoquímica.

La acumulación de carbonatos es similar en todos los lagos, a excepción del lago Centro, donde es un tanto superior; tal grado de acumulación puede estar asociado con aspectos hidrodinámicos de menor energía que permiten que en la zona donde se colectaron los sedimentos exista una mayor acumulación de materiales finos, pues los sedimentos del lago Centro presentaron la mayor proporción de arcillas sugiriendo que se trata una zona de menor energía y porque el lago Centro no presenta los mayores valores de  $SI_{calcita}$ .

#### 4.5.4 pH del Punto de Carga Cero ( $pH_{PZC}$ )

Los sedimentos de los lagos de la Cantera están compuestos de material heterogéneo los cuales pueden presentar diversos valores de  $pH_{PZC}$ . Los materiales analizados al ser heterogéneos, pueden contener arcillas, materia orgánica, feldspatos o cuarzo. Estos materiales tienen  $pH_{PZC}$  inferiores al pH de equilibrio inicial de cada muestra, por lo que ostentan carga superficial negativa (**Tabla 44**), dejando que toda la retención electrostática de los ortofosfatos recaiga en los materiales con  $pH_{PZC}$

mayor que el pH de equilibrio inicial, que en este caso probablemente serían los óxidos de hierro, aluminio, manganeso y titanio, lo que puede explicar por qué ya no hubo separaciones de las curvas de titulación de las diferentes fuerzas iónicas después del primer cruce.

Es importante mencionar que las pruebas no fueron efectuadas con atmósfera de nitrógeno, lo que resulta en valores de  $pH_{PZC}$  subestimados (Stumm, 1992), entonces los sedimentos en realidad tendrían valores más altos de  $pH_{PZC}$ , generando probablemente una condición más favorable para la retención de ortofosfatos, lo que orilla a que los sedimentos de la Cantera Oriente tengan la capacidad de funcionar como sumidero de nutrientes, especialmente de ortofosfatos, lo cual está en función de su fuerza de enlace ( $s$ ) (Pauling, 1929; Ryan, 2019), la serie liotrópica de la fuerza enlace es  $OH^- > PO_4^{3-} > SO_4^{2-} > CO_3^{2-} > NO_3^-$  y refleja la reactividad así como la afinidad de esos aniones hacia superficies cargadas positivamente (Sposito, 2008).

**Tabla 44  $pH_{PZC}$  para diferentes materiales.**

Mineral	Fórmula	$pH_{PZC}$
Óxido de Aluminio	$Al_2O_3$	$8.5 \pm 0.5$
Óxido Férrico Monohidratado	$Fe_2O_3 \cdot H_2O$ (amorfo)	$8.7 \pm 0.1$
Goetita	$\alpha-FeOOH$	$6.6 \pm 2.6$
Hematita	$\alpha-Fe_2O_3$	$6.1 \pm 1.5$
Arena (amorfa)	$SiO_2$	$2.1 \pm 1.0$
Feldespatos	---	$2.0^*$
Anatasa	$TiO_2$	$6.3^*$
Óxido de Manganeso	$MnO_2$	$7.2^*$
Montmorillonita	---	$2.5^*$
Caolinita	---	$3.01 \pm 0.03^*$
Musgos de Turbera ( <i>Peat Moss</i> )	---	$3.42 \pm 0.03^*$

\*Domènech y Peral (2006); Kosmulski (2009); \*Bakatula et al. (2018).

Un aspecto destacable en los gráficos (Fig. 27), son los valores de pH iniciales en los sedimentos de los lagos, que apuntan a estar influenciados dentro de la interfase sólido-líquido por la cantidad de materia orgánica en los sedimentos, en la Tabla 45 se muestran la relación inversa entre la concentración de carbono orgánico y el valor de pH de equilibrio inicial en la estimación del  $pH_{PZC}$ .

**Tabla 45 Relación de la concentración del carbono orgánico con el pH inicial.**

Parámetro	Serie
Carbono Orgánico	Norte>Centro>VR>Sur
pH de Equilibrio Inicial	Norte<Centro<VR<Sur

La Tabla 45 puede ser explicada con base en los productos ácidos generados durante la mineralización de la materia orgánica, ya que estos generan 6 veces más productos ácidos que productos alcalinos, por lo que el pH en los sedimentos puede ser abatido, tal como se mencionó líneas arriba (Duinker, 1980). El lago Norte es el que presenta mayor concentración de materia orgánica en los sedimentos, pudiendo ser la causa de que el valor de pH de equilibrio inicial (6.06) sea más bajo que el  $pH_{PZC}$  estimado (6.40), a diferencia de las demás muestras en que el valor de pH de equilibrio inicial es mayor que el  $pH_{PZC}$ .

La diferencia entre el pH de equilibrio inicial y el  $pH_{PZC}$  en el suelo, probablemente se debe a que la materia orgánica no está lo suficientemente descompuesta y porque la materia orgánica que está incorporada en el suelo está constituida por ramas y hojas secas (pobres en nutrientes como fósforo,

nitrógeno y potasio) que generalmente, no terminan el proceso de mineralización debido a que periódicamente son removidos por el personal de mantenimiento de la Cantera o por el viento.

#### 4.5.5 Retención de fósforo

El intercambio de fósforo entre los sedimentos y el agua puede ser un factor clave en el estado trófico de lagos y embalses, debido a que los sedimentos, con base en su contenido de óxidos de hierro, aluminio y manganeso pueden actuar como sumidero o fuente de fósforo en función de condiciones particulares de pH (Ruiz *et al.*, 2016). Con base en lo anterior, y con el objeto de constatar los resultados de la determinación del  $pH_{PZC}$ , se analizó el fósforo retenido en los sedimentos y en el suelo, cuya concentración está sujeta a la atracción electrostática del anión con la superficie cargada del sedimento o suelo. Los resultados mostraron que las concentraciones de los sedimentos del lago Norte y del lago Sur son opuestas, mientras que el fósforo retenido en los sedimentos del lago Norte es muy alto (63.19 mg/kg), en los sedimentos del lago Sur casi no se presenta la retención de fósforo (0.37 mg/kg).

La concentración de fósforo retenido de los sedimentos del lago Norte es interpretado como muy alto en términos de fertilidad para un suelo (>11mg/kg), partiendo del hecho que el método de prueba utilizado fue desarrollado para evaluar suelos. Los sedimentos de los lagos Centro y VR presentan valores que corresponderían a suelos fértiles (5.5-11 mg/kg) y los sedimentos del lago Sur y el suelo se clasifican como materiales pobres (<5.5 mg/kg) (Olsen *et al.*, 1954; SEMARNAT, 2000).

La **Tabla 46** refleja la fuerte correlación ( $r=0.99$ ) entre retención de fósforo y la concentración de carbono orgánico, sugiriendo que los sedimentos del lago Norte están funcionando como sumidero de fósforo debido al abatimiento del pH en los sedimentos por la presencia de la materia orgánica, que al mineralizarse genera más productos ácidos que alcalinos (Duinker, 1980).

**Tabla 46 Relación del carbono orgánico con la retención de fósforo.**

Parámetro	Serie
Carbono Orgánico	Norte>Centro>VR>Sur
P retenido	Norte>Centro>VR>Sur

El análisis realizado a los sedimentos indica que la roca en sí, solo por sus características geomorfológicas y amplia distribución en la REPSA, desempeña un papel importante en la eutrofización de los lagos al conferirle al agua el PID, pues el contenido promedio de fósforo en los sedimentos probablemente derivados de rocas basálticas del derrame del Xitle es varias veces más alto que el contenido promedio de los suelos (210 mg/kg) y de la corteza continental (757 mg/kg) (Wedepohl, 1995).

#### 4.6 Radiación solar

La radiación solar es otro de los aspectos importantes que influyen en el estado trófico de los cuerpos de agua; sin embargo, la radiación solar debido a las diferencias en la exposición de cada lago no basta con los datos radiación solar del observatorio reportados para la Cantera Oriente, pues las características geomorfológicas impiden que la incidencia de radiación directa sea homogénea sobre los cuerpos de agua.

Una componente de la radiación solar es la luz visible [radiación fotosintéticamente activa (RFA)], y es sabido que las plantas superiores y las microalgas necesitan de ella (340-700 nm del espectro electromagnético) para la fotosíntesis (Galizia Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2011). Además, la velocidad de la fotosíntesis depende en gran manera de la concentración de dióxido de carbono y de la cantidad de luz (directa + reflejada) (Parker, 2000). De los aspectos anteriores, la concentración de dióxido de carbono es un factor de gran escala [el valor de CO<sub>2</sub> medido en el observatorio de Mauna Loa para julio de 2019 fue de 411.77 ppm (NOAA, 2019)], que no sería un factor determinante en la expresión diferencial de la eutrofización debido al tamaño del sitio de estudio, pero la irradiancia sobre los cuerpos de agua si puede ser influida por la latitud, ángulo de incidencia, orientación y geomorfología (Sierra Ramírez, 2011).

La irradiancia incidente calculada con los datos de NASA (2019) durante 2013-2016 sobre la Cantera Oriente (7.6 kW-h/m<sup>2</sup>/día), es superior a la media nacional (5.3 kW-h/m<sup>2</sup>/día) (CONAGUA, 2012); pero como se ha mencionado, debido a las características geomorfológicas la incidencia sobre los cuerpos de agua no es homogénea, pudiendo ser un factor ambiental influyente en las características de los lagos.

#### 4.6.1 Influencia de la geomorfología

En el hemisferio norte, para optimizar la cantidad de luz recibida el predio o cuerpo de agua debe tener una orientación hacia el sur, es decir, que el eje más largo tenga una orientación de este-oeste para recibir la mayor cantidad de radiación solar y con ello se logra un sitio más cálido, obteniendo una radiación solar más homogénea; pero para evitar los efectos de los vientos del norte, el sitio debería tener una orientación de norte-sur (Rohli & Vega, 2008).

Los ejes mayores de las geometrías de los lagos Norte y Centro no presentan orientación este-oeste, esto puede ser relevante debido a la pared de roca adyacente de 30-40 m de altura, en cambio los lagos Sur y VR, tienen sus ejes mayores orientados de este-oeste, además de contar con una geomorfología elíptica, ambas condiciones contribuyen a que estos lagos puedan beneficiarse de un fotoperíodo más largo.

La Fig. 56 ejemplifica los efectos de las paredes donde puede notarse que las salientes de la pared tanto en el lago Norte como en el lago Centro están ejerciendo un efecto de penumbra sobre los respectivos cuerpos de agua. Nótese que la pared al momento de la captura de la imagen, prácticamente no ejerce efecto de penumbra sobre el lago Sur, ni sobre el VR. Por lo anterior, resulta evidente que los lagos Centro y Norte son los más sensibles al efecto de sombra de las paredes.

El efecto de penumbra de las paredes está en función de la superficie de los lagos, la Fig. 56 muestra que la penumbra en el lago Norte es más alta en relación con su superficie que la del lago Centro, aun cuando la saliente de la pared del lago Centro es mayor que la del lago Norte, pero en proporción con la superficie del cuerpo de agua, el efecto de la saliente sobre el lago Centro es menor. La parte estrecha del lago Norte presenta una pendiente fuerte adyacente por el lado oeste, la cual es un obstáculo que también disminuye la irradiancia sobre el lago Norte. El lago Sur es el que luce la mayor área de captación de radiación solar, explicando el valor más alto de temperatura de ese lago.





**Fig. 56 Efecto de las paredes en la radiación solar de los lagos cuando la posición del sol es  $<180^\circ$  de azimut.**

Modificado de Google Inc. (2018).

#### 4.6.2 La temperatura como variable sustituta de la irradiancia

La incidencia de la radiación solar sobre los cuerpos de agua es difícil de cuantificar con precisión, debido a la compleja geomorfología de la Cantera. La temperatura de los cuerpos de agua, puede ser la variable dentro de la serie de tiempo (2013-2016) que simplifica hasta cierto grado, la radiación solar que recibe cada lago, porque la temperatura es la consecuencia de la difusión y de la disipación de la energía en cada cuerpo de agua (Ledesma-Jimeno, 2000), y a través de la temperatura se puede comparar cualitativamente la actividad metabólica de los lagos estudiados.

La superficie sombreada cobra mayor importancia cuando se le asocia con la superficie total del cuerpo de agua. En general, el lago Norte tiene la mayor superficie sombreada en relación con la total, lo que podría explicar que sea el cuerpo de agua más frío ( $^\circ\text{C}$ ): Norte(16.5)<PM 4(17)<Centro(17.5) <VR(17.8)<Sur(18.9), siendo la temperatura reportada para cada lago el promedio de la columna de agua.

Las diferencias de temperatura entre los cuerpos de agua son debidas a la cantidad absorbida de las bandas infrarroja cercana (700-1200 nm), media (1200-8000 nm) y lejana (8000-14 000 nm), de las cuales la banda del infrarrojo cercano es la de mayor energía (Chuvieco, 2010), siendo la responsable del mayor aporte de energía para el calentamiento de agua, entonces con base en este principio, es posible estimar con un factor de importancia relativa la irradiancia que reciben los cuerpos de agua con referencia a PM 4. El agua de PM 4 no ha recibido radiación solar, pero el calor que contiene ha sido transferido de la roca que atravesó, en términos generales la temperatura del agua subterránea es muy cercana a la temperatura ambiental promedio de la cuenca (Fetter, 2014), que para el caso de la Ciudad de México, la temperatura ambiental promedio es de  $16^\circ\text{C}$  (INEGI, 2018).

Las temperaturas medidas en cada lago contienen intrínsecamente los efectos de las sombras ocasionadas por los obstáculos que cada lago tiene en particular, de la irradiación reflejada de los diferentes componentes del sitio y de la radiación solar directa que pueden recibir en función de su geomorfología, ubicación y orientación dentro de la Cantera. Los resultados señalan ganancia de calor en 3 cuerpos de agua y pérdida en el lago Norte, lo cual es consistente con el análisis de influencia de la geomorfología.

Por otra parte, el perfil de temperaturas en la columna de agua del lago Sur muestra una clara estratificación (**Fig. 16**), que inclusive luce características de una estratificación de clima templado (termoclinas  $>1^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ) (**Wetzel, 2001**), mientras que los demás cuerpos de agua reflejan características dentro de las termoclinas sugeridas para cuerpos de agua tropicales ( $0.2\text{-}0.5^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ) (**Sierra Ramírez, 2011**).

La estratificación que muestran los cuerpos de agua someros, es común que se trate de una estratificación temporal o diurna, porque se han reportado estratificaciones que se forman durante el día cuando la radiación solar llega al máximo, pero durante la noche tales estratificaciones se rompen (**Roldan Pérez & Ramírez Restrepo, 2008**); sin embargo, en el lago Sur no se descarta que la estratificación esté relacionada con la intrusión del agua, debido a que cuando la temperatura del tributario es diferente a la del cuerpo de agua la más densa se hunde, entonces ambas temperaturas tienden a igualarse originando un flujo interno que eventualmente se puede mezclar con el resto de la columna de agua; pero mientras no se realice la mezcla, se genera un compartimiento separado dentro del cuerpo de agua (**Galizia Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2011**).

#### 4.7 Tiempo de Residencia Hidráulico Teórico ( $\text{TRH}_t$ )

El  $\text{TRH}_t$  es la estimación del número de días necesarios en un año determinado para rellenar el lago o embalse si estaban vacíos. En los lagos someros y en los embalses el valor de  $\text{TRH}_t$  suele ser  $<100$  días con alta variación (**Wetzel, 2001**). El  $\text{TRH}_t$  es un factor que afecta los procesos físicos (sedimentación), químicos (reacciones) y biológicos (crecimiento y descomposición) en los cuerpos de agua pequeños como lagos someros y embalses especialmente, los cuerpos de agua con bajos tiempos de residencia tienden a la oligotrofia y con tiempo largos a la eutrofia (**Roldan Pérez & Ramírez Restrepo, 2008**).

Se considera que si el tiempo de residencia del agua en el cuerpo de agua oligotrófico es  $<15$  días aproximadamente, el fósforo así como otros constituyentes químicos, puede pasar a través del cuerpo de agua antes de que las algas hayan tenido tiempo suficiente para crecer y utilizarlo como nutriente (**Sierra Ramírez, 2011**). Solo el lago Sur tiene valores cercanos a 15 días (**Tabla 18**); sin embargo, los demás cuerpos de agua también presentan importantes valores de clorofila-a, lo cual puede estar explicado por la superposición de compartimientos que no tienen la misma tasa de renovación (**Margalef, 1983**), haciendo probable que las aguas sub-superficiales se renueven antes que las superficiales debido a posibles salidas ubicadas debajo del nivel de agua en la pared este de la Cantera. También se ha estudiado que los cuerpos de agua con formas alargadas promueven valores de mayor tiempo de retención real con respecto al  $\text{TRH}_t$  (**Dokulil, 2009**), tal como es el caso de los lagos Norte y Centro.

Con respecto a los nitritos, con base en el proceso de nitrificación se sostiene que se puede determinar la antigüedad de la contaminación presente en el agua (**Fig. 57**). En las aguas

recientemente contaminadas, la mayoría del nitrógeno se encuentra de forma orgánica (proteínas o urea) o amoniacal, en cambio en las aguas con algún tiempo de haber sido contaminadas, el contenido de nitritos puede acumularse y se ha estudiado que la acumulación de ese ion está fuertemente influenciada por el tiempo de retención del agua (Sierra Ramírez, 2011).

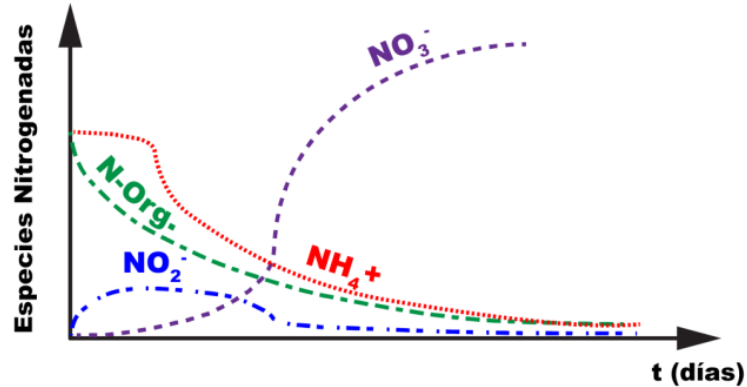


Fig. 57 Distribución de especies nitrogenadas en función del tiempo.  
Modificado de Sierra Ramírez (2011).

En aguas con algún grado de contaminación, se ha determinado que la DBO nitrogenada empieza a partir de 5 días aproximadamente, cuando el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitritos y después a nitratos (Masters & Ela, 2008), de hecho puede verse que el lago Sur presenta la mayor concentración de nitritos entre los lagos de la Cantera, probablemente como consecuencia de los mayores tiempos de residencia.

## 4.8 Modelación, validación y pronósticos de clorofila-a

### 4.8.1 Análisis Discriminante (AD)

Mediante el AD se logró determinar la variable más importante para el agrupamiento de las observaciones que en este caso es el TRH<sub>t</sub>; sin embargo, aun con este análisis no queda claro cuáles procesos serían afectados por el TRH<sub>t</sub>, debido probablemente a que presenta un desfase entre las respuestas de los organismos y de los procesos físicos (precipitación, movimientos del agua) y químicos (reacciones), es por esto la necesidad de aplicar la PLSR para identificar tales procesos.

### 4.8.2 Análisis de Regresión por Mínimos Cuadrados Parciales (PLSR)

En este apartado, se realiza el análisis de la influencia de los aspectos ambientales analizados en la serie de tiempo 2013-2016 y de los parámetros derivados sobre las concentraciones de clorofila-a. Un aspecto importante para facilitar la interpretación de los modelos de PLSR, es que las relaciones entre las variables pueden ser inversas positivas, las cuales involucran que aumente la clorofila-a y disminuya la otra, inversas negativas (disminuye la clorofila-a y aumenta la otra), y también pueden ser directas positivas (ambas variables aumentan) o directas negativas (ambas disminuyen).

### 4.8.2.1 PLSR lago Norte

El pH, D. Secchi y O.D. son variables con alta importancia en el modelo regresión, ya que son las variables que en mayor grado se modifican por el estado trófico; sin embargo, no son influencia para un estado trófico determinado, sino que son producto de ello. Estas variables, al ser variables significativas tienen la función de robustecer los parámetros de calidad y mejorar el ajuste del modelo de PLSR, siendo por causa de este tipo de variables que no se utilizó la técnica de los mínimos cuadrados ordinarios (OLS), porque serían variables redundantes que afectarían seriamente la validez de la regresión (Miller & Miller, 2010).

El signo negativo (relación inversa) en los coeficientes de los nutrientes (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y del PRD como P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) está asociado con el consumo propio de los productores primarios, que contribuyen a la reducción de las concentraciones de los nutrientes disueltos.

Antes de explicar la influencia del TRH<sub>t</sub> sobre el lago Norte, es apropiado mencionar que el lago Norte cuenta con 2 fuentes de abastecimiento de agua cuya importancia cambia a lo largo del año.

- Durante la temporada húmeda, el agua procedente de la conexión con el lago Centro conforme va adentrándose la temporada de lluvias, gradualmente se va convirtiendo en el suministro de agua más importante, debido a que como medida operativa se restringe el flujo proveniente del manantial.
- Durante la temporada seca y durante las transiciones de cambio de temporada, el agua que entra por el canal (procedente directamente de los manantiales) es la principal fuente de abastecimiento.

Habiendo establecido algunas características hidráulicas del lago Norte, a continuación se discuten las 2 relaciones inversas del TRH<sub>t</sub> con la clorofila-a:

1.- ↑Clorofila-a/↓TRH<sub>t</sub> (relación inversa positiva): esta condición puede deberse a la conexión entre los lagos Norte y Centro, especialmente durante la temporada de lluvias. Entonces, el lago Norte recibe agua del lago Centro que lleva consigo carga de clorofila-a y detritos, por lo que la clorofila-a cuantificada en el lago Norte, en parte fue producida en el lago Centro. Así mismo, la carga de detritos contenida en el agua procedente del lago Centro, es probable que esté sedimentando en el lago Norte, pudiendo explicar parcialmente la importante concentración de materia orgánica encontrada en los sedimentos del lago Norte. Cabe aclarar, que la clorofila-a que recibe el lago Norte no afecta la tendencia de clorofila-a en el lago Centro, puesto que ambos lagos presentan aumento de clorofila-a, tal como lo indica la matriz de covarianzas (Anexo 4).

2.- ↓Clorofila-a/↑TRH<sub>t</sub> (relación inversa negativa): dado la temporada seca empieza en octubre y se prolonga hasta abril-mayo (Fig. 4), se disminuye el aporte de agua de los manantiales hacia los lagos, limitando la conexión entre los cuerpos de agua.

Por otra parte, la relación inversa ↑clorofila-a/↓Ca<sup>2+</sup>, probablemente está asociada con valores de SI<sub>calcita</sub> ≥ 0 (Tabla 12), esto debido al cambio de pH debido a la actividad fotosintética del fitoplancton, mientras que la relación ↓clorofila-a/↑Ca<sup>2+</sup> es factible que se encuentre asociada con la renovación del agua que repone los iones precipitados y diluye la clorofila-a (*flushing*).

#### 4.7.2.2 PLSR lago Centro

Los bicarbonatos tienen una influencia muy alta en el modelo (VIP>1), tal como ha sucedido con el pH, D. Secchi y el O.D., por lo que no es una variable explicativa del grado de eutrofización, sino que fortalece las métricas de desempeño de la PLSR (Miller & Miller, 2010).

Los carbonatos también presentan una influencia alta en el modelo de PLSR (VIP>1), la cual es consecuencia del aumento de los valores de pH. Anteriormente, se discutió que probablemente la formación de calcita explica la eliminación de  $\text{Ca}^{2+}$  de la columna de agua, cabiendo la posibilidad de que la calcita pudiera coprecipitar con los ortofosfatos, la cual ha sido reportada como un factor de mitigación para la eutrofización en lagos de diferentes áreas templadas del mundo (Murphy et al., 1983; Kleiner, 1988; Danen-Louwerse et al., 1995); sin embargo, puede ser que en este caso la coprecipitación no sea un factor de atenuación significativo, porque la coprecipitación está en función de la concentración inicial de ortofosfatos, pues a concentraciones bajas o muy altas, la tasa de coprecipitación puede ser escasa o incluso nula (Danen-Louwerse et al., 1995). En el caso del lago Centro, la concentración promedio de PRD como  $\text{P-PO}_4^{3-}$  (0.08 mg/L) resultaría desfavorable para altas tasas de coprecipitación.

Es importante resaltar que el lago Centro, presenta la mayor concentración de P-Tot. (PRD+P-Org.) entre los lagos estudiados, la cual puede estar asociada con una dinámica que puede favorecer la acumulación de materiales (baja energía), tal como se mencionó en el apartado de granulometría (4.5.1). Aunque, no se ha estudiado detalladamente el movimiento del agua en los lagos de la Cantera, es probable que estos presenten influencia de los vientos en el movimiento del agua, pues se ha comprobado que los lagos someros pueden ser influenciados por el viento para la mezcla (Hamilton & Mitchell, 1996, 1997). El lago Centro, presenta una orientación en que los vientos del N y NNE pueden ejercer un movimiento del agua (al menos en la superficie) con dirección contraria al movimiento generado por el gradiente hidráulico, lo cual podría estar propiciando una ralentización en el flujo del agua, que a su vez, pudiera suscitar la acumulación de P-Org. en la columna de agua y la sedimentación de materiales muy finos como las arcillas. El P-Org. presenta una relación directa con la clorofila-a debido al coeficiente  $\beta$  positivo, la cual se puede asociar con la biomasa planctónica y detritos (Scheffer, 2004).

Al igual que en el lago Norte, el signo negativo del coeficiente  $\beta$  del PRD (relación inversa), puede deberse a que este nutriente es consumido por los productores primarios, y el aumento puede asociarse con la renovación del agua, la cual repone los nutrientes y diluye la clorofila-a (*flushing*), tal como se mencionó en el lago Norte.

La potencial formación de HAP, siendo una de las especies químicas fosforadas particuladas más comunes en las aguas dulces (Søndergaard et al., 2003), pudiera atenuar la eutrofización en el lago Centro debido a la relación inversa con la clorofila-a (coeficiente  $\beta$  negativo), pues cabe la posibilidad que este proceso compita con el fitoplancton por los nutrientes, porque la potencial formación de HAP pudo haber eliminado hasta un 25% de la concentración media de PRD del agua de abastecimiento en la serie de tiempo 2013-2016 (0.13mg/L) (Tabla 10).



### 4.8.2.3 PLSR lago Sur

El pH y el D. Secchi, tal como se ha venido mencionado, son variables que fortalecen el modelo; pero en este caso, el signo positivo del coeficiente  $\beta$  de N-NH<sub>3</sub> ofrece información relevante sobre la condición del lago Sur, tal como se explica a continuación.

La descomposición microbiana de los detritos de fitoplancton representa una de las más grandes transformaciones de energía y reciclamiento de nutrientes en los medios acuáticos (Cole & Likens, 1979). La relación directa del N-NH<sub>3</sub> con la clorofila-a, sugiere que la materia orgánica se está degradando por debajo de la profundidad del disco de Secchi ( $37 \pm 14$  cm), puesto que el O.D. no se agota por debajo de esa profundidad (Fig. 16), ya que el amonio es la especie nitrogenada dominante al iniciarse la mineralización de la materia orgánica (Jeff et al., 2012). Lo anterior, probablemente es la explicación de que los sedimentos del lago Sur presenten el valor más bajo de carbono orgánico (1.96%), lo cual coincide el estudio de Song & Burgin (2017) quienes encontraron concentraciones más bajas de P-Org. en los sedimentos de lagos hipereutróficos, sugiriendo que la disminución en las concentraciones P-Org. es consecuencia de la mineralización. Además, la mineralización en el lago Sur, también puede verse favorecida por el hecho que la materia orgánica no es refractaria debido a que C/N < 12, tal como ya se había mencionado (Wetzel, 2001).

En el lago Sur, la zona afótica compone la mayor parte de la columna de agua, por lo que predomina el proceso de respiración, que asociado con los valores más altos de temperatura y de TRH<sub>t</sub> que este lago presenta, probablemente se generan mejores condiciones para la mineralización, que a menudo las bacterias son los principales organismos que llevan a cabo esta tarea, sin descartar que otros organismos como los ciliados, también pueden participar en el reciclaje de los nutrientes al consumir bacterias, porque tanto los ciliados como las bacterias y los flagelados son importantes constituyentes del ciclo microbiano (*microbial loop*) (Wetzel, 2001), siendo el lago Sur el que mayor abundancia de ciliados presenta (Lugo-Vázquez et al., 2017). Adicionalmente, el contenido de O.D. a lo largo de la columna de agua en el lago Sur es superior a 2 mg/L (Fig. 16), lo cual es óptimo para la eliminación de materiales orgánicos por biodegradación (Weiner, 2013).

Aparentemente, la mineralización puede estar siendo suficiente para mantener la producción primaria en el lago Sur, tal como lo reportaron Jensen & Andersen (1992) para 4 lagos someros eutróficos donde la carga externa de fósforo estaba restringida, entonces el fósforo liberado de los sedimentos como consecuencia de la degradación de materia orgánica y de los fenómenos de sorción dependientes del pH eran la mayor contribución a la carga total de fósforo.

El hecho de que no figuren el TRH<sub>t</sub>, ni la temperatura en el modelo PLSR, probablemente está asociado con el retardo en las respuestas de los organismos y de las reacciones, pero con base en el AD, tanto el TRH<sub>t</sub> y la temperatura son variables distintivas en el conjunto de los cuerpos de agua (Romo et al., 2013). Por último, es importante mencionar que el TRH<sub>t</sub> estimado que presenta el lago Sur es el más alto entre los cuerpos de agua de la Cantera ( $14 \pm 2$  días), pudiendo ser la causa de los valores más bajos de las concentraciones de los nutrientes disueltos (N y P), ya que al disminuir suministro de agua de los manantiales con su respectiva carga de nutrientes, el fitoplancton consume los nutrientes presentes, abatiendo las concentraciones.



#### 4.7.2.4 PLSR Vaso Regulador (VR)

En el VR al igual que en los demás cuerpos de agua, el D. Secchi y el pH son altamente influyentes en el modelo, tal como lo muestran los valores de VIP (**Tabla 34**). Pese a que la mayoría de las mediciones de transparencia en el VR corresponden a la profundidad total del cuerpo de agua, los pocos casos en que no fue así, la reducción en la transparencia refleja la asociación con la clorofila-a y los cambios en el pH.

Las relaciones inversas (coeficiente  $\beta$  negativo) del calcio, bicarbonatos y PRD con la clorofila-a son negativas para la clorofila-a, debido a la continua renovación del agua y la consecuente reposición de iones, lo cual es un efecto asociado con el  $TRH_t$ , siendo que el VR presenta el  $TRH_t$  más bajo entre todos los cuerpos de agua de la cantera ( $3 \pm 1$  días), pero al igual que en el caso del lago Sur, el  $TRH_t$  no figura entre las variables significativas probablemente debido al retardo de la respuesta de los organismos y de las reacciones.

La tasa de renovación del agua o de lavado (*flushing*), ha sido ampliamente estudiada como una estrategia para la remediación de todo tipo de cuerpos de agua epicontinentales como estuarios, lagos, ríos, embalses y lagos someros (**Hosper, 1985; Spears et al., 2007; Yang & Liu, 2010**), y en este caso, el lavado está siendo aplicado por cuestiones operativas, ya que como el nombre del cuerpo de agua lo indica, el VR es el cuerpo de agua que recibe los caudales procedentes de varios manantiales para tratar de evitar inundaciones dentro de la cantera.

Con respecto a las relaciones inversas que favorecen a la clorofila-a ( $\uparrow$ clorofila-a/ $\downarrow$ Ca<sup>2+</sup> y PRD), la reducción en las concentraciones de PRD probablemente está asociada con el consumo por parte de los productores primarios, ya que en este cuerpo de agua no se alcanzan valores de  $SI_{HAP} \geq 0$ , con lo que se descarta alguna precipitación (**Tabla 10**). Pero en el caso de calcio, la reducción sí puede estar asociada con valores de  $SI_{calcita} \geq 0$  (**Tabla 12**), puesto que al formarse el mineral se elimina el calcio de la columna de agua.

#### 4.8.2.5 PLSR Poza del Manantial 4 (PM 4)

Dado que  $Q^2 < 0$ , el modelo de PLSR para PM 4 carece de relevancia predictiva, lo cual también sobreestima el valor de  $r^2$  (**Barroso et al., 2010**).

Aunque el pH es una variable significativa, en las aguas de PM 4 no se identifican relaciones dentro de la Cantera que expliquen algún proceso que favorezca la producción primaria en PM 4; sino que como ya se había mencionado, la clorofila-a cuantificada en PM 4 puede ser la que se generó en otros puntos ubicados a lo largo del canal; no obstante, los datos de ese lugar han sido útiles como referencia de comparación contra los lagos.

#### 4.8.3 Validación de la PLSR con modelaciones de Montecarlo y pronósticos

Con el propósito de validar los resultados de los modelos PLSR, se realizaron simulaciones de Montecarlo, las cuales generando numerosos valores aleatorios que podrían adquirir las diferentes variables retenidas en los modelos PLSR de cada lago, ofrecen como resultado la probabilidad de ocurrencia de cierto escenario de clorofila-a.

El 50% de las simulaciones de Montecarlo del lago Norte concentran el rango 40-65  $\mu\text{g/L}$  (Fig. 38), sugiriendo que prevalecerían las condiciones que presentó el lago durante el periodo de muestreo, pese a que tanto la serie de observaciones 2013-2016 (Fig. 42), como la pronosticada (Fig. 43) presentan tendencias negativas, pero estas deben considerarse con reserva porque no son significativas, puesto que el sentido de la tendencia de la serie NDVI para 2016-2019 es positivo (Fig. 44).

Lo anterior, podría explicarse por el manejo de la Cantera, por el retardo en la respuesta de los lagos a los cambios de estación y las anomalías en el régimen de lluvias durante 2014-2019, probablemente originadas tanto por “El Niño-Oscilación del Sur” (ENOS), como por “La Niña”. Con base en la relación inversa encontrada mediante la PLSR entre el  $\text{TRH}_t$  y la clorofila-a, cabe la posibilidad que la tendencia del NDVI haya manifestado en mayor medida los efectos de las lluvias atípicas, sobre los efectos de los periodos también atípicos de secas, pues como ya se había discutido, la conexión entre los lagos durante la temporada de lluvias genera la entrada de clorofila-a al lago Norte procedente del lago Centro, derivando la tendencia positiva del NDVI.

En el periodo de muestreo 2013-2016, un primer fenómeno ENOS tuvo sus primeros efectos durante el primer semestre de 2014 que duró hasta marzo de 2016, cuando inició la declinación de los efectos de este fenómeno (CIIFEN, 2017); sin embargo, antes de que las condiciones regresaran a la normalidad, a finales de 2016 empezó otro fenómeno ENOS que culminó en mayo de 2017, en cuanto a “La Niña”, esta empezó en septiembre de 2017 y terminó hasta abril de 2018 (Organización Mundial de la Salud/Organización Panamericana de la Salud, 2017). Los efectos de tales eventos sobre la Ciudad de México fueron que en los años 2015 (491.8 mm) y 2017 (488 mm) se registraron las menores precipitaciones en lo que va del siglo, solo superados hasta el momento por el año 2020 (469.7 mm), mientras que el año 2018 registró la mayor precipitación (786.2 mm) de los últimos 10 años (Organización Meteorológica Mundial, 2019; SMN-CNA, 2020).

El error porcentual absoluto de la media (*Mean Absolute Percentage Error*, MAPE) entre la media de la serie observada (57  $\mu\text{g/L}$ ) y la obtenida con las simulaciones de Montecarlo (47  $\mu\text{g/L}$ ) es de 8.77%, que al ser  $<10\%$  se considera que es un modelo de muy buena calidad (Guiani et al., 2013).

Las previsiones para 36 meses (jun/2016-may/2019) del lago Norte con el método SARIMA presentan intervalos similares (19-110  $\mu\text{g/L}$ ) a los de las simulaciones de Montecarlo (8-86  $\mu\text{g/L}$ ); no obstante, el intervalo de confianza del método SARIMA es más amplio (0-187  $\mu\text{g/L}$ ) (Tabla 39) además, el MAPE en las previsiones generadas con los métodos de Box-Jenkins (univariadas), tanto para el lago Norte, como para los demás lagos son de pobre calidad ( $30\%<$ ) (Guiani et al., 2013).

Los errores altos en los pronósticos realizados con la metodología Box-Jenkins ( $\text{MAPE}>30$ ), probablemente son debidos a la operación hidráulica de la Cantera, anomalías en las precipitaciones durante los periodos de los datos y de previsión, y/o por el retardo en la respuesta de los lagos a los cambios en los caudales de agua, por lo que no se recomendaría usar esta técnica para realizar pronósticos con exactitud aceptable para los lagos de la Cantera; sin embargo, las tendencias y los intervalos de confianza de las previsiones realizadas con estos métodos todavía pueden ser de utilidad porque los pronósticos en general, no tienen como objetivo ser exactos, sino aproximarse de una manera parsimoniosa a la realidad compleja (Diebold, 2001).

Las estacionalidades de 9 meses que presentan la serie 2013-2016 (observada) (Fig. 42) y 2016-2019 (modelada) de clorofila-a del lago Norte (Fig. 43), es decir, la presencia de una autocorrelación significativa en el retraso 9, no coinciden con la distribución anual de la precipitación pluvial, de hecho en ninguno de los demás lagos existe coincidencia (Cuevas *et al.*, 2020), debido probablemente a las fuentes probables de error arriba mencionadas, ya que la serie de NDVI no presenta estacionalidad (Fig. 44).

En cuanto a la validación del modelo de PLSR del lago Centro, es que a pesar de que el aporte determinístico ( $r^2$ ) es el más bajo entre los modelos de PLSR (45.8%), en el lago Centro las simulaciones de Montecarlo ofrecieron un rango similar de valores (0-295  $\mu\text{g/L}$ ) con respecto a los observados (16-336  $\mu\text{g/L}$ ) (Fig. 39), pero los promedios de clorofila-a presentan notables diferencias entre la serie observada (131  $\mu\text{g/L}$ ) y la modelada (89  $\mu\text{g/L}$ ), obteniendo un MAPE de 32% (pobre calidad) (Guiani *et al.*, 2013), lo cual puede asociarse con los valores bajos de ajuste de  $r^2$  y  $Q^2$ .

Pese a la baja calidad del modelo PLSR, y consecuentemente de las simulaciones de Montecarlo del lago Centro (Fig. 39), las previsiones con los métodos Box-Jenkins aún pueden ser de ayuda para disminuir la incertidumbre sobre la condición futura del lago, porque las tendencias de la series observada (Fig. 42), modelada (Fig. 43) y de NDVI del lago Centro (Fig. 44), exhiben pendientes positivas, salvo que la de la serie NDVI no es significativa, pero en términos generales indican que el estado trófico del lago podría deteriorarse más.

En lo que respecta a las estacionalidades, las series de tiempo de clorofila-a observada (Fig. 42) y pronosticada del lago Centro (Fig. 43), presentan estacionalidades de 10 meses que pueden ser derivadas de las mismas fuentes de error descritas anteriormente, puesto que la serie de NDVI de este lago tampoco presenta estacionalidad, resultando en una pobre calidad de la exactitud de los pronósticos generados con la metodología Box-Jenkins (Fig. 44).

En el lago Sur, la media resultante de las simulaciones de Montecarlo y la medida durante la serie 2013-2016 ofrecen un MAPE de solo 2.46% (modelo de muy buena calidad) (Guiani *et al.*, 2013). El intervalo de certeza de 95% de las simulaciones de Montecarlo (109-213  $\mu\text{g/L}$ ) (Fig. 40) es diferente al intervalo de confianza del modelo SARIMA (82-503  $\mu\text{g/L}$ ) (Tabla 39), en el sentido que la previsión univariada reflejó en mayor medida los valores más altos (atípicos) de las observaciones 2013-2016 (Fig. 43). De hecho, la estacionalidad que presenta la serie 2013-2016 (Fig. 42), aparentemente está influenciada por los valores más altos de la serie, porque la serie NDVI no presentó valores extremos (Fig. 44), lo cual es consistente con el rango de valores generado por la simulación de Montecarlo. Por otro lado, la discrepancia entre las estacionalidades del modelo SARIMA y la serie de NDVI de 15 y 9 meses respectivamente, también puede obedecer a las mismas razones que se mencionaron para los lagos Norte y Centro.

La tendencia de la serie observada (Fig. 42) y la de las previsiones generadas con los métodos Box-Jenkins del lago Sur (Fig. 43) son consistentes con la tendencia del NDVI (positiva) (Fig. 44), apuntando hacia un mayor deterioro del estado trófico del lago Sur, pese a que las tendencias no son significativas.

En lo que respecta al VR, la media de las simulaciones de Montecarlo contra la media de las observaciones 2013-2016 presentan un MAPE de 0.0% (modelo de muy buena calidad) (Guiani *et al.*, 2013), pues ambas series presentan un valor medio de 21  $\mu\text{g/L}$  (Fig. 41). Así mismo, las

previsiones generadas con los métodos Box-Jenkins concuerdan con las modelaciones de Montercarlo construidas a partir de los coeficientes no estandarizados (Fig. 43), tanto en las similitudes en las medias como en los rangos de previsión.

Finalmente, es importante tener en cuenta que el VR es continuamente abastecido con volúmenes relativamente altos de agua procedentes de los manantiales, por lo que el estado trófico de este sitio podría decirse que prácticamente depende del manejo hidráulico, siendo la causa de que en los datos de clorofila-a no se detectaran tendencia, ni estacionalidad en ninguna de las series: observada (2013-2016) (Fig. 42), predicha por el modelo ARIMA (2016-2019) (Fig. 43), y ni en la serie de NDVI de 2016-2019 (Fig. 44).

## CONCLUSIONES

1. El origen de los nutrientes en el agua que abastece la Cantera Oriente, al no existir evidencia de contaminación antropogénica significativa, apunta principalmente a ser litogénico (P, Fe y Si) y de procesos edafológicos (N).
2. La calidad de los hábitats, tanto lacustre como el de la vegetación de ribera, aparentemente no está relacionada con el estado trófico de los lagos de la Cantera, pero hace evidente la necesidad de implementar más medidas de rehabilitación.
3. Los sedimentos de la Cantera pueden funcionar como sumideros de ortofosfatos, pero el fósforo retenido ni el grado de intemperización presentan relación significativa con el estado trófico de los lagos.
4. La exposición a la radiación solar incidente de los lagos está en función de las paredes de la Cantera y de la orientación del eje mayor de la geometría de cada cuerpo de agua. Los lagos con orientación de su eje mayor de norte-sur son los de menor temperatura en sus aguas (Norte y Centro), mientras los que presentan orientación de su eje mayor de este-oeste ofrecen las temperaturas más elevadas (Sur y VR); sin embargo, la relación de la temperatura con la clorofila-a no es significativa.
5. El  $TRH_t$  está relacionado con el manejo hidráulico de la Cantera, siendo la variable que puede favorecer o limitar aquellos procesos que conducen a un estado trófico determinado.
6. En el lago Norte, los aspectos ambientales con mayor influencia son la disponibilidad de nutrientes y el  $TRH_t$  que influye en la mezcla de aguas con diferentes cargas de clorofila-a.
7. En el lago Centro, los hidrogeoquímicos, en primer lugar los nutrientes (PRD) y la potencial formación de hidroxiapatita (HAP), son las variables con mayor influencia.
8. En el lago Sur, el reciclaje de nutrientes es el proceso que presenta la mayor influencia sobre el estado trófico.
9. En el VR, el principal factor de atenuación de la eutrofización es el corto  $TRH_t$ , que favorece el lavado continuo de la clorofila-a, así como la reposición de iones y nutrientes.
10. En PM 4, con PLSR no se encontraron variables significativas que expliquen el contenido de clorofila-a, por lo que se deduce que obedece a eventos estocásticos.
11. El manejo hidráulico de la Cantera Oriente, el retardo en la respuesta de los lagos a los cambios de estación y las anomalías en las precipitaciones que se presentaron durante los periodos de muestreo y previsión, pudieron haber disminuido la calidad tanto de los modelos de PLSR, como de los pronósticos.

## RECOMENDACIONES

1. Para cuantificar de una manera más exacta la calidad del hábitat, podría desarrollarse un índice para sistemas artificiales, el cual establezca los valores de referencia apropiados para un sistema artificial.
2. Para realizar llevar a cabo cualquier medida de rehabilitación de los lagos o para usar los lagos de la Cantera, sería recomendable ejecutar una evaluación de calidad más profunda del hábitat con el objeto de definir los costos de la rehabilitación y/o aumentar las probabilidades de éxito del uso de los lagos, como por ejemplo albergue de animales en peligro de extinción que ya se intentó en el pasado, o para cualquier otro uso que se les quisiera dar a estos cuerpos de agua.
3. Estudiar el papel de los sedimentos en el estado trófico porque, aparentemente, la proporción de los componentes de los sedimentos en la Cantera como óxidos de hierro y aluminio, textura,  $pH_{PZC}$  y materia orgánica -tal como presenta el lago Norte- puede generar que los sedimentos funcionen como un importante sumidero de ortofosfatos.
4. Llevar a cabo un estudio de metales pesados, tanto de las aguas como de los sedimentos, esto debido al tipo de roca que atraviesa las aguas que abastecen los lagos de la Cantera, por el importante contenido de materia orgánica encontrado en los sedimentos, especialmente en el lago Norte -la cual se sabe que actúa como agente quelante de metales pesados- y por las interacciones del sistema con la diversidad de plantas y animales que habitan en la Cantera Oriente.
5. Complementar lo referente al reciclaje de nutrientes, profundizando en el estudio de las comunidades de organismos que participan en este proceso en las condiciones ambientales que ofrecen los lagos someros.
6. Profundizar en la dinámica del plancton, tanto en la escala temporal como en la espacial con el objeto de conocer el grado influencia específico de cada componente de la comunidad planctónica en el estado trófico de los lagos, para que junto con las variables ambientales desarrollar un estudio más completo.



## REFERENCIAS

- ACEVEDO, O., E. ORTIZ, M. CRUZ & E. CRUZ 2004. El papel de óxidos de hierro en suelos. *Terra Latinoamericana* 22 (4): 485–497.
- ACHARYA, S.K. & T.P. ASHWINI 2019. A Study on Estimation of Phytoplankton- Chlorophyll Level in Lakes by NDVI Sensor Based. *International Journal of Engineering Research & Technology* 7 (10): 1–4.
- ADDINSOFT 2014. XLSTAT, a data analysis and statistical solution for Microsoft Excel.
- AGUIRRE GÓMEZ, A. 2001. *Química de los Suelos Ácidos, Templados y Tropicales*. 1st ed. UNAM. México.
- AKAIKE, H. 1974. A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19 (6): 716–723.
- APHA/AWWA/WEF 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd ed. E. Rice, R. Baird, A. Eaton, and L. Clesceri (eds.). Port City Press. Baltimore.
- APHA/AWWA/WPCF 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 17th ed. L. S. Clesceri, A. Greenberg, and R. Trussell (eds.). Port City Press. Baltimore.
- APPELO, C.A.J. & D. POSTMA 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd ed. A.A. Balkema Publishers. Amsterdam.
- AQUEOUS SOLUTIONS LLC 2018. *GWB Student Edition*.
- ARAR, E. & G. COLLINS 1997. *Method: 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin a in Marine and Freshwater Algae by Fluorocence*. Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- ATLAS, R.M. & R. BARTHA 2002. *Ecología microbiana y Microbiología ambiental*. 4th ed. Pearson Addison Wesley. Madrid.
- AULINGER, A., J.W. EINAX & A. PRANGE 2004. Setup and optimization of a PLS regression model for predicting element contents in river sediments. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 72 (1): 35–41.
- BADILLA CRUZ, R. 1977. Estudio Petrológico de la Lava de la Parte Noreste del Pedregal de San Ángel, D.F. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 38 (1): 40–57.
- BAIRD, C. & M. CANN 2012. *Environmental Chemistry*. 5th ed. W. H. Freeman and Company. New York.
- BAKATULA, E.N., D. RICHARD, C.M. NECULITA & G.J. ZEGUR 2018. Determination of point of zero charge of natural organic materials. *Environmental Science and Pollution Research* 25 (8): 7823–7833.
- BALZARINI M.G., GONZALEZ L., TABLADA M., CASANOVES F., DI RIENZO J.A., R.C.W. 2008.

- Infostat. Manual del Usuario*. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.
- BARROSO, C., G. CEPEDA CARRIÓN & J. ROLDÁN 2010. Applying Maximum Likelihood and PLS on Different Sample Sizes: Studies on SERVQUAL Model and Employee Behavior Model. In: *Handbook of Partial Least Squares Concepts, Methods and Applications*. V. Esposito, W. Chin, J. Henseler, and H. Wang (eds.): 427–447. Springer-Science+Business Media, B.V. Berlin.
- BOGGS, S. 2012. *Principes of Sedimentology and Stratigraphy*. 5th ed. Pearson Prentice Hall. U.S.A.
- BOX, G., G. JENKINS, G. REINSEL & G. LJUNG 2016. *Time series analysis : forecasting and control*. 5th ed. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, N.J.
- BRIONES S., G. & I. GARCÍA C. 2008. *Aforo del Agua en Canales y Tuberías*. 1st ed. Trillas. México D.F.
- BROCH, E.S. & W. YAKE 1969. A Modification of Maucha's Ionic Diagram to Include Ionic Concentrations. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography* 14 (6): 933–935.
- BROWN, P.. W. & M. FULMER 1991. Kinetics of Hydroxyapatite Formation at Low Temperature. *Journal of the American Ceramic Society* 74 (5): 934–940.
- CABRERA, A., M. BLARASIN & L. MALDONADO 2014. *Edad del Agua Subterránea*. 1st ed. UniRío editora. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto – Argentina.
- CALVO, A. & M. RODRÍGUEZ 2003. Análisis discriminante múltiple. In: *Análisis Multivariante para las Ciencias Sociales*. J.-P. Lévy and J. Varela (eds.): 249–276. Pearson Educación. Madrid.
- ÇAMDEVÝREN, H., N. DEMÝR, A. KANIK & S. KESKÝN 2005. Use of principal component scores in multiple linear regression models for prediction of Chlorophyll-a in reservoirs. *Ecological Modelling* 181 (4): 581–589.
- CANTEIRO, M., S. OLEA, O. ESCOLERO & L. ZAMBRANO 2019. Relationships between urban aquifers and preserved areas south of Mexico City. *Groundwater for Sustainable Development* 8 (January): 373–380.
- CARLSON, R.E. 1977. Trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22 ((2)): 361–369.
- CARRASCAL, L.M., I. GALVÁN & O. GORDO 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos* 118 (5): 681–690.
- CHABOT, C., P. HANRAHAN & C. STOLTE 2019. Tableau Software.
- CHEBOTAREV, I.I. 1955. Metamorphism of natural waters in the crust of weathering-3. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 8 (4): 198–212.
- CHEN, C.W., Y.R. JU, C.F. CHEN & C. Di DONG 2016. Evaluation of organic pollution and eutrophication status of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *International Biodeterioration and Biodegradation* 113: 318–324.
- CHUVIECO, E. 2010. *Teledetección Ambiental*. 1st ed. Editorial Ariel. Barcelona.

- CIIFEN 2017. El Niño 2015-16: evolution, vulnerability and impacts in Latin America. : 1–38.
- CLEMENTI, S. & S. WOLD 1995. How to Choose the Proper Statistical Method. In: *Chemometric Methods in Molecular Design*. H. van de Waterbeemd (ed.): 319–325. Verlag Chemie. Weinheim.
- CLUB UNIVERSIDAD NACIONAL A.C. 2014. Instalaciones Cantera Oriente. Available from: <http://pumas.mx/instalaciones/cantera-orient> (March 26, 2017).
- COLE, J.J. & G.E. LIKENS 1979. Measurements of mineralization of phytoplankton detritus in an oligotrophic lake. *Limnology and Oceanography* 24 (3): 541–547.
- CONAGUA 2012. Cooperación técnica México-Japón. Available from: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/presentacion1.pdf> (August 8, 2019).
- CONTRERAS, F. 1994. *Manual de Técnicas Hidrobiológicas*. 1st ed. Trillas. México D.F.
- COONEY, P.B. & M.S. ALLEN 2006. Effects of introduced groundwater on water chemistry and fish assemblages in central Florida lakes. *Hydrobiologia* 556 (1): 279–294.
- CUEVAS, H., A. LUGO, L. SORIANO, J. MORLÁN, G. VILACLARA, M. SÁNCHEZ, A. ESCOBAR & J. CARMONA 2020. Identification of Key Factors Affecting the Trophic State of Four Tropical Small Water Bodies. *Water (Switzerland)* 12 (1454): 1–19.
- DANEN-LOUWERSE, H.J., L. LIJKLEMA & M. COENRAATS 1995. Coprecipitation of Phosphate with Calcium Carbonate in Lake Veluwe. *Water Research* 29 (7): 1781–1785.
- DARCY, H. 1856. Les Fontaines publiques de la Ville de Dijon exposition et application des principes a suivre et des formules a employer dans les questions de distribution d'eau ouvrage terminé par un appendice relatif aux fournitures d'eau de plusieurs villes au filtrag. *Librairie des corps impériaux des ponts et chaussées et des mines*.
- DAVIS, M. & S. MASTEN 2014. *Principles of Environmental Engineering and Science*. 3rd ed. Mc Graw Hill. New York.
- DESCY, J.P., F. LEPRIEUR, S. PIRLOT, B. LEPORCQ, J. VAN WICHELEN, A. PERETYATKO, S. TEISSIER, G.A. CODD, L. TRIEST, W. VYVERMAN & A. WILMOTTE 2016. Identifying the factors determining blooms of cyanobacteria in a set of shallow lakes. *Ecological Informatics* 34.
- DIEBOLD, F. 2001. *Elementos de Pronósticos*. 1st ed. International Thompson Editores. Mexico, D.F.
- DODDS, W.K. & M.R. WHILES 2010. *Freshwater Ecology*. 2nd ed. Academic Press. Burlington.
- DODSON, S. 2005. *Introduction to limnology*. 1st ed. Mc Graw Hill. New York.
- DOKULIL, M.T. 2009. Comparative Primary Production. In: *Encyclopedia of Inland Waters*. G. E. Likens (ed.): 130–137. Academic Press. New York.
- DOMÈNECH, X. & J. PERAL 2006. *Química Ambiental de Sistemas Terrestres*. 1st ed. Reverté.

Barcelona.

- DOMÍNGUEZ-SOTO, J.M., A.D. ROMÁN-GUTIÉRREZ, F. PRIETO-GARCÍA, O. ACEVEDO-SANDOVAL & S.S. SERRANO-LÓPEZ 2015. Índices de Alteración y Meteorización de Suelos de La Región de Denganthza, Municipio Tepatepec de Francisco I. Madero, Hidalgo. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas* 3 (2): 57–65.
- DOWNING, J.A. 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot. *Limnetica* 29 (1): 9–24.
- DOWNING, J.A. 2014. Limnology and Oceanography: two estranged twins reunited by global change. *Inland Waters* (4): 215–232.
- DOWNING, J.A. & E. MCCAULEY 1992. The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37 (5): 936–945.
- DUINKER, J.C. 1980. Suspended Matter in Stuaries: Adsorption and Desorption Process. In: *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. E. Olausson and I. Cato (eds.): 121–151. John Wiley & Sons. North Ireland.
- DUNALSKA, J.A., J. GROCHOWSKA, G. WIŚNIEWSKI & A. NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE 2015. Can we restore badly degraded urban lakes? *Ecological Engineering* 82: 432–441.
- DZOMBAK, D.A. & F.M. MOREL 1990. *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. 1st ed. John Wiley & Sons. New York.
- EARTH OBSERVING SYSTEM 2020. EOS Land Viewer/Sentinel 2. Available from: <https://eos.com/landviewer/> (November 29, 2020).
- ERIKSSON, L., T. BYRNE, E. JOHANSSON, J. TRYGG & C. VIKSTRÖM 2013. *Multi- and Megavariable Data Analysis*. 3rd ed. Umetrics Academy. Malmö.
- ESPINOSA-PÉREZ, H. 2007. Peces. In: *Guía Ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización Ambiental e Inventario Biológico*. A. Lot (ed.): 192–202. UNAM. México D.F.
- EYHERABIDE, M., H. SAINZ ROZAS, P. BARBIERI & H.E. ECHEVERRÍA 2014. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia del Suelo* 32 (1): 13–19.
- FAO Estimaciones del Caudal de Agua. Available from: [http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO\\_Training/FAO\\_Training/General/x6705s/x6705s03.htm](http://www.fao.org/tempref/FI/CDrom/FAO_Training/FAO_Training/General/x6705s/x6705s03.htm) (October 10, 2018).
- FERNÁNDEZ-MIGUEL, C. & Y. VÁZQUEZ-TASET 2006. Origen de los nitratos y nitritos, su influencia en la potabilidad de aguas subterráneas. *Minería y Geología* 22 (3): 1–9.
- FERREIRA, A.R.L., L.F. SANCHES FERNANDES, R.M.V. CORTES & F.A.L. PACHECO 2017. Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. *Science of the Total Environment* 583: 466–477.
- FETTER, C.W. 2014. *Applied Hydrogeology*. 4th ed. Pearson. Harlow.

- FOLK, R.. 1980. *Petrology of Sedimentary Rocks*. 1st ed. Hemphill Publishing Company. Austin, Tx.
- FOLK, R.L. 1954. The Distinction between Grain Size and Mineral Composition in Sedimentary-Rock Nomenclature. *The Journal of Geology* 62 (4): 344–359.
- GAITAN, J.J., D.E. BRAN & C. AZCONA 2015. Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina : ventajas y limitaciones. *Agriscientia* 32 (2): 83–93.
- GALIZIA TUNDISI, J. & T. MATSUMURA-TUNDISI 2011. *Limnology*. 1st ed. CRC Press. Boca Raton.
- GARMENDIA, A., A. SALVADOR, C. CRESPO & L. GARMENDIA 2005. *Evaluación de impacto ambiental*. 1st ed. Pearson Educación. Madrid.
- GERARDI, M. 2008. *ORP Management in Wastewater as an Indicator of Process Efficiency*. New England Interstate Water Pollution Control Commission-YSI Inc. Lowell, MA
- GIBBS, R.J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170 (3962): 1088–1090.
- GÓMEZ OREA, D. & M.T. GÓMEZ VILLARINO 2013. *Evaluación de Impacto Ambiental*. 3rd ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- GOOGLE INC. 2018. Google Earth Pro.
- GRANADOS-SÁNCHEZ, D., M.Á. HERNÁNDEZ-GARCÍA & G. LÓPEZ-RÍOS 2006. Riparian Zones Ecology. *Revista Chapingo Serie Horticultura* XII (1).
- GUIANI, G., G. LAMPORTE & R. MUSMANNO 2013. *Introduction to Logistics Systems Management*. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. Chichester, West Sussex.
- GUILDFORD, S.J. & R.E. HECKY 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography* 45 (6): 1213–1223.
- GUISANDE, C., A. VAAMONDE & A. BARREIRO 2011. *Tratamiento de Datos con R, STATISTICA y SPSS*. 1st ed. Díaz de Santos. España.
- GUNN, B.M. & F. MOOSER 1970. Geochemistry of the volcanics of central Mexico. *Bulletin Volcanologique* 34 (2): 577–616.
- HAIR, J., R. ANDERSON, R. TATHAM & W. BLACK 2007. *Análisis Multivariante*. 5th ed. Pearson Prentice Hall. Madrid.
- HAKANSON, L. & M. JANSSON 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. 1st ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Berlin.
- HAMILTON, D.P. & S.F. MITCHELL 1996. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia* 317 (3): 209–220.
- HAMILTON, D.P. & S.F. MITCHELL 1997. Wave-induced shear stresses, plant nutrients and

- chlorophyll in seven shallow lakes. *Freshwater Biology* 38: 159–168.
- HANKE, J. & D. WICHERN 2014. *Business Forecasting*. 9th ed. Pearson Education. Harlow.
- HEATH, R.C. 1983. *Basic ground-water hydrology Water Supply Paper 2220*. Denver, CO.
- HERNÁNDEZ MARTÍNEZ, O., A. QUIROZ FLORES, P. RAMÍREZ-GARCÍA & A. LOT 2007. Paisaje lacustre: Ecología de la vegetación acuática. In: *Guía Ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización Ambiental e Inventario Biológico*. A. Lot (ed.): 45–59. UNAM. Mexico, D.F.
- HESSE, P.R. 1971. *A Textbook of Soil Chemical Analysis*. 1st ed. Chemical Pub. New York.
- HORTON, F. 2015. Did phosphorus derived from the weathering of large igneous provinces fertilize the Neoproterozoic ocean? *American Geophysical Union*: 1723–1738.
- HOSPER, S.H. 1985. Restoration of Lake Veluwe, The Netherlands, by reduction of phosphorus loading and flushing. *Water Science and Technology* 17 (4-5-5 pt 2): 757–768.
- HUSER, B.J., M. FUTTER, J.T. LEE & M. PERNIEL 2016. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. *Water Research* 97: 142–152.
- HUTCHINSON, G.E., E.S. DEEVEY JR. & A. WOLLACK 1939. The oxidation-reduction potentials of lake waters and their ecological significance. *Geology* 25: 87–90.
- INEGI 2018. Información por Entidad. Cuéntame de México.
- INSKEEP, W.P. & J.C. SILVERTOOTH 1988. Kinetics of hydroxyapatite precipitation at pH 7.4 to 8.4. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52 (7): 1883–1893.
- JACKSON, L.J. 2011. Conservation of shallow lakes given an uncertain, changing climate: Challenges and opportunities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21 (3): 219–223.
- JASSBY, A.D. & T.M.. POWELL 2011. Detecting Changes in Ecological Time Series. *Ecological Society of America* 71 (6): 2044–2052.
- JEFF, S., K. HUNTER, D. VANDERGUCHT & J. HUDSON 2012. Photochemical mineralization of dissolved organic nitrogen to ammonia in prairie lakes. *Hydrobiologia* 693 (1): 71–80.
- JENSEN, H.S. & F.O. ANDERSEN 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 37 (3): 577–589.
- JESCHKE, C., C. FALAGÁN, K. KNÖLLER, M. SCHULTZE & M. KOSCHORRECK 2013. No nitrification in lakes below pH 3. *Environmental Science and Technology* 47 (24): 14018–14023.
- KABATA-PENDIAS, A. 2011. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4th ed. CRC Press. Boca Raton.
- KALKA, H. 2019. Aqion. Available from: [www.aqion.de](http://www.aqion.de).
- KASPRZAK, P., J. BENNDORF, T. MEHNER & R. KOSCHEL 2002. Biomanipulation of lake



- ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology* 47: 2227–2281.
- KAZEMI, G.A., J.H. LEHR & P. PARROCHET 2006. *Groundwater Age*. 1st ed. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, N.J.
- KELLER, E.A. 2012. *Introduction to Environmental Geology*. 5th ed. Pearson Prentice Hall. Upper Saddle River, N.J.
- KLEINER, J. 1988. Coprecipitation of phosphate with calcite in lake water: A laboratory experiment modelling phosphorus removal with calcite in Lake Constance. *Water Research* 22 (10): 1259–1265.
- KOSMULSKI, M. 2009. *Surface Charging and Points of Zero Charge*. 1st ed. CRC Press. Boca Raton.
- KREBS, C.J. 2014. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Pearson Education. Harlow.
- KROESE, D., T. TAIMRE & Z. BOTEV 2011. *Handbook of Monte Carlo Methods*. 1st ed. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, N.J.
- LABAUGH, J.W. 2013. Groundwater Chemistry. In: *Biogeochemistry of Inland Waters*. G. E. Likens (ed.): 107–117. Academic Press. Amsterdam.
- LAZAROVA, V., I. PAPADOPOULOS & A. BAHRI 2004. Code of Successful Agronomic Practices. In: *Water reuse for irrigation: agriculture, landscapes, and turf grass*. V. Lazarova and A. Bahri (eds.): 104–149. CRC Press. Boca Raton.
- LEDESMA JIMENO, M. 2000. *Climatología y Meteorología Agrícola*. 1st ed. International Thompson Editores Spain Paraninfo. Madrid.
- LEE, Y., S.-Y. HA, H.-K. PARK, M.-S. HAN & K.-H. SHIN 2015. Identification of key factors influencing primary productivity in two river-type reservoirs by using principal component regression analysis. *Environmental monitoring and assessment* 187 (4): 213.
- LEVIN, R. & D. RUBIN 2004. *Statistics for Management*. 7th ed. Prentice Hall. New York.
- LEVINE, D.M., T.C. KREHBIEL & M.L. BERENSON 2006. *Estadística para Administración*. 4th ed. Pearson Educación. México D.F.
- LIBES, S. 2009. *Introduction to Marine Biogeochemistry*. 2nd ed. Academic Press. U.S.A.
- LIU, C., Y. HUANG, W. SHEN & J. CUI 2001. Kinetics of hydroxyapatite precipitation at pH 10 to 11. *Biomaterials* 22 (4): 301–306.
- LIU, Y., L. LI & R. JIA 2011. The optimum resource ratio (N:P) for the growth of *Microcystis aeruginosa* with abundant nutrients. *Procedia Environmental Sciences* 10 (PART C): 2134–2140.
- LIU, Y., Y. WANG, H. SHENG, F. DONG, R. ZOU, L. ZHAO, H. GUO, X. ZHU & B. HE 2014. Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion

- scenarios: A water quality modeling based statistical analysis approach. *Science of the Total Environment* 468–469: 219–227.
- LORING, D.H. & R.R.T. RANTALA 1992. Manual for the Geochemical analyses of Marine Sediments and Suspended Particulate Matter. *Earth Science Reviews*. 32: 235–283.
- LOT, A. 2007. *Guía Ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización Ambiental e Inventario Biológico*. 1st ed. A. Lot (ed.). UNAM. México D.F.
- LOT, A., M. PÉREZ, G. GIL, S. RODRÍGUEZ & P. CAMARENA 2012. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos*. 1st ed. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel UNAM (ed.). UNAM. México D.F.
- LUGO-VÁZQUEZ, A., M. SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, J. MORLÁN-MEJÍA, L. PERALTA-SORIANO, E.A. ARELLANES-JIMÉNEZ & M.G. OLIVA MARTÍNEZ 2017. Ciliates and trophic state: A study in five adjacent urban ponds in Mexico City. *Journal of Environmental Biology* 38: 1161–1169.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. 1st ed. Ediciones Omega. Barcelona.
- MASTERS, G. & W. ELA 2008. *Introducción a la Ingeniería Ambiental*. 3rd ed. Pearson Prentice Hall. Madrid.
- MAUCHA, R. 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. *Binnengewasser* 12: 173.
- MEERHOFF, M. & E. JEPPESEN 2009. Shallow Lakes and Ponds. In: *Encyclopedia of Inland Waters V2*. G. E. Likens (ed.): 645–655. Academic Press. New York.
- MEJÍA FARFÁN, M. 2019. Fitoplancton Limnético de los Cuerpos de Agua de la Cantera Oriente, Ciudad de México en el Periodo 2014-2015. UNAM
- MENESES-TOVAR, C.L. 2011. El índice normalizado diferencial de la vegetación. *Unasylya* 62 (238): 39–46.
- MILLER, J. & J. MILLER 2010. *Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry*. 6th ed. Pearson. Harlow.
- MINITAB 2019. ¿Qué es la regresión de mínimos cuadrados parciales? Available from: <https://support.minitab.com/es-mx/minitab/18/help-and-how-to/modeling-statistics/regression/supporting-topics/partial-least-squares-regression/what-is-partial-least-squares-regression/%0D> (August 29, 2019).
- MONTIEL PALMA, S., M.A. ARMIENTA HERNÁNDEZ, R. RODRÍGUEZ CASTILLO & E. DOMÍNGUEZ MARIANI 2014. Identificación de zonas de contaminación por nitratos en el agua subterránea de la zona sur de la cuenca de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (2): 137–142.
- MOORE, J., J. KOTZ, C. STANITSKY, M. JOESTEN & J. WOOD 2000. *El Mundo de la Química Conceptos y Aplicaciones*. 2nd ed. Addison Wesley Longman. México.
- MORILLO DÍAZ, G., G.J. VILLASMIL ALDANA, Á. PINEDA & G.A. OROZCO ROYERO 2018. Estimación de clorofila a en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes LANDSAT

8. *Mapping 27* (188): 4–14.
- MOSS, B. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1 (2): 101–105.
- MULLIGAN, C., F. MASAHARU & Y. SATO 2010. *Sediments Contamination and Sustainable Remediation*. 1st ed. IWA Publishing-CRC Press. U.S.A.
- MURPHY, T.P., K.J. HALL & I. YESAKI 1983. Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* 28 (1): 58–69.
- NAGLE, G. & B. COOKE 2017. *Geography*. 2nd ed. Oxford University Press. Oxford.
- NAIMAN, R., H. DÉCAMPS & M. MCCLAIN 2005. *Riparia Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. 1st ed. Elsevier Academic Press. Burlington, MA.
- NASA 2019. NASA Prediction Of Worldwide Energy Resources.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES 1995. *Mexico City's Water Supply: Improving the Outlook for Sustainability*. 1st ed. National Academy Press. Washington, D.C.
- NEGENDANK, J.F.W. 1972. Volcanics of the Valley of Mexico. Description of some mexican volcanic rocks with special consideration of the opaques. Part I: Petrography of the volcanics. *Neues Jahrbuch fuer Mineralogie, Abhandlungen* 116 (3): 308–320.
- NESBITT, H.W. & G.M. YOUNG 1984. Prediction of some weathering trends of plutonic and volcanic rocks based on thermodynamic and kinetic considerations. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48 (7): 1523–1534.
- NOAA 2019. The Global Greenhouse Gas Reference Network. Available from: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/> (August 8, 2019).
- NODWELL, L.M. & N.M. PRICE 2001. Direct use of inorganic colloidal iron by marine mixotrophic phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 46 (4): 765–777.
- NOVELO, E., E. PONCE & R. RAMÍREZ 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. In: *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. A. Lot and S. Cano (eds.): 71–80. UNAM. Mexico, D.F.
- O'NEILL, P. 1993. *Environmental Chemistry*. 2nd ed. Chapman & Hall. U.S.A.
- OLAUSSON, E. 1980. The Carbon Dioxide-Calcium Carbonate System in Estuaries. In: *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. E. Olausso and I. Cato (eds.): 297–305. John Wiley & Sons. North Ireland.
- OLIPHANT, T., L.T. TSOELENG, P. MHANGARA & O.E. MALAHLELA 2018. Mapping chlorophyll-a concentrations in a cyanobacteria- and algae-impacted Vaal Dam using Landsat 8 OLI data. *South African Journal of Science* 114 (9–10): 1–9.
- OLSEN, S.R., C.V. COLE, F.S. WATANABE & L. a. DEAN 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular* 939 (939): 1–19.

- ORACLE 2017. Oracle Crystal Ball.
- ORGANIZACIÓN METEOROLÓGICA MUNDIAL 2019. El Niño / La Niña Hoy - Diciembre de 2017. Available from: <https://public.wmo.int/es/media/comunicados-de-prensa/el-niño-la-niña-hoy-diciembre-de-2017> (October 6, 2020).
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD/ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD 2017. Emergencia por impacto del Fenómeno “El Niño Costero” - Perú, 2017. Available from: [https://www.paho.org/per/index.php?option=com\\_content&view=article&id=3710:emergencia-por-impacto-del-fenomeno-el-nino-costero-2017-peru&Itemid=1060](https://www.paho.org/per/index.php?option=com_content&view=article&id=3710:emergencia-por-impacto-del-fenomeno-el-nino-costero-2017-peru&Itemid=1060) (October 6, 2020).
- PALACIO PRIETO, J.L. & M.-N. GUIBAUD 2015. Patrimonio natural de la Reserva Ecológica del pedregal de San Ángel y áreas cercanas. sitios de interés geológico y geomorfológico al sur de Cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 67 (2): 227–244.
- PARDOS, J.A. 2004. Respuestas de las plantas al anegamiento del suelo. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 13 (S1): 101.
- PARKER, R. 2000. *La Ciencia de las Plantas*. 1st ed. Paraninfo Thompson Learning. Madrid.
- PAULING, L. 1929. The principles determining the structure of complex ionic crystals. *Journal of the American Chemical Society* 51 (4): 1010–1026.
- PÉREZ MARQUÉS, M. 2014. *Minería de Datos*. 1st ed. Alfaomega. México D.F.
- PIPER, A.M. 1944. A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water-Analyses. *American Geophysical Union* 25 (6): 914–928.
- PUIGDOMENECH, I. 2015. MEDUSA and HYDRA.
- QUIROZ-FLORES, A. de J., M.G. MIRANDA-ARCE, P. RAMÍREZ-GARCÍA ARMORA & A. LOT-HELGUERAS 2018. Phosphorus Accumulation Within the Sediments of Hydrophytes Communities in the Tochac Lake, Hidalgo, Mexico. *Polibotánica* 0 (46): 233–240.
- RACCA, J.M.J., A. PHILIBERT, R. RACCA & Y.T. PRAIRIE 2001. A comparison between diatom-based pH inference models using artificial neural networks (ANN), weighted averaging (WA) and weighted averaging partial least squares (WA-PLS) regressions. *Journal of Paleolimnology* 26 (4): 411–422.
- RAMOS LEAL, J.A., A. CORTES SILVA, A. RAMÍREZ GUZMÁN & L.E. BARRÓN ROMERO 2003. Relaciones Hidrogeoquímicas y Sistemas de Flujo entre las Cuencas de México y Amacuzac. In: *El Recurso Agua en el Alto Balsas*. Ú. Oswald (ed.): 49–72. Centro Regional de Publicaciones Multidisciplinarias, UNAM. Cuernavaca.
- RAYA-PÉREZ, C. & C. AGUIRRE 2012. El papel del silicio en los organismos y ecosistemas. *Conciencia Tecnológica* (43): 234–235.
- REPSA 2013. Listado de proyectos de investigación. Available from: <http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivosrepsa/investigacion-y-docencia/proyectos> (March 15, 2017).

- RIOS, E.H., P.F. de O. RAMOS, V. de F. MACHADO, G.C. STAEL & R.B. de V. AZEREDO 2011. Modeling rock permeability from NMR relaxation data by PLS regression. *Journal of Applied Geophysics* 75 (4): 631–637.
- ROCHA, R., S. THOMAZ, P. CARVALHO & L. GOMES 2009. Modeling chlorophyll-a and dissolved oxygen concentration in tropical floodplain lakes (Paraná River, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 69 (2 suppl): 491–500.
- RODIER, J., B. LAGUBE & N. MERLET 2011. *Análisis del Agua*. 9th ed. Ediciones Omega. Barcelona.
- RODRÍGUEZ-MORENO, V.M. & S.H. BULLOCK 2013. Comparison of vegetation indexes in the Sonoran desert incorporating soil and moisture indicators and application to estimates of LAI. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 4 (4): 611–623.
- ROHLI, R. & A. VEGA 2008. *Climatology*. 1st ed. Jones and Bartlett Publishers. Sudbury.
- ROLDAN PÉREZ, G. & J.J. RAMÍREZ RESTREPO 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. 2nd ed. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- ROMO, S., J. SORIA, F. FERNÁNDEZ, Y. OUAHID & Á. BARÓN-SOLÁ 2013. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology* 58 (3): 513–522.
- ROWAN, J.S., J. CARWARDINE, R.W. DUCK, O.M. BRAGG, A.R. BLACK, M.E.J. CUTLER, I. SOUTAR & P.G. BOON 2006a. Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 637–657.
- ROWAN, J.S., I. SOUTAR, O.M. BRAGG, J. CARWARDINE & M.E.J. CUTLER 2006b. Lake habitat survey in the United Kingdom. Field survey guidance manual. *SNIFFER* (May): 70.
- RUGENSKI, A., W. MINSHALL & R. HAUNER 2017. Riparian Processes and Interactions. In: *Methods in Stream Ecology Volume 2: Ecosystem Function*. G. Lamberti and R. Hauer (eds.): 83–111.
- RUIZ, M., M. GRANERO, M. RODRÍGUEZ, M.A. BUSTAMANTE & A.L. RUIBAL CONTI 2016. Importancia de los sedimentos como fuente interna del fósforo en el embalse San Roque (Córdoba): Determinación de una metodología para su estudio. In: *XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*. Centro de la Región Semiárida and Instituto Nacional del Agua (eds.): 11. Instituto Nacional del Agua. Mendoza.
- RYAN, P. 2019. *Environmental and Low Temperature Geochemistry*. 2nd ed. Wiley Blackwell. Hoboken, N.J., U.S.A.
- S.M.N.-CICESE 2019. Base de Datos Climatológica Nacional (Sistema CLICOM).
- SÁNCHEZ, F.J. 2017. *Hidrología Superficial y Subterránea*. 1st ed. Createspace Independent Pub. Salamanca.
- SAWYER, C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. *Journal Of The New England Water Works Association* 41 (2).

- SCHEFFER, M. 2004. *Ecology of shallow lakes*. 1st ed. Springer-Science+Business Media, B.V. The Netherlands.
- SCHINDLER, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51 (1): 356–363.
- SCHMITTER, E. 1953. Investigación petrológica en las lavas del pedregal de San Angel. *Congreso Científico Mexicano, Memorias* 3: 218–237.
- SCHNEIDER, A. 2017. GPS Visualizer. Available from: <http://www.gpsvisualizer.com> (November 25, 2017).
- SECRETARÍA DE PROTECCIÓN CIVIL CDMX Secretaría de Protección Civil CDMX. Available from: [http://data.proteccioncivil.cdmx.gob.mx/mapas\\_sgm/mapa\\_geologico\\_df\\_b\\_1280\\_1349.jpg](http://data.proteccioncivil.cdmx.gob.mx/mapas_sgm/mapa_geologico_df_b_1280_1349.jpg) (May 14, 2018).
- SECRETARÍA DE SALUD 1999. *NOM-127-SSA1-1994 Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México
- SEMARNAT 2000. *Norma Oficial Mexicana: NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Publicación de vigencia en el Diario Oficial de la Federación el 31 de diciembre de 2002.
- SEMARNAT 2012. Agua. *Informe de la situación del medio ambiente en México*.: 258–316.
- SHUELER, T. & J. SIMPSON 2003. Why urban lakes are different. *Watershed Protection Techniques* (3): 747–750.
- SIERRA RAMÍREZ, C.A. 2011. *Calidad de agua. Evaluación y diagnóstico*. 1st ed. Ediciones de la Universidad de Medellín. Medellín.
- SMALL, G.R. & R. WONG 2002. The Validity of Forecasting. *Pacific Rim Real Estate Society International Conference Christchurch* (August 2001): 1–14.
- SMITH, K.L., A.R. MILNES & R.A. EGGLETON 1987. Weathering of basalt: formation of iddingsite. *Clays & Clay Minerals* 35 (6): 418–428.
- SMITH, L. & S.J. WEATHCRAFT 1993. Groundwater Flow. In: *Handbook of Hydrology*. M. R. Maidment (ed.): 6.1-6.52. Mc Graw Hill. New York.
- SMN-CNA 2020. Resúmenes Mensuales de Temperaturas y Lluvia. Available from: <https://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias> (October 6, 2020).
- SØNDERGAARD, M., J.P. JENSEN & E. JEPPESEN 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506.
- SONG, K. & A.J. BURGIN 2017. Perpetual Phosphorus Cycling: Eutrophication Amplifies Biological Control on Internal Phosphorus Loading in Agricultural Reservoirs. *Ecosystems* 20 (8): 1483–



1493.

- SPEARS, B.M., L. CARVALHO & D.M. PATERSON 2007. Phosphorus partitioning in a shallow lake: Implications for water quality management. *Water and Environment Journal* 21 (1): 47–53.
- SPOSITO, G. 2008. *The Environmental Chemistry of Soils*. 2nd ed. Oxford University Press. U.S.A.
- STATPOINT TECHNOLOGIES 2014. Statgraphics Centurion XVII.
- STERN, L. 2010. *A Visual Approach to SPSS for Windows. A guide to SPSS 17.0*. 2nd ed. Pearson-Allyn & Bacon. Boston.
- STUMM, W. 1992. *Chemistry of the Solid-Water Interface: Processes at the Mineral-Water and Particle-Water Interface in Natural Systems*. 1st ed. John Wiley & Sons. U.S.A.
- SYSTAT 2017. Sigma Plot 14.
- DEL TÁNAGO, M.G. & D.G. DE JALÓN 2011. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* 30 (2): 235–254.
- TANG, X., M. WU, W. YANG, W. YIN, F. JIN, M. YE, N. CURRIE & M. SCHOLZ 2012. Ecological strategy for eutrophication control. *Water, Air, and Soil Pollution* 223 (2): 723–737.
- TARBUCK, E.J. & F.K. LUTGENS 2013. *Ciencias de la Tierra. Una Introducción a la Geología Física*. 10th ed. Pearson. Madrid.
- TENENHAUS, M., J. PAGÈS, L. AMBROISINE & C. GUINOT 2005. PLS methodology to study relationships between hedonic judgements and product characteristics. *Food Quality and Preference* 16 (4): 315–325.
- TRAP, J., F. BUREAU, G. PEREZ & M. AUBERT 2013. PLS-regressions highlight litter quality as the major predictor of humus form shift along forest maturation. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 969–971.
- VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109–122.
- VALDÉZ, D. 2010. Regresión por Mínimos Cuadrados Parciales. *Varianza* 7 (3): 18–22.
- VEGA-VILCA, C. & J. GUZMÁN 2011. Regresión PLS y PCA como solución al problema de multicolinealidad en regresión múltiple. *Revista de Matemática: Teoría y Aplicaciones* 18 (1): 9–20.
- VILA CLARA, G., M. CHÁVEZ, A. LUGO, H. GONZÁLEZ & M. GAYTÁN 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 25 (1): 435–440.
- VILLAESCUSA, I. & N. FIOL 2009. Determination of sorbent point zero charge : usefulness in sorption studies. *Environ Chem Lett* 7: 79–84.

- VILLALOBOS, M., I.N. ESCOBAR-QUIROZ & C. SALAZAR-CAMACHO 2014. The influence of particle size and structure on the sorption and oxidation behavior of birnessite: I. Adsorption of As(V) and oxidation of As(III). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 125: 564–581.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 37 (1): 53–84.
- VOLLENWEIDER, R.A. 1987. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration. *Swiss Journal of Hydrology* 49 (2): 129–147.
- WANG, L., L. LIU & B. ZHENG 2013. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. *Journal of Environmental Sciences (China)* 25 (5): 962–970.
- WEDEPOHL, K.H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta*: 59:1217.
- WEINER, E. 2013. *Applications of Environmental Aquatic Chemistry A Practical Guide*. 3rd ed. CRC Press. Boca Raton.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology Lake and Rivers Ecosystems*. 3rd ed. Academic Press. San Diego.
- WETZEL, R.G. & G.E. LIKENS 2000. *Limnological Analysis*. 3rd ed. Springer Science+Business Media Inc. New York.
- WICANDER, R. & J.S. MONROE 2000. *Fundamentos de Geología*. 2nd ed. International Thompson Editores. México D.F.
- WOLD, S., M. SJÖSTRÖM & L. ERIKSSON 2001. PLS-regression: A basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58 (2): 109–130.
- WURTSBAUGH, W.A. & A.J. HORNE 1983. Iron in eutrophic Clear Lake, California: its importance for algal nitrogen fixation and growth ( *Aphanizomenon flos-aquae*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (9): 1419–1429.
- WWW.METEOBLUE.COM 2019. [www.meteoblue.com](https://www.meteoblue.com/es/tiempo/pronostico/modelclimate/ciudad-universitaria_méxico_3530583). Available from: [https://www.meteoblue.com/es/tiempo/pronostico/modelclimate/ciudad-universitaria\\_méxico\\_3530583](https://www.meteoblue.com/es/tiempo/pronostico/modelclimate/ciudad-universitaria_méxico_3530583) (January 19, 2019).
- YAMADA, Y., T. FUKUDA, K. OMORI & T. NAKANO 2015. Origin of particulate organic matter in a river with remarkable water pollution in Shikoku Island, Japan. *Limnology* 16 (2): 127–137.
- YANG, J., X. YU, L. LIU, W. ZHANG & P. GUO 2012. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. *Environmental Science and Pollution Research* 19 (5): 1432–1442.
- YANG, S.Q. & P.W. LIU 2010. Strategy of water pollution prevention in Taihu Lake and its effects analysis. *Journal of Great Lakes Research* 36 (1): 150–158.
- YANG, X. e., X. WU, H. HAO & Z. HE 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University. Science. B* 9 (3): 1–2.

- ZAMBRANO, L., E. VALIENTE & M.J. VANDER ZANDEN 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: Carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions* 12 (9): 3061–3069.
- ZAPATA, F. & R.N. ROY 2007. *Utilización de las rocas fosfóricas para una agricultura sostenible*. Roma
- ZHANG, J., T. XIAO, D. HUANG, S.M. LIU & J. FANG 2016. Editorial: Eutrophication and hypoxia and their impacts on the ecosystem of the Changjiang Estuary and adjacent coastal environment. *Journal of Marine Systems* 154: 1–4.
- ZHANG, Y., C. SONG, L. JI, Y. LIU, J. XIAO, X. CAO & Y. ZHOU 2018. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Science of the Total Environment* 627: 1294–1302.

## ANEXO 1. Encuestas para la evaluación del hábitat

### Encuesta para obtener el Puntaje de Modificación del Hábitat Lacustre (LHMS).

Parámetros	Puntuación 0	Puntuación 2	Puntuación 4	Puntuación 6	Puntuación 8
<b>Modificación de la zona del Margen</b>	<10% del borde afectado por la ingeniería dura	≥10%, <30% del borde afectado por la ingeniería dura	≥30%, <50% del borde afectado por la ingeniería dura	≥50%, <75% del borde afectado por la ingeniería dura	≥75% del borde afectado por la ingeniería dura
<b>Uso de los Márgenes</b>	<10% del borde con cubierta no nativa terrestre	≥10%, <30% del borde con cubierta no nativa terrestre	≥30%, <50% del borde con cubierta no nativa terrestre	≥50%, <75% del borde con cubierta no nativa terrestre	≥75% del borde con cubierta no nativa terrestre
<b>Presiones dentro del Lago (Actividades)</b>	Sin presiones en el lago (excluyendo la basura u olor)	1 presión en el lago (excluyendo la basura u olor)	2 presiones en el lago (excluyendo la basura u olor)	3 presiones en el lago (excluyendo la basura u olor)	> 3 presiones en el lago (excluyendo la basura u olor)
<b>Obras Hidráulicas</b>	0-1	2	3 o más	Uso principal de energía hidroeléctrica, control de inundaciones, suministro de agua o Elevado o bajado por > ±1 m	1 presa (sin paso de energía hidroeléctrica, control de inundaciones, suministro de agua Y fluctuación anual >5 m o <0.5 m
<b>Régimen Sedimentario</b>	<25% de costa afectada por la erosión y <25% de la zona en el lago afectada por la deposición (excluidas las islas vegetadas)	≥25%, <50% afectado por la erosión O ≥25%, <50% área del lago por la deposición (excluidas las islas vegetadas)	≥50%, <70% costa afectada por la erosión o ≥50%, <70% área del lago afectada por la deposición (excluidas las islas vegetadas)	≥70% costa afectada por la erosión o <70% área del lago afectada por la deposición (excluidas las islas vegetadas)	-----
<b>Especies Invasivas</b>	0-1 registros (no 2 registros de una especie)	2-3 registros (pueden ser de una o más especies)	-----	-----	-----

Modificado de Rowan *et al.*, (2006)

### Encuesta para obtener el Índice de Calidad Riparia (RQI) adaptado a lagos

1.-DIMENSIONES DE LA TIERRA CON VEGETACIÓN RIBEREÑA (ANCHO MEDIO DEL CORREDOR RIBEREÑO)				
Identificar la banda que contiene especies ribereñas (cualquier especie que la presencia esté relacionada con el cuerpo de agua) y estimar su anchura media a lo largo del alcance del estudio. Busque restricciones a la anchura del corredor ribereño debido a la influencia humana. Si no existen, cualquier ancho se consideraría muy buen estado. Tenga en cuenta que las dimensiones ribereñas se pueden reducir naturalmente en valles confinados debido a las limitaciones del suelo o las laderas adyacentes.				
Muy Buena	Buena	Moderada	Pobre	Mala
Puntuación: 15-13	Puntuación: 12-10	Puntuación: 9-7	Puntuación: 6-4	Puntuación: 4-1
No hay restricciones al desarrollo de vegetación ribereña y la extensión a través del valle debido a la influencia humana. La vegetación ribereña está conectada con especies de tierras montañosas, y cubre toda la tierra entre el canal y las laderas adyacentes.	Anchura media del corredor ribereño ligeramente restringido por la acción humana. En valles no confinados, ancho medio superior a 3 anchos de canal activos, o superior a 60 m (lagos). En los valles morfológicamente confinados, las reducciones en la anchura ribereña afectan a menos del 30 % de la longitud ribereña.	Anchura media del corredor ribereño moderadamente restringido por la acción humana. En valles no discretos, ancho medio entre 3 y 1 anchos de canal activos, o superior a 30 m (lagos). En los valles confinados, la reducción de la anchura ribereña afecta entre el 30 y el 60 % de la longitud ribereña.	Anchura media del corredor ribereño reducida por la acción humana. En valles no discretos, ancho medio inferior a 1 ancho de canal activo. En los valles confinados, la reducción de la anchura ribereña afecta a más del 60 % de la longitud ribereña.	Anchura media del corredor ripario severamente reducida, o inexistente debido a acciones humanas. Bancos de canal conectados a los miembros agrícolas, zonas urbanizadas o carreteras. Considere 0 puntuación cuando el canal está lateralmente limitado y se conecta con áreas pavimentadas donde la vegetación ribereña no puede crecer.
2. CONTINUIDAD LONGITUDINAL, COBERTURA Y PATRÓN DE DISTRIBUCIÓN DEL CORREDOR RIPARIO (VEGETACIÓN LEÑOSA)				
Estimar la continuidad longitudinal y la cobertura basada en el patrón de distribución de las asociaciones de vegetación leñosa. Estimar la intensidad de la fragmentación en función del tamaño y la frecuencia de las áreas abiertas creadas por la acción humana, y el uso del suelo dentro de estas áreas que comprometan las funciones del corredor. Puntuar la intensidad de la intervención humana determinando: una pérdida gradual de esta heterogeneidad vinculada a la interacción continua entre inundaciones, sedimentos y vegetación; una disminución de la continuidad natural y la cobertura que promueve la fragmentación; o, por el contrario, un aumento de la continuidad y cobertura forestal madura con un patrón de distribución homogéneo debido a la regulación del flujo y el control de inundaciones.				
Continuidad y cobertura del corredor ribereño en	Corredor ribereño ligeramente despejado o	Corredor ribereño moderadamente	Corredor ribereño firmemente fragmentado o	Corredor ribereño intensamente alterado por

<p>estado natural. Por lo general, los diferentes estratos de vegetación cubren toda la longitud del segmento, mostrando un patrón heterogéneo y dinámicas de inundación, sin alteraciones relacionadas con las acciones humanas.</p>	<p>fragmentado por la intervención humana, o ligeramente inducido por el agua. La vegetación ribereña cubre toda la longitud del segmento pero con una cobertura ligeramente reducida, siendo superior al 60 % de la cobertura natural, e incluye varios estratos; o forma un corredor denso pero parcialmente fragmentado, con espacios abiertos de menos de 50 m de largo, libres de usos del suelo que pueden comprometer las funciones de pasillo o filtrado// O continuidad y cobertura del corredor ribereño ligeramente promovido por la regulación del flujo, con un aumento del dominio de los árboles.</p>	<p>fragmentado o despejado por la intervención humana, o por el agua. La vegetación ribereña cubre toda la longitud del segmento pero con una cobertura moderadamente reducida (entre el 30 % y el 60 % de la cobertura natural), incluyendo varios estratos, o con una cobertura más alta, pero solo de la capa del dosel de los árboles. O aparece en parches, dejando espacios abiertos de más de 50 m de largo, con usos de tierras agro-bosque que comprometen moderadamente las funciones de pasillo y filtrado.// O continuidad y cobertura del corredor ribereño moderadamente promovida por la regulación del flujo mostrando una capa de dosel de árbol continuo y denso que contiene arbustos.</p>	<p>despejado por la intervención humana, o inducido de forma firme por el agua. La vegetación ribereña aparece en pequeños parches que cubren menos del 30 % de la longitud del segmento, o se refiere a individuos aislados de árboles o arbustos, con juncos o arbustos dispersos. O más del 60 % de la zona ribereña no tiene vegetación y contiene ocupaciones urbanas o agrícolas.// O corredor ribereño fuertemente promovido por el agua, que contiene solo especies arbóreas.</p>	<p>la intervención humana. La vegetación ribereña se reduce a árboles o arbustos aislados, dejando grandes áreas abiertas con edificios o usos del suelo que comprometen gravemente las funciones de pasillo y filtrado. O no hay especies leñosas ribereñas y solo existen comunidades herbáceas debido a acciones humanas. Califique con 0 cuando no existan especies ribereñas leñosas donde las funciones del corredor ribereño natural se impiden por completo (pavimento).</p>
---	--	---	---	--

**3. COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN RIPARIA**  
**Identificar la composición natural y la estructura de estratos de la vegetación ribereña y las etapas de sucesión natural para el alcance del estudio. Busque las diferencias entre esta vegetación potencial y las formas reales de vegetación, el número y la cobertura de especies exóticas.**

<p>Vegetación ribereña en estado natural. Corredor ribereño que incluye una mezcla de especies correspondientes a las asociaciones de vegetación nativa del segmento fluvial, con diferentes estratos, a menudo incluyendo plantas de sombra y trepadoras. No hay especies exóticas.</p>	<p>Vegetación ribereña ligeramente alterada por la acción humana. Corredor ribereño que contiene la mayoría de las especies pertenecientes a asociaciones de vegetación nativa del segmento. 1 o 2 especies exóticas con menos del 10 % de cobertura.</p>	<p>Vegetación ribereña moderadamente alterada por la acción humana. Corredor ribereño que contiene solo ciertas especies de asociaciones de vegetación potenciales, incluyendo especies exóticas con cobertura del 10-30 %.</p>	<p>Vegetación ribereña alterada por la acción humana. Corredor ribereño que contiene solo una pequeña representación de las posibles formas de vegetación, o incluyendo especies exóticas con 30-60 % de cobertura. Abundancia de especies herbáceas espinosas o herbáceas invasoras (30-60 % de cobertura) debido al uso intensivo de la tierra ribereña.</p>	<p>Vegetación ribereña muy alterada por la influencia humana. Corredor ripario con más del 60 % de cobertura de especies exóticas. O el dominio de las formaciones de especies invasoras (cobertura mayor que 60 %), o crecimiento excesivo de comunidades herbáceas densas a lo largo del banco debido a la influencia humana. // Considere la puntuación 0 cuando el banco del suelo está sellado o pavimentado y la vegetación ribereña es inexistente.</p>
--	---	---	--	--

**4. DIVERSIDAD DE EDAD Y REGENERACIÓN NATURAL DE ESPECIES LEÑOSAS**  
**Busque la diversidad de edad de las principales especies leñosas. Intente localizar dónde tiene lugar la regeneración y busque las principales causas que limitan la regeneración cuando existen.**

<p>Diversidad de edad y regeneración de especies leñosas en condiciones naturales. Todas las clases de edad (semillas, individuos jóvenes, adultos y maduros) de todas las especies leñosas se observan en la zona ribereña.// O sin actividades humanas que afecten a la regeneración</p>	<p>Diversidad de edad y regeneración de especies leñosas ligeramente alteradas por la acción humana. Todas las clases de edad (semillas, individuos jóvenes, adultos y maduros) de las principales especies leñosas se observan al menos en algunos lugares dentro de toda la zona</p>	<p>Diversidad de edad y regeneración de especies leñosas moderadamente alteradas por la acción humana. La regeneración está limitada a las especies pioneras y solo tiene lugar en la zona ribereña proximal. En la zona distal solo se observan adultos e individuos maduros, con escasa representación de</p>	<p>Diversidad de edad y regeneración de especies leñosas alteradas de forma firme por la acción humana. Regeneración restringida a 1-2 especies, y a los bancos. En el resto del área ribereña solo se observan adultos o individuos maduros. Intervenciones humanas con efecto significativo sobre la</p>	<p>Diversidad de edad y regeneración de especies leñosas muy alteradas por la acción humana. No se observa, o hay muy poca regeneración. Clases de edad muy escasas más jóvenes y solo en las formas de arena o grava asociadas a los bancos que emergen en el canal activo. En el resto de la</p>
--	--	---	--	--

natural de especies ribereñas.	ribereña, pero faltan las clases de edad más jóvenes de las especies más sensibles. Intervenciones humanas con poco efecto en la regeneración natural	las clases de edad más jóvenes. Intervenciones humanas con efecto moderado sobre la regeneración natural debido a la regulación de baja intensidad de los flujos, arado del suelo, cuidado periódico, pastoreo de ganado, etc.	regeneración natural debidas a herbicidas, canalización, contaminación del agua, regulación intensa del caudal, etc.	zona ribereña solo existen especímenes maduros, junto con individuos muertos frecuentes. Severas restricciones debidas a la acción humana, impidiendo el establecimiento de vegetación. Utilice la puntuación 0 cuando la zona ribereña esté completamente sellada o pavimentada, sin potencial de regeneración.
--------------------------------	---	--	--	--

**5. CONDICIONES DE LOS BANCOS**

**Busque indicadores de naturalidad (movilidad, formas de tierra ausentadas, presencia de escombros leñosos y detritus de vegetación, heterogeneidad de la orilla del agua, etc.). Búsqueda de influencia humana que determine la inestabilidad de los bancos, homogeneidad de la orilla del agua, crecimiento excesivo de vegetación en bancos, incisión o deposición de sedimentos, revestimientos o alteraciones directas de la forma bancaria, la altura y la pendiente del banco.**

Bancos en estado natural. Bancos normalmente con costa de agua heterogénea asociada a formas naturales del banco. Abundancia de madera muerta y detritus de vegetación. Comunidad de plantas ribereñas totalmente desarrolladas.	Bancos ligeramente modificados por la acción humana. Los procesos de los bancos se modifican en menos del 10 % de la longitud total. Presencia de madera muerta y detritus de vegetación. La comunidad natural de plantas ribereñas plenamente desarrolladas que une los sedimentos bancarios en más del 60 % de la longitud total.	Bancos moderadamente modificados por la acción humana. Los bancos dan forma y procesos moderadamente alterados, carentes de vegetación debido a la influencia humana en un 10-30 % de la longitud total.	Bancos modificados de forma firme por la acción humana. Los bancos están carentes de vegetación debido a la influencia humana en un 30-60 % de longitud total.	Bancos muy alterados por la acción humana en más del 60 % de la longitud total. Considere la puntuación 0 cuando todos los bancos están cubiertos por hormigón que evita cualquier crecimiento de la vegetación.
--	---	--	--	--

**6. FLUJOS Y CONECTIVIDAD LATERAL**

**Busque la intensidad de la regulación que altera la frecuencia y la magnitud de las inundaciones y la periodicidad y el área de inundación; e identificar cambios morfológicos o trabajos de canalización para prevenir el desbordamiento. En ausencia de datos, busque huellas de inundación en áreas ribereñas y de llanuras inundadas, como escombros leñosos y desechos que cuelgan de vegetación después de inundaciones, grava abierta y áreas de arena asociadas a canales de inundación secundarios, ubicación de detritus de vegetación, etc. O evalúe la conectividad lateral basada en la proximidad de las restricciones físicas visibles de la accesibilidad a la zona ribereña.**

Régimen natural del flujo y acceso libre de inundaciones a zonas ribereñas. Geomorfología de canales y llanuras de inundación en condiciones naturales, sin restricciones a las inundaciones bancarias. Abundancia de madera muerta y ramas leñosas a lo largo de la llanura de inundación transportadas por grandes inundaciones.	Inundaciones y conectividad lateral ligeramente controladas por la acción humana. Regulación del caudal con pequeña reducción de la descarga completa del banco o frecuencia de inundaciones ordinarias naturales (periodo de retorno entre 2-10 años**); el desbordamiento se produce al menos 2 veces cada 10 años e inunda más del 50 % de la anchura ribereña. Presencia de madera muerta y ramas leñosas a lo largo de los bancos transportados por inundaciones.	Inundaciones y conectividad lateral moderadamente controladas por la acción humana. Regulación del caudal con reducción moderada de magnitud y frecuencia de inundaciones ordinarias naturales. El desbordamiento se produce al menos una vez cada 10 años e inunda más del 30 % de la anchura ribereña. O restricciones moderadas a las inundaciones.	Inundaciones y conectividad lateral controladas de forma señalizada por la acción humana. Regulación del caudal con reducción de magnitud y frecuencia de las inundaciones naturales; desbordante ocurre solo durante las inundaciones grandes y bajas frecuentes, alrededor de una vez cada 25 años. O restricciones a las inundaciones de ingeniería hidráulica con terraplenes.	Inundaciones y conectividad lateral muy reducidas por la acción humana. Regulación del caudal con reducción severa de la magnitud y frecuencia de las inundaciones naturales; el desbordamiento ocurre raramente, solo con inundaciones muy grandes, menos de una vez cada 25 años// Obras de canalización dura que reducen severamente el área propensa a inundaciones. Considere la puntuación 0 en casos de regulación muy intensa o llega a la ingeniería dura donde solo flujos muy extraordinarios pueden inundar los márgenes.
--	--	--	--	---

**7. SUSTRATO Y CONECTIVIDAD VERTICAL**

**Buscar alteraciones de la superficie del suelo reduciendo la capacidad de infiltración natural; y para alteraciones del sustrato a lo largo del prole del suelo que reducen la permeabilidad aluvial original, los flujos del subsuelo y la conectividad de las aguas subterráneas. Las alteraciones pueden deberse a empastes que modifican el material original del suelo y el banco de semillas y reducen la composición y diversidad de las comunidades herbáceas nativas; o a la minería de grava que induce cambios en el tamaño de las partículas o reemplaza los materiales originales; o debido a la presencia de infraestructuras subterráneas que impiden los flujos del subsuelo.**

El suelo ribereño y el subsuelo fluyen en estado	Suelo ribereño ligeramente modificado por acciones	Suelo ribereño moderadamente modificado	Suelo ribereño significativamente	Suelo ribereño muy modificado por acciones
--	--	---	-----------------------------------	--



<p>natural. Superficie del suelo cubierta por detritus vegetales y herbáceos vegetales, con banco de semillas original y diversidad de comunidades de pastos, y capacidad de infiltración no alterada. Sustrato ripario en estado natural, manteniendo su permeabilidad original. Preservación de flujos subsuperficiales y conectividad natural de aguas subterráneas.</p>	<p>humanas. Superficie del suelo cubierta por detritus de vegetación y hierba en más de 2/3 de la zona. Zonas desnudas, senderos pequeños o áreas compactas no pavimentadas debido al pastoreo de ganado, vehículos o actividades recreativas que representan menos de un tercio de la zona, sin reducción de la capacidad de infiltración a lo largo del alcance del estudio. Sustrato en estado natural, preservando el banco de semillas naturales, las comunidades herbáceas y la permeabilidad original. Se mantiene la minería de grava y las alteraciones en la geomorfología del suelo ausentes o de baja importancia, y la conectividad de los flujos de subsuelo y aguas subterráneas. Sin rellenos ni excavaciones.</p>	<p>por acciones humanas. Superficie del suelo cubierta por detritus de vegetación y hierba en menos de 2/3 de la zona. Superficie del suelo arado, sellado o pavimentado en menos del 30 %, reduciendo moderadamente la capacidad de infiltración. O suelo alterado en menos del 30 % de la superficie ribereña, debido a la minería de grava (geomorfología y tamaño de partícula de sustrato con alteraciones moderadas), o depósitos de sedimentos (banco de semillas original alterado que muestra la abundancia de plantas herbáceas oportunistas pioneras o el dominio del suelo desnudo). La adición de materiales inertes, residuos sólidos o residuos de edificios en menos del 30 % de la superficie altera moderadamente la permeabilidad natural y la conectividad con los flujos de subsuelo y aguas subterráneas. La presencia de infraestructuras subterráneas como carreteras o tuberías (agua, electricidad, petróleo) o la adición de desechos sólidos o escombros de edificios afecta a menos del 30 % de la superficie.</p>	<p>modificado por acciones humanas. Superficie del suelo sellada, compactada o pavimentada en 30-60% de la superficie, reduce significativamente la capacidad de infiltración. O prole del suelo ha sido alterado en 30-60 % de la superficie ribereña, debido a la minería de grava (geomorfología y tamaño de partícula de sustrato con alteraciones moderadas), o depósitos de sedimentos (banco de semillas original alterado que muestra la abundancia de plantas herbáceas oportunistas pioneras o el dominio del suelo desnudo). Sustrato riparial sustituido por materiales inertes, desechos sólidos o escombros de edificios en el 30-60 % de la zona ribereña. La presencia de infraestructuras subterráneas como carreteras o tuberías (agua, electricidad, petróleo) o la adición de desechos sólidos o escombros de edificios afecta al 30-60 % de la zona, alterando de forma significativa los flujos del subsuelo y la conectividad de las aguas subterráneas.</p>	<p>humanas. Suelos ribereños sellados o pavimentados en más del 60 % de la zona, comprometen gravemente la infiltración de agua. O prole del suelo ha sido profundamente alterado por la extracción de grava, o por alteraciones geomorfológicas degradando el suelo original y el banco de semillas en más del 60 % de la zona. Sustrato ripario sustituido por materiales inertes, desechos sólidos o escombros de edificios en más del 60 % de la superficie ribereña. Infraestructuras subterráneas como carreteras o tuberías (agua, electricidad, petróleo) o adición de residuos sólidos o escombros de edificios que afectan a más del 60 % de la zona, con una fuerte alteración de los flujos del subsuelo y la conectividad de las aguas subterráneas. Utilice la puntuación 0 cuando las zonas ribereñas estén completamente pavimentadas o excavadas que contengan infraestructuras de hormigón que impidan cualquier conectividad hidrológica con el canal.</p>
---	--	---	---	---

Modificado de Del Tánago y De Jalón (2011).

**Valores de la encuesta para obtener el Índice de Calidad Riparia (RQI) adaptado a lagos.**

Valor QBR	Estatus ripario	Opciones de manejo
150-130	Muy Bueno	Ribera en condiciones naturales, sin amenazas en su funcionamiento. Existe interés en la conservación y protección, para mantener el estado actual y prevenir futuras alteraciones de los sistemas ribereños.
129-100	Bueno	La mayoría de los atributos de la ribera están en buenas o muy buenas condiciones y 1 o 2 pueden ser alterados. El sistema necesita medidas de protección para prevenir posibles nuevos impactos y medidas de restauración para lograr la plena integridad de las funciones ribereñas. Elimine las presiones y los impactos tanto como sea posible.
99-70	Moderado	Varios atributos están alterados moderadamente. El sistema requiere medidas de restauración o rehabilitación para garantizar un correcto funcionamiento hidrológico y ecológico. Eliminar o reducir las presiones e impactos tanto como sea posible.
69-40	Pobre	La mayoría de los atributos se alteraron moderadamente. El sistema necesita medidas de rehabilitación o restauración, para mejorar y recuperar las funciones hidrológicas y ecológicas ribereñas. Se debe reducir las presiones e impactos tanto como sea posible y diseñar medidas de compensación para mejorar las condiciones ambientales.
39-10	Malo	Varios atributos están muy alterados. El sistema necesita medidas de rehabilitación o restauración para reintroducir o mejorar gradualmente las funciones hidrológicas y ecológicas ribereñas. Se deben reducir las presiones y los impactos tanto como sea posible y mejorar la percepción social de la degradación del cuerpo de agua.
<10	Muy Malo	La mayoría de los atributos están muy alterados. El sistema necesita medidas de rehabilitación o remediación, para recrear y reintroducir funciones ribereñas para mejorar las condiciones ambientales para un buen estado potencial y mejorar la percepción social de la degradación del cuerpo de agua.

Modificado de Del Tánago y De Jalón (2011).

## ANEXO 2. Métodos internos de laboratorio (sedimentos) y de campo (TRHt)

### 1.-Geoquímica de elementos mayores de los sedimentos

Hacer por duplicado cada muestra y reportar el promedio.

- 1.- Determinar la pérdida por calcinación en % por la técnica de gravimetría, se pesan alrededor de 3g de sedimento seco y molido en un crisol previamente llevado a peso constante, después se introduce a la mufla calentada previamente a 950°C y dejar calcinar por 8 horas. El dato obtenido de este ensayo se introducirá en el instrumento de FRX en uno de los campos del menú para la ejecución del análisis, refiriéndose como LOI (Loss of Ignition).
- 2.- Pesar por duplicado con precisión aproximadamente 0.4 g de sedimento calcinado.
- 3.- Pesar para cada réplica con precisión aproximadamente 5.0 g de fundente Tetraborato de Litio ( $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$ ) al 100%.
- 4.- Colocar el sedimento y el fundente en un crisol de oro-platino (Au-Pt).
- 5.- Colocar en la perladora marca Fluxana modelo Vulcan 2M en la estación de trabajo seleccionada con el programa P 0.
- 6.- Etiquetar la pastilla y colocarla en el inserto colocado en el porta muestras del equipo de FRX de acuerdo al procedimiento de operación del instrumento, el instrumento debe estar previamente calibrado para obtener resultados confiables.

### 2.-Textura

- 1.- Pesar 5 gramos de sedimento húmedo homogenizado.
- 2.- Agregar Peróxido de Hidrógeno al 35% para degradar la materia orgánica.
- 3.- Mezclar con 50 mL de una solución dispersante de hexametáfosfato de sodio al 10% (p/v) y dejar la mezcla reposar 24 horas.
- 4.- Transcurrido el tiempo, mezclar y tomar una porción de muestra para realizar el análisis, los parámetros texturales resultantes se reportan siguiendo el procedimiento tradicional de [Folk \(1980\)](#).

### 3.-Caudales

Dado que se tienen mejor identificadas las entradas de agua que las salidas en los cuerpos de agua, la medición del flujo se hizo en los canales que abastecen los lagos lo más cerca posible de la desembocadura, mediante la fórmula ([Briones S. & García C., 2008](#)):

$$\text{Gasto (Q)} = \text{Velocidad (V)} \times \text{Área (A)}$$

En la ecuación se considera las variaciones de los campos de velocidad del fondo y de las orillas que hace necesario introducir un coeficiente corrección y se midió la sección transversal del perímetro mojado del canal ([Rodier, Lagube y Merlet, 2011](#)).

Para medir la velocidad superficial del flujo se utilizó el método del flotador (no mide el gasto directamente), este método proporciona una velocidad de aflujo aproximada. Durante la medición se registra el tiempo de recorrido del flotador en una distancia de 10 m usualmente. Como la velocidad superficial es mayor que la velocidad promedio del caudal se hace una corrección, que consiste en multiplicar la velocidad superficial por un coeficiente que a continuación se muestra ([FAO, n.d.](#)); [Briones S. & García C., 2008](#)):

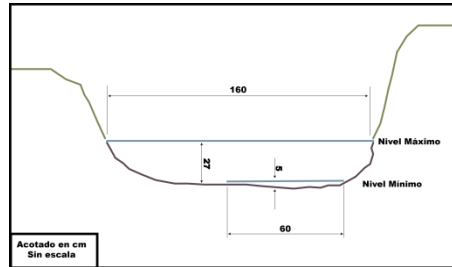
#### Coeficientes de corrección de las velocidades superficiales de un flotador.

Tirante Prom. (m)	0.30	0.60	0.90	1.20	1.50	1.80	2.70	3.60	4.50	6.09
Coef. de Corr. (C)	0.66	0.68	0.70	0.72	0.74	0.76	0.77	0.78	0.79	0.80

Briones S. & García C., (2008)

El LS Norte es abastecido por un tubo de asbesto-cemento sumergido, posteriormente el agua es conducida por un canal, pero el área de la sección transversal del canal tiene un grado de incertidumbre alta debido a que es un canal no revestido y no tiene una forma geométrica bien definida, la siguiente figura muestra la forma aproximada del canal, que asemeja a una forma parabólica que a para ese caso se aplicó la fórmula para obtener una aproximación del área transversal del canal:

$$A=2/3 (\text{Tirante} \times \text{Anchura}).$$



**Sección transversal del canal de suministro al lago Norte.**

Para el LS Centro se realizó una estimación del caudal por la compuerta con que se conecta con el lago Norte y por el todo abasto que lo alimenta, que es similar al que abastece al lago Norte.

En el caso del VR y del lago Sur presentan canales revestidos y con formas geométricas definidas como lo muestra la siguiente figura, solo que el lago Sur aparenta tener un aporte intermitente de agua a diferencia del VR que por el manejo posee un caudal más consistente. Para calcular el área del canal se realizó con la siguiente fórmula debido a que el canal tiene una forma compuesta por un trapecio y un rectángulo:

Si el tirante  $< 0.25$  m:

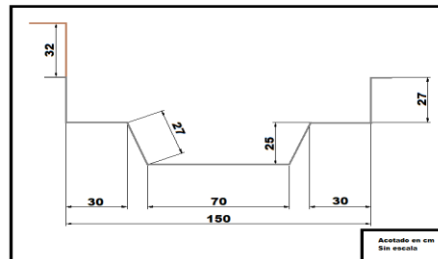
$$A = \text{área del trapecio}$$

$$A = ((\text{Base mayor} + \text{Base menor})/2) \times \text{Tirante}$$

Si el tirante  $> 0.25$  m:

$$A = \text{área del trapecio} + \text{área del rectángulo}$$

$$A = [((\text{Base mayor} + \text{Base menor})/2) \times \text{Tirante} (0.25 \text{ m})] + [\text{Base del Rectángulo} \times \text{Tirante} (T_{\text{tot}} - 0.25 \text{ m})]$$



**Sección transversal del canal de suministro al VR.**

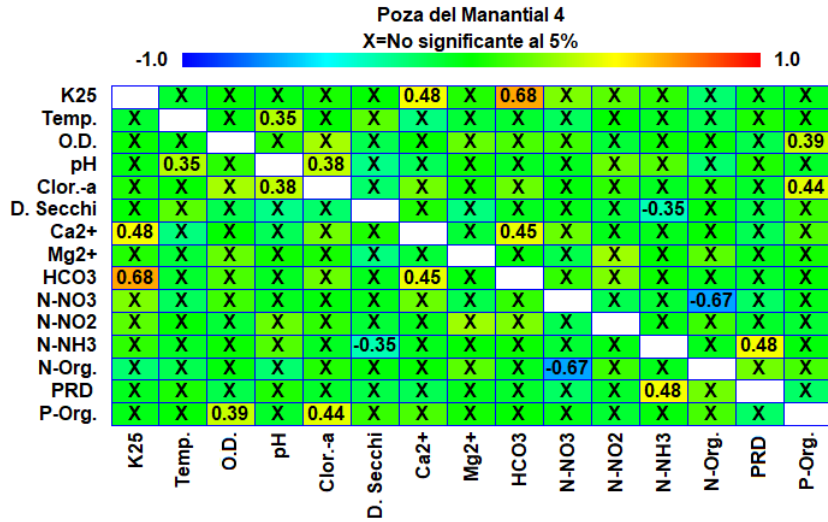
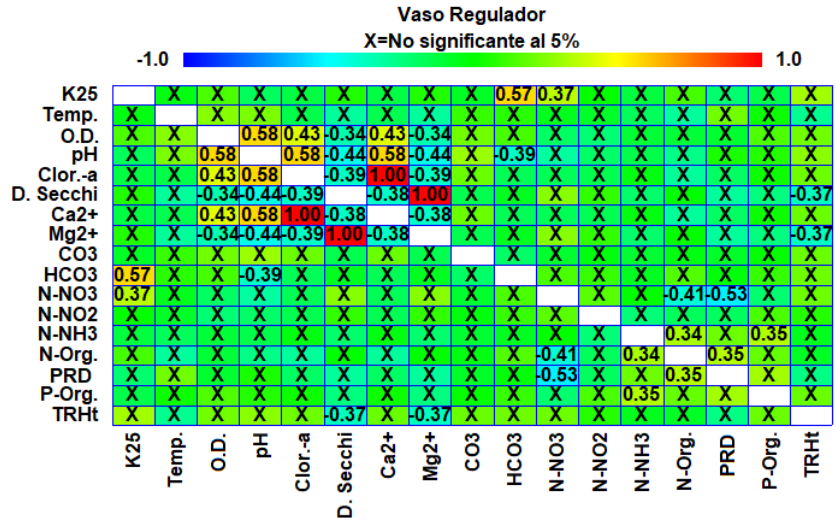
### ANEXO 3. Pruebas de normalidad Shapiro-Wilks a las variables originales

Variable	n	Norte valor p	Centro valor p	Sur valor p	V.R. valor p	PM 4 valor p
K <sub>25</sub>	36	0.08	0.65	0.16	0.74	0.09
Temp.	36	0.002	0.0017	<0.0001	0.47	0.93
O.D.	36	0.4	0.13	0.55	0.10	<0.0001
pH	36	0.16	0.015	0.25	0.92	0.72
Clor.-a	36	0.2	0.23	0.63	0.41	0.005
D. Secchi	36	0.36	0.21	0.10	0.33	0.016
Prof.	36	0.032	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Ca <sup>2+</sup>	36	0.29	0.92	0.076	0.28	0.14
Mg <sup>2+</sup>	36	0.97	0.32	<0.0001	0.33	0.06
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	36	>0.99	<0.0001	<0.0001	<0.0001	>0.99
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	36	0.10	<0.0001	<0.0001	0.0052	0.057
N-NO <sub>3</sub>	36	0.039	0.026	0.23	0.004	0.014
N-NO <sub>2</sub>	36	<0.0001	0.30	0.12	<0.0001	<0.0001
N-NH <sub>3</sub>	36	0.08	0.005	<0.0001	<0.0002	<0.0001
N-Org.	36	0.13	0.26	0.92	0.23	0.72
PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	36	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
P-Org.	36	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001

Si  $p \geq \alpha$  (0.05): Los datos siguen una distribución normal.







**Matriz de Covarianzas de Clorofila-a**

	Norte	Centro	Sur	VR
Norte	1543	289	630	153
Centro	289	6364	2664	4.6
Sur	630	2664	14379	3.3
VR	153	4.6	3.3	247

## ANEXO 5. Problemáticas en las series de datos: Multicolinealidad y Autocorrelación

### Multicolinealidad: Factor de Inflación de la Varianza (VIF).

Variable	Norte (VIF)	Centro (VIF)	Sur (VIF)	VR (VIF)	PM 4 (VIF)
Clorofila-a	4.58	3.59	4.46	2.27	2.22
O.D.	3.71	2.89	2.13	2.19	1.36
pH	3.13	5.28	4.79	4.47	2.25
D. Secchi	5.40	4.21	6.09	>1000	1.53
Ca <sup>2+</sup>	2.71	3.80	3.97	>1000	1.80
Mg <sup>2+</sup>	2.27	4.54	2.31	>1000	1.39
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	2.06	4.33	4.74	2.76	1.83
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	1.07	4.93	3.83	1.41	No calculado*
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5.73	3.91	4.39	3.32	2.61
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	2.32	2.84	4.53	1.44	1.40
N-NH <sub>3</sub>	2.49	2.24	3.92	2.01	2.15
N-Org.	3.59	2.62	2.39	2.95	2.78
PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	2.72	34.55	10.87	2.40	1.94
P-Org.	2.66	3.86	2.28	1.86	1.66
P-HAP	No calculado*	32.81	10.55	No calculado*	No calculado*
Temp.	1.84	2.35	3.79	2.51	1.38
K <sub>25</sub>	2.185	4.337	5.174	2.493	2.25

\*No calculado debido a que la variable no se presenta en el cuerpo de agua

### Autocorrelación: Prueba de Ljung-Box.

Prueba	Norte	Centro	Sur	Vaso Regulador	PM 4
Ljung-Box (valor p)	23.64 (p<0.05)	35.49 (p<0.05)	17.91 (p<0.05)	23.14 (p>0.05)	22.17 (p>0.05)

Ljung-Box si  $p \leq \alpha$  (0.05) existe evidencia de autocorrelación .

## ANEXO 6. Distribuciones de las variables usadas en las simulaciones de Montecarlo

	Variable	Distribución	Anderson-Darling	valor p
Norte	O.D.	Log. Normal*	0.209	0.756
	pH	Weibull*	0.472	0.122
	D. Secchi	Beta*	0.212	0.258
	Ca <sup>2+</sup>	Logística*	0.403	0.291
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Weibull*	0.222	0.592
	PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Log. Normal*	0.694	0.086
	TRHt	Beta*	0.188	0.075
Centro	O.D.	Log. Normal*	0.335	0.366
	pH	Weibull*	0.574	0.157
	D. Secchi	Log. Normal*	0.409	0.195
	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Extremo Max.*	0.862	0.051
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Beta*	0.299	0.069
	PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Log. Normal*	0.830	0.254
	P-Org.	Log. Normal*	0.277	0.545
	P-HAP	Log. Normal*	0.547	0.080
Sur	pH	Weibull*	0.128	0.247
	D. Secchi	Logística*	0.362	0.375
	N-NH <sub>3</sub>	Extremo máx.*	0.346	0.478
VR	pH	Logística*	0.232	0.747
	D. Secchi	Beta*	0.491	0.060
	Ca <sup>2+</sup>	Log. Normal*	0.220	0.734
	PRD como P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Log. Normal*	0.991	0.052

-En la prueba Anderson-Darling de bondad de ajuste en la distribución seleccionada, si  $p \geq \alpha$  (0.05): Los datos siguen la distribución seleccionada.

\*Los parámetros como media, desviación estándar, máx., mín., a, b, etc. de acuerdo a cada distribución para las simulaciones de Montecarlo fueron calculados por el programa Crystal Ball® (Oracle, 2017).