



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**EVALUACIÓN DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE
TÓXICOS EN AGUA, SEDIMENTO Y LIRIO
ACUÁTICO DE LA PRESA SAN JOSÉ EN SAN LUIS
POTOSÍ**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestra en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

I.B.P. Patricia del Carmen Avalos Escalante

Asesor:

Dr. Cristóbal Aldama Aguilera

Comité Tutelar:

Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre

Dr. Isidro Montes Ávila

Dr. Israel Razo Soto

San Luis Potosí, S. L. P.

Septiembre de 2022





19 de mayo de 2022

**ING. PATRICIA DEL CARMEN AVALOS ESCALANTE
P R E S E N T E.**

En atención a su solicitud de Temario, presentada por el **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, *Asesor de la Tesis* que desarrollará Usted, con el objeto de obtener el Grado de **Maestra en Tecnología y Gestión del Agua**. Me es grato comunicarle que en la sesión del H. Consejo Técnico Consultivo celebrada el día 19 de mayo del presente, fue aprobado el Temario propuesto:

TEMARIO:

"Evaluación de elementos potencialmente tóxicos en agua, sedimentos y lirio acuático de la presa San José en San Luis Potosí"

Resumen

1. Introducción
2. Antecedentes y área de estudio
3. Metodología para la caracterización de las matrices ambientales: agua, sedimento y lirio acuático de la presa San José
4. Discusión de los resultados de las características físico-químicas, con énfasis en los elementos potencialmente tóxicos
5. Conclusiones y recomendaciones

Referencias

"MODOS ET CUNCTARUM RERUM MENSURAS AUDEBO"

ATENTAMENTE

DR. EMILIO JORGE GONZÁLEZ GALVÁN

DIRECTOR. LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE INGENIERÍA

DIRECCION

Copia. Archivo.
*etn.

www.uaslp.mx

Av. Manuel Nava B.
Zona Universitaria • CP 78200
San Luis Potosí, S.L.P.
tel (441) 826 2330 al 39
fax (441) 826 2336

"Rumbo al centenario de la autonomía universitaria"

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado y a la Facultad de Ingeniería**, por prestar sus instalaciones para el desarrollo de la investigación y de igual manera, a los profesores que forman parte de la institución quienes compartieron sus conocimientos que fueron base para el proyecto.

Al **Instituto de Geología**, por brindarnos acceso a sus instalaciones donde se llevó a cabo la mayor parte experimental.

A la **Comisión Estatal del Agua**, por mostrar interés sobre el tema de investigación propuesto, brindarnos su apoyo para la realización de las campañas de muestreo y por confiar en que los resultados obtenidos serán base para futuras decisiones.

Al **Laboratorio de Ciencias Ambientales de Ingeniería Ambiental** del Área de Ciencias de la Tierra de la Facultad de Ingeniería de la UASLP, por permitirme hacer uso de equipos e instalaciones necesarios para llevar a cabo la metodología propuesta.

Al **Dr. Alfredo Aguillón Robles**, quién nos dio la cordial bienvenida al Instituto de Geología y que muy amablemente nos autorizó el acceso al Laboratorio de Geología y al **LQ. Miguel Ángel Cortina Rangel**, quién se mostró entusiasmado brindando su asesoría y seguimiento para que el uso del equipo y la metodología se realizaran correctamente. A su equipo de trabajo (Pablo González, Juan Torres y Josué Romero), quienes de igual manera me brindaron su apoyo y asesoría en las técnicas utilizadas en la etapa experimental.

A mi director de tesis **Dr. Cristóbal Aldama Aguilera**, por nuevamente confiar en mí y no dudar de mis habilidades y capacidades para la realización de este proyecto, por su tiempo, motivación, paciencia, apoyo y asesoría en todo momento.

A mis asesores **Dra. Ma. Catalina Alfaro de la Torre, Dr. Isidro Montes Ávila** y al **Dr. Israel Razo Soto**, por siempre apoyarme de manera incondicional y que han sido parte clave en este proyecto con sus valiosas aportaciones que ayudaron a mejorar el proyecto. Por aceptar ser mis asesores, por su paciencia, apoyo y asesoría en todo momento, muchas gracias.

A mis compañeros de maestría Gustavo Alvis, Emanuel Oyarvide, Lupita Torres, Maritza Durán, César Villanueva, Helios Serna, Octavio Ortiz, Benjamín Cruz, Alex Aldama y Toño Ciruelo, quienes de alguna manera contribuyeron con su granito de arena para enriquecer el trabajo, gracias por su solidaridad y motivación.

DEDICATORIA

A mis padres, que siempre me han dado su incondicional en cada paso que doy y que son pieza clave en mi formación profesional. A ellos que siempre me han dado palabras de aliento en tiempos difíciles y por enseñarme a no darme por vencida. Las palabras no me alcanzarían para agradecerles todo lo que han hecho por mí.

A mi hermano, que para mí representa un ejemplo a seguir y a quién siempre he admirado por su paciencia, inteligencia y perseverancia ante cualquier situación difícil que se presenta.

A mi mamá Lola que, aunque ya no está con nosotros, siempre está presente en cada paso que doy.

Al chino, que siempre busca la manera de hacerme reír con sus ocurrencias y que siempre me ha brindado su apoyo en las buenas y en las malas, intentando que no pierda de vista el lado positivo de las cosas.

¡Los amo!

CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Justificación.....	5
1.2. Hipótesis.....	6
1.3. Objetivos.....	6
1.3.1. General.....	6
1.3.2. Específicos.....	6
2. ANTECEDENTES Y ÁREA DE ESTUDIO	7
2.1. Elementos potencialmente tóxicos.....	7
2.2. Componentes físicos y químicos que determinan la calidad del agua.....	8
2.3. Sedimento como reservorio de elementos tóxicos.....	9
2.4. Eutroficación en cuerpos de agua superficial.....	12
2.4.1. Origen del lirio acuático, características generales y métodos de control.....	14
2.4.2. Acumulación de elementos potencialmente tóxicos en lirio acuático.....	17
2.5. Descripción del área de estudio.....	22
2.5.1. Hidrología.....	22
2.5.2. Clima.....	26
2.5.3. Geología.....	29
2.5.4. Tipo de suelo.....	31
2.5.5. Tipo de Vegetación.....	33
2.5.6. Localidades de la microcuenca de estudio.....	35
2.5.7. Problemática de lirio acuático en la presa San José, San Luis Potosí.....	37
3. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS MATRICES AMBIENTALES: AGUA, SEDIMENTO Y LIRIO ACUÁTICO DE LA PRESA SAN JOSÉ	46
3.1. Planeación de puntos de muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	46
3.2. Medición de parámetros fisicoquímicos <i>ex situ</i>	48
3.2.1. Turbidez.....	48
3.2.2. Demanda química de oxígeno.....	49
3.2.3. Fósforo.....	49
3.2.4. Nitrógeno.....	50
3.3. Muestreo y pretratamiento de muestras.....	52
3.3.1. Lirio acuático.....	52
3.3.2. Sedimento.....	53
3.4. Digestión ácida de muestras.....	54
3.4.1. Lirio acuático.....	54
3.4.2. Sedimento.....	55
3.5. Extracción secuencial en sedimento.....	58
3.6. Análisis por espectrometría.....	61
3.6.1. Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).....	61
3.6.2. Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).....	62
3.7. Análisis de datos.....	62
3.7.1. Prueba de normalidad y post hoc.....	63

3.7.2. Análisis de conglomerados	64
3.7.3. Análisis de componentes principales (ACP)	64
4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS CON ÉNFASIS EN LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS	66
4.1. Estadística descriptiva y prueba de normalidad	66
4.1.1. Características físico-químicas <i>in situ</i>	66
4.1.2. Características físico-químicas <i>ex situ</i>	71
4.2. Análisis multielemental por ICP-MS	76
4.2.1. Agua	76
4.2.2. Sedimento	80
4.2.3. Lirio acuático	107
4.2.4. Análisis de datos de matrices ambientales y EPT	111
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	117
REFERENCIAS.....	119

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Condición del sedimento con relación a su potencial redox (DeLaune & Reddy, 2005). ...	10
Tabla 2. Procesos de las plantas para la extracción de algunos EPT (Ávila, 2017).	18
Tabla 3. Acumulación en la planta de acuerdo a la estrategia utilizada ante la presencia de EPT (Ávila, 2017; Cobarrubias & Peña, 2017).	19
Tabla 4. Investigaciones sobre la absorción de EPT en lirio acuático	20
Tabla 5. Estadística descriptiva y prueba de normalidad de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> en muestras de agua. SW: Shapiro-Wilk.	68
Tabla 6. Estadística descriptiva de los parámetros fisicoquímicos <i>ex situ</i> de las muestras de agua. SW: Shapiro Wilk, TURB: turbiedad.	71
Tabla 7. Escala de clasificación de calidad del agua tomando como criterio DQO (CONAGUA, 2021).	73
Tabla 8. Clasificación trófica de lagos de acuerdo con la concentración de P y N (Gurung <i>et al.</i> , 2012).	73
Tabla 9. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en agua recolectada en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruscal-Wallis.	77
Tabla 10. Porcentaje de distribución de las especies de EPT en agua.	79
Tabla 11. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en sedimento recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio mediante el método de Kruscal-Wallis.	81
Tabla 12. Clasificación del sedimento de acuerdo con su contenido de metales USEPA (Garbarino <i>et al.</i> , 1987).	82
Tabla 13. Criterios provisionales de calidad del sedimento para metales (Persaud <i>et al.</i> , 1993).	83
Tabla 14. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en follaje del lirio recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruscal-Wallis.	107
Tabla 15. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en raíz de lirio recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruscal-Wallis.	108
Tabla 16. Factor de bioconcentración y traslocación del lirio acuático.	110
Tabla 17. Comparación múltiple de los valores de p de las matrices ambientales con el método de Kruscal-Wallis. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua.	111
Tabla 18. Cargas factoriales de cada variable de los componentes principales.	116
Tabla 19. Matriz de correlación de eigenvalores, varianza explicada y acumulada de los componentes principales.	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Comportamiento de EPT (◆) en un cuerpo de agua (Herrera <i>et al.</i> , 2013; Sudarshan <i>et al.</i> , 2020).....	10
Figura 2. Lugares donde el lirio acuático ha invadido cuerpos de agua (CABI, 2019).	13
Figura 3. Lirio acuático (<i>E. crassipes</i>), a) formación de nuevas plantas mediante estolones, b) inflorescencia tipo espiga y c) raíces fibrosas para la captación de nutrientes.	15
Figura 4. Métodos de control de lirio acuático a) químico (INGESA, 2005), b) mecánico (octopus, 2020) y c) biológico (CEA Jalisco, 2012).	16
Figura 5. Factores que influyen en la liberación de EPT hacia la fase acuosa (Ustaoğlu & Islam, 2020).....	17
Figura 6. Región hidrológica, subcuenca y microcuenca del área de estudio.	22
Figura 7. Esquema del sistema de presas que aportan al abastecimiento de agua potable en SLP (INEGI, 2017).	23
Figura 8. Hidrología superficial de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	24
Figura 9. Presa San José en San Luis Potosí (Camacho, 2021).	25
Figura 10. Clima de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	27
Figura 11. Precipitación de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	28
Figura 12. Geología de la microcuenca a la que pertenece la presa San José modificado de SGM (Servicio Geológico Mexicano).	30
Figura 13. Tipo de suelo de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	32
Figura 14. Tipo de vegetación de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	34
Figura 15. Localidades en la microcuenca a la que pertenece la presa San José.	36
Figura 16. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2013.	38
Figura 17. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2014.	39
Figura 18. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2015.	40
Figura 19. Cobertura de lirio acuático en la presa San José entre el año 2016 y principios del 2017.	41
Figura 20. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2018.	42
Figura 21. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2020.	43
Figura 22. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2021.	44
Figura 23. Formación de esteras de lirio acuático en la presa San José (2021).	45
Figura 24. a) Medición de parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i> y b) lancha inflable utilizada en el muestreo en la presa San José.	46
Figura 25. Localización de la microcuenca de estudio y diseño de puntos de muestreo en la presa San José.	47

Figura 26. Procedimiento de medición de turbidez en el Turbidímetro 2100N (Hach, 2015).	48
Figura 27. Esquema del procedimiento de medición de DQO bajo rango por fotometría.	49
Figura 28. Esquema del procedimiento de medición de fósforo total por fotometría.	50
Figura 29. Esquema del procedimiento de medición de nitrógeno total bajo rango por fotometría.	51
Figura 30. Esquema del proceso del pretratamiento de muestras de lirio acuático.	52
Figura 31. Esquema del procedimiento del secado de muestras de sedimento.	53
Figura 32. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de follaje y raíz de lirio acuático.	55
Figura 33. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de sedimento en placas.	56
Figura 34. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de sedimento en microondas.	57
Figura 35. Esquema del procedimiento de extracción secuencial selectiva en sedimento. El ▲ indica la etapa final de la fracción (centrifugar, decantar y aforar) y ● indica la etapa de lavado antes de la siguiente extracción.	59
Figura 36. Equipo eppendorf® Centrifuge 5810 R que se utilizó para la separación del sobrenadante en muestras de sedimento.	60
Figura 37. Agitador rotatorio Heidolph <i>instruments</i> Reax-20/12.	60
Figura 38. Equipo de ICP-MS Quadrupole X-SERIES 2 Thermo Scientific™.	61
Figura 39. Equipo de ICP-OES iCAP™ 7000 Series Thermo Scientific™.	62
Figura 40. Distribución de lirio acuático en la presa San José a) puntos M1-M4, b) puntos M5-M6 y c) puntos M7- M10.	66
Figura 41. Puntos de muestreo realizados en la presa San José.	67
Figura 42. Promedio de OD en mg/L y pH en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (<i>p</i>). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	69
Figura 43. Promedio de SDT en mg/L y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (<i>p</i>). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	70
Figura 44. Promedio de la DQO en mg/L y turbiedad (TURB) en UNT en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (<i>p</i>). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	72
Figura 45. Promedio de la concentración de N_T y P_T en el espejo de agua y los sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (<i>p</i>). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	74
Figura 46. Habitantes de Escalerillas aprovechando el agua del arroyo que atraviesa la zona rural que desemboca hacia la presa San José.	75
Figura 47. Promedio de la concentración N-NO_3 y N-NH_3 en el espejo de agua y los sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (<i>p</i>). Letras	

iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.....	75
Figura 48. Promedio de la concentración de EPT en agua recolectada en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	77
Figura 49. Diagrama de Pourbaix de I) Al, II) As, III) Pb y IV) Mn	80
Figura 50. Promedio de la concentración de EPT en sedimento recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.	81
Figura 51. Camiones cargados de tierra lama de la presa San José.....	83
Figura 52. Distribución de la concentración de Al en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	86
Figura 53. Distribución de la concentración de Fe en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	86
Figura 54. Distribución de la concentración de Ba en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	87
Figura 55. Distribución de la concentración de Cr en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	87
Figura 56. Distribución de la concentración de Ni en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	88
Figura 57. Distribución de la concentración de Hg en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	88
Figura 58. Distribución de la concentración de Pb en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	89
Figura 59. Distribución de la concentración de As en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	89
Figura 60. Distribución de la concentración de Cu en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	90
Figura 61. Distribución de la concentración de Mn en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	90
Figura 62. Distribución de la concentración de Cd en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.....	91

Figura 63. Distribución espacial de Al en sedimento de la presa San José.....	92
Figura 64. Distribución espacial de Fe en sedimento de la presa San José.....	93
Figura 65. Distribución espacial de Mn en sedimento de la presa San José.....	94
Figura 66. Distribución espacial de Cd en sedimento de la presa San José.....	95
Figura 67. Distribución espacial de Ba en sedimento de la presa San José.....	96
Figura 68. Distribución espacial de Cu en sedimento de la presa San José.....	97
Figura 69. Distribución espacial de As en sedimento de la presa San José.....	98
Figura 70. Distribución espacial de Pb en sedimento de la presa San José.....	99
Figura 71. Distribución espacial de Hg en sedimento de la presa San José.....	100
Figura 72. Distribución espacial de Cr en sedimento de la presa San José.....	101
Figura 73. Distribución espacial de Ni en sedimento de la presa San José.....	102
Figura 74. Actividad antropogénica de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.....	106
Figura 75. Promedio de la concentración de EPT en follaje de lirio recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.....	107
Figura 76. Promedio de la concentración de EPT en raíz de lirio recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.....	108
Figura 77. Análisis de conglomerados jerárquicos de las matrices analizadas mostrando estrecha relación entre el agua y el follaje. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua.....	112
Figura 78. Análisis de componentes principales de la concentración de EPT en las matrices ambientales. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua, I) F1 vs F2 y II) F2 vs F3.....	113
Figura 79. Análisis de componentes principales de EPT y parámetros fisicoquímicos del agua. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua, III) F1 vs F2 y IV) F2 vs F3.....	115

RESUMEN

El lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es originaria del Amazonas cuya presencia en cuerpos de agua indica procesos de eutrofización. Su rápida reproducción (sexual y asexual) le brinda alta competitividad sobre otras especies, forma esteras lo que el oxígeno disuelto, interfiere en la fotosíntesis y favorece la proliferación de mosquitos. Desde finales de 2017 hasta la actualidad, el lirio ha cubierto parte de la superficie de la presa San José, principal embalse cuya agua es potabilizada y destinada al abastecimiento en la ciudad de San Luis Potosí. El objetivo fue evaluar la concentración de elementos potencialmente tóxicos en agua, sedimento y lirio acuático de la presa San José para entender la dinámica entre estas matrices ambientales. Siguiendo la dirección del cauce principal de la presa se distribuyeron 10 puntos de muestreo y se midieron diferentes parámetros fisicoquímicos en agua. Mediante espectrometría se analizaron los EPT en agua, sedimento y lirio acuático recolectados de la presa. Además, se obtuvo la distribución de los elementos en las fracciones del sedimento realizando extracciones secuenciales selectivas.

Los resultados indican que el oxígeno disuelto disminuye de 4.6 mg/L (espejo del agua) a 3.6 mg/L en la cobertura de lirio. Los valores de fósforo (0.1 mg/L) y nitrógeno (1.8 mg/L) total, clasifican a la presa como un ambiente acuático con problemas de eutrofización. La calidad del agua del embalse entre aceptable y contaminada según la escala de CONAGUA, con valores de DQO en un rango de 37.8-41.8 mg/L. El aporte de nutrientes y materia orgánica se atribuyen a la descarga de aguas residuales de viviendas que carecen de un sistema de drenaje municipal en las localidades de Mesa de Conejos, Escalerillas y Pozuelos ubicadas dentro de la microcuenca de la presa San José. No se encontró una relación directa con el resto de los parámetros fisicoquímicos (pH, SDT y turbiedad) y la presencia de lirio acuático. Los componentes químicos estuvieron por debajo o dentro de los límites permisibles para agua potable en México excepto la turbiedad, nitrógeno amoniacal y Fe que pueden representar un posible riesgo sanitario.

La concentración de EPT en sedimento se encuentra entre moderada y altamente contaminado para Cu y Pb, respectivamente, además de concentraciones de As con un potencial de efecto severo en el ambiente acuático según la USEPA y criterios de Canadá. La mayoría de los elementos están unidos principalmente en la fracción residual, excepto el Cd y Mn que presentaron mayor movilidad y biodisponibilidad al encontrarse en la fracción intercambiable. En la distribución espacial se observó que el Ba, Cu, As, Pb y Hg son elementos que se concentran en la parte media de la presa y que posiblemente son aportados por el tránsito vehicular de las carreteras 80 y el Libramiento Poniente que atraviesan escurrimientos tributarios del embalse. Sumado a esto, en las comunidades dentro de la microcuenca, se encuentran establecimientos comerciales como gasolineras y talleres de hojalatería, pintura y reparación de vehículos como otras fuentes potenciales de estos contaminantes.

Los valores del factor de bioconcentración (FBC) son mayores a 1 en cada uno de los EPT indican que el lirio acuático es una planta acumuladora y actúa como un

filtro natural. La mayor concentración de estos elementos en la planta se encontró en la raíz. Por su contenido de EPT, se propone su recuperación de metales de valor agregado y posterior uso en la elaboración de papel, absorbentes de humedad u olores y composta. Es necesario evaluar los posibles usos para potenciar su aprovechamiento, control o disposición final para evitar daños a la salud y al medio ambiente.

Palabras clave: *Eichhornia crassipes*, embalse, metales, fracciones geoquímicas

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural escaso y vital sin el cual la vida no podría ser posible, cuya calidad debe ser protegida, gestionada y tratada como tal (Navas, 2017; Ahmed *et al.*, 2011). Solo el 3% de agua es dulce, distribuida de manera subterránea y superficial (ríos, lagos, arroyos y reservorios artificiales) (Milačič *et al.*, 2017; Boyd, 2020).

Los reservorios artificiales son obras hidráulicas que son construidas principalmente para el control de avenidas o crecidas y almacenamiento de líquido en superficie con lo que se trata de evitar en la medida de lo posible contingencias ocasionadas por la variabilidad natural que afecta su disponibilidad. También, pueden ser utilizadas para fines recreativos e incluso para la generación de energía eléctrica (SEMARNAT, 2015; Steel & Rast, 1996). Al ser un cuerpo de agua superficial queda expuesto a la aportación de contaminantes, que representan un riesgo al medio ambiente y a la salud debido a su persistencia, abundancia y toxicidad significativa presionando fuertemente la calidad del reservorio (Abbas *et al.*, 2019; Kılıç, 2020; SEMARNAT, 2015).

Las actividades antropogénicas como la agricultura, vertimiento de aguas residuales, quema de combustibles y residuos sólidos urbanos son fuentes potenciales de contaminación de metales y metaloides que pueden modificar de manera constante las características fisicoquímicas del agua (Pradana y García, 2019). Aunque, estos también pueden derivarse de procesos naturales como la erosión del suelo, meteorización de rocas y erupción volcánica. Algunos metales y metaloides son clasificados como elementos potencialmente tóxicos (EPT), que se definen como elementos que tiene un efecto de toxicidad sobre microorganismos del suelo, plantas, animales y seres humanos cuando están disponibles en altas y algunos en bajas concentraciones (Mng'ong'o *et al.*, 2021). Dependiendo del aprovechamiento que se le dé al agua, se han establecido especificaciones sanitarias de EPT con el propósito de asegurar y preservar la calidad del agua en el sistema hasta el suministro del líquido al consumidor (DOF, 1994).

Los EPT pueden ser transportados a los cuerpos de agua mediante la escorrentía o el viento, una vez en el ambiente acuático pueden comportarse de distintas maneras. Una parte de los elementos pueden volatilizarse, transformarse químicamente, ser consumidos por organismos acuáticos avanzando en la cadena trófica, o bien, adherirse a las partículas suspendidas finas en agua que con el paso del tiempo se depositan en el fondo formando parte del sedimento (Bastami *et al.*, 2018). Los sedimentos se localizan en unión de la interfaz sólido-líquido (Xu *et al.*, 2017) mediando la captación, almacenamiento, liberación y transferencia de contaminantes entre los compartimientos ambientales (Fuentes-Hernández *et al.*, 2019), teniendo un papel esencial dentro de los ecosistemas acuáticos al proveer sustrato para organismos a través de las interacciones con el agua donde las condiciones redox, pH, temperatura y tamaño de partícula (menor tamaño mayor superficie de contacto) influirán en la liberación o captación de elementos (Förstner, 1979). Con lo anterior, se entiende que un sistema acuático no es un medio estático

llevándose a cabo complejos procesos químicos, biológicos e hidrodinámicos que influyen en el intercambio de materia y energía entre biota, aire y suelo (Pradana y García, 2019).

Un cuerpo de agua en sí posee la capacidad natural de asimilar contaminantes, pero cuando se excede este límite es cuando se produce los daños ecológicos (Boyd, 2020) reflejándose directamente en la presencia o ausencia de flora y fauna endémica (Kastratovic *et al.*, 2015). Algunas plantas acuáticas poseen la capacidad de absorber, concentrar y transformar elementos tóxicos a través de su sistema (Benítez *et al.*, 2011). Dependiendo de la especie, biodisponibilidad del elemento, pH, capacidad de intercambio de cationes, oxígeno disuelto y temperatura será la acumulación y distribución de los contaminantes en el tejido de la planta (Buta *et al.*, 2011; Cheng, 2003).

Eichhornia crassipes conocida como lirio acuático o jacinto de agua, posee alta capacidad para acumular EPT en su biomasa sin presentar algún efecto adverso en su reproducción (Ali *et al.*, 2020; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022). Estudios como el de Ndimele & Jimoh (2011), indica que se trata de una planta que acumula metales pesados incluso cuando las concentraciones en los componentes abióticos (agua y sedimento) resultan ser bajas. Lejos de su lugar de origen, esta planta, se convierte en una de las peores malezas acuáticas del mundo ante la ausencia de depredadores que ayuden a su control, su alta tasa de reproducción da lugar a enormes cantidades de biomasa que cubre la superficie del agua de una gran variedad de hábitats afectando el uso y gestión de los recursos hídricos, además de ser responsable de cambios drásticos en las comunidades de plantas y animales de agua dulce (Burton *et al.*, 2012; Rodríguez-Lara *et al.*, 2022; Téllez *et al.*, 2008).

En la zona metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP), el 16% de la población es abastecida de agua potable gracias al sistema de presas El Peaje y El Potosino que descargan sus escurrimientos hacia una tercera presa llamada San José, que en conjunto representan una medida de contención contra inundaciones (Martínez *et al.*, 2010). Actualmente, la presa San José, ha presentado problemas en la calidad del agua almacenada en el embalse debido a la infestación de lirio acuático que ha llegado a cubrir más del 50% de la superficie. Para su control, el organismo operador ha invertido millones de pesos en proyectos relacionados a la limpieza y prevención de lirio acuático, como la aplicación del método mecánico para la remoción del exceso de la planta e incluso la instalación de una valla flotante para detener su desplazamiento. Pero hasta el momento, ninguna acción tomada ha reflejado resultados significativos a largo plazo.

El estudio de la evaluación del contenido de EPT en agua, sedimento y lirio acuático de la presa San José, representa un aporte de información sobre el estado en que se encuentra actualmente la presa y antecedente para futuras investigaciones que estén dirigidas a proponer potenciales usos de la planta que sean utilizadas como una alternativa para su control.

1.1. Justificación

El abastecimiento de agua potable depende, principalmente, de agua subterránea del acuífero del Valle de San Luis Potosí (75.8%) y para mitigar la sobreexplotación del acuífero se recurre al aprovechamiento de agua superficial captada en las presas El Realito, El Peaje, El Potosino y San José (24.2%) (INTERAPAS, 2022; Martínez *et al.*, 2010).

El crecimiento desorganizado en los límites de la ciudad por falta de regulación ha propiciado el asentamiento de localidades (Colonia Insurgentes, Mesa de Conejos, Escalerillas y Pozuelos) que carecen de servicios básicos y residencias cerradas construidas con la especulación de localizarse en zonas exclusivas o privilegiadas de la ciudad. Estas viviendas no cuentan con un sistema de tratamiento de aguas residuales, sus desechos (ricos en fósforo y nitrógeno) son conducidos hacia la presa San José. Esto ha contribuido a la excesiva proliferación de lirio acelerando el proceso de eutrofización desde finales del 2017, generando riesgos a la salud de los habitantes de la zona, así como los que consumen el agua del embalse (Avalos, 2020; Cabrera, 2021).

En condiciones óptimas la planta forma extensas esteras que obstruyen el intercambio de gases con la atmósfera, el paso de la luz solar, daña obras hidráulicas, constituye el hábitat para vectores (mosquitos) de enfermedades (Carrenard *et al.*, 2018; Jones *et al.*, 2018; Ruiz *et al.*, 2008), disminuyen el flujo de agua y aumenta la sedimentación afectando la vida útil del embalse (Verdejo *et al.*, 2005). Además, se reproduce de manera sexual con semillas viales de 15-20 años (6 meses) y asexual (en 15 días duplica su población) lo que hace difícil su erradicación (Malik, 2007; Miranda & Lot, 1999).

Actualmente, no se tiene estudios sobre la evaluación de EPT en agua, sedimento y lirio acuático de la presa San José que den una visualización instantánea sobre la condición de la contaminación de la columna de agua y su magnitud. Lo anterior podría sustentar la toma de decisiones hacia su correcto manejo y uso potencial ya que es una planta acumuladora de EPT (Kastratovic *et al.*, 2015; Obianuju *et al.*, 2020). Por esta razón este trabajo se enfocó en 11 elementos (Al, As, Ba, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Hg, Ni y Pb) enlistados en la NOM-127-SSA1-1994 como aquellos que representan un riesgo sanitario en agua para uso y consumo humano.

1.2. Hipótesis

Los elementos potencialmente tóxicos están siendo bioconcentrados por el lirio acuático, que se han movilizado hacia la fase acuosa desde el sedimento en la presa San José.

1.3. Objetivos

1.3.1. General

Evaluar la concentración de elementos potencialmente tóxicos en agua, sedimento y lirio acuático de la presa San José para entender la dinámica entre estas matrices ambientales.

1.3.2. Específicos

- Determinar las características físico-químicas del agua que representen riesgos ecológicos o sanitarios mediante fotometría y espectrometría.
- Evaluar la distribución de EPT en sedimentos de la presa San José para la obtención de la movilidad o biodisponibilidad mediante extracciones secuenciales.
- Analizar la concentración EPT en follaje y raíz mediante digestión total con el propósito de generar antecedentes hacia la remoción o aprovechamiento del lirio acuático.

2. ANTECEDENTES Y ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Elementos potencialmente tóxicos

El desarrollo de actividades económicas de manera no sustentable, ha contribuido a la emisión de compuestos potencialmente tóxicos que bajo ciertas condiciones y concentraciones, pueden tener efectos nocivos a la salud de la población, afectaciones al equilibrio ecológico y el ambiente (SEMARNAT, 2004).

El concepto de EPT ha sido definido por diferentes autores, según Omutange *et al.* (2022) son elementos naturales en toda la corteza terrestre y ejercen funciones bioquímicas y fisiológicas clave en plantas y animales, en bajas concentraciones como oligoelementos, son constituyentes importantes de varias funciones enzimáticas y biológicas y juegan papeles importantes en varias reacciones de oxidación-reducción en el cuerpo humano. Sin embargo, en concentraciones altas se convierten en contaminantes ambientales y causan muchas enfermedades.

Webster *et al.* (2022), por su lado indica que los EPT son aquellos elementos que no cumplen con una función biológica o fisiológica establecida como el Al, As, Ba, Cd, Cr, Hg y Pb entre otros.

Rehman *et al.* (2020), considera que en los EPT se incluye el Cu, Cr, Co, Cd, Ni, Fe, Zn, Pb, Mo, y Mn, como contaminantes peligrosos debido a su capacidad para intoxicar, agregarse y ser persistentes en medios ambientales. Khan *et al.* (2019), se refiere a los EPT como elementos esenciales y no esenciales (elementos tóxicos). Los elementos esenciales tal como Ni, Mn, Cu, Cr, Fe y Zn se requieren en pequeñas cantidades para el funcionamiento de los organismos, mientras que, Pb, Cd, As y Hg son dañinos para los organismos incluso en pequeñas concentraciones.

Rehman *et al.* (2018), los define como elementos altamente persistentes en la naturaleza y fácilmente bioacumulables en plantas y animales avanzando en la cadena trófica hasta llegar al cuerpo humano. Entre los EPT se encuentra Fe, Zn, Cu, y Mn que son esenciales para el funcionamiento del cuerpo humano, otros como el Pb, Cd, Ni, Co, As y Hg son altamente tóxicos en pequeñas concentraciones.

Bansal (2018), reporta que son elementos con alta densidad y alto peso atómico relativo que muestran propiedades metálicas como ductilidad, maleabilidad, conductividad, especificidad de ligando. Incluye elementos como Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn que son beneficiosos para el sistema biológico cuando están presentes en cantidades permitidas, pero causan daños si están en exceso. Ávila (2017), indica que en términos generales los EPT, engloba a los elementos esenciales y no esenciales para la vida, que pueden llegar a generar síntomas de toxicidad e inhibición en el crecimiento de los organismos.

2.2. Componentes físicos y químicos que determinan la calidad del agua

Navas (2017), define a la calidad del agua como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podría obtener de ella. El agua natural puede contener contaminantes disueltos que se introducen en el sistema acuático de diferentes maneras limitando su aprovechamiento (Asadullah & Seema, 2013). El monitoreo de los parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua juega un papel fundamental en la evaluación del medio ambiente, el ecosistema, la hidroquímica y la ecología y en la restauración de la calidad del agua (Rahman *et al.*, 2021).

Se han desarrollado guías de calidad y normas para su evaluación, que indican los límites máximos permisibles de características físicas y químicas que ayuda a la gestión de los recursos hídricos para uso doméstico, agricultura o industrial (Boyd, 2020). Algunas características del agua se pueden identificar con facilidad evaluándolas de manera cualitativa (sabor, olor y la turbiedad), sin embargo, la mayoría requiere pruebas de laboratorio que reflejen su condición de manera instantánea (Asadullah & Seema, 2013). Parámetros como la temperatura, potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT), turbiedad (TURB), demanda química de oxígeno (DQO), fósforo (P) y nitrógeno (N) entre otros, son algunos factores importantes que juegan un papel vital para el crecimiento de los organismos en el cuerpo de agua, por lo que su evaluación refleja el estado biótico y abiótico del ecosistema (Qureshimatva *et al.*, 2015; Guerrero, 2010), además de ser una medida preventiva ante enfermedades infecciosas (Patil *et al.*, 2015).

En México, entre las normas existentes relacionadas al agua se resalta la nom-127-SSA1-1994 que establece los límites de calidad (bacteriológicos, físicos, organolépticos, químicos y radiactivas) y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que lo distribuya en todo el territorio nacional. Con estos límites se busca asegurar y preservar la calidad del agua en los sistemas hasta la entrega al consumidor, la calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras (DOF, 1994).

La temperatura depende principalmente de la cantidad de radiación solar que recibe el cuerpo de agua y de la transferencia de calor de la superficie hacia las capas profundas por mezcla del viento, es un parámetro que influye de manera significativa en los organismos y que varía de acuerdo día y estación del año (Boyd, 2020).

El pH expresa el grado de acidez y alcalinidad del agua, la cual se relaciona con el equilibrio carbónico, actividad de los microorganismos y presencia de H₂S que se presenta en agua poco oxigenada debido a la mineralización de la materia orgánica (Marín, 2020). El OD es la cantidad de oxígeno libre que está presente en un cuerpo de agua, su concentración varía periódicamente de acuerdo a la T (↑T ↓OD), presión (↓presión ↓OD), procesos físicos de advección-difusión, actividad bioquímica y pureza del agua (Kramer, 1987; Aguilar *et al.*, 2014). La principal fuente de OD en un cuerpo de agua es la atmósfera y la fotosíntesis que llevan a cabo algunas plantas acuáticas (EPA, 2022).

La CE se define como la capacidad de una sustancia para conducir corriente eléctrica, por medio de la disociación de las sales en cationes y aniones cargados eléctricamente, que varía según la temperatura, cantidad y movilidad de sales disueltas o iones en el líquido (Chacón, 2016). Este parámetro se suele relacionar con la concentración de SDT, se refiere a la materia suspendida o disuelta en agua y principal indicador de sales de Ca, Mg y Na (Marín *et al.*, 2022).

La turbiedad es la medida de la capacidad de la luz para atravesar el agua, indica el contenido de sustancias coloidales, minerales y orgánicas en agua (Hassan, 2020). A pesar de que este parámetro no hace referencia a una concentración de un contaminante en específico, es la suma de otros contaminantes con la ventaja de ser más económico de analizar en comparación con otros parámetros (Martínez-Orjuela *et al.*, 2020; Miljojkovic *et al.*, 2019). La medición de la DQO es una prueba ampliamente utilizada para determinar el contenido de materia orgánica en una muestra de agua, que consiste en la oxidación de la materia orgánica mediante procesos químicos, el $K_2Cr_2O_7$ (agente oxidante) comúnmente es utilizado para la determinación de este parámetro calculando al final de la prueba el oxígeno consumido (Sierra, 2011).

El P es clave para el crecimiento de plantas y animales, considerado como nutriente limitante en la productividad primaria en los cuerpos de agua. Puede provenir de procesos de meteorización de rocas, erosión del suelo, vertimiento de aguas residuales, uso de detergentes y estiércol. En agua y suelo se encuentra como PO_4^{3-} (ortofosfato), por lo que para su medición se convierte el P de interés a PO_4^{3-} disuelto que se determina colorimétricamente (Nieder *et al.*, 2018; Bolaños-Alfaro *et al.*, 2017). El N también es un nutriente necesario para las plantas, que se encuentra de forma orgánica en los desechos de animales vivos y/o muertos (decaimiento de algas, bacterias o plantas) y de forma inorgánica como NH_3 (amoníaco), NH_4^+ (amonio), NO_3^- (nitrato) y NO_2^- (nitrito) provenientes de materia orgánica, fertilizantes nitrogenados, deposición atmosférica, residuos de ganado y efluentes de aguas residuales (Alzate, 2019).

2.3. Sedimento como reservorio de elementos tóxicos

El sedimento es un material superficial particulado, erosionado que se compone generalmente de limos arcillosos ricos en materia orgánica. Se forma por la acumulación de materiales de origen detrítico, químico u orgánico resultado de la erosión de rocas, precipitación de elementos disueltos en el agua y acumulación de materia orgánica que se deposita conforme disminuye la energía del fluido que lo transporta (agua o viento). Su interacción con el agua funciona como amortiguador y reservorio de EPT, al existir un intercambio de sustancias hasta alcanzar el equilibrio (Boyd, 2020).

Los cambios de pH y potencial redox (ORP) influyen en la liberación de EPT (Figura 1) de la fase sólida a la líquida. El ORP es la medida del potencial electroquímico o disponibilidad de un electrón, que participa en las reacciones químicas orgánicas e inorgánicas.

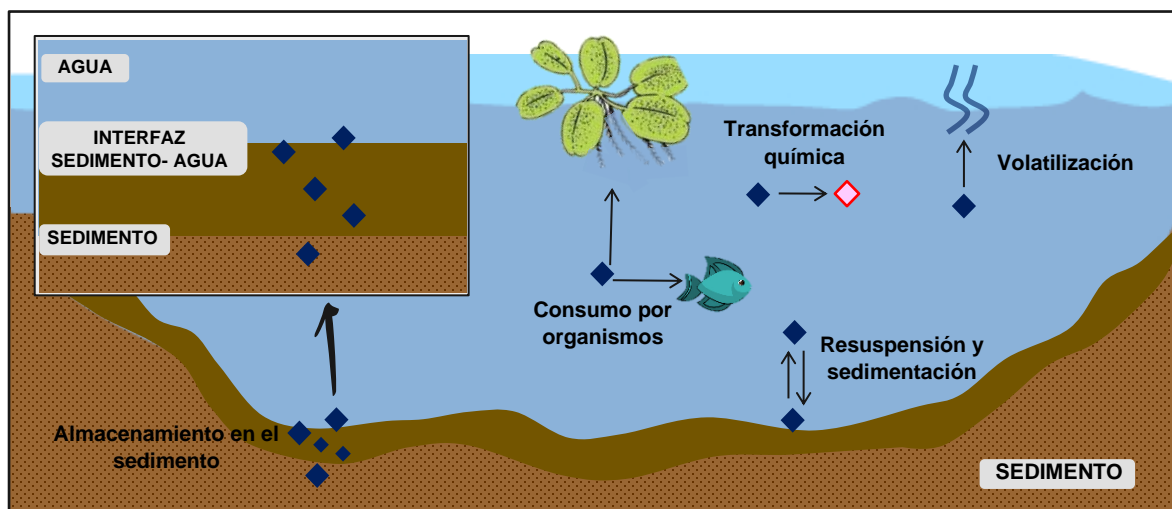


Figura 1. Comportamiento de EPT (◆) en un cuerpo de agua (Herrera *et al.*, 2013; Sudarshan *et al.*, 2020).

El conocimiento de este parámetro permite hacer una caracterización del grado de reducción de la matriz (Tabla 1), con lo cual se predice la estabilidad de varios componentes que regulan la disponibilidad de nutrientes y EPT para ser captados por los organismos. Entre los oxidantes inorgánicos que pueden estar presentes en el sedimento esta O_2 , NO_3^- , NO_2^- , Mg , Fe , SO_4 y CO_2 , mientras que, los compuestos reductores son sustratos orgánicos y compuestos inorgánicos reducidos (Jones & Turki, 1997).

Tabla 1. Condición del sedimento con relación a su potencial redox (DeLaune & Reddy, 2005).

Condición sedimento	Condición redox	Aceptor de electrones	Metabolismo microbiano	Potencial redox
Anaerobia	Altamente reducido	CO_2	Anaeróbico	-300 a -200
	Reducido	SO_4^{2-}/Fe^{3+}	Facultativo	-200 a +100
Aerobio	Moderadamente reducido	Mn^{4+}/NO_3^-	Facultativo	+100 a +400
	Oxidada	O_2	Aeróbico	+400 a +700

Es por esto que, los sedimentos brindan información sobre el origen y distribución de contaminantes en agua (Zhang *et al.*, 2014). Estudios acerca de la liberación, reacción o formas químicas de elementos traza en sedimentos permiten tener mayor conocimiento sobre su movilidad e impacto ante diferentes condiciones (Gleyzes *et al.*, 2002; Herrera *et al.*, 2013). Se entiende por biodisponibilidad, a la fracción del contaminante que puede interactuar con un organismo biológico y ser incorporado a su estructura, por el contrario, la movilidad hace referencia a la velocidad con la

que el contaminante se distribuye en un medio y está determinada por la transferencia de la sustancia de un sistema a otro (Landauro, 2008).

Los EPT pueden estar asociados en las diferentes fracciones geoquímicas que componen al sedimento: intercambiable, carbonatos, óxidos de hierro y manganeso (reducible), materia orgánica (oxidable) y unida a silicatos (residual) (Figueiras *et al.*, 2002), en ellas los elementos se unen mediante diferentes mecanismos tal como el intercambio iónico, absorción-desorción, precipitación y co-precipitación (Rate *et al.*, 2000).

La fracción intercambiable corresponde a los elementos débilmente adsorbidos en la superficie del sedimento mediante interacciones electroestáticas, el cambio de la fuerza iónica al competir con sales neutras provoca su liberación hacia el líquido, de modo que, los elementos unidos a esta fracción tendrán una mayor disponibilidad para ser acumulados por los organismos acuáticos y conforme se incrementa la valencia mayor será su afinidad al sustrato sólido (Vázquez-Rodríguez, 2007); los elementos asociados a carbonatos se pueden solubilizar ante cambios de pH (Rumhayati *et al.*, 2016); en la fracción de óxidos de Fe o Mn y materia orgánica, los elementos son movilizados conforme aumenta las condiciones de reducción y oxidación, respectivamente. Por último, los metales que se unen a la fracción residual presentan una alta estabilidad siendo así, la fracción que presenta una baja toxicidad y biodisponibilidad para organismos acuáticos, ya que se requieren procesos de meteorización para que los EPT queden disponibles (Figueiras *et al.*, 2002; Bastami *et al.*, 2018). Por ende, los metales que se encuentran asociados a la fracción intercambiable y unida a carbonatos son los que realmente están disponibles para que las plantas los extraigan (Landauro, 2008).

Como la concentración total no refleja la distribución en la que se encuentra un determinado metal en muestras de sedimento, suelos y materiales residuales, se suele aplicar metodologías de extracción secuencial selectiva (Landauro, 2008; Vázquez-Rodríguez, 2007), que consiste en el uso de químicos selectivos de manera secuencial u operacional, que son aplicados en orden de reactividad creciente y/o características diferentes (López & Mandado, 2002), de tal manera que las fracciones siguientes correspondan a formas de asociación de metales con menor movilidad. Generalmente, se utilizan sales no tamponadas (electrolitos concentrados), ácidos débiles, agentes reductores, agentes oxidantes y ácidos fuertes (Rauret, 1998).

Los factores que pueden llegar a influir en el éxito del procedimiento de la extracción secuencial son: las propiedades químicas de los reactivos seleccionados, parámetros experimentales (pH, temperatura, concentración del reactivo, entre otros), riesgo de contaminación cruzada conforme se avanza de fracción en fracción al existir la probabilidad de extraer elementos de fracciones siguientes o anteriores y la readsorción de contaminantes (Ure *et al.*, 1993; Kennedy *et al.*, 1997). La elección de los reactivos específicos dependerá del objetivo de estudio, así como

de las características de la muestra y la facilidad que se tenga para adquirirlos (Kennedy *et al.*, 1997). Una de las mayores desventajas de este método es la demanda de tiempo que se requiere, a pesar de esto, resulta ser una buena aproximación para la obtención de información detallada de la disponibilidad y movilidad de los contaminantes (Filgueiras *et al.*, 2002).

2.4. Eutrofización en cuerpos de agua superficial

La eutrofización es un proceso de envejecimiento natural en cuerpos de agua que suele llevarse millones de años. No obstante, la actividad antropogénica acelera este proceso al aumentar las concentraciones de P y N, debido a la descarga de aguas residuales y actividad agrícola, que favorece la reproducción de especies vegetales superiores y algas. Siendo así, una de las problemáticas ambientales más comunes e importantes de deterioro de la calidad del agua superficial que reduce su utilización y ejerce impactos ecológicos, sanitarios y económicos a nivel regional (Laug, 2016).

Conociendo la concentración de nutrientes es posible determinar el estado trófico de un cuerpo de agua. Carlson (1977) y Olvera (1992), clasifican el estado trófico en tres grupos: oligotrófico, aquellos que presentan buena transparencia, abundante oxígeno, pocos nutrientes y bajo nivel de materia orgánica; mesotrófico, cuando posee características intermedias con abundancia de peces debido a los niveles elevados de producción de materia orgánica y OD. Por último, el estado eutrófico es cuando existe un elevado aporte de nutrientes y materia orgánica que aumenta la turbiedad, repercutiendo en el suministro de agua por altos niveles de sólidos que contribuyen al mal olor y sabor al agua, aunado a esto, las condiciones de anoxia provocan la muerte de la fauna y formación de sustancias reductoras como Fe, Mn, CH₄, H₂S y NH₄ generando altos costos de tratamiento. Para cuerpos de agua que reciben un exceso de nutrientes Gurung *et al.* (2012) considera un cuarto grupo llamado hipereutrófico.

El lirio acuático es una especie exótica invasora con alta capacidad adaptativa lo que le ha permitido extenderse de manera global en diferentes partes (Figura 2), donde se ha visto afectada la biodiversidad, funcionalidad de los ecosistemas, salud humana y el crecimiento socioeconómico (Ali *et al.*, 2020; Ayanda *et al.*, 2020; Obianuju *et al.*, 2020).

Se ha realizado diferentes estudios sobre el estado trófico de cuerpos de agua superficial infestados por esta planta, tal como el de Olvera (1992), que determinaron el grado de eutrofización de la presa Valle de Bravo ubicada en el municipio de Valle de Bravo, que abastece de agua potable a la ciudad de México. Esto se llevó a cabo mediante la evaluación de los parámetros morfológicos, la carga superficial de nutrientes y parámetros fisicoquímicos y biológicos. Los resultados del estudio mostraron altos niveles de turbiedad superiores a 5 NTU

implicado un aumento en el costo de tratamiento (coagulación, sedimentación y filtración). De ser excluidos los parámetros como el color y la turbidez, la calidad y mineralización resulta ser buena, en cuanto al estado trófico los resultados obtenidos usando un modelo con el que se determinó que el cuerpo de agua se clasifica como eutrófica, recomendando acciones para la destrucción o extracción de lirio acuático.

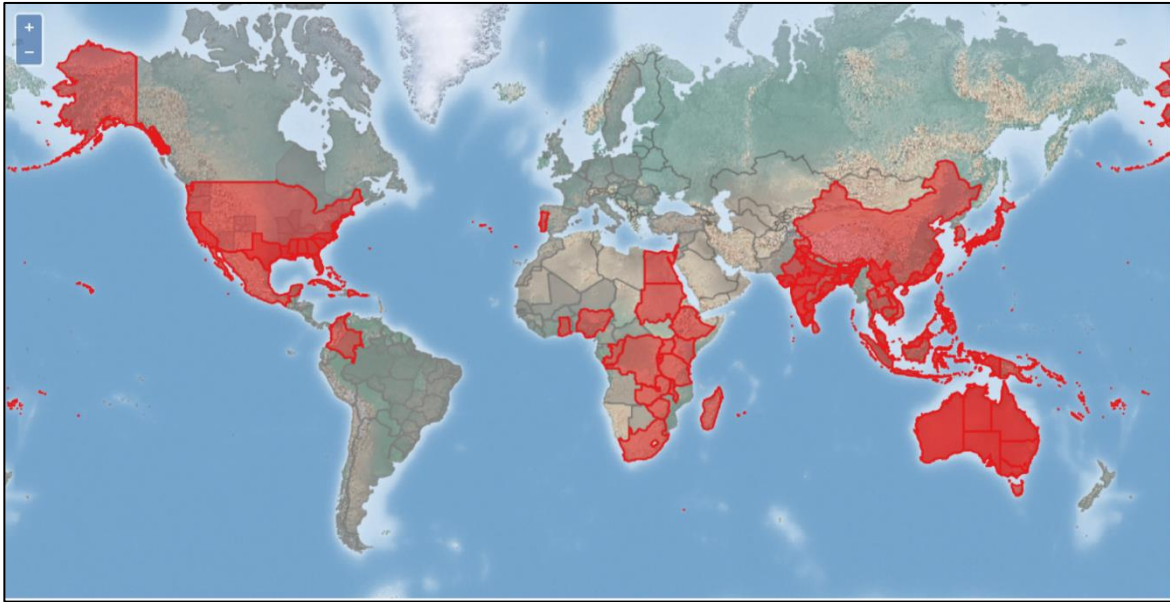


Figura 2. Lugares donde el lirio acuático ha invadido cuerpos de agua (CABI, 2019).

Laug (2016) por su parte, realizó el diagnóstico de la eutrofización en la presa de Valsequillo (Manuel Ávila Camacho) en Puebla, utilizando el índice de eutrofización y el índice de calidad del agua. Con esto, se clasificó en un estado mesotrófico teniendo altas posibilidades de llegar a eutrofizar en muy poco tiempo. Se demostró que hay una entrada excesiva de nutrientes debido a las fuentes naturales y antropogénicas, principalmente los vertidos de aguas residuales domésticas e industriales con alto contenido de N y P que desembocan constantemente en la presa. Se registraron concentraciones de NO_3 en un rango de 0.2-0.7 mg/L, valores inferiores comparados con la concentración de NO_3 en un cuerpo de agua sin eutrofización (1 mg/L). Por otro lado, la concentración de PO_4^{3-} se registró entre 0.94-1.71 mg/L. Se encontró que NH_3 , T y pH mostraron una relación directa tanto en la época de primavera e invierno, al utilizar el agua almacenada para riego, las normas que se usaron como referencia para la comparación de los resultados de los análisis fisicoquímicos fue la NOM-001-SEMARNAT-1996 concluyendo que todos los límites máximos permisibles señalados en el rubro de embalse artificial, uso en riego agrícola cumple con todos los límites, parámetros como N- NO_3 , N- NH_3 , turbidez y color rebasaron los límites permisibles de la NOM-127-SSA1-2021, mientras que, los cloruros, dureza, pH, $(\text{SO}_4)^{2-}$ y SDT estuvieron por debajo de los límites.

En 2018 se hizo el diagnóstico y relación de la eutrofización de lirio acuático de la presa San José en San Luis Potosí, donde se detectaron concentraciones de P de 0.7-1.2 mg/L lo que mantiene altas poblaciones de lirio acuático, también fue notoria la disminución de OD de 5.03-1.35 mg/L y pH 5.5-4.7 de la cortina a la parte alta de la presa, respectivamente. No se encontró una relación directa con los parámetros de turbiedad, N_T , NH_4 , NO_3 y DQO con la presencia de lirio acuático (Avalos, 2020).

Cabrera (2021) dio continuidad al diagnóstico general de la microcuenca e identificación de las principales fuentes potenciales de alimentación de nutrientes que llega a la presa San José. Entre sus resultados se mostró que el OD en presencia de lirio fue de 1.23 mg/L siendo bajo en comparación con las muestras tomadas en el espejo de agua (5.66 mg/L) con un valor de pH=6.88. Los resultados encontrados mostraron la habilidad de remoción de lirio acuático ya que la concentración de P, NO_3 y DQO disminuyeron desde el caudal de entrada hasta la cortina, con valores de 0.29-0.075 mg/L, 8.48-4.35 mg/L y de 28-17 mg/L, respectivamente.

2.4.1. Origen del lirio acuático, características generales y métodos de control

Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es una especie invasora que pertenece a la familia *Pontederiaceae* originaria del Amazonas (Kovács *et al.*, 2008), ocupa un lugar sobresaliente entre las comunidades de hidrófitas de agua dulce (Ortiz & Linares, 2018). El 90% de su composición es agua (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022) y morfológicamente se distingue por poseer flores de color azul claro-violeta, 6 a 10 hojas circulares-ovaladas de color verde brillante (Figura 3) con un ancho de 10-20 cm unidas a pecíolos, que son tallos alargados (30-50 cm), esponjosos, gruesos y afilados hacia la estípula con un diámetro de 5 cm que le permiten flotar y desplazarse por acción del viento lo que le ayuda a crecer en condiciones adversas durante largos períodos (Verdejo *et al.*, 2005).

En las raíces se lleva a cabo la captación de los nutrientes y contaminantes presentes en agua por medio de las pequeñas fibras, las raíces pueden llegar a medir de 50-100 cm en condiciones tropicales muy favorables. El color de la raíz de plantas jóvenes es negro con extremidades blancas y cuando son adultas su es negro violáceo (CONABIO, 2017; Gallardo, 2015). La coloración morada en raíz es una característica de las plantas cuando los nutrientes son bajos en agua (Tham, 2012).

Su reproducción se favorece a temperaturas de 27°C llegando a tolerar hasta 1°C, sin embargo, por debajo de esta temperatura las raíces comienzan a debilitarse provocando su muerte (Mironga, 2011). Tolerancia niveles de acidez bajos como pH 3, siendo su óptimo valor de pH para su reproducción de 6-8 (Ruiz *et al.*, 2008; Tham, 2012). Florece de mayo a septiembre, las plantas colonizan rápidamente nuevos

hábitats al ser transportadas por las corrientes de agua o por las aves (semilla) (Islas, 2020). Se distribuye ampliamente debido a que crece en una gran diversidad de hábitats dulceacuícolas localizados desde el nivel del mar hasta 2250 msnm (Ortiz & Linares, 2018).

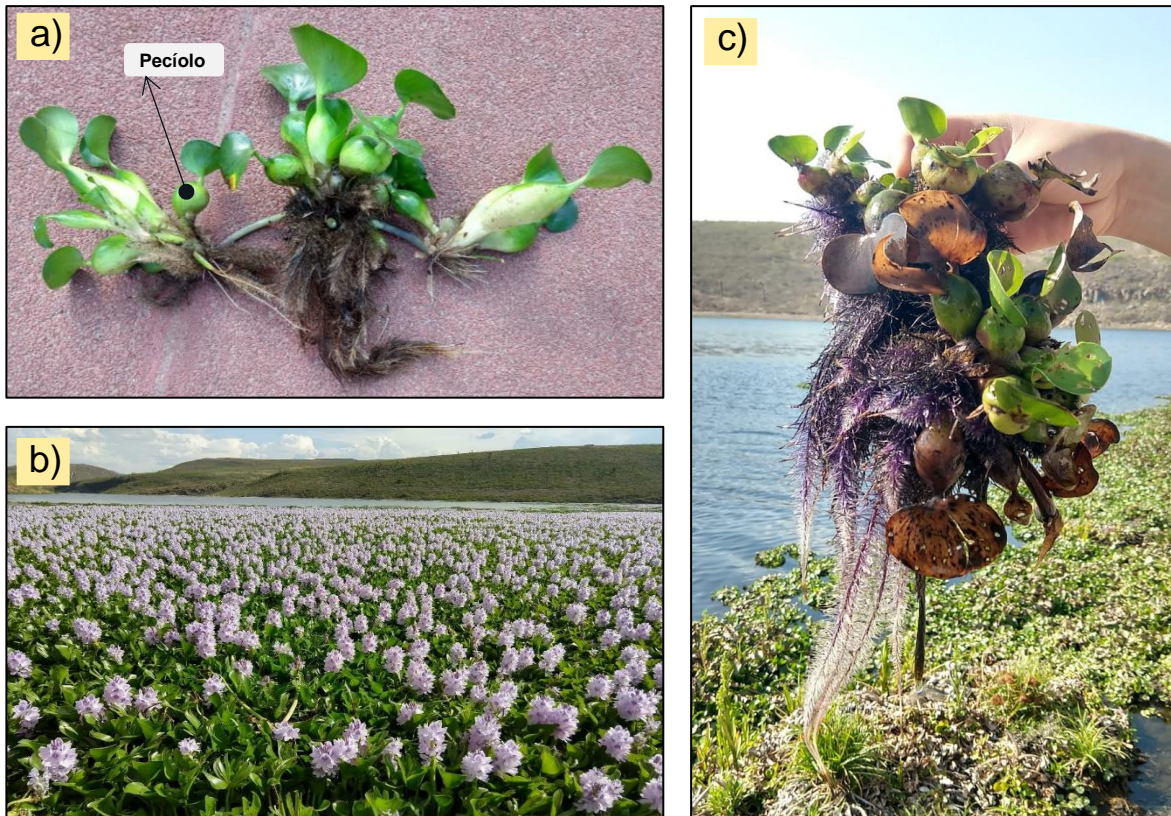


Figura 3. Lirio acuático (*E. crassipes*), a) formación de nuevas plantas mediante estolones, b) inflorescencia tipo espiga y c) raíces fibrosas para la captación de nutrientes.

La reproducción del lirio acuático es sexual y asexual, esta última, es la que le permite formar extensas y densas esteras que pueden llegar a medir hasta 2 m de espesor (Ayanda *et al.*, 2020), una vez que las plantas hijas se han desarrollado en raíces los estolones se rompen y se separan de la planta madre (Islas, 2020) teniendo un tiempo de duplicación de 4-7 días. Se ha visto que en condiciones ambientales óptimas la población de lirio puede llegar a 600,000 en un período de 8 meses a partir de 10 plantas (Sánchez, 1994).

Debido a su fácil adaptación y a la ausencia de enemigos naturales en lugares donde se propaga el lirio acuático, han sido la razón de la aplicación de diferentes planes de acción orientados a su erradicación y control en cuerpos de agua (Obianuju *et al.*, 2020). Anteriormente, el manejo del lirio se había enfocado en su erradicación, pero por su dificultad, se ha optado por reducir la densidad de la planta aplicando métodos de control químico, mecánico y biológico (Figura 4). La elección

del método debe hacerse con base a las condiciones específicas del sitio (tamaño, área a controlar, patrones climáticos, uso principal del cuerpo de agua y restricciones presupuestarias) (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022).



Figura 4. Métodos de control de lirio acuático a) químico (INGESA, 2005), b) mecánico (octopus, 2020) y c) biológico (CEA Jalisco, 2012).

El método químico es la aplicación de manera periódica de herbicidas (glifosato, diquat y 2, 4-D amina), representando altos costos en mano de obra y equipo, incluso daños colaterales en la flora y fauna nativa ya que los químicos carecen de selectividad, la ventaja es que se requiere poca mano de obra (Cerveira & Bianco, 2019; Villamagna *et al.*, 2009). Cuando se habla de extracción de la planta de manera manual o haciendo uso de maquinaria especial se hace referencia al método mecánico (Tham, 2012), la ventaja es que con esta acción de inmediato se abre el espacio físico para los peces, recreación o navegación y no se requiere experiencia técnica para su aplicación (Rodríguez-Lara *et al.*, 2022), la desventaja es el elevado costo en la maquinaria y combustible siendo poco rentable a largo plazo, además de ser una actividad laboriosa y necesitar mano de obra. Aunque, si se trata pequeñas infestaciones tal como en presas y desagües resulta ser efectivo (Degaga, 2018).

Finalmente, el método biológico evita el uso de químicos tóxicos en el ambiente haciendo uso de un depredador natural de lirio acuático, comúnmente se ha utilizado especies de insectos como *Neochetina eichhorniae* y *Neochetina bruchi*,

también se suele usar algunas especies de hongos como *Alternaria eichhorniae* (Villamagna *et al.*, 2009). Sus desventajas son: altos costos en investigación y desarrollo para lograr adaptar a la especie depredadora a nivel piloto y posteriormente en campo, en caso de que llegue adaptarse a las condiciones del nuevo hábitat puede llegar a perjudicar el equilibrio del ecosistema teniendo efectos colaterales a las poblaciones nativas de la región donde fue introducida (Ayanda *et al.*, 2020).

2.4.2. Acumulación de elementos potencialmente tóxicos en lirio acuático

Muchos estudios han mostrado que las plantas acuáticas al igual que el sedimento son reservorios de contaminantes en ecosistemas acuáticos. Existen varias hipótesis que intentan explicar cómo algunas plantas pueden acumular contaminantes tóxicos, la más aceptada indica que se trata de una función de protección contra el estrés biótico causado por patógenos y herbívoros (Prieto-Méndez *et al.*, 2009). El lugar donde se almacenan internamente es en las vacuolas, ya que al carecer de un sistema excretor es ahí donde se lleva a cabo el destino final de los desechos celulares y otras sustancias nocivas para la planta (Ali *et al.*, 2020; Sánchez, 1994).

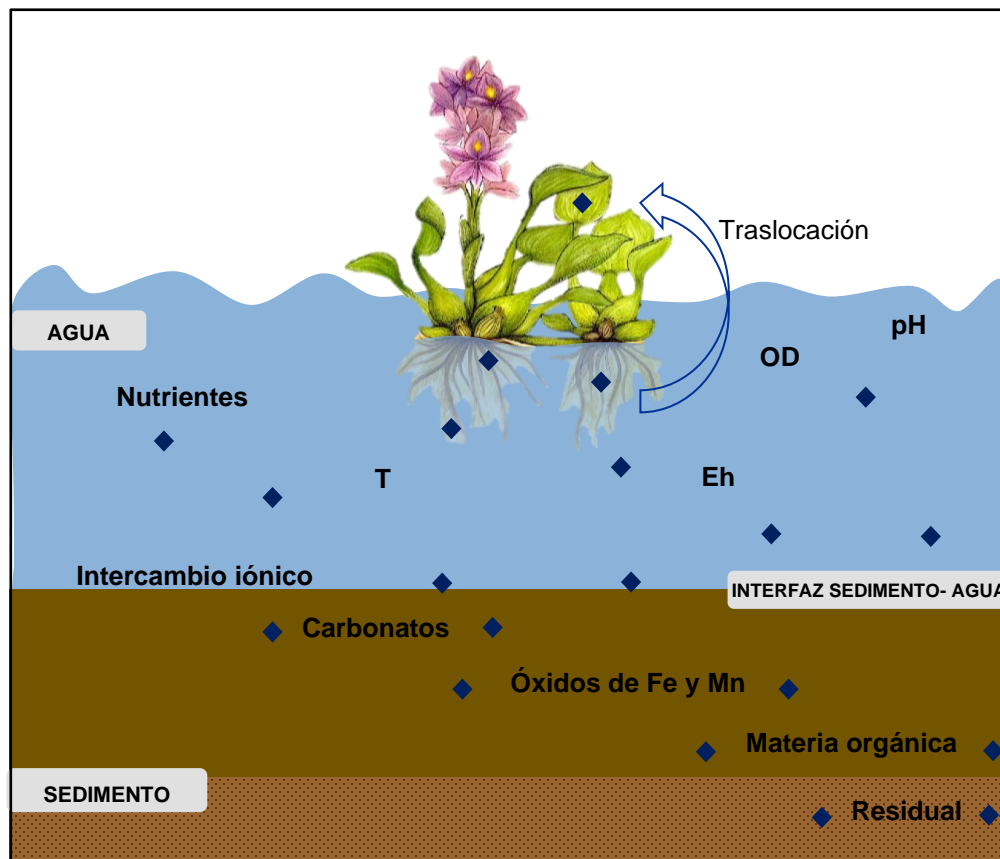


Figura 5. Factores que influyen en la liberación de EPT hacia la fase acuosa (Ustaoğlu & Islam, 2020).

Las plantas extraen el metal mediante la captura física de las partículas suspendidas del mineral y subsecuente quelación en los sitios aniónicos de la pared celular (Sánchez, 1994). Procesos como acidificación extracelular, exclusión, distribución y transporte, complejación e inmovilización por óxidos de Fe en la superficie de la raíz también tienen lugar, muchos de ellos se logran gracias a la simbiosis con microorganismos asociados en la rizosfera (Kovács *et al.*, 2008; Ali *et al.*, 2020).

El mecanismo de absorción ya sea pasiva o activa, le permite a la planta absorber los contaminantes del agua y/o sedimento (Bai *et al.*, 2018). Cuando la planta entra en contacto con el material contaminado se dice que ocurre el transporte pasivo, seguido ocurre el transporte activo al transferir el contaminante de la raíz (Figura 5) a otras partes de la planta (Ali *et al.*, 2020; Sánchez, 1994).

En resumen, en la raíz los EPT pueden entrar por el empuje (difusión) que ejerce la concentración de los contaminantes en el exterior hacia el interior de la raíz (Carrión *et al.*, 2012), o bien, por intercambio catiónico entre la carga negativa por la presencia de grupos carboxilos en la raíz con la carga positiva de los EPT, creando un equilibrio dinámico que facilita su entrada al interior celular. En seguida, los EPT son secuestrados o acomplejados mediante la unión a ligandos específicos, entre los quelantes como ácidos orgánicos (ácido cítrico, oxálico y málico) o algunos aminoácidos (histidina y cisteína) que son producidos por la planta y por último, se da la compartimentalización y detoxificación donde el complejo ligando-metal queda retenido en la vacuola (Ávila, 2017).

Tabla 2. Procesos de las plantas para la extracción de algunos EPT (Ávila, 2017).

Proceso	Contaminante
Fitoextracción	Cd, Cr, Co, Ni, Pb, Hg, Se, Zn
Rizofiltración	Co, Cr, Ni, Pb, Hg, Se, Zn, Cd
Fitovolatilización	Hg y Se

Parte de los elementos que son absorbidos pueden ser traslocados a la parte aérea, mediante el xilema que distribuye agua y minerales a toda la estructura de la planta (Islas, 2020), en la parte aérea se pueden perder algunos de los elementos tóxicos y agua por evapotranspiración que se acelera cuando las temperaturas son mayores (Carrión *et al.*, 2012). Dependiendo del tipo de planta pueden presentar diferente comportamiento ante la presencia de EPT en ecosistema, en la Tabla 2 se muestra algunas de las más comunes.

Entre los procesos de fitorremediación que puede poseer las plantas son: fitoextracción, los contaminantes se acumulan en las raíces y son traslocados en la parte aérea; fitoestabilización, se estabiliza el contaminante actuando como barrera que evita que se movilice en el suelo o agua; rizofiltración, la mayor acumulación se da en las raíces de la planta donde los contaminantes se adsorben restringiendo su movimiento; fitodegradación es la descomposición de contaminantes orgánicos

a moléculas más simples por medio de enzimas (deshalogenada y oxigenasa) siendo usada para la eliminación de contaminantes orgánicos, por último, la fitovolatilización es la conversión de los contaminantes en sustancias volátiles de diferente naturaleza liberándose a la atmósfera mediante los estomas de la planta (Ali *et al.*, 2020; Cheng, 2003). En la Tabla 3, se muestran algunos de los EPT que pueden ser acumulados de acuerdo con al tipo de estrategia utilizada por la planta.

Tabla 3. Acumulación en la planta de acuerdo a la estrategia utilizada ante la presencia de EPT (Ávila, 2017; Cobarrubias & Peña, 2017).

Comportamiento	Descripción
Excluseras	$[EPT]_{a\acute{e}rea} < [EPT]_{raiz}$ previniendo la entrada a otros compartimentos, alterando la permeabilidad de la membrana y la capacidad de retención de la pared.
Indicadoras	$[EPT]_{a\acute{e}rea} = [EPT]_{raiz}$ tolerancia se produce al almacenar compuestos quelados o en lugares donde no afecta el funcionamiento de la planta.
Acumuladoras	Acumulan metales en raíces y partes aéreas, tallos, hojas y brotes incluso a bajas concentraciones.
Hiperacumuladoras	Se designa a plantas que capaces de acumular más de 10 000 mg/kg de Mn y Zn, más de 1000 mg/kg de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y más de 100 mg/kg en materia seca de Cd.

Diferentes autores han estudiado el potencial de acumulación de lirio acuático, con el fin de analizar los EPT acumulados y conocer su distribución en la planta (Ayanda *et al.*, 2020; Ali *et al.*, 2020). El lirio es capaz de purificar el agua contaminada mediante la fitoestimulación, fitovolatilización, fitoestabilización y rizofiltración (Guio & Toscano, 2018). En la Tabla 4, se muestran algunos datos de los EPT adsorbidos por el lirio acuático que han reportado algunas investigaciones.

Carrenard *et al.* (2018), estudio la acumulación de elementos tóxicos en lirio el cual debido a su rápida reproducción y su contenido relativamente alto de nutrientes es usado como un fertilizante natural y mejorador de suelo, teniendo aplicación como sustrato en el cultivo de champiñones con lo que regulan su invasión. El objetivo principal de la investigación fue determinar la concentración de diferentes sustancias químicas contenidas en diferentes órganos del lirio. El As se encontró en todas las partes de la planta, mientras que el Pb solo se encontró en los tallos y raíces. Se vio que debido al valor nutricional del lirio puede permitir un buen cultivo de hongos, pero es especialmente peligroso porque contiene metales pesados especialmente Al. Por lo que la extracción de elementos tóxicos permitirá una producción segura, recomendando el estudio del cultivo de las setas con las partes aéreas del lirio donde se analice los hongos para evaluar el nivel de acumulación de elementos tóxicos.

Bai *et al.* (2018), evaluó el potencial de bioacumulación de lirio acuático y la relación con los factores del lago donde crece, muestran que las concentraciones de elementos como Cr, Ni y Pb fue menor en agua cumpliendo con el estándar de

calidad, a diferencia de las concentraciones altas en sedimento indicando una contaminación moderada. Concluyendo que los contaminantes en agua y sedimento influyen en la capacidad de acumulación en plantas en cierta medida.

Tabla 4. Investigaciones sobre la absorción de EPT en lirio acuático

Contaminante	Resultados	Condición	Referencia
Cr, Ni y Pb	Concentraciones en hoja y tallo en mg/kg: Ti (25.4, 35.7) V (19.5, 24.6) Cr (2.1, 4.7) Ni (12.8, 11.7) Pb (2.6, 2.2)	En un lago	Bai <i>et al.</i> (2018)
	Relación de contaminantes en raíz/hojas de 0.8-2.2		
As, Cd, Pb y Hg	Concentración en hoja y tallo en mg/kg: Pb (0.481, 0.368) Cd (0.574, 0.501) As (0.342, 0.173) Hg (0.511, 0.213)	Tanques con concentraciones de metales	Chigbo <i>et al.</i> (1982)
	Concentración parte aérea y sumergida en mg/kg: Ti (32.6, 248.8) V (5.5, 49.7) Cr (2.3, 35.5) Ni (1.8, 18.2) Pb (1.4, 7.7) As (0.9, 2.2) Cd (0.2, 0.7)		
Cr, Ni, Pb, As y Cd		Canales de agua del Área Natural Protegida de Xochimilco	Carrión <i>et al.</i> (2012)

Nnamonu *et al.* (2015), realizaron un ensayo de metales pesados en jacinto de agua que crece libremente en el río Benue, Nigeria y su seguridad como alimento. Del análisis se obtuvo que la relación de la concentración en hojas y en agua fue Cd<Cr<Pb al igual que lo reportado por **Chigbo *et al.* (1982)**, concluyendo su utilización como alimento para granado no era una opción de valorización debido a las concentraciones de Cd y Pb rebasaron el límite permisible para los vegetales mencionado en el *Codex Alimentarius Commission*. Se recomendó monitorear continuamente el contenido de metales pesados de esta planta teniendo en cuenta su posible utilización en la nutrición como alimento vegetal o como alimento para animales.

Fuentes-Hernández *et al.* (2019), evaluaron metales potencialmente tóxicos en agua, sedimento y lirio acuático aportados por constantes descargas municipales e industriales. Las concentraciones encontradas en el sedimento y plantas fueron muy

similares, especialmente en las raíces resaltando el papel que juega el lirio acuático como un importante autodepurador.

Buta *et al.* (2011), evaluaron la influencia de la concentración de metales pesados en el crecimiento y desarrollo de lirio. Con este estudio se demostró que el lirio absorbió grandes cantidades de Pb (505 mg/kg) en las raíces. Las plantas en tanques con Pb tuvieron un mejor desarrollo, la longitud de la raíz incrementaba con el incremento de la concentración del metal contrastando con lo que esta reportado en otros estudios, no se encontró relación entre el número de hojas y la concentración del metal, pero si una disminución de la traslocación a medida que la concentración de Pb aumentaba.

Sánchez (1994), por su lado, analizó elementos como As, Hg, Pb, Cd y Cu en muestras de once lugares de la República Mexicana. El estudio reveló que el lirio acumula Hg y Pb en cantidades tóxicas consideradas en las normas mundiales para alimentos, se observó que los metales de peso atómico menor se acumulan en las hojas, los de mediano peso en los brotes y los de alto peso como Pb y Hg en raíz. Se estimó que una ha de lirio acuático podría purificar 2 millones de litros de agua contaminada con 1 ppm de Cd, 2.2 millones de litros de agua contaminada con 10 ppm de Pb y 3.4 millones de litros de agua contaminada con 1 ppm de Hg en un tiempo de 96 horas si se toma un área de 4,046.86 m² y de 1 m de profundidad.

2.5. Descripción del área de estudio

2.5.1. Hidrología

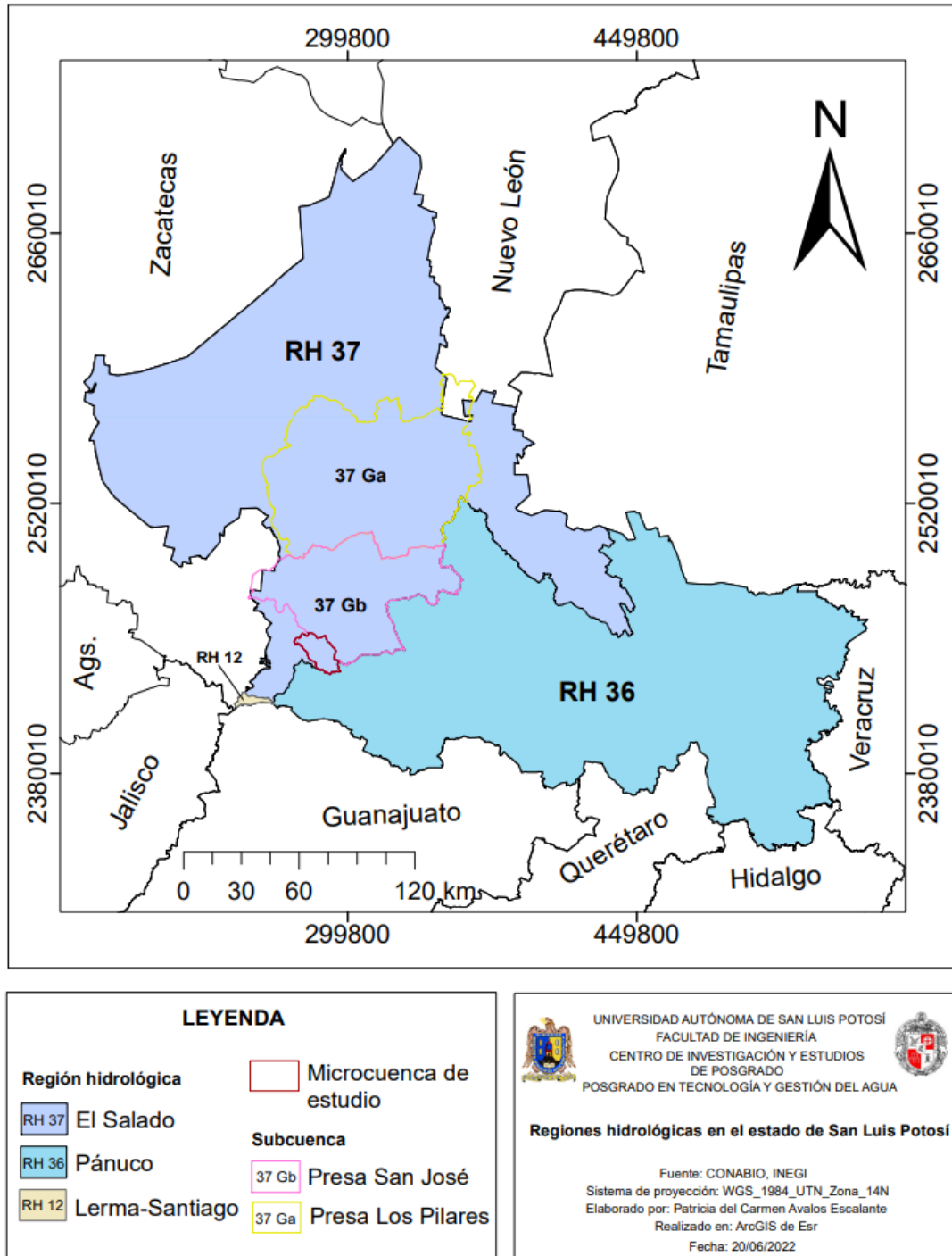


Figura 6. Región hidrológica, subcuenca y microcuenca del área de estudio.

La microcuenca a la que pertenece la presa San José se ubica en la subcuenca Presa San José (37Gb) con 4,174.38 km² de área, forma parte de la cuenca

endorrérica Presa San José-Los Pilares y Otras (Figura 6) de 11,406.45 km² de extensión, que a su vez, pertenece a la región hidrológica El Salado (RH 37) (Estrada, 2013; FIDERCO-UAN, 2008; INEGI, 2002c, 2022).

La región hidrológica El Salado, geográficamente queda comprendida entre los paralelos 21° 48' y 25° 23' de latitud norte y los meridianos 99° 21' y los 103° 00' de longitud oeste y a una altitud promedio de 2 000 msnm (Mariles, 2017). Abarca aproximadamente el 54.2% del territorio de San Luis Potosí y cuenta con una superficie territorial de 87,801 km², considerada como una de las vertientes interiores más importantes del país con corrientes temporales poco caudalosas, que en épocas de lluvia alta provocan inundaciones en zonas bajas y de cursos reducidos que desaparecen por infiltración o evaporación (Hergt, 2009). En esta región se incluyen 8 cuencas cerradas, de las cuales 6 se encuentran en el estado (Cuenca Matehuala, Sierra de Rodríguez, Fresnillo-Yesca, San Pablo y Otras, Presa San José-Los Pilares y Otras, y Sierra Madre), cuya precipitación normal anual es de 393 mm y un escurrimiento natural medio superficial interno de 2,869 hm³/año (Estrada, 2013; CONANP, 2021).

La cuenca Presa San José-Los Pilares y Otras se divide en 2 subcuencas intermedias (Presa Los Pilares y Presa San José), se encuentra en la región centro-occidente de la entidad cubriendo el 17.95% de su extensión, en ella se destacan algunas sierras por la gran cantidad de corrientes superficiales de carácter intermitente (SEMARNAT, 2019).

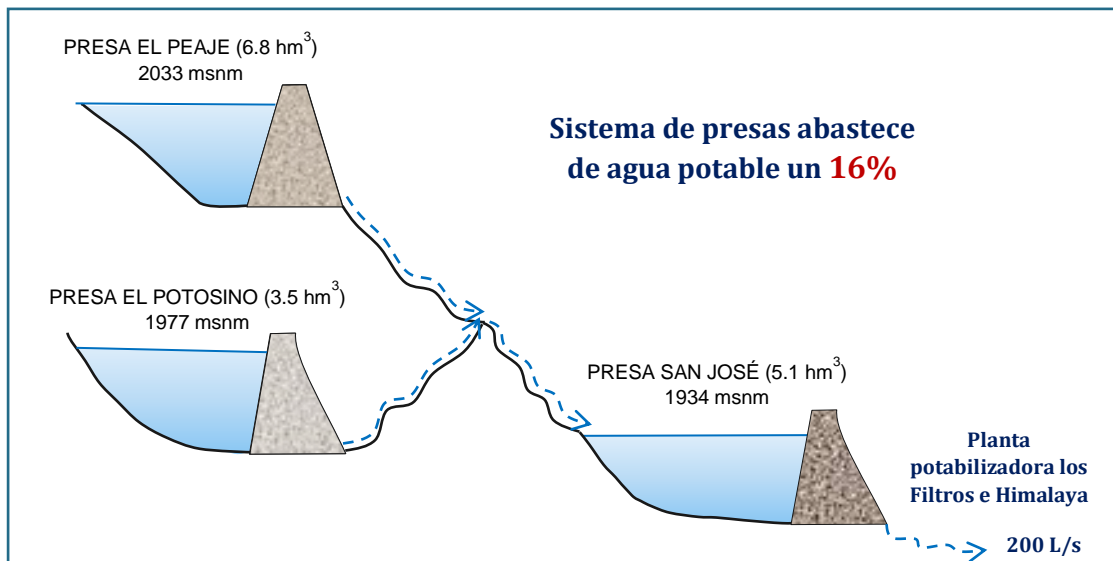


Figura 7. Esquema del sistema de presas que aportan al abastecimiento de agua potable en SLP (INEGI, 2017).

Los escurrimientos que se originan en las sierras poco elevadas situadas al oeste y suroeste de la ciudad forman el río Santiago (principal colector de la cuenca), la regulación de dichos escurrimientos y sus afluentes son regulados por las presas El Peaje, El Potosino y San José (Figura 7) (Jacobo-Marín, 2019).

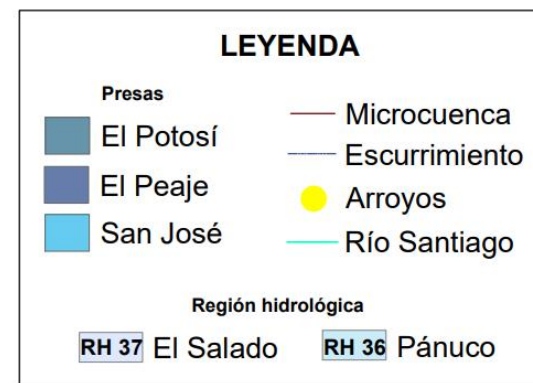
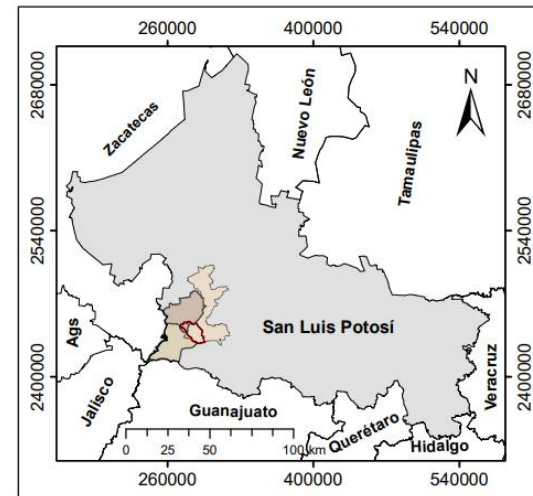
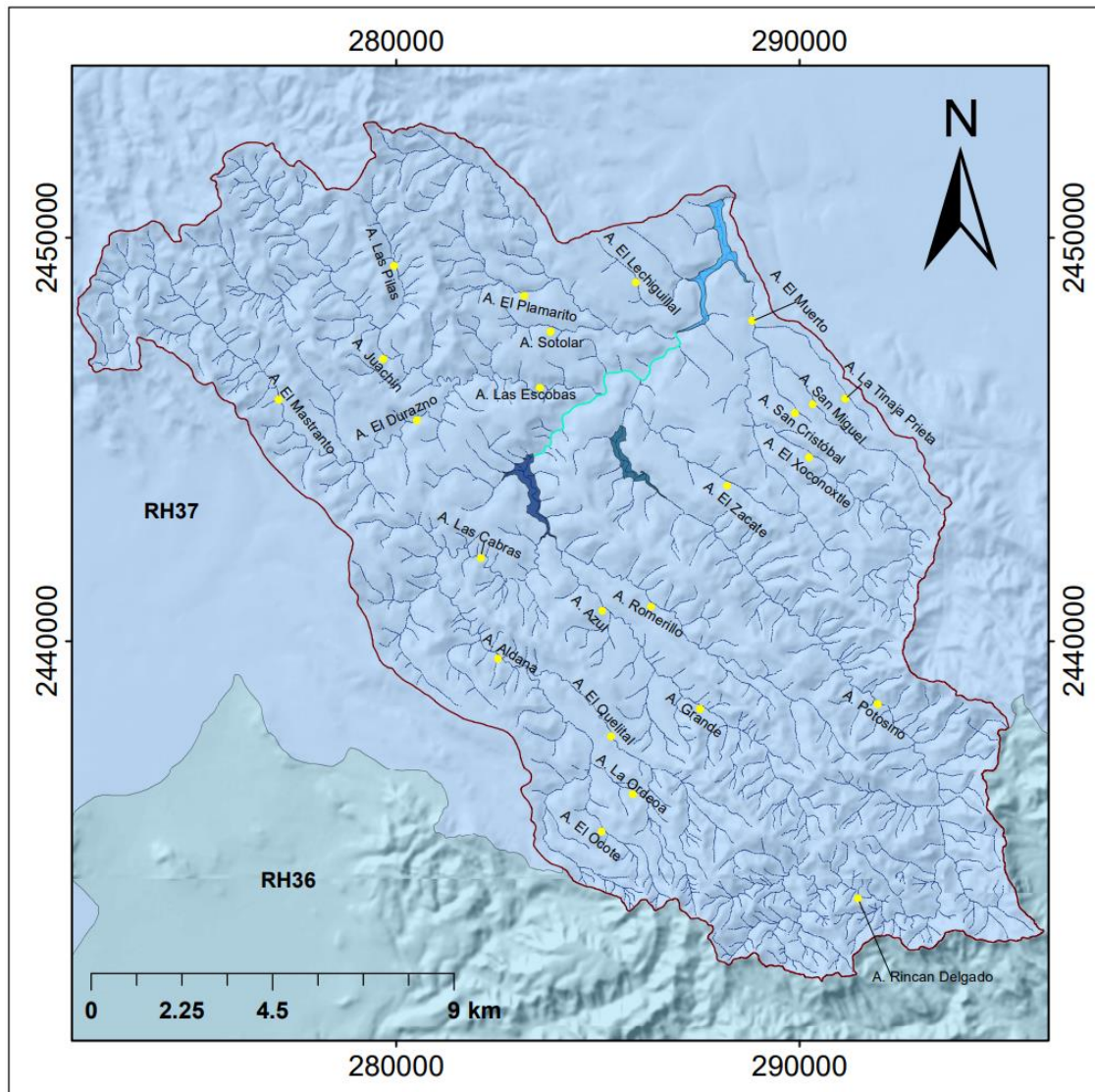


Figura 8. Hidrología superficial de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

La corriente superficial Arroyo Azul y Arroyo Grande son captados en la presa El Peaje (Figura 8), que por su infraestructura se comunica a través de un pequeño río (con pérdidas de aproximadamente 50% del agua que conduce) alimenta a la presa San José (Robledo, 2013), al igual que, la presa El Potosino que capta los escurrimientos del río Potosino y que opera el control de avenidas por lluvias (Hergt, 2009; INTERAPAS, 2011a; Robledo, 2013).

La presa San José (Figura 9) está ubicada a 8 km aproximadamente al oeste de la ciudad de San Luis Potosí en el municipio de la capital, con coordenadas 22°09'00" N 101°03'15" O, que recibe los escurrimientos de los arroyos El Lechuguillal, El Muerto, Sotolar y El Palmarito (INTERAPAS, 2011a). Fue construida con el propósito de almacenar agua, debido a la preocupación permanente en la zona metropolitana (Martínez *et al.*, 2010) con una capacidad de almacenamiento de 10 hm³, de los cuales 4.5 hm³ son ocupados por el azolve acumulado, por lo tanto, el nivel de captación se redujo hasta 5.1 hm³ (INTERAPAS, 2013).

Cuando la cantidad de precipitación y de almacenamiento lo permiten, el agua almacenada en la presa es utilizada para abastecer de agua potable a los sectores centro y poniente de la zona urbana de la ciudad de San Luis Potosí (Jacobo-Marín, 2016, 2019). El aporte promedio es aproximadamente de 200 L/s, conducida por gravedad por medio de un canal a cielo abierto de 4.8 km de longitud hasta la planta potabilizadora Los Filtros e Himalaya que en conjunto tratan 520 L/s, provenientes del sistema de presas El Peaje, El Potosino y San José (INTERAPAS, 2011b, 2013; Martínez *et al.*, 2010; Santos, 2004).



Figura 9. Presa San José en San Luis Potosí (Camacho, 2021).

2.5.2. Clima

En el territorio de San Luis Potosí el 73.84% son climas en los que la evaporación excede la precipitación (INEGI, 2002a). En la cuenca Presa San José-Los Pilares y Otras, la temperatura media anual es de 16°C a 22°C con una precipitación total anual de 500 mm en el norte de la cuenca y de 200 mm en la parte sur de la misma con un rango de escurrimiento es medio de 10 mm (Flores *et al.*, 2008).

Con base a la clasificación de Köppen modificado por García, el clima del área de estudio se clasifica como BS1kw y BSokw (Figura 10). La clasificación BS describe un clima seco o árido el cual es intermedio entre los climas muy áridos (BW) y los húmedos (A o C). El clima BSK1kw hace referencia a un clima semiárido templado de temperatura media anual entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C, temperatura del mes más caliente menor de 22°C. Por otro lado, el clima BSokw es árido semicálido, temperatura entre 18°C y 22°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C, temperatura del mes más caliente mayor de 22°C (García, 1964).

La precipitación de la microcuenca (Figura 11) se tiene que la mayor parte las lluvias van en un rango de 125-400 mm y en la parte oeste de la microcuenca la precipitación es de 400-600 mm, las lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal van del 5% al 10.2% del total anual (CONABIO, 2022).

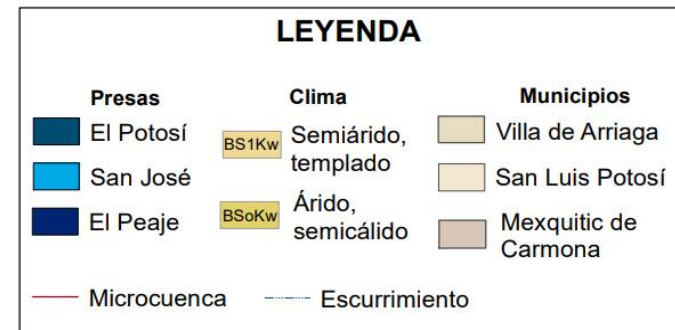
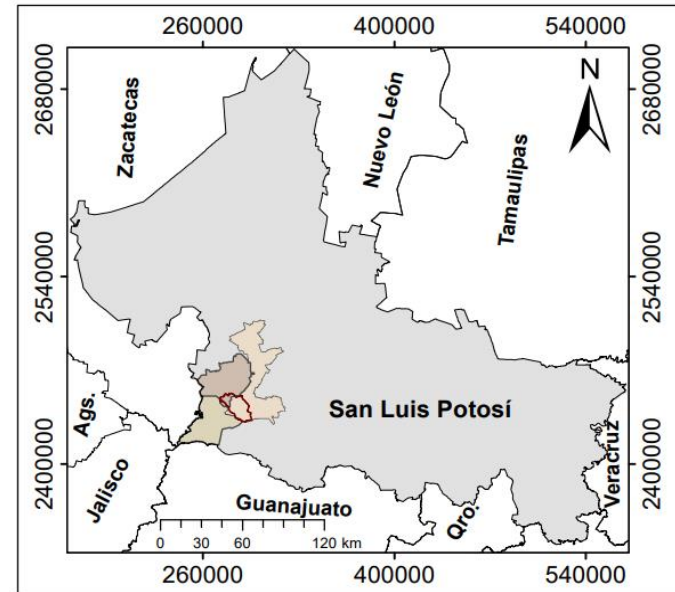
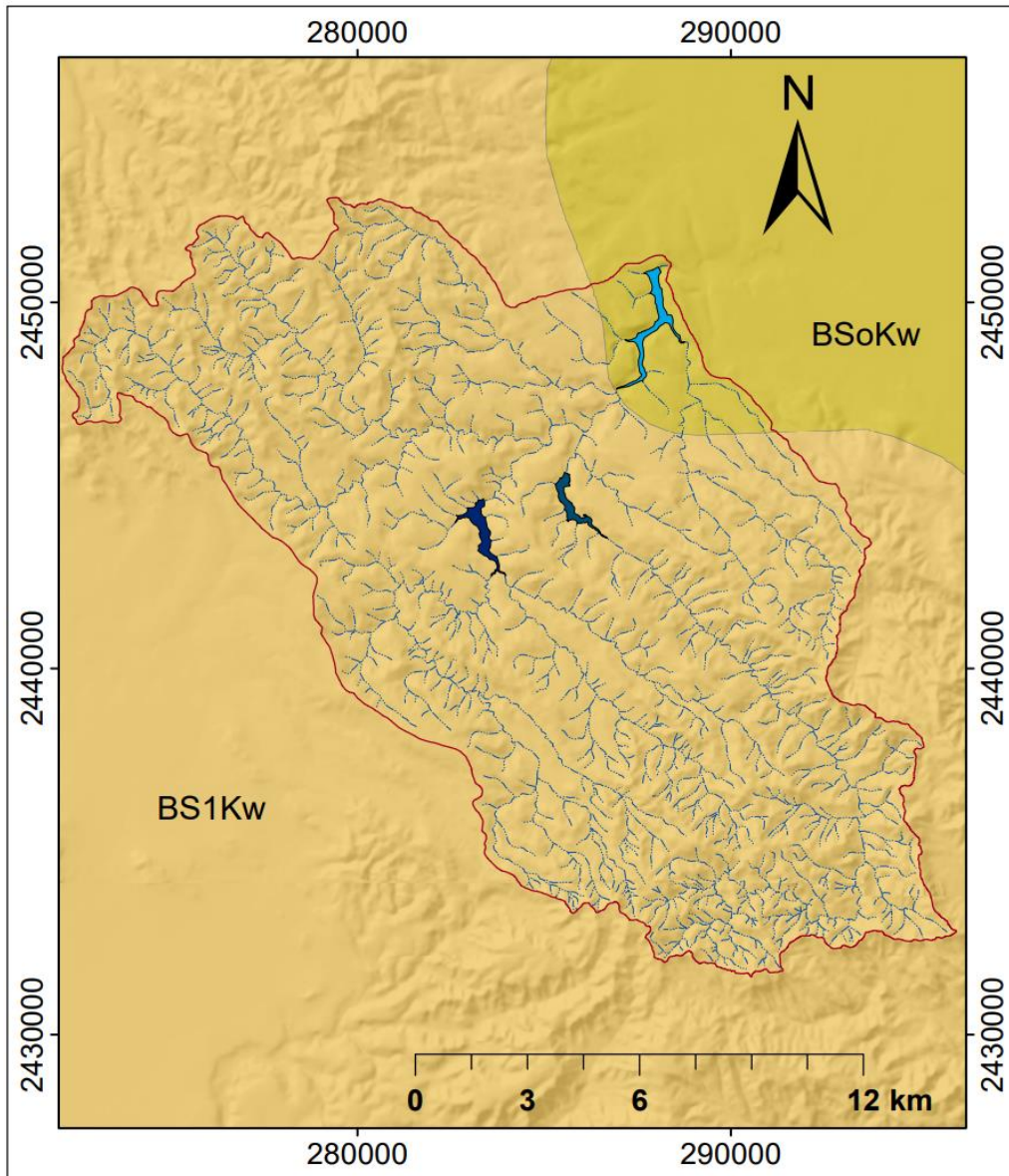


Figura 10. Clima de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

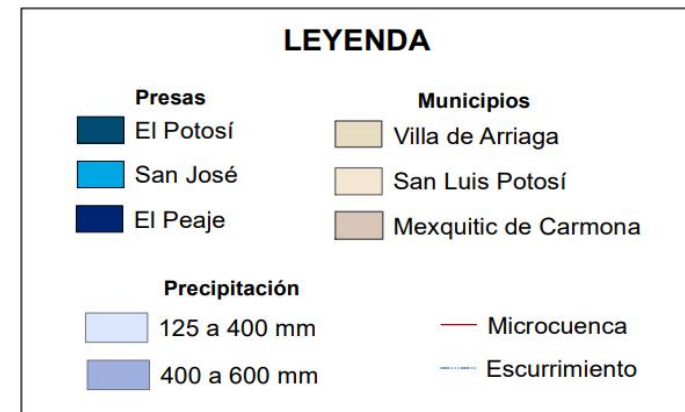
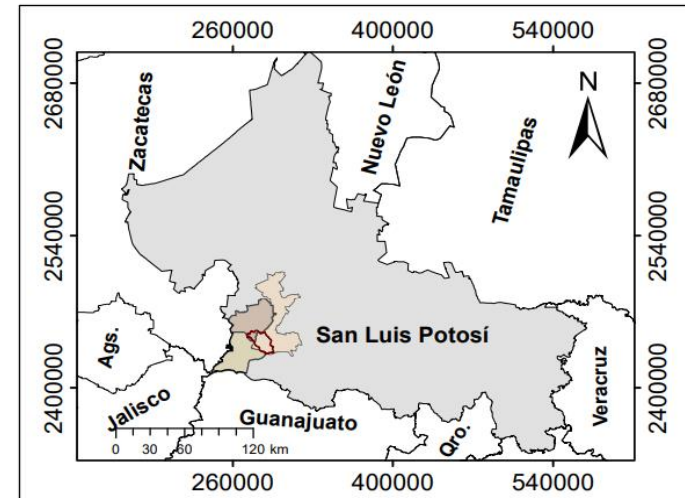
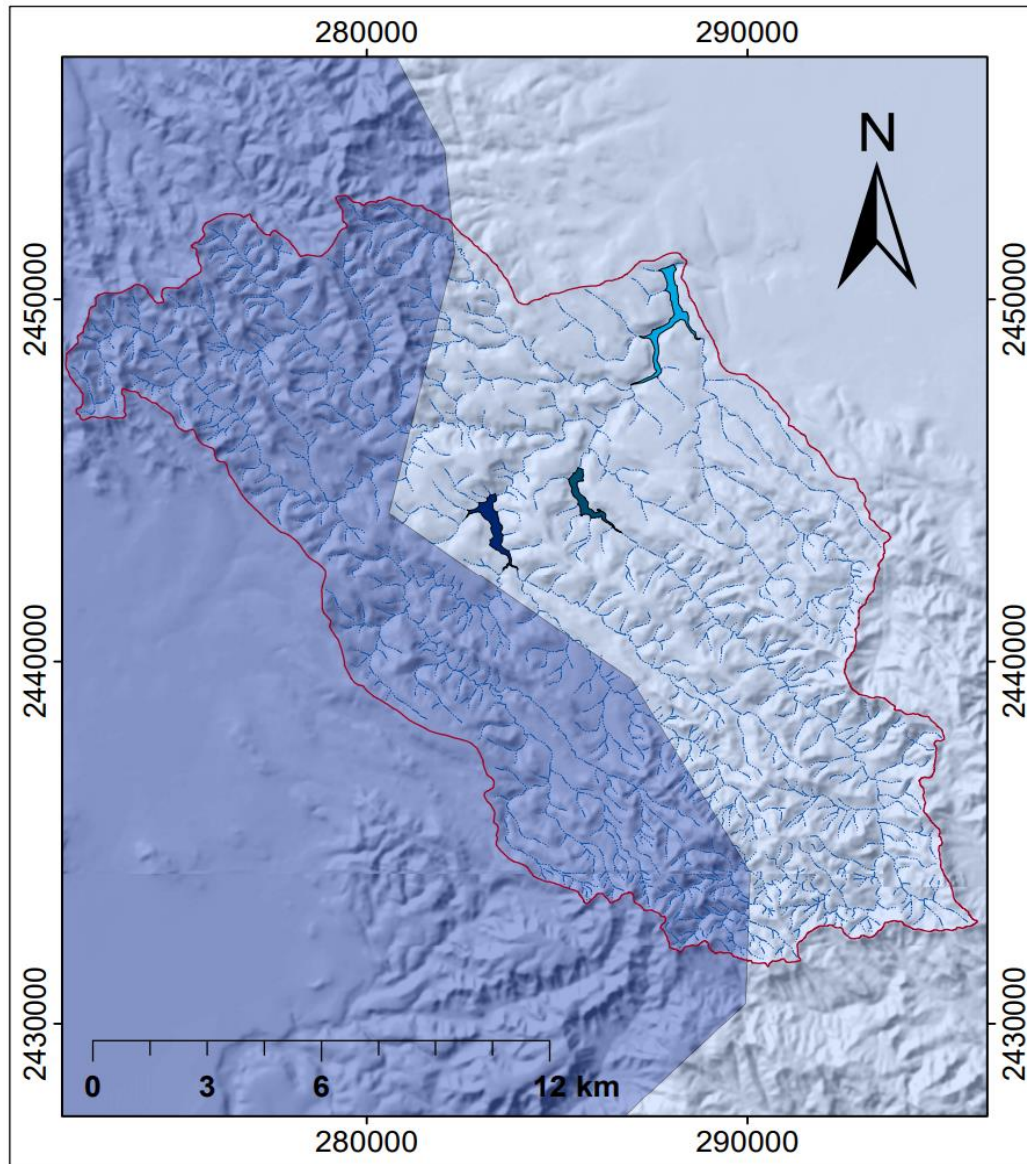


Figura 11. Precipitación de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

2.5.3. Geología

Tomando como referencia la carta geológica Tepetate (F14-A83) del Servicio Geológico Mexicano (SGM) para conocer el tipo de geología que presenta la microcuenca a la que pertenece la presa, se obtuvo que en su mayoría corresponde a Riolita (ToR), Ignimbrita toba-riolítica (Tolg-TR), Toba riolítica (ToTR) y en menor proporción Ignimbrita vitrófido (Tolg-Vi), Traquita (ToTq), Coluvión (Qhoco) y Pumbicita (QhoPu) (Figura 12).

La Riolita (ToR) es una roca volcánica rica en sílice constituida por 30% de fenocristales (2-4 mm) de cuarzo, sanidina y en menor proporción plagioclasa y biotita en una matriz microcristalina o vítrea, de color café grisáceo con textura porfirítica y fluidal que hacia su base tiene un color café rojizo (Lambarthe *et al.*, 1982).

La Ignimbrita toba-riolítica (Tolg-TR) nombrada también como Ignimbrita Cantera por Lambarthe *et al.* (1982), aflora bordeando la Sierra de San Miguelito en sus partes central y sur. Es de color gris-rosáceo a café-grisáceo con 30-40% de fenocristales euhedrales a subjedrales de 2.4 mm de sanidino, cuarzo y algunos de biotita. Tiene unos 60 m de espesor y sobre la roca, aparecen 3-10 m de un horizonte de ignimbrita gris rosáceo con 15% de fenocristales de 1-2 mm de sanidino y cuarzo en matriz solo parcialmente desvitrificada de origen en el Oligoceno Superior (SEGAM, 2020).

La toba riolítica (ToTR) fue descrita por Lambarthe *et al.* (1982) como el miembro inferior de la Riolita Panalillo, (IPICYT & SEGAM, 2018). Es de color crema-amarillo con tonos rojizos con 20% de fenocristales (2-4 mm) de cuarzo y sanidino en la misma proporción con magnetita diseminada en la matriz parcialmente alterada a hematita. Al microscopio, se puede observar una micro estructura piroclástica con fenocristales alotriomórficos alterada con minerales arcillosos, de igual manera se observan apatito ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3$), circón (ZrSiO_4) y vidrio (Carrizales *et al.*, 2004).

Ignimbrita vitrófido (Tolg-Vi) son rocas semisólidas de color café-rojizo, con textura merocristalina, profirítica y eutaxítica. En algunas ocasiones, se presenta un vitrófido de color negro de 1-2 m de espesor en la base. Presenta fenocristales de cuarzo y sanidino en una matriz parcialmente desvitrificada y sobreyace concordantemente a la Andesita basáltica y discordantemente a la Ignimbrita. Por otro lado, la Traquita (ToTq) son de color café-gris oscuro con textura porfirítica y con 10-15% de fenocristales de 2-4 mm de plagioclasas en una matriz fina con un espesor aproximadamente de 50 m (IPICYT & SEGAM, 2018).

Siguiendo con el Coluvión (Qhoco), se trata de depósitos no consolidados que se almacenan sobre las pendientes de las laderas de los cerros, son de tamaño variable que va de pocos cm hasta bloques de 2 m de diámetro (IPICYT & SEGAM, 2018; SGM, 2007). Finalmente, la Pumbicita (QhoPu) es una roca poco consolidada, de grano fino y de color blanco. (SGM, 2007).

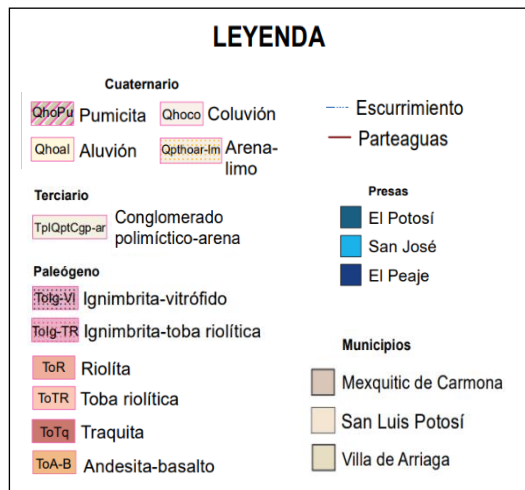
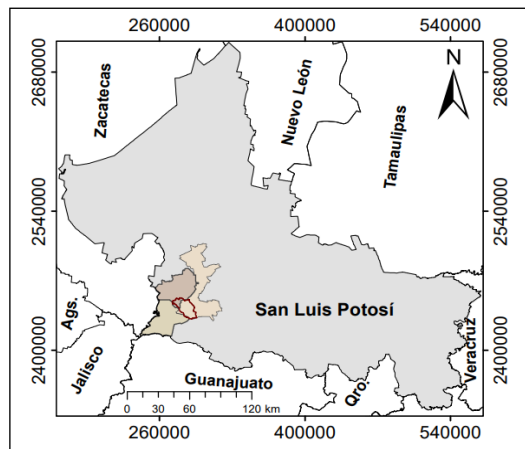
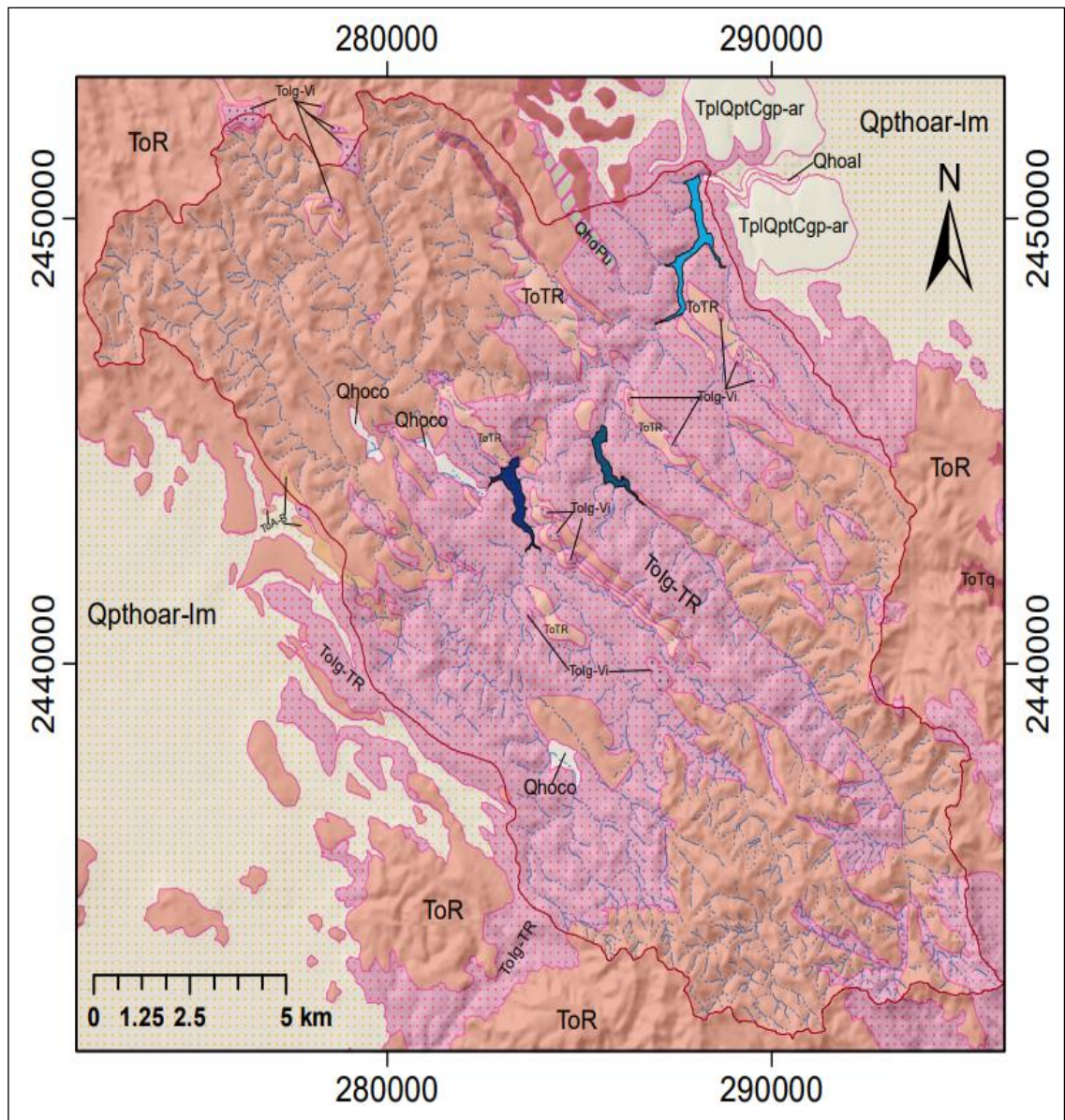


Figura 12. Geología de la microcuenca a la que pertenece la presa San José modificado de SGM (Servicio Geológico Mexicano).

2.5.4. Tipo de suelo

En la microcuenca el tipo de suelo que predomina es el Regosol, Feozem y Xerosol (Figura 13). Los Regosoles conforman el segundo grupo de suelos dominantes en la zona, caracterizados por ser claros, delgados, poco desarrollados con baja retención de humedad y pobres en materia orgánica que se establecen sobre materiales no consolidados. Su evolución está impedida por la abundancia de carbonatos procedentes del material original, presentan textura media y la fase lítica (lecho rocoso) está entre los 25-50 cm de profundidad con pH alcalino, asociados a los litosoles con afloramientos de roca o tepetate. Su principal uso es para fines ganaderos y forestales extendiéndose en tierras erosionadas y zonas de acumulación en particular zonas áridas-semiáridas y terrenos montañosos (SEGAM, 2020).

El suelo tipo Feozem conocidos también como Tierras Pardas (SEGAM, 2020), engloba a los suelos de praderas relativamente húmedos y regiones de bosque en climas moderadamente continentales. Son de color oscuro de textura media, ricos en materia orgánica que le dan la coloración oscura a la capa superficial del suelo haciéndola suave y esponjosa, además son porosos, fértiles y están libres de carbonatos secundarios, aunque pueden estar a mayores profundidades. Se presentan en cualquier tipo de clima y relieve excepto en regiones tropicales lluviosos o zonas muy desérticas, el uso dependerá de las características del terreno y de la disponibilidad del agua. Son relativamente profundos hasta 125 cm y la humedad no llega a ser excesiva, evitando la pérdida de nutrientes por lixiviación, su potencial agrícola (Loredo *et al.*, 2007). Son de origen residual y coluvio-aluvial derivados de rocas tales como riolita, toba ácida, caliza y lutita, que presenta textura media con pH ligeramente ácido (CONANP, 2021; FAO, 2015; INEGI, 2002b).

Los Xerosoles se presentan en zonas áridas con un contenido moderado o bajo de materia orgánica muy permeables de profundidad moderada, aunque existen pequeñas áreas en que son profundos, el material parental consiste de sedimento que se han originado de manera fundamental a partir de roca caliza, la cual da colores claros a estos suelos a baja precipitación en la zona (CONANP, 2021; FAO, 2015; INEGI, 2002b).

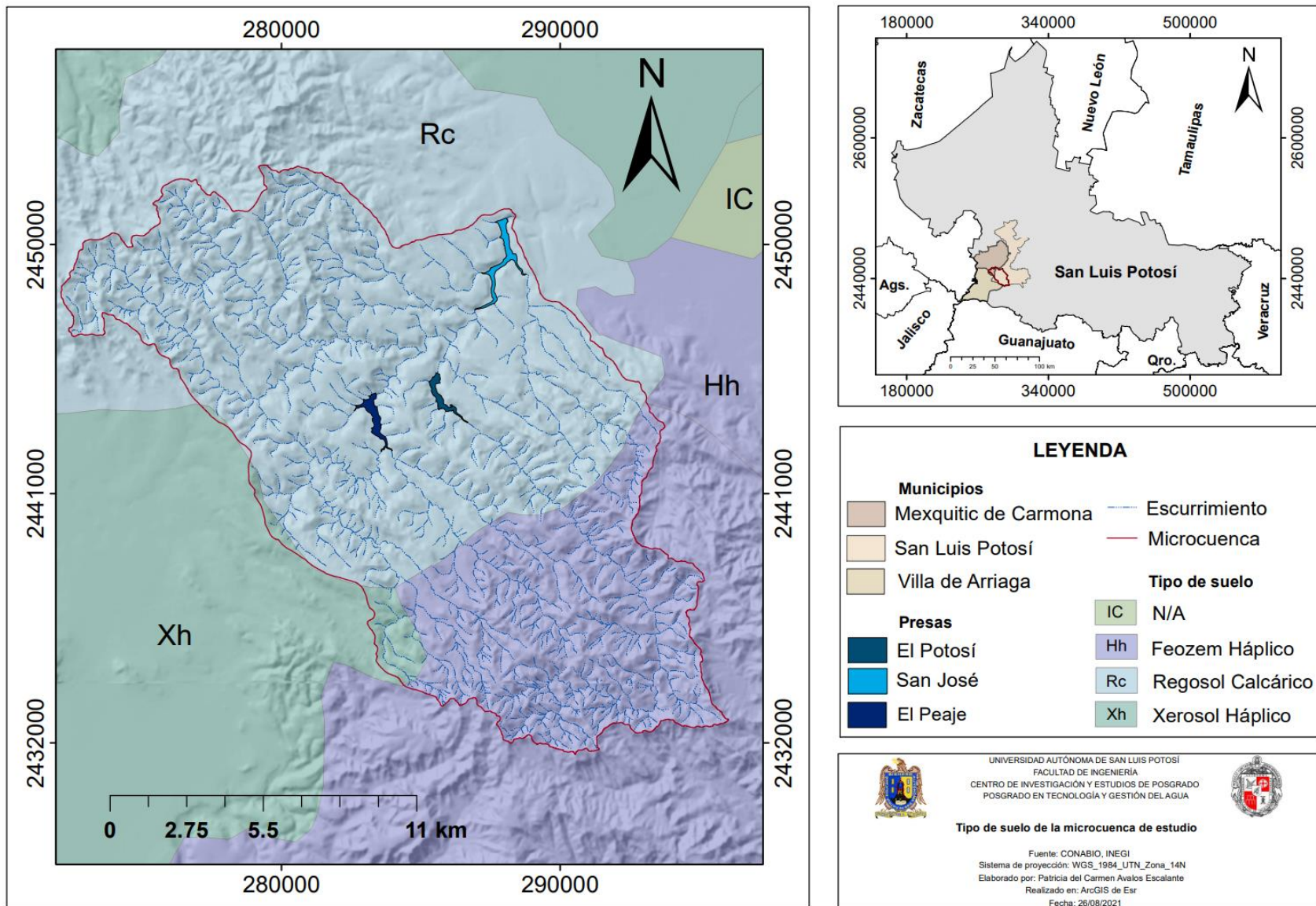


Figura 13. Tipo de suelo de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

2.5.5. Tipo de Vegetación

La vegetación es un factor dominante en la información del suelo, por ser fuente primaria de la materia orgánica donde se lleva a cabo el reciclaje de nutrientes (FAO, 2009). En la microcuenca a la que pertenece la presa se encuentran cuatro tipos de vegetación predominante: bosque de pino, chaparral, pastizal natural y manejo agrícola, pecuario y forestal (Figura 14).

El Bosque de pino se encuentra a una altitud de 150 m hasta los 4 200 m en el límite altitudinal de la vegetación arbórea. Se establece sobre rocas ígneas, gneis y esquistos siendo menos frecuentes en lutitas, areniscas-calizas, cambisoles, leptosoles, luvisoles, phaeozems, regosoles, umbrisoles y otros tipos de suelos. Dominan especies de pino con alturas promedio de 15 a 30 m, su estrato inferior es relativamente pobre en arbustos con abundantes herbáceas. Los árboles de pino poseen hojas perenifolias, con una época de floración y fructificación heterogénea en los últimos meses del año (IPICYT & SEGAM, 2018) dependiendo de las diferentes condiciones climáticas en las que se presenta (INEGI, 2017).

El Chaparral es una asociación de arbustos o árboles esclerófilos de 1 a 4 m de alto, generalmente resistentes al fuego regenerándose rápidamente por la escarificación que sufren las semillas por el calentamiento durante un evento de incendio, son característicos de zonas con clima intermedio entre el árido y subhúmedo con temperaturas frescas. Crece entre los 1700 y 3000 msnm en zonas con clima intermedio entre el árido y subhúmedo con temperaturas frescas (IPICYT & SEGAM, 2018). Por lo que, se puede encontrar en llanuras, valles y lomeríos, entremezclados ocasionalmente con otros tipos de vegetación. En algunas zonas la vegetación llega a ser tan densa que no permite el acceso de animales grandes o seres humanos (INEGI, 2017).

Los Pastizales son comunidades vegetales (pastos y zacates) donde predominan pastos con pocos árboles y arbustos. Este tipo de vegetación pueden cubrir prácticamente la totalidad de la superficie del suelo, los árboles y arbustos pueden estar presentes pero escasos y si lo están se encuentran dispersos en la matriz dominante de hierbas gramíneas (Flores *et al.*, 2019). Se encuentran en regiones semiáridas y de clima templado-frío, generalmente se encuentran entre 1100-2500 msnm (CONABIO, 2022) y suele crecer sobre suelos en laderas riolíticas (IPICYT & SEGAM, 2018). Estos ecosistemas tienen una estructura simple con un estrato herbáceo de pocos centímetros hasta 5 m de altura cubriendo el suelo, algunos tipos de pastizales incluyen arbustos y árboles dispersos (Castro, 2019). No es apta para el cultivo tradicional actual y constituyen fundamentalmente una fuente de forraje basada en plantas nativas (Nakamatsu & Carpeta, 2003).

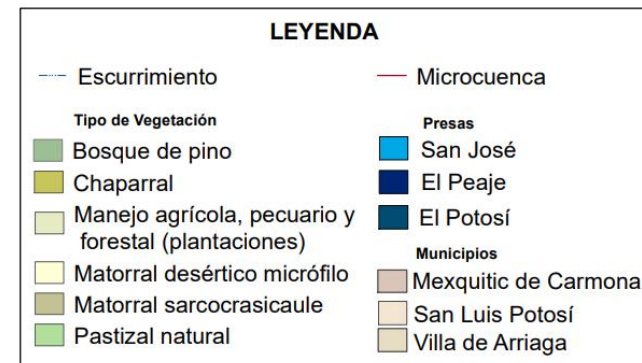
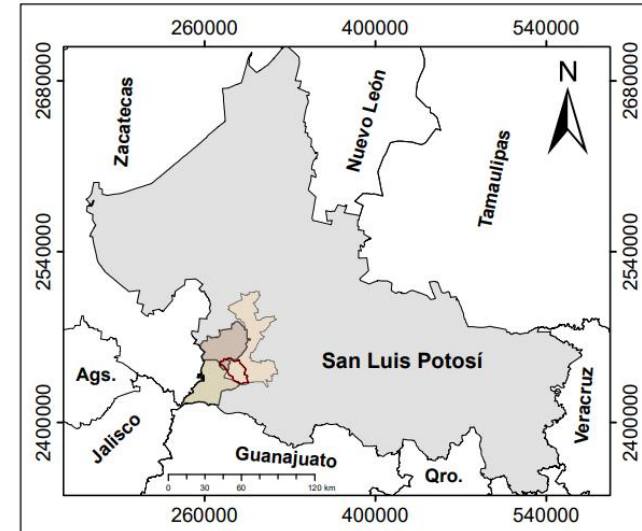
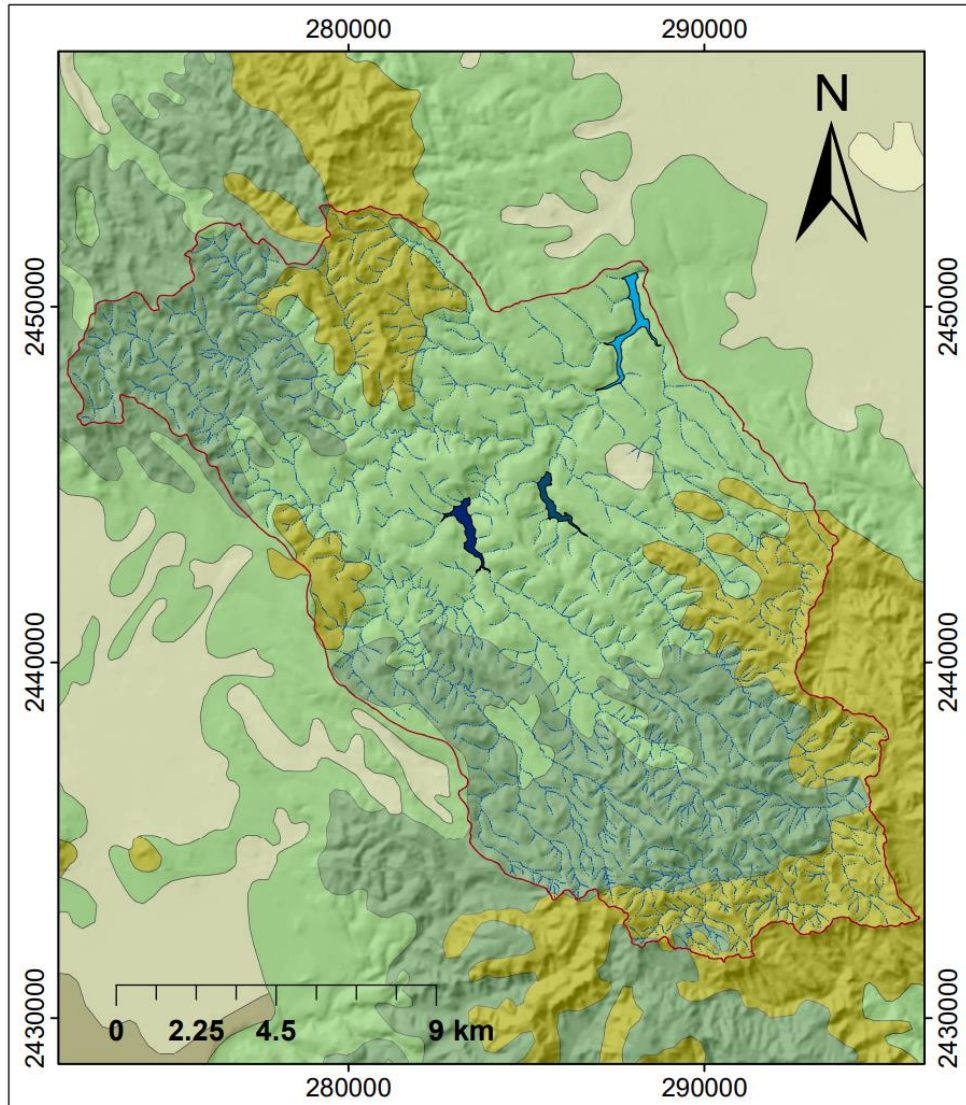


Figura 14. Tipo de vegetación de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

2.5.6. Localidades de la microcuenca de estudio

Dentro del área de estudio se localiza el Libramiento Poniente de San Luis Potosí que atraviesa la parte norte de la microcuenca (Figura 15) y paralela a este, la carretera 80 esta carretera entrelaza las localidades como Colonia Insurgentes, Mesa de Conejos, Escalerillas y Pozuelos las cuales presentan alto y muy alto grado de marginación (H. Ayuntamiento de San Luis Potosí, 2007).

A pesar de que la localidad de Escalerillas se encuentra entre las presas El Peaje, El Potosino y San José, los habitantes carecen de una red de abastecimiento de agua potable y de una red de drenaje. Para la eliminación de sus desechos se recurre a la construcción de letrinas (vaciadas cada cierto tiempo a través de pipas) o fosas sépticas tal como en la Colonia Insurgentes y Pozuelos (Hernández, 2016). Si la distancia lo permite, algunas viviendas se conectan a la red de drenaje instalada en Escalerillas, que no conduce a un sistema de tratamiento ni disposición final de desechos, siendo este el mismo caso al que se enfrenta Mesa de Conejos (Robledo, 2013). Por lo que, no todas las viviendas de estas localidades cuentan con un abastecimiento de agua potable y un sistema de drenaje.

Esta situación que contrasta con los fraccionamientos Lomas del Tecnológico 1^{era} y 2^{da} sección, La Loma Residencial y Club de Golf ubicados muy cercanos a la comunidad de Escalerillas. Son de reciente creación, destinados al sector de mayores ingresos y cuentan con proveedores privados del servicio de agua potable y saneamiento por parte de la empresa Aguas del Poniente Potosino, S.A. de C.V (Hernández, 2016).

La economía de esta zona gira en torno a la producción de cantera y su transformación. En la microcuenca se realiza el pastoreo de ganado y sobre los márgenes del río Santiago, Arroyo Grande o Azul y El Potosino se aprovecha la humedad de los caudales ecológicos de las presas en pequeñas parcelas agrícolas. El Centro Acuícola El Peaje que se ubica entre la presa El Peaje y la localidad de Escalerillas, en el que se produce lobina, tilapia, carpa y peces de ornato y que pueden ser una fuente de aporte de nutrientes al caudal del río San Santiago (Cabrera, 2021).

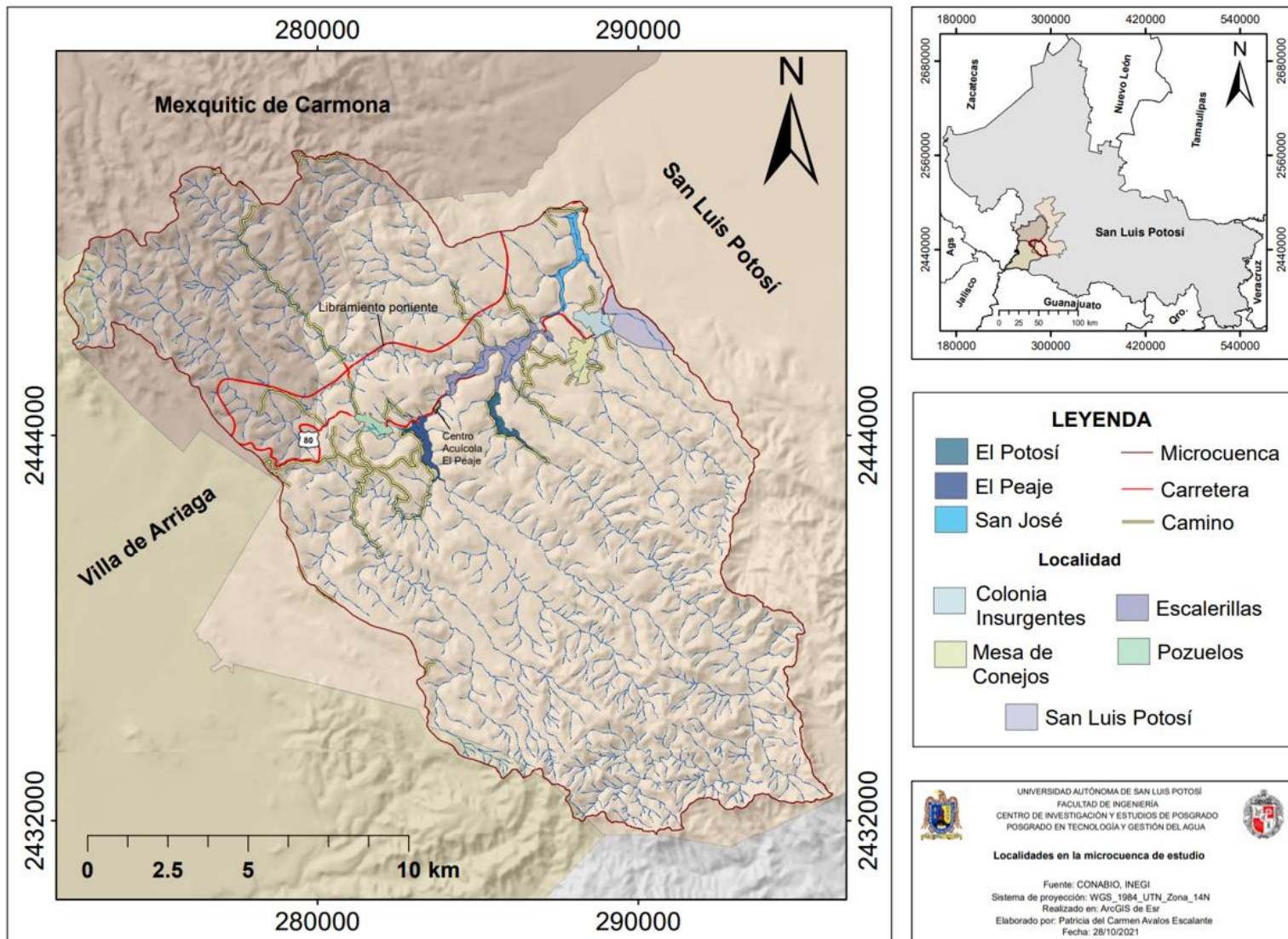


Figura 15. Localidades en la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

2.5.7. Problemática de lirio acuático en la presa San José, San Luis Potosí

Tomando como referencia imágenes satelitales de Google Earth, se pudo tener la primera evidencia de la presencia de lirio acuático en la presa San José la cual se registró en año 2013, se observa que el lirio se ubica a las orillas de la presa siendo casi imperceptible (Figura 16). Para el 5 de abril de 2014 el lirio que se ubicaba en las orillas se acumuló en la cortina (Figura 17) de la presa con una superficie aproximada de 14, 447 m². En el mismo año se da a conocer la primera noticia de la presencia de lirio en el cuerpo de agua.

El siguiente año (3 de agosto de 2015) el lirio se desplazó y se observa una acumulación en la cola de la presa (Figura 18) cubriendo un área aproximada de 28,029 m². Entre 2016 y principios de 2017, el volumen de agua de la presa disminuyó (Figura 19) y con ello la presencia de la planta, pero a principios del 2018 se registra la acumulación de la planta hacia los extremos de la presa (Figura 20), cubriendo aproximadamente 212, 064 m² siendo 7 veces mayor que en 2015 (Cabrerá, 2021).

El lirio continúa proliferando, cubriendo cada vez más la superficie del cuerpo de agua, ante esta problemática el organismo operador invirtió millones de pesos en el retiro del exceso de lirio con maquinaria en el año 2020, removiendo cerca de 70 t quedando una cobertura cerca de 377, 266 m² (Figura 21). El último registro de Google Earth que se pudo obtener del desplazamiento del lirio acuático en la presa fue del año 2021 (Figura 22), realizando un polígono para el cálculo del área ocupada respecto al área total de la presa, se obtuvo que la cobertura de lirio ocupa 561,132 m² aproximadamente.

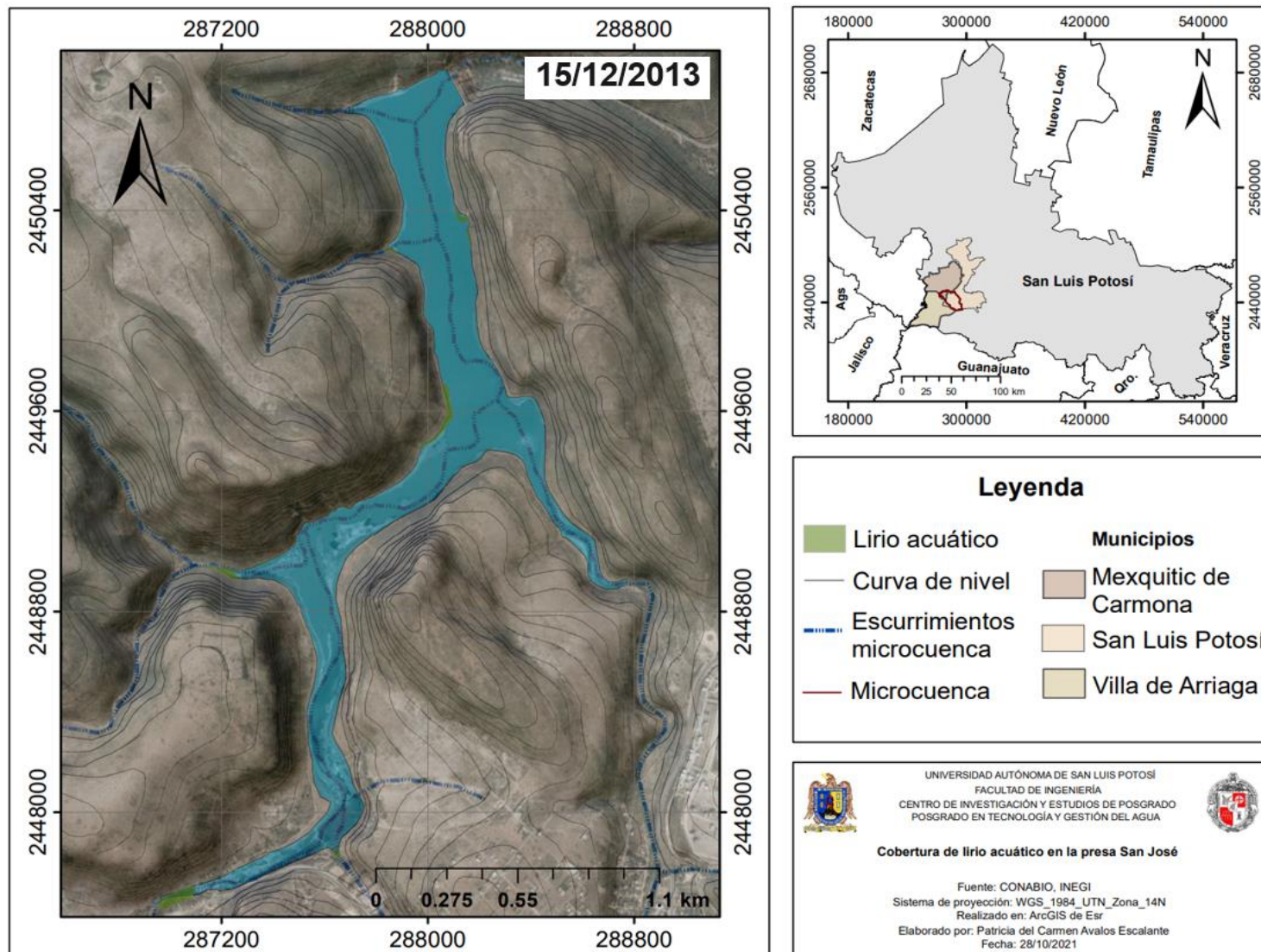


Figura 16. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2013.

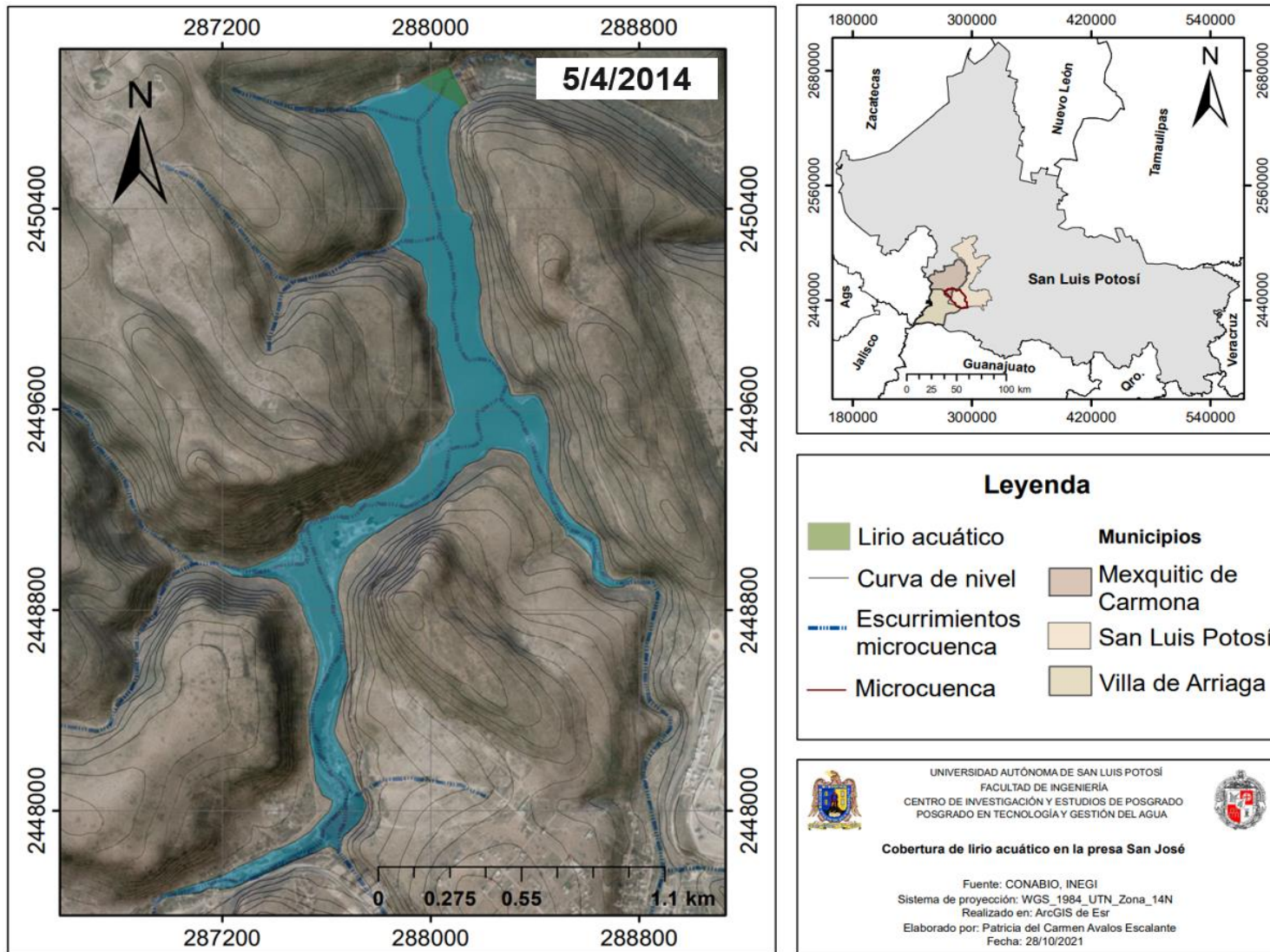


Figura 17. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2014.

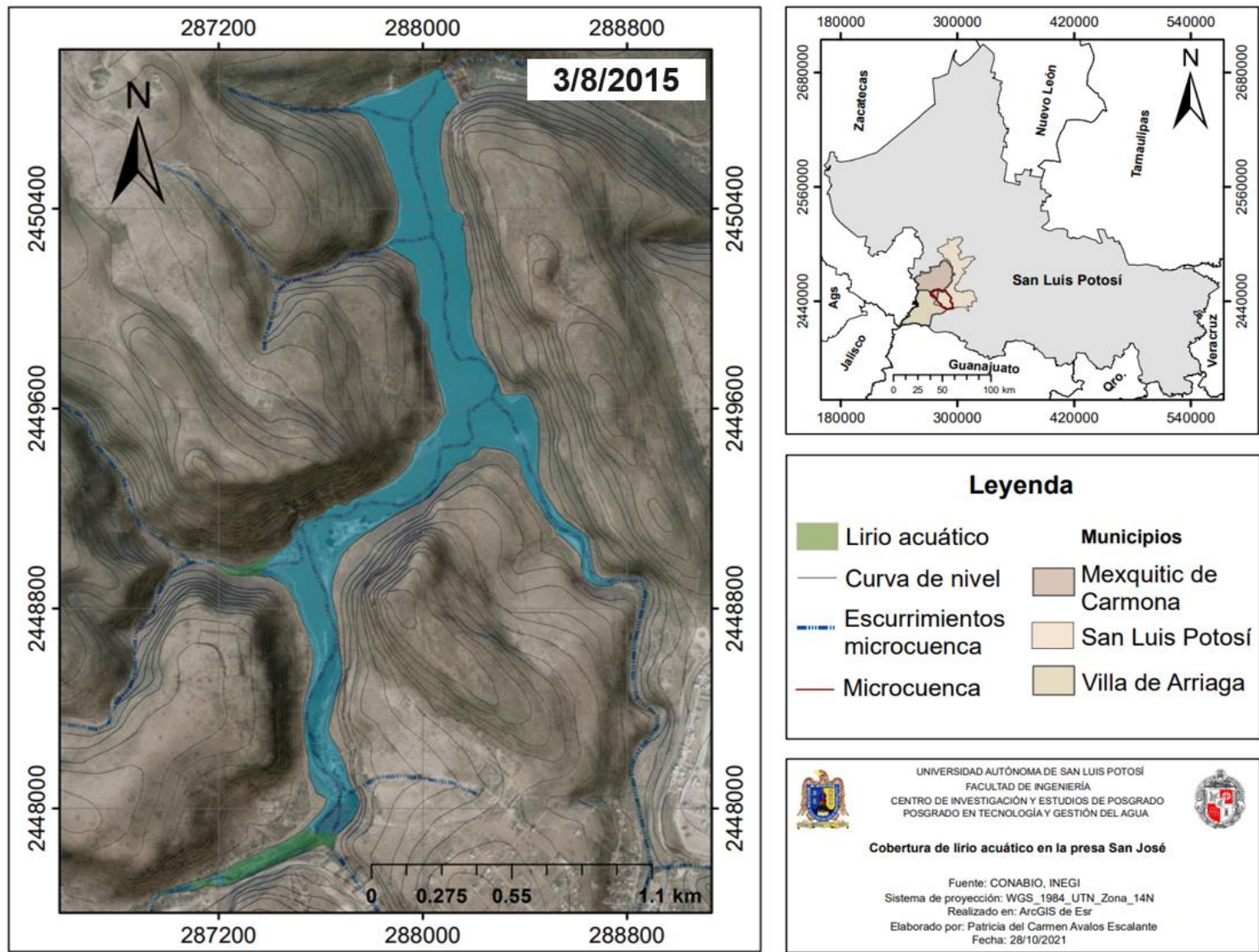


Figura 18. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2015.

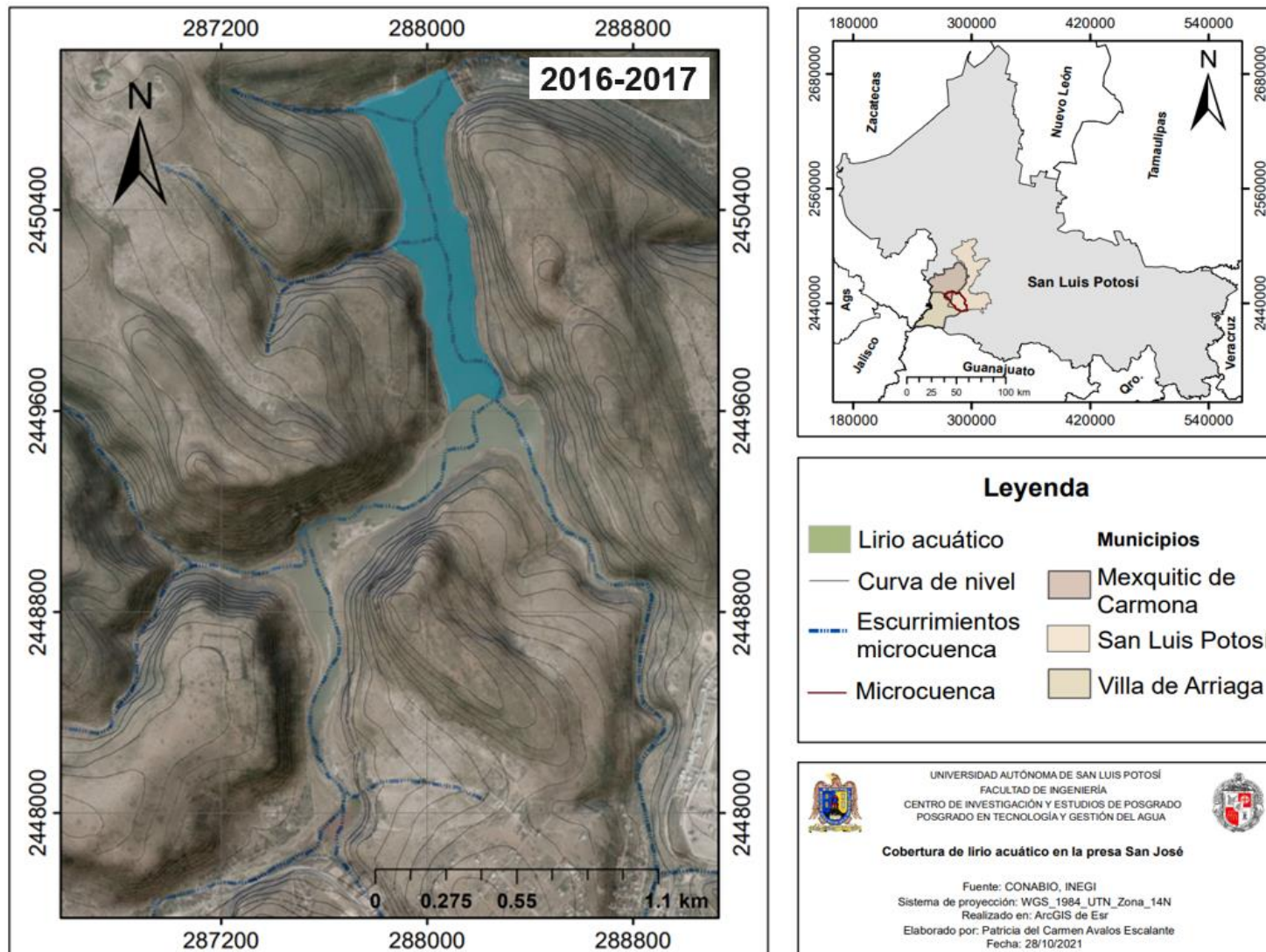


Figura 19. Cobertura de lirio acuático en la presa San José entre el año 2016 y principios del 2017.

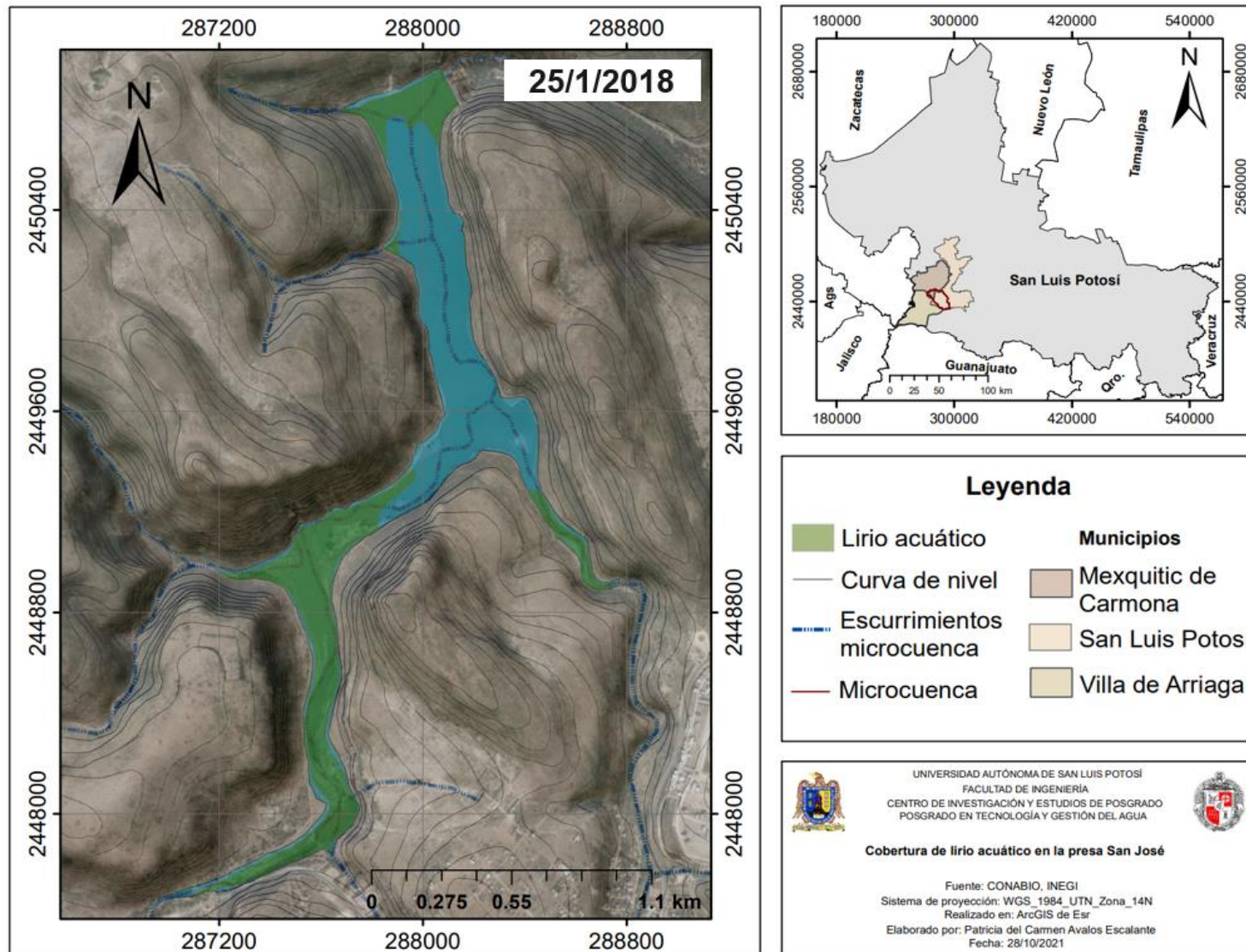


Figura 20. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2018.

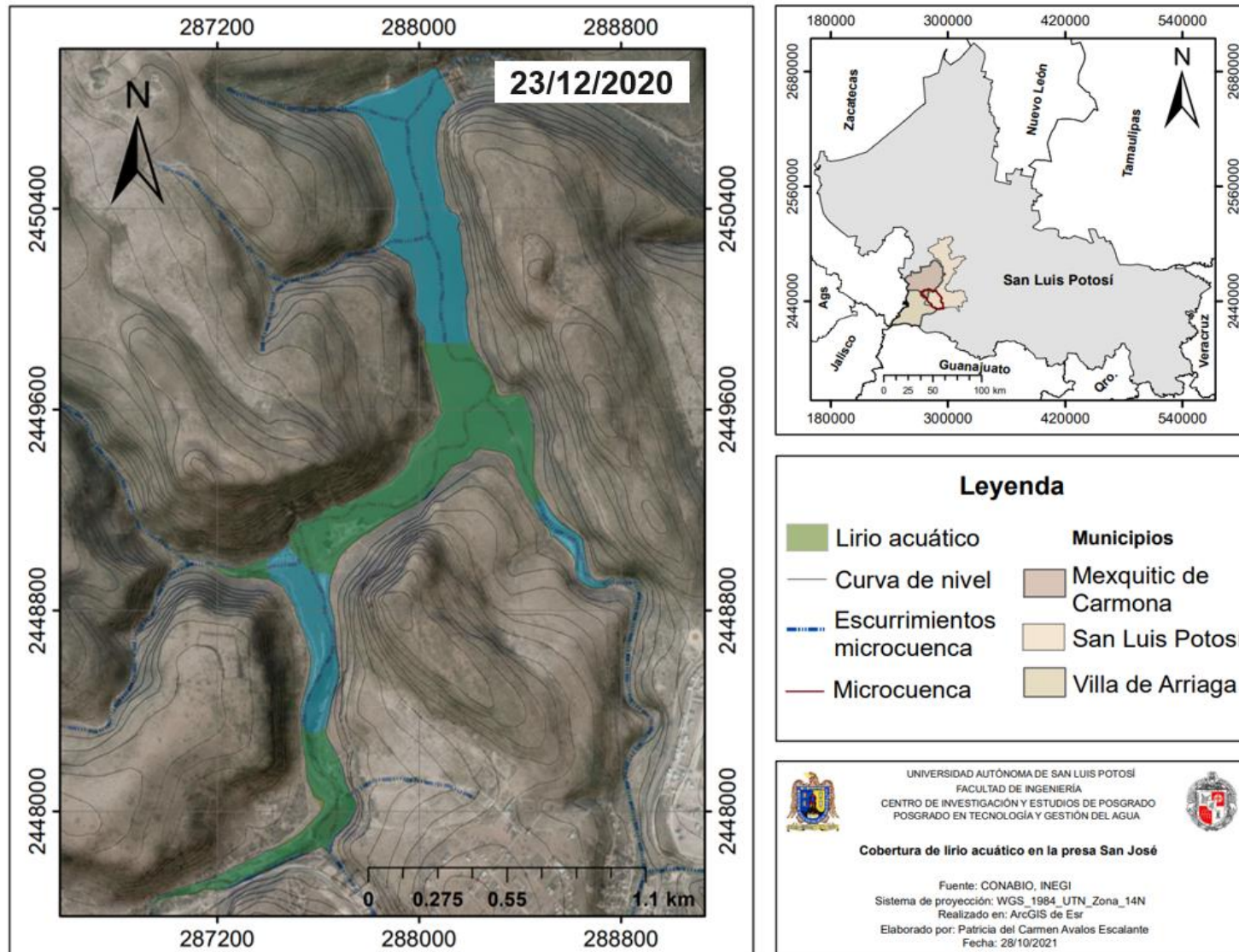


Figura 21. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2020.

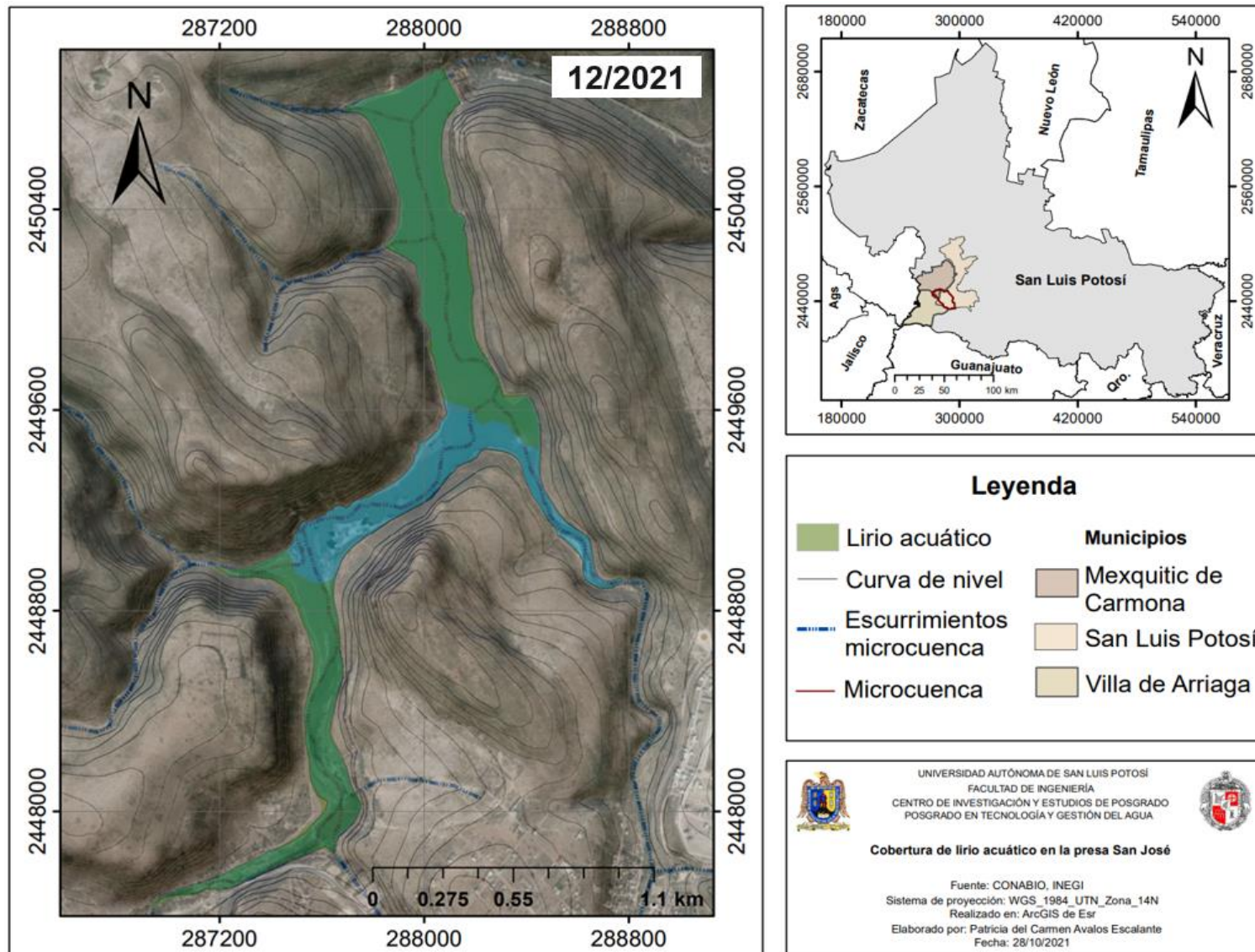


Figura 22. Cobertura de lirio acuático en la presa San José en el año 2021.

Debido a la excesiva proliferación de lirio (Figura 23), la calidad del agua de la presa San José ha disminuido progresivamente. Para su potabilización se sigue un tratamiento convencional que comienza al pie de esta con cribas gruesas, finas y desarenador que atrapan los sólidos de mayor y menor (arena) tamaño que se encuentran suspendidos en el agua. El agua se conduce por una línea de 4.8 km hasta a una caja de distribución en la planta potabilizadora Los Filtros, ahí se lleva a cabo la coagulación con la adición de $Al_2(SO_4)_3$ (sulfato de aluminio) que logran la desestabilización en la partícula coloidal, después se agrega un floculante (polímero) que une los flóculos ya formados con el fin de aumentar su volumen y peso de forma que puedan decantar (Cabrera *et al.*, 2009). Posteriormente, se descarga en los sedimentadores donde se hace circular a velocidades bajas para que los sólidos floculados de mayor tamaño caigan por su propio peso al fondo de los sedimentadores.

Una vez que el agua recorre estas estructuras, llega a un canal de distribución hasta los filtros que están formados de material granular con una capa de arena sílica de 0.95 mm de diámetro, que ayuda a remover las partículas que no sedimentaron. Terminada esta etapa, el agua es descargada hacia una línea de conducción con dirección al tanque de rebombeo para su desinfección final.

La desinfección consiste en la adición de solución cloro y se extrae gas cloro de los tranques de una tonelada, realizando la mezcla con agua en un inyector y descargando en línea. El agua filtrada, estabilizada y desinfectada es enviada a un tanque de almacén con capacidad de 4,700 m³ del cual es distribuida a la comunidad mediante 7 líneas de conducción 6 de estas por bombeo y dos a gravedad, a la comunidad que habita en la colonia Morales, zona centro y poniente de la ciudad de San Luis Potosí (INTERAPAS, 2011b).



Figura 23. Formación de esteras de lirio acuático en la presa San José (2021).

3. METODOLOGÍA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS MATRICES AMBIENTALES: AGUA, SEDIMENTO Y LIRIO ACUÁTICO DE LA PRESA SAN JOSÉ

3.1. Planeación de puntos de muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*

Con ayuda de envases de plástico de 100 mL se recolectó agua de cada punto de muestreo para la medición de parámetros fisicoquímicos *in situ* (Figura 24). Los equipos utilizados son: potenciómetro Hanna® HI 98193 con sonda HI 764073 para el OD, potenciómetro Hanna® HI 99121 para la temperatura y pH, potenciómetro Milwaukee Mi 306 con sonda MA814D/1 para la medición de la CE y SDT.

Para la planeación de los puntos de los puntos a muestrear, se elaboró un mapa utilizando la carta topográfica F14A83 Tepetate (1:50 000) de la base de datos geográfica disponible en INEGI y la red hidrológica de la subcuenca RH37Gb Presa San José descargada del programa SIALT (Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas). Esta información fue cargada al programa ArcGIS, donde en total se distribuyeron 10 puntos equidistantes (385 m) sobre el cauce principal de la presa tratando de abarcar la mayor área y procurando que se ubicaran cerca de los escurrimientos tributarios de la presa (Figura 25).

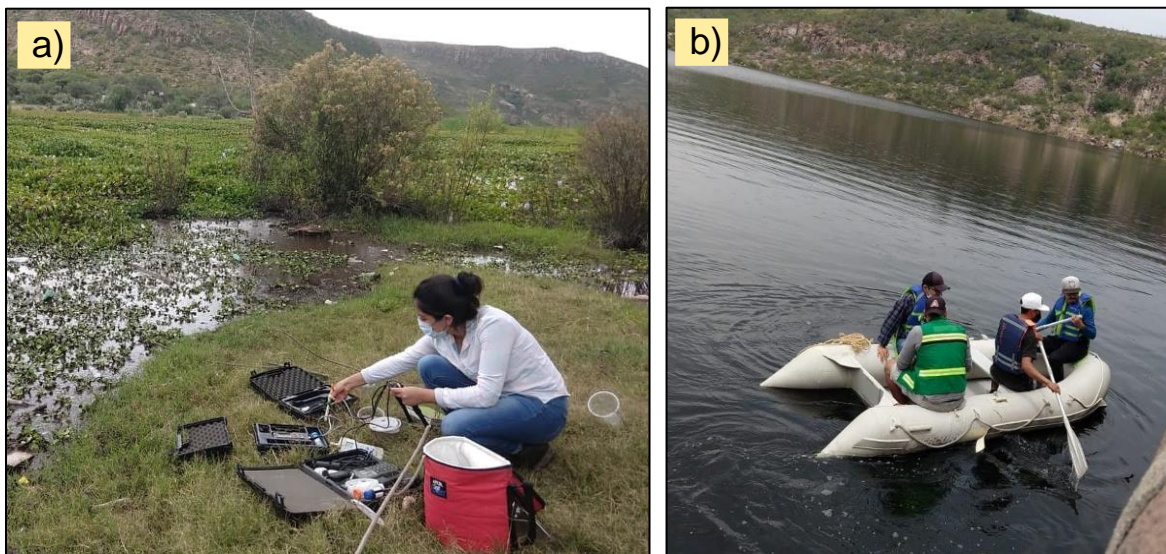


Figura 24. a) Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ* y b) lancha inflable utilizada en el muestreo en la presa San José.

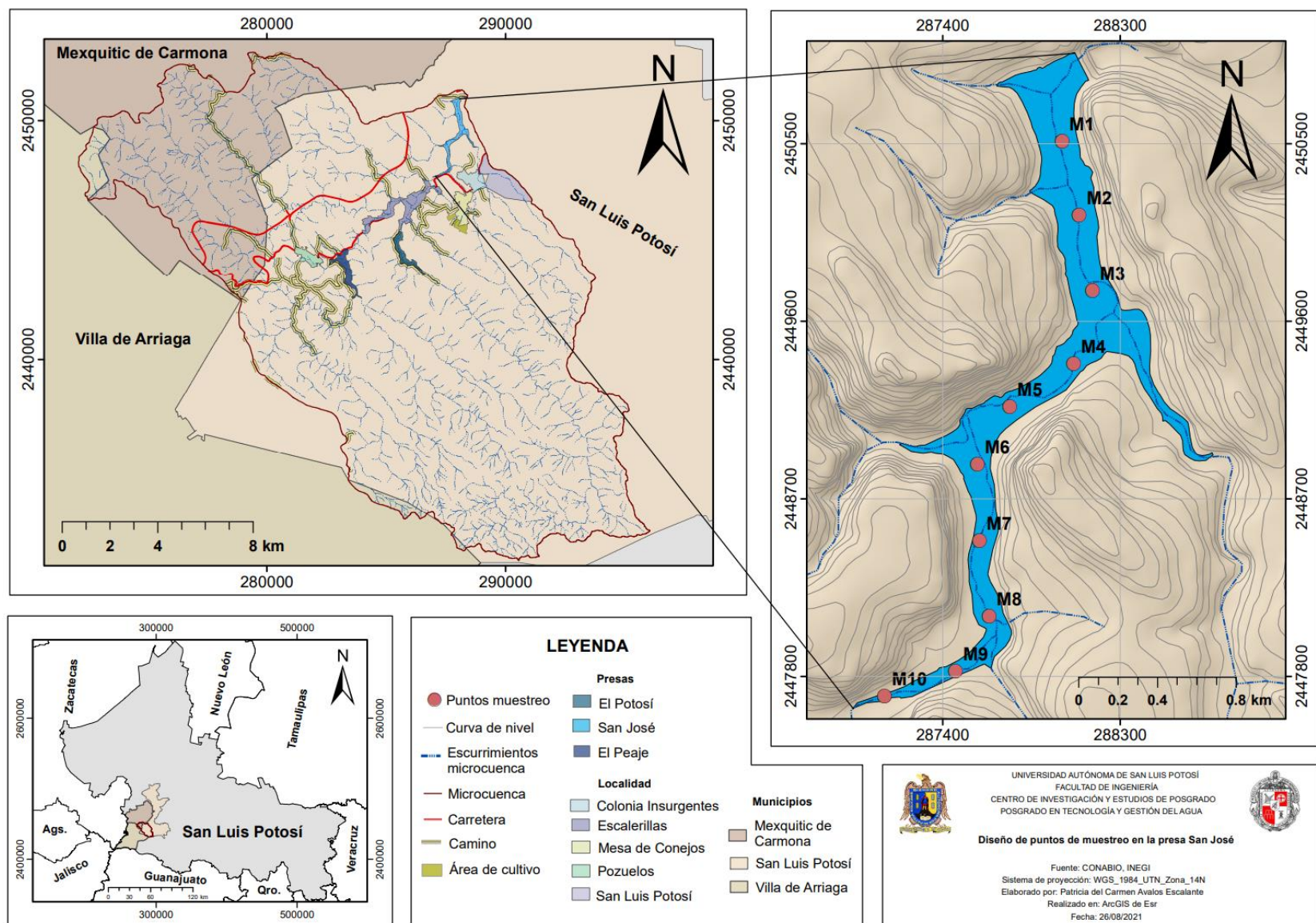


Figura 25. Localización de la microcuena de estudio y diseño de puntos de muestreo en la presa San José.

3.2. Medición de parámetros fisicoquímicos *ex situ*

En campo se recolecto agua en tubos de centrifuga cónicos de 50 mL, que fueron trasportadas dentro de una hielera que contenía geles congelantes para evitar su degradación, una vez en el laboratorio se almacenaron a una temperatura de 4°C hasta su posterior análisis. Para análisis de la DQO, P y N se utilizó el kit correspondiente a cada parámetro, así como su respectiva metodología indicada en el manual de la marca Hanna® y en los casos que aplicaba se hizo uso de un digestor (HI 839800) y fotómetro multiparamétrico (HI 83224), este último posee una fuente de luz de tungsteno con un filtro de interferencias de banda estrecha.

3.2.1. Turbidez

Se utilizo un turbidímetro HAC 2100 N marca Hach® (Figura 26), antes de hacer la medición de este parámetro fue necesario calibrarlo para asegurar la confiabilidad de las lecturas del equipo, para ello se encendió y se esperó durante 60 min. Cumplidos los 60 min se colocaron uno por uno los estándares StablCal® en la celda de medición del equipo siguiendo el orden de menor a mayor turbidez limpiándolos con un paño, una vez colocado el estándar se pulso la tecla ENTER para que el equipo comenzará el conteo de 20 s y se hiciera la lectura del estándar. Después de haber hecho todas las lecturas de los estándares se pulso la tecla CAL/ZERO para que el equipo guardará los nuevos datos de calibración y volviera al modo de medición.

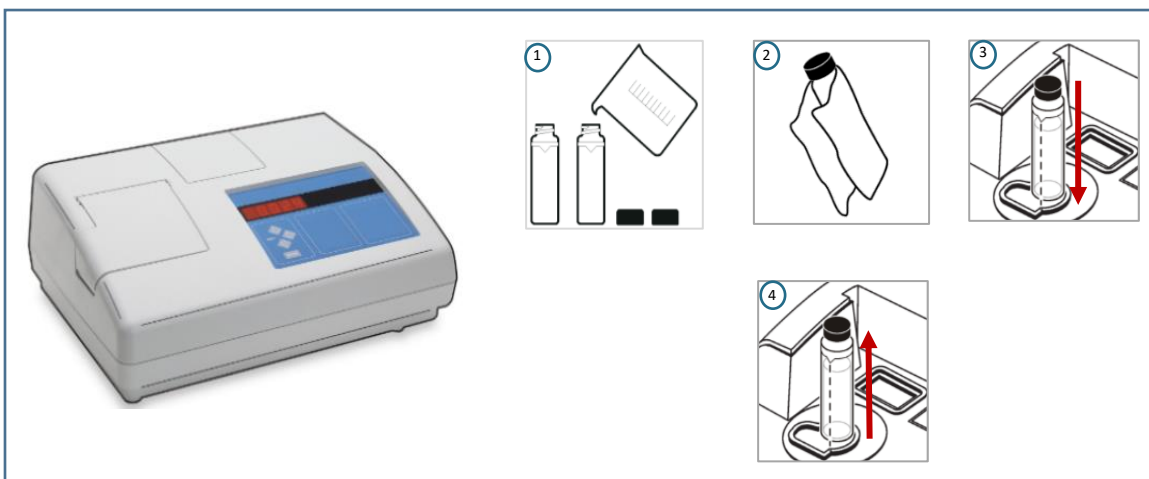


Figura 26. Procedimiento de medición de turbidez en el Turbidímetro 2100N (Hach, 2015).

Finalizada la calibración, se comprobaron las mediciones con los estándares de Gelex siguiendo el orden de menor a mayor turbidez. Para medir la turbidez en las muestras recolectadas, se usó cubetas de vidrio redondas de 95 x 25 mm llenándolas aproximadamente con 30 mL de muestra, cada cubeta fue tapada y limpiada con un paño suave sin pelusas para eliminar gotas de agua o huellas de

dedos antes de ser introducidas a la celda de medición, posteriormente, se colocó en el soporte de cubetas de muestras cuidando que el triángulo de la cubeta de vidrio quedara alineada con la marca de referencia del soporte de cubeta y finalmente, se cerró la cubierta para esperar la lectura en UTN (EPA, 1993; Hach, 2014).

3.2.2. Demanda química de oxígeno

Se añadió una alícuota de 2 mL de agua recolectada a un vial reactivo y 2 mL de agua desionizada otro vial (blanco), se taparon, se mezclaron por inversión un par de veces y se colocaron en el digestor precalentado a una temperatura de 150°C durante 2 h (Figura 27). Finalizado el periodo de digestión, se apagó el digestor y se esperó un tiempo de 20 min dejando los viales dentro del digestor hasta una temperatura de 120°C aproximadamente. Después, se dejó que los viales alcanzaran una temperatura ambiente, en esta etapa los compuestos orgánicos oxidables reducen el ion dicromato (naranja) al ion crómico (verde) (Hanna, 2016). Este procedimiento es una adaptación del método 410.4 aprobado por USEPA para la determinación de demanda química de oxígeno en aguas superficiales y aguas residuales, tiene un rango de detección que va de 0 a 150 mg/L (EPA, 1993).

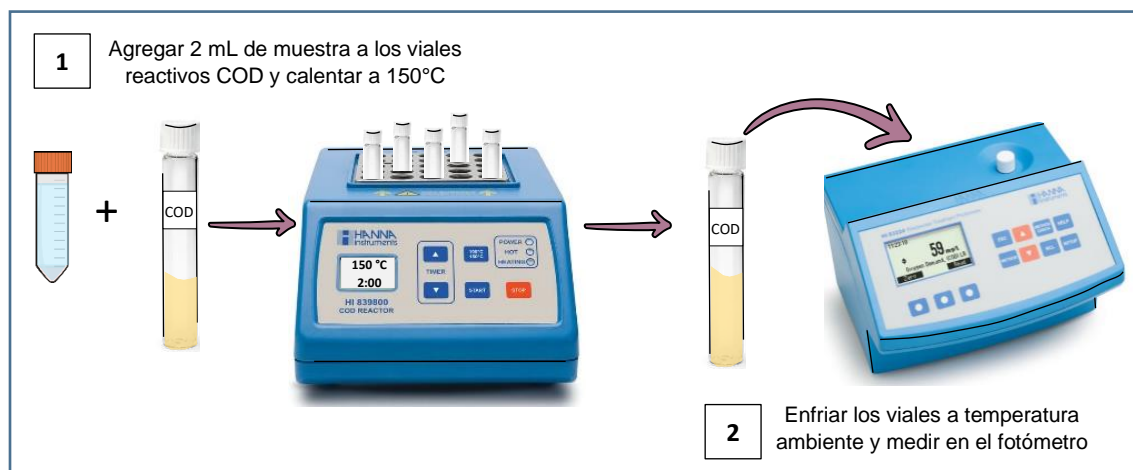


Figura 27. Esquema del procedimiento de medición de DQO bajo rango por fotometría.

3.2.3. Fósforo

A los viales reactivos se les agrego 5 mL de muestra recolectada y un sobre de persulfato de potasio, se taparon los viales y se mezclaron por inversión un par de veces. Después, se colocaron en el digestor (Figura 28) a una temperatura de 150°C por 30 min, lo que ocurre en esta etapa es la conversión de formas inorgánicas condensadas de fosfatos (meta-, pyro- y otros polifosfatos) a ortofosfatos haciendo una hidrólisis y oxidación de materia orgánica en presencia de persulfato de amonio y ácido sulfúrico (SCFI, 2001).

Posterior a esto, se dejaron enfriar a temperatura ambiente y se añadió a cada vial 2 mL de hidróxido de sodio a 1.54 N con lo cual se neutralizo el medio, se tapó y se mezcló por inversión un par de veces. El vial se introdujo en la célula de medición del fotómetro para la lectura del blanco, se retiró el vial, se vació el contenido del sobre de fósforo reactivo y se agito de manera suave en esta etapa se da la reacción entre los ortofosfatos y los reactivos originando una coloración azul, finalmente se colocó en la celda de medición para realizar la lectura de la concentración de fósforo total. Con este método también es posible obtener la concentración de fósforo total como fosfato (PO_4^{3-}) y óxido fosfórico (P_2O_5) (Hanna, 2016).

Este procedimiento es una adaptación del método 365.2 de EPA y método 4500-P E de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª edición, método ácido ascórbico y el rango de detección va de 0.0 a 1.15 mg/L de P (Clescerl et al., 1999).

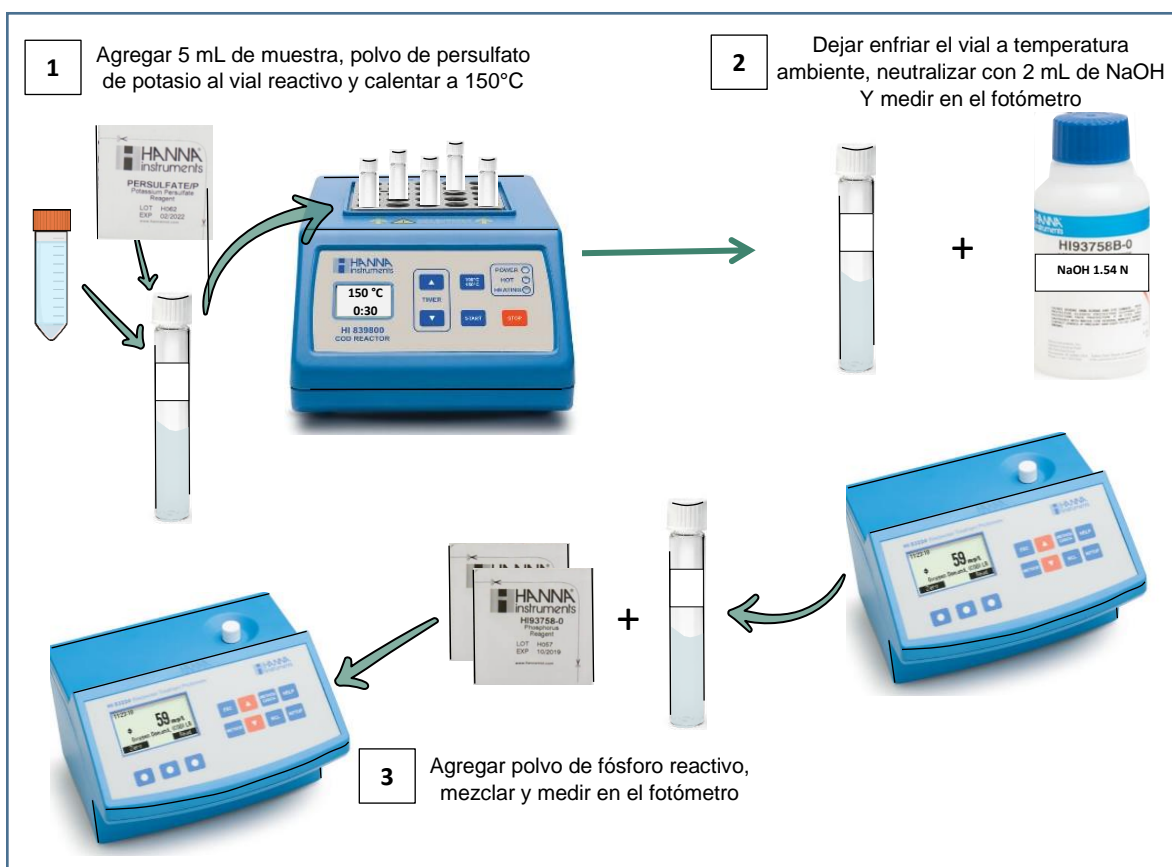


Figura 28. Esquema del procedimiento de medición de fósforo total por fotometría.

3.2.4. Nitrógeno

Al vial de digestión se le añadió el contenido del sobre de persulfato potásico (el cual convierte todas las formas de nitrógeno a nitrato) y 2 mL de muestra recolectada, este mismo paso se realizó para el blanco utilizando agua destilada.

Se taparon, agitaron por 30 s y se colocaron en el digestor a temperatura de 105°C durante 30 min. Se pasaron a una gradilla y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Una vez fríos se les agregó el contenido del sobre metabisulfito sódico a cada vial, se agitó gentilmente y se esperó 3 min. Después se agregó el contenido del sobre reactivo de nitrógeno total, agitaron gentilmente y se esperó 2 min. Pasado este tiempo, se tomó de cada vial de digestión 2 mL de muestra que se añadió a los viales reactivos, se taparon y se mezclaron por inversión.

Se selecciono el método de medición de nitrógeno total de bajo rango, para la medición se colocó primero el blanco, enseguida se reemplazó por los viales que contenían la muestra recolectada y se esperó la lectura de la concentración de nitrógeno total. Con este método también es posible obtener la concentración de nitrógeno total como amoníaco (NH_3) y nitrato (NO_3). El resumen de la metodología seguida se muestra en la [Figura 29](#), este procedimiento está basado en el método de ácido cromotrópico con un rango de detección de 0.0 a 25 mg/L de N_2 (Hanna, 2016).

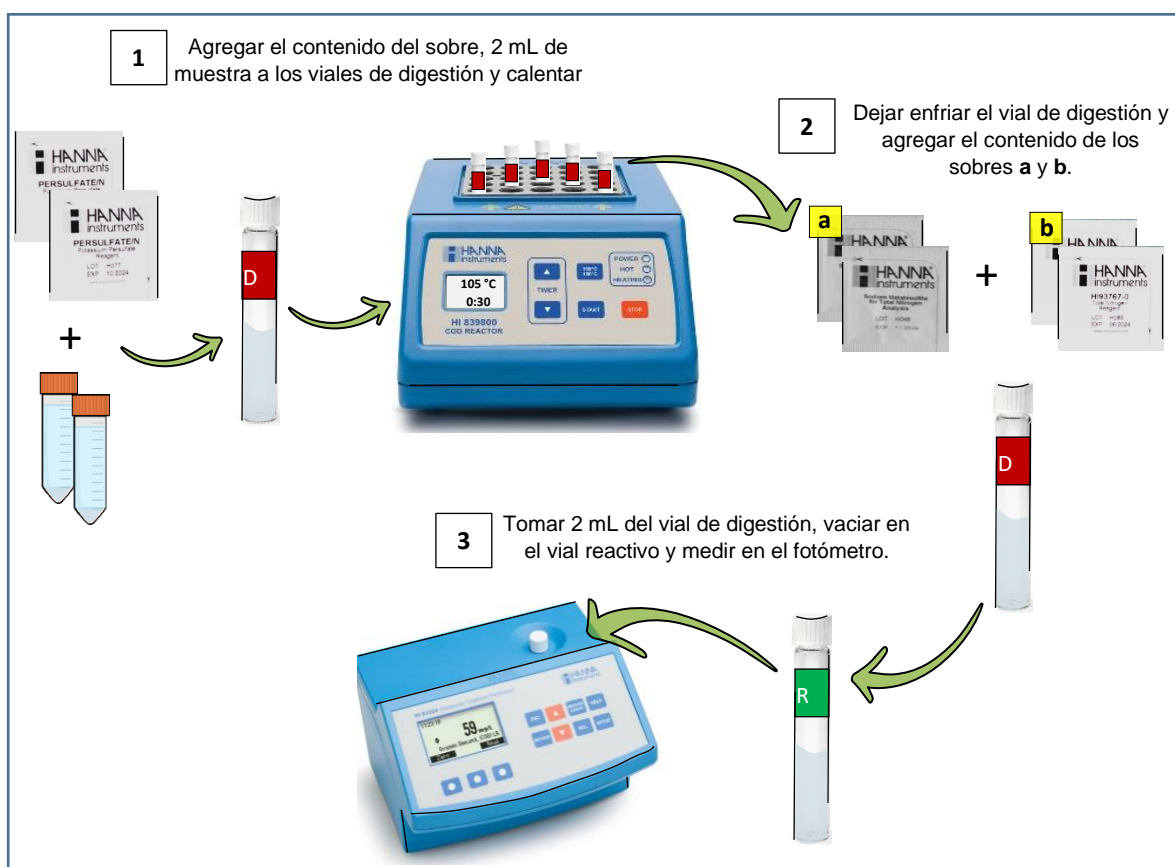


Figura 29. Esquema del procedimiento de medición de nitrógeno total bajo rango por fotometría

3.3. Muestreo y pretratamiento de muestras

3.3.1. Lirio acuático

De cada punto de muestreo se recolectaron dos plantas de lirio acuático y se colocaron en bolsas de plástico, al llegar al laboratorio fueron lavadas con abundante agua de grifo para eliminar cualquier partícula que se encontrara adherida a las raíces y hojas. Las plantas se cortaron en dos partes hoja y raíz (Figura 30), para mayor facilidad cada parte se colocó en sobres de papel encerado que se etiquetaron con el punto de muestreo y se secaron en un horno TERLABMR (TE-H70DM) a una temperatura de 70°C por 48 h, una vez secos se pulverizo cada parte de la planta por separado y tamizaron utilizando una malla No. 200 (0.075 µm) el polvo fino que se obtuvo fue almacenado en tubos de centrifuga cónicos de 50 mL (Kamari *et al.*, 2017).

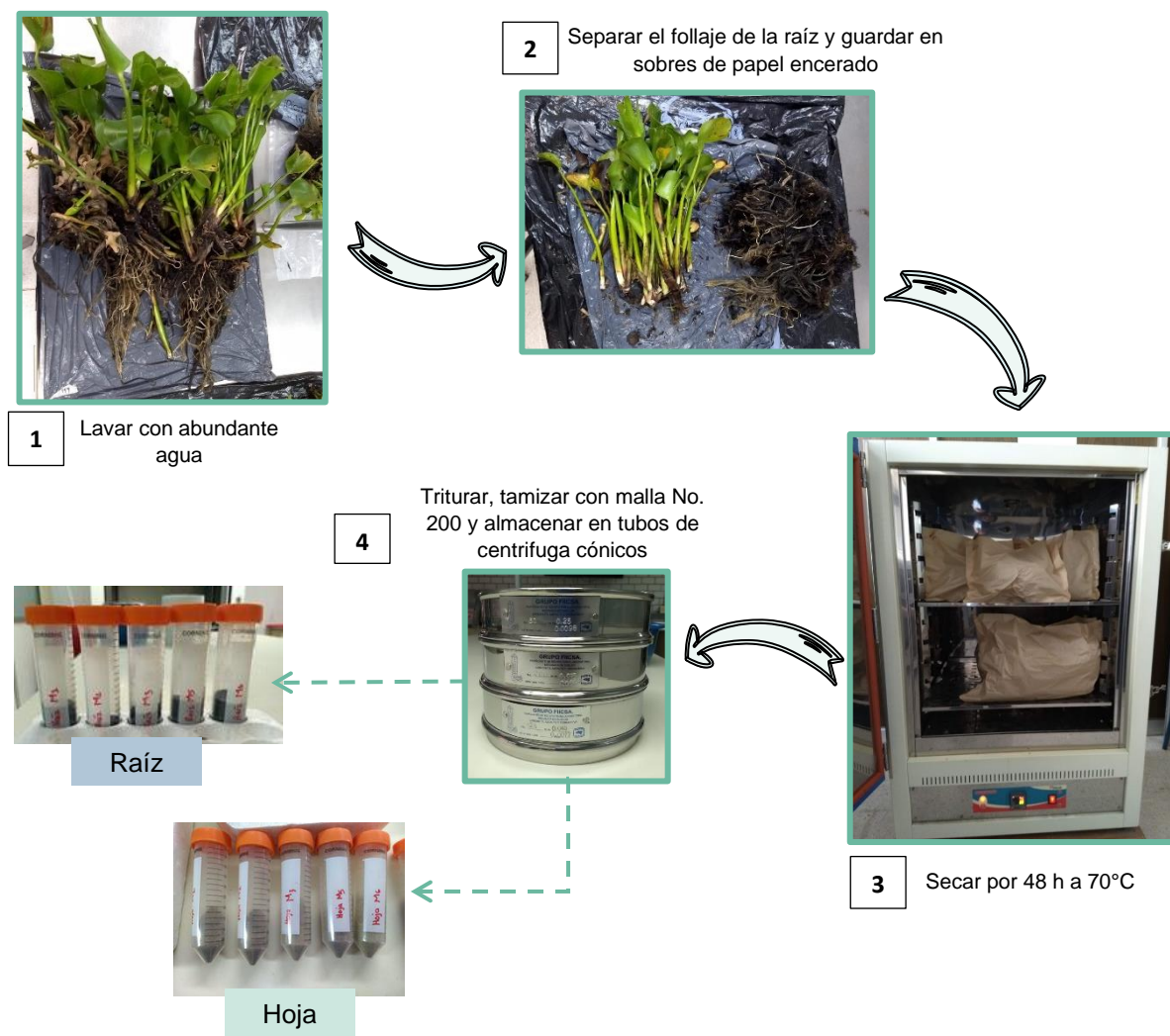


Figura 30. Esquema del proceso del pretratamiento de muestras de lirio acuático

3.3.2. Sedimento

Se utilizó una draga tipo Van Veen (Figura 31), para obtener las muestras de sedimento de cada punto que se estableció en la presa. Como primer paso, se dejó caer de manera cuidadosa la draga completamente abierta y se esperó hasta que la cuerda con la que estaba sujeta la draga se dejó de mover indicando que ya había llegado al fondo, enseguida se comenzó a tirar de la cuerda para capturar y sacar la muestra de sedimento.

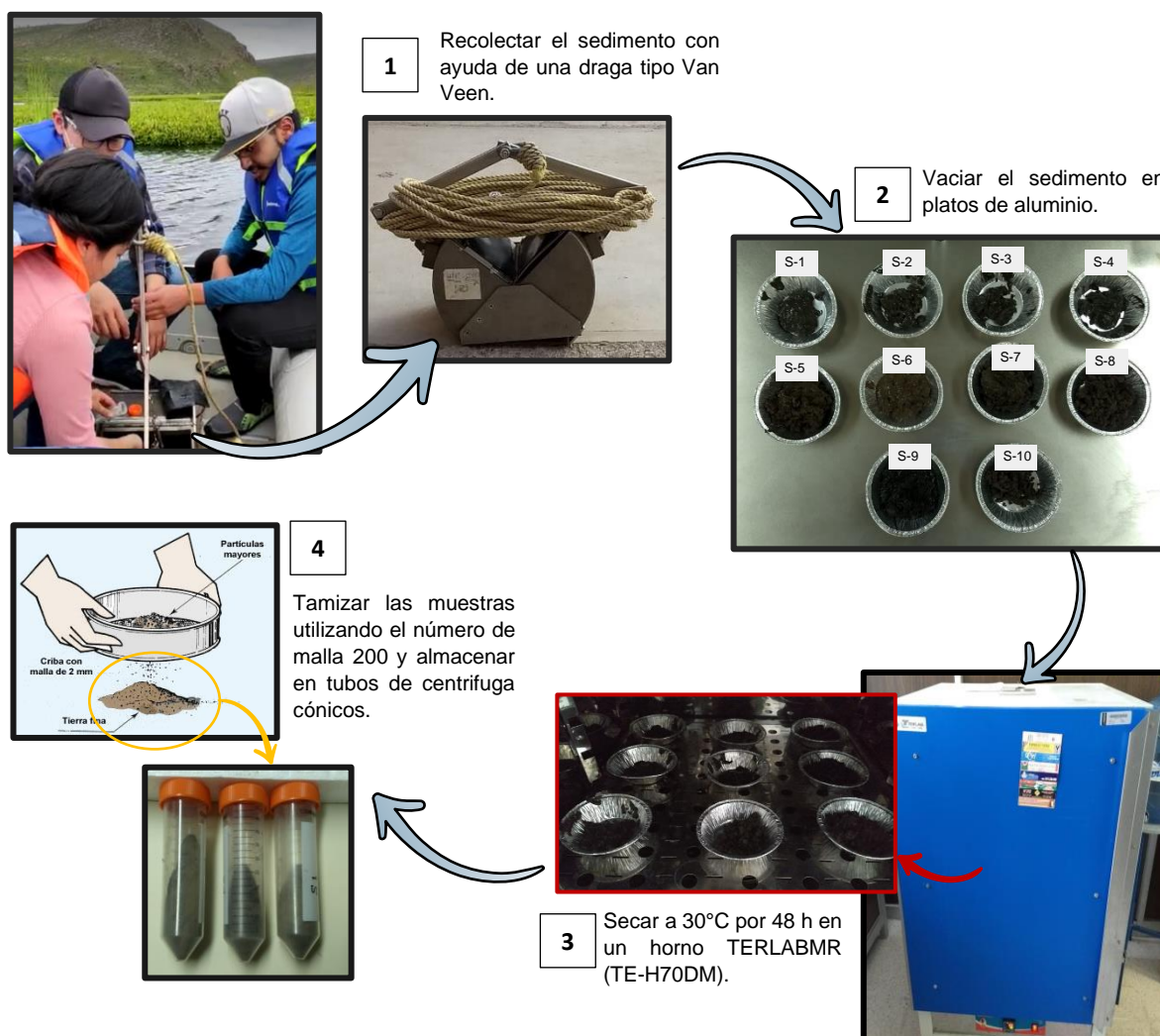


Figura 31. Esquema del procedimiento del secado de muestras de sedimento

Se abrió una de las rejillas y la muestra de sedimento se tomaron con ayuda de tubos de centrifuga cónico de 50 mL, procurando tomar suficiente muestra hasta llenar el tubo centrifuga, se taparon y se preservaron en una hielera que contenía dentro geles congelantes (Jones & Turki, 1997). Una vez en el laboratorio, las muestras se vaciaron en charolas de aluminio de un diámetro de 10 cm y se secaron

a una temperatura de 30°C durante 72 h en un horno de secado TERLABMR (TE-H70DM). Una vez secos, se formaron terrones libres de humedad los cuales fueron triturados con ayuda de un mortero para después ser tamizados con mayor facilidad con una malla No. 200 (0.075 mm), con el fin de eliminar las partículas de mayor tamaño (piedras, pedazos de vidrio, plástico, etc.) que puedan causar interferencias en el análisis y obtener únicamente un polvo fino.

3.4. Digestión ácida de muestras

Los viales utilizados en la digestión ácida recibieron un pretratamiento antes de ser utilizados. El procedimiento comenzó con el enjuague con agua de la llave, enjabonar con Extran® (agente de limpieza libre de fosfatos que ayuda a remover los residuos de digestiones anteriores) y finalmente enjuagar 3 veces con agua destilada. Después, se sumergieron en una solución de HNO₃ al 10% por 24 h, posterior a esto, se enjuagaron 3 veces más con agua destilada y se dejaron secar al ambiente (García *et al.*, 2004).

Se utilizaron materiales de referencia certificados para validar los métodos analíticos empleados y con ello, evaluar errores sistemáticos que puedan existir en la realización del procedimiento (Montes, 2019), en el caso del sedimento el material de referencia fue Montana I Soil 2710a que está destinado principalmente para su uso en el análisis de suelos, sedimento u otros materiales de una matriz similar, consta de 50 g de suelo seco en polvo mezclado con óxido de plomo (Gonzalez & Choquette, 2018a). Para el follaje y raíz el material de referencia fue Tomato Leaves 1573a, que se recomienda su utilización en la determinación de elementos mayores, menores y trazas en materiales botánicos o materiales similares (Gonzalez & Choquette, 2018b).

Cada lote se incluyeron 2 duplicados de las muestras y 1 vial blanco, al término de cada lote se vació todo el contenido del vial de digestión a un nuevo tubo centrifuga cónico de 50 mL, se hicieron tres lavados a la tapa y vial de digestión con agua destilada que de igual manera se vació en el tubo centrifuga cónico y se completó el peso con agua destilada (Carrión *et al.*, 2012; EPA, 2007; Herrera *et al.*, 2013).

3.4.1. Lirio acuático

Una vez finalizado el pretratamiento de muestras, se pesó 0.1 g de raíz o follaje (Figura 32) utilizando viales de digestión de teflón en una balanza analítica (OHAUS ADVENTURE). Se le agregó a cada vial 2 mL de HNO₃, se taparon y se colocaron en una placa de calentamiento por aproximadamente 8 h, cuidando que estas quedaran lo más centrado posible para que el calentamiento fuera uniforme. Pasado este tiempo, los viales se retiraron de la placa hasta que llegaron a una temperatura

ambiente, después se dieron unos pequeños golpes a los viales tomándolos de la tapa para poder bajar las burbujas que se generaron por el calentamiento de la muestra y así evitar pérdida de esta. En cuanto a las muestras de hojas, se le agregó 2 ml de H_2O_2 , mientras que, las muestras de raíz se les agregó en total 5 ml de H_2O_2 y estas fueron calentadas por aproximadamente 8 h.

La forma en que se agregó el H_2O_2 fue gota a gota para evitar que la reacción que se genera al entrar en contacto con la materia orgánica fuera demasiado brusca y con ello evitar la pérdida de muestra por el aumento de efervescencia. La muestra digerida fue aforada a un peso de 50 g (Carrión *et al.*, 2012; EPA, 2007; Herrera *et al.*, 2013).

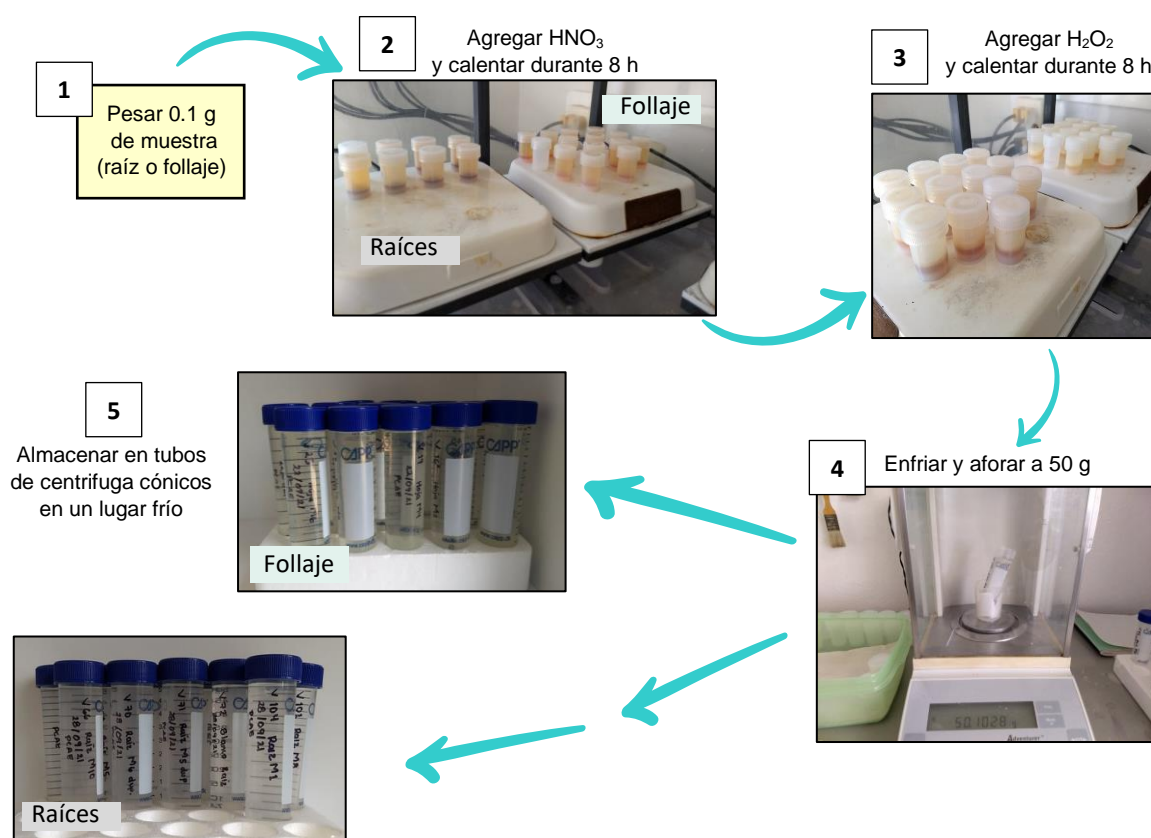


Figura 32. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de follaje y raíz de lirio acuático

3.4.2. Sedimento

Finalizado el pretratamiento, se pesó 0.1 g de sedimento en una balanza analítica (OHAUS ADVENTURE) usando viales de digestión de teflón y se agregó un volumen de 2 mL de HNO_3 y 1 mL de HF, se taparon y se calentaron durante 8 h aproximadamente (Figura 33).

Posteriormente, se retiraron de la placa de calentamiento hasta que los viales llegaron a una temperatura ambiente, a cada vial se le dio unos pequeños golpes tomándolos de la tapa para poder bajar las gotas de líquido que se formaron a consecuencia del calentamiento de la muestra y así evitar pérdida de esta, después se colocaron los viales sin tapa en la placa de calentamiento para iniciar el proceso de evaporación y se dejaron hasta que la muestra se secó completamente.

Cuando las muestras se secaron, se agregó 1 mL de HCl y se taparon para calentarlas durante 8 h, finalizado esto, se dejaron enfriar y se evaporaron de nuevo. Una vez seca la muestra, se añadió 1 mL de agua destilada, 1 mL de HNO₃, se taparon y se calentaron durante 8 h, después se dejaron enfriar y se aforaron a un peso de 50 g (Carrión *et al.*, 2012; EPA, 2007; Herrera *et al.*, 2013).

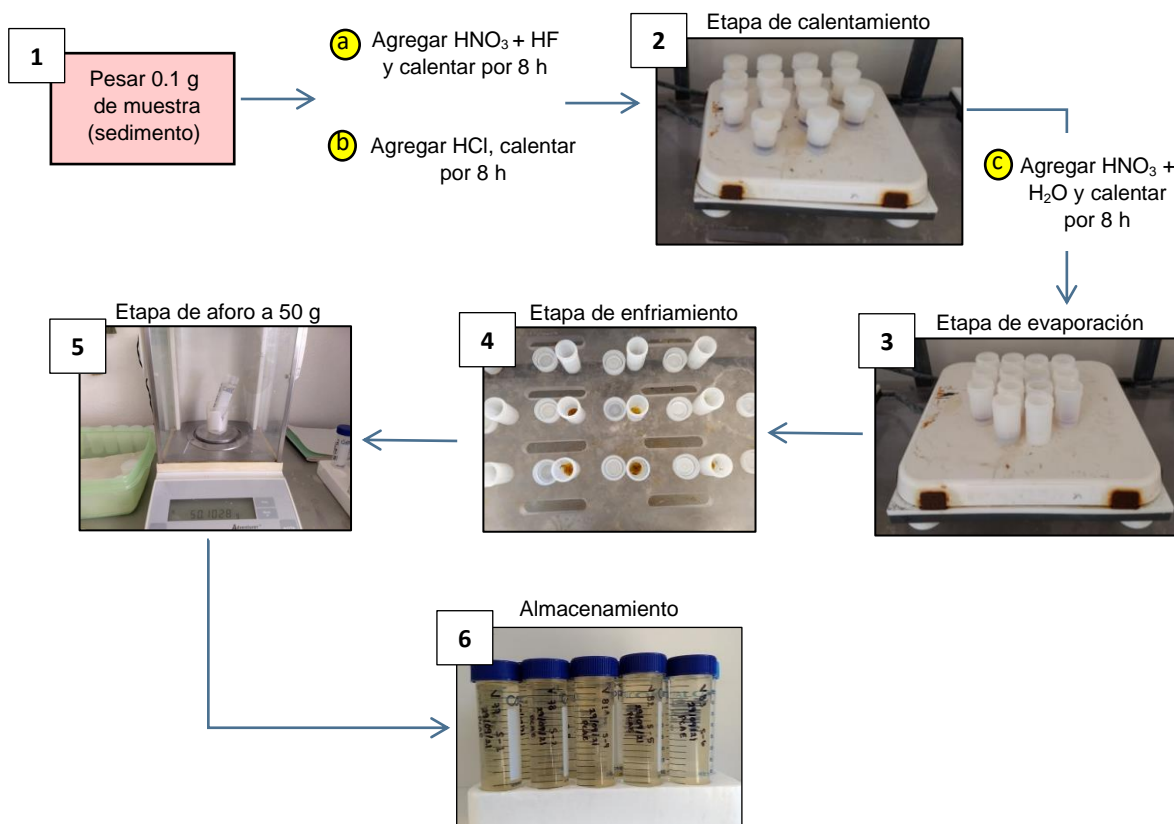


Figura 33. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de sedimento en placas

Para la determinación de elementos mayores se realizó una digestión en microondas utilizando el equipo MARS 6™, la metodología se resume en la Figura 34. Este procedimiento se divide en dos etapas, la primera consistió en pesar 0.1 g de muestra en viales de teflón, se le agrego 5 mL HNO₃ y 2 mL HF, se agitaron para homogeneizar la muestra para después cerrar los viales y colocarlos en el módulo de soporte, una vez en el soporte se colocaron en el microondas a una temperatura

de 175°C durante 5 min, al finalizar el tiempo de digestión se dejaron enfriar dentro del equipo hasta una temperatura de 70°C.

En la segunda etapa, los viales se desmontaron del soporte para agregar 5 mL de H_3BO_3 para la neutralización del HF restante, después la muestra se agitó (suavemente), cerraron y se colocaron en el módulo de soporte para volver a digerir a una temperatura de 175°C por 15 min. Transcurrido el tiempo de digestión, se dejaron enfriar hasta 70°C y se desmoldaron para vaciar el contenido de cada vial a tubos de centrifuga cónicos de 50 mL a un peso de 50 g con agua destilada (EPA, 2007).

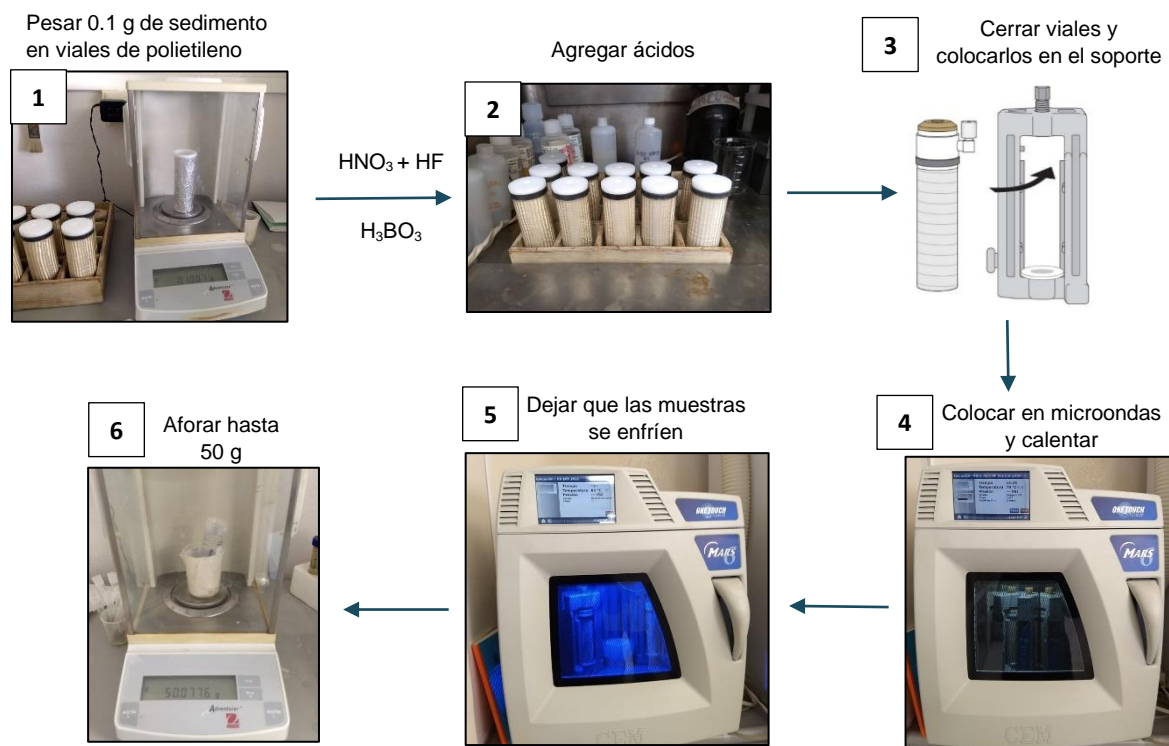


Figura 34. Esquema del procedimiento de digestión de muestras de sedimento en microondas.

3.5. Extracción secuencial en sedimento

Para conocer la distribución de los EPT en el sedimento se modificó la metodología de [Bastami *et al.* \(2018\)](#) que considera 5 fracciones, de las cuales fueron realizadas las primeras 4 fracciones y se agregó una fracción extra al inicio correspondiente a la fracción soluble en agua, esta se refiere a lo que puede ser liberado fácilmente en la masa de agua ante eventos que favorezcan la disolución ([Bravo-Covarrubias *et al.*, 2020](#)). Por lo tanto, en total se obtuvieron cinco fracciones: soluble en agua (F1), intercambiable (F2), asociados a carbonatos (F3), unida a óxidos de hierro y manganeso (F4), unida a materia orgánica (F5).

Para este caso, el interés de realizar la metodología fue obtener los elementos móviles y biodisponibles para ser acumulados por el lirio acuático, por lo que la fracción residual se obtuvo de la resta de la concentración total y la suma de las fracciones anteriores.

Para empezar con el procedimiento, se pesó 2 g de sedimento seco de cada muestra y para obtener F1, se utilizó agua destilada a un pH=5.5 (pH del agua de lluvia) siguiendo la metodología citada en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que consiste en burbujear agua destilada hasta obtener un pH 5.5 (pH del agua de lluvia). Al tener el pH establecido, se vació 40 mL agua meteórica a cada tubo Falcon, posterior a esto, se agitó manualmente durante 5 min y después se colocaron en el agitador a 3000 rpm durante 1 h. En la [Figura 35](#), se muestra el procedimiento que se siguió para las siguientes fracciones.

Al término de cada fracción, la fase líquida fue decantada a nuevos tubos de centrifuga cónicos de 50 mL y se aforó a un peso de 50 g, a cada una se les agregó 3 gotas de HNO₃ concentrado con el fin de conservarlas hasta el análisis en ICP-MS. Para separar la fase soluble del sedimento las muestras se centrifugaron por 15 min a 3000 rpm. El residuo fue lavado con 8 mL de agua desionizada, después centrifugado por 30 min y el sobrenadante fue descartado ([Ajayi & Vanloon, 1989](#); [Bastami *et al.*, 2018](#); [Espinosa *et al.*, 2011](#); [Jones & Turki, 1997](#)). La [Figura 36](#) y [Figura 37](#), muestran los equipos utilizados para la centrifugación y agitación que fueron utilizados durante el procedimiento de extracción.

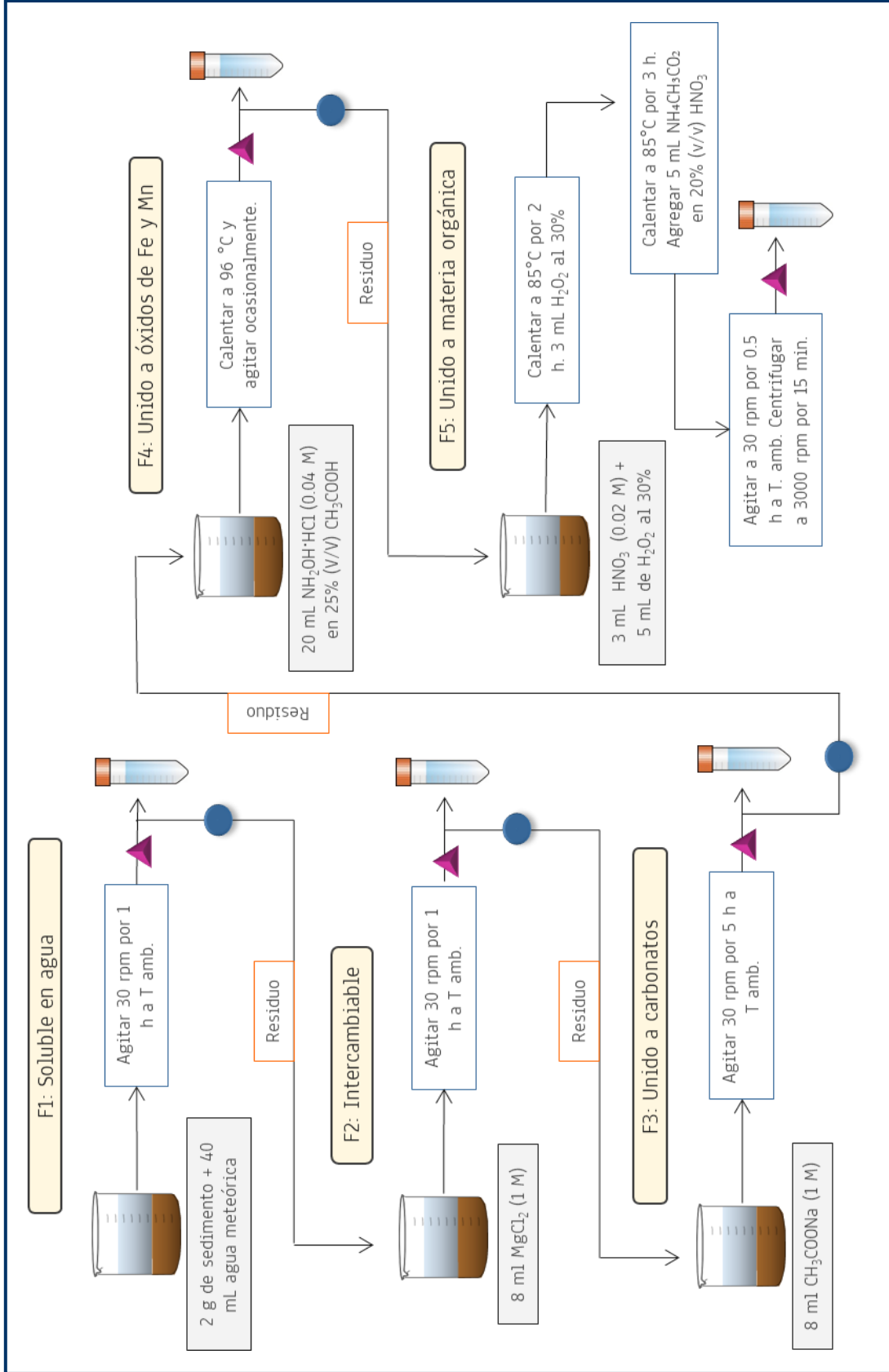


Figura 35. Esquema del procedimiento de extracción secuencial selectiva en sedimento. El ▲ indica la etapa final de la fracción (centrifugar, decantar y aforar) y ● indica la etapa de lavado antes de la siguiente extracción.

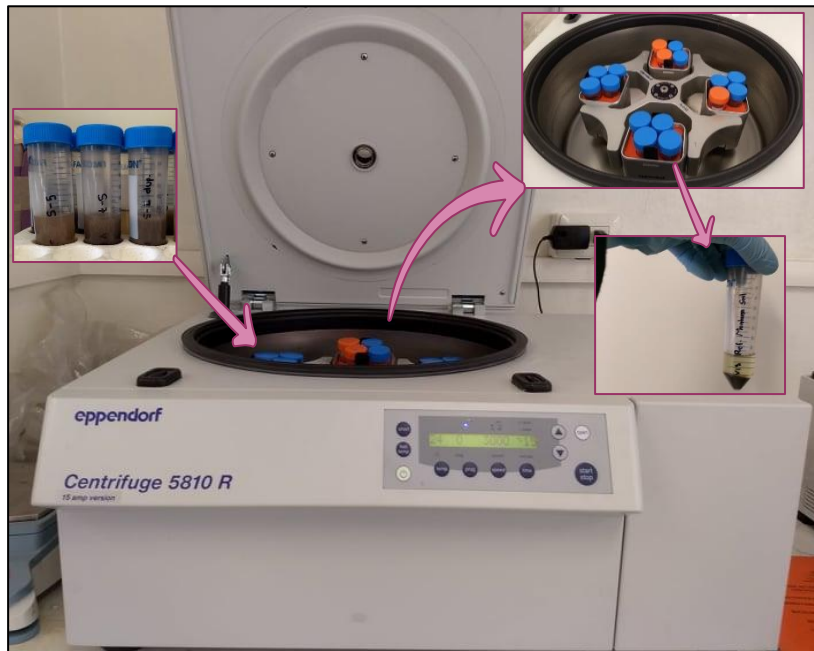


Figura 36. Equipo eppendorf® Centrifuge 5810 R que se utilizó para la separación del sobrenadante en muestras de sedimento.



Figura 37. Agitador rotatorio Heidolph *instruments* Reax-20/12.

3.6. Análisis por espectrometría

3.6.1. Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS)

Las muestras de agua que fueron filtradas y acidificadas con HNO₃ concentrado para el análisis de multi-elemental por espectrometría (ICP-MS y ICP-OES). El agua fue filtrada con un filtro de 0.45 µm para eliminar la materia suspendida presente en la muestra y acidificada hasta pH=2 para evitar la precipitación de los metales y metaloides conservando la muestra hasta su análisis por espectrometría (Klink *et al.*, 2016; Martínez *et al.*, 2006).

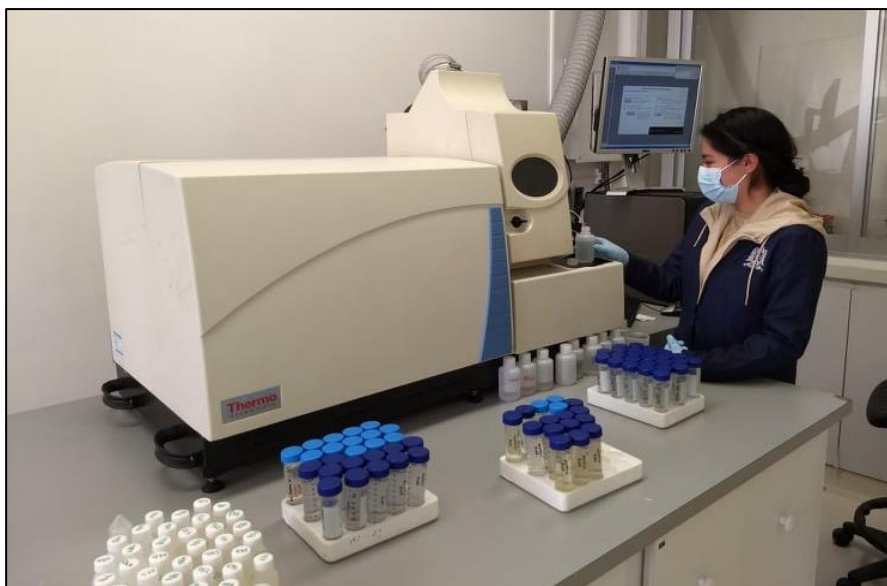


Figura 38. Equipo de ICP-MS Quadrupole X-SERIES 2 Thermo Scientific™

Antes de la medición de los elementos traza en el equipo de espectrometría de masas (Figura 38), se hizo una curva de calibración con estándares preparados a una concentración de 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 20, 50, 80 y 100 µg/L utilizando el material de referencia multi-elemental TUNE A de la marca ANALYTICA®, Ltd., el cual contiene concentraciones de 10 µg/L de Ba, Be, Bi, Ce, Co, In, Li, Ni, Pb, U en 2% de HNO₃. Después, se colocó el capilar que inyecta la muestra al equipo dentro de los tubos de centrifuga cónicos de 50 mL, cuidando de no tocar el fondo del tubo para evitar su obstrucción. Entre cada medición de cada muestra, se hizo un lavado con HNO₃ y se continuaba con la medición de la siguiente muestra.

A cada diez muestras medidas se realizó la medición de un blanco (HNO₃ al 10%) seguido de un estándar a 20 ppb y finalmente se continuaba con la medición de las muestras faltantes. La determinación de Hg representa problemas específicos durante su almacenamiento puede desaparecer de la muestra por volatilización y también puede ser absorbido en las paredes del recipiente, una solución acuosa almacenada pierde 77% de Hg original por adsorción en las paredes del recipiente

y 17% por volatilización, pero si se agrega una solución oxidante la pérdida será sólo de 1% en muestras de agua (Mugica *et al.*, 2003a).

3.6.2. Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES)

Se utilizó el equipo que se muestra en la Figura 39, al igual que en espectrometría de masas se realizó una curva de calibración con estándares de 0.1, 0.5, 1, 5, 10, 25, 50 y 75 ppm, después de eso se pasó al análisis de las muestras donde la toma de estas fue gracias a un autoanalizador que ayuda a optimizar el análisis.

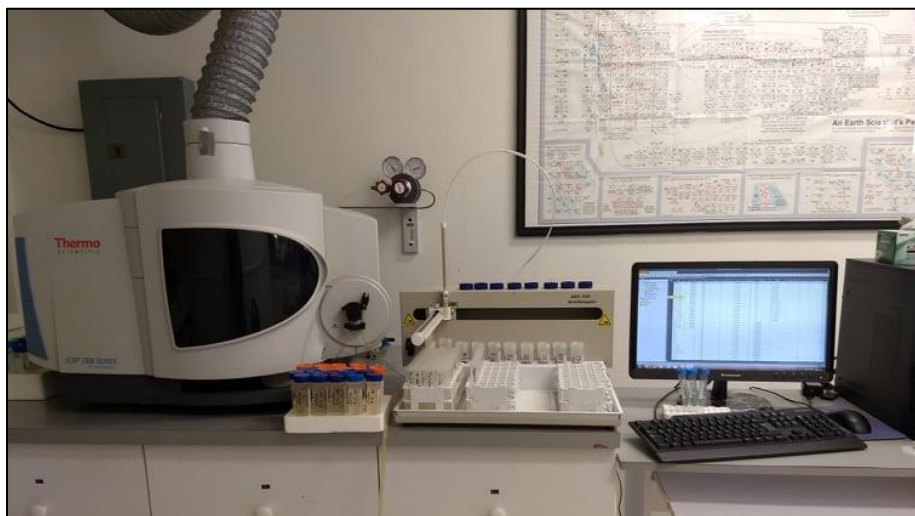


Figura 39. Equipo de ICP-OES iCAP™ 7000 Series Thermo Scientific™

3.7. Análisis de datos

Se obtuvieron las medidas de tendencia central (promedio y mediana), variación (desviación estándar, mínimo y máximo) y la prueba de normalidad en el programa Statistica™ de StatSoft con los resultados de la medición de los parámetros físico-químicos en agua, con lo que se podrá obtener, en caso de que exista, las diferencias significativas entre los datos registrados en el espejo de agua y los sitios cubiertos por lirio acuático.

El uso de indicadores como la distribución de las frecuencias, desviación estándar y diferencias entre el promedio-mediana, pueden ser de utilidad para la identificación de las variaciones de un parámetro de un punto a otro de muestreo, presentando alta desviación estándar, distribución de frecuencia asimétrica y cociente promedio-mediana alto (Güvenç *et al.*, 2003). Además, usando el mismo programa se elaboró un dendrograma con el fin de comprender la relación entre las matrices ambientales (agua, sedimento y lirio) y se hizo un análisis de componentes

principales para conocer la relación entre los EPT- matriz y EPT- parámetro físico-químico.

De los resultados del análisis de espectrometría en agua, se obtuvo una aproximación de la especiación de los EPT utilizando el programa Visual MINTEQ, el cual es un modelo que calcula el equilibrio de la especiación química en medios acuosos, particionamiento de la fase gaseosa, estados de saturación de la fase sólida, precipitación y disolución de metales. El programa cuenta con una base de datos, que contiene un conjunto de componentes predefinidos que van desde iones libres, neutros y complejos cargados. Las reacciones para determinar la especiación se basan en las constantes de equilibrio K de la base de datos del programa, de esta manera es posible calcular la especiación de iones, solubilidad y sólidos precipitados (Gutiérrez, 2014).

3.7.1. Prueba de normalidad y post hoc

El conocer la distribución de los datos permite determinar el tipo de prueba estadística (paramétrica o no paramétrica), que se debe aplicar para obtener las diferencias significativas que contrasten la hipótesis de estudio (Droppelmann, 2018). Una distribución normal de los datos presenta una forma de campana, donde las desviaciones estándar sucesivas con respecto a la media establecen valores de referencia para estimar el porcentaje de observaciones de los datos. Entre las pruebas para determinar si los datos provienen de una población no normal se encuentre Anderson-Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk y Kolmogórov-Smirnov (Flores-Tapia & Flores-Cevallos, 2021).

Para este estudio se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk que se recomienda cuando el tamaño de muestra es <50 , como en este caso, si al hacer la prueba el p resultante fue ≥ 0.05 existe normalidad (paramétricos) y de ser ≤ 0.05 la distribución de los datos es no normal (no paramétricos) (Droppelmann, 2018; Quispe *et al.*, 2019), teniendo un nivel de significancia del 0.95, este hace referencia a un nivel de probabilidad de equivocarse y se fija antes de probar hipótesis inferenciales, implica que el investigador tiene 95% de seguridad para generalizar sin equivocarse y solo el 5% en contra (Hernández *et al.*, 1997).

Sabiendo la distribución de los datos, se procedió a la aplicación de las pruebas post hoc. Si los datos son paramétricos, se aplicó el análisis de varianza ANOVA y diferencia de medias de Tukey para encontrar las diferencias significativas. La prueba de Tukey agrupa los datos asignando letras iguales cuando los datos no tengan una diferencia estadística. Cuando los datos resultaron no paramétricos se usó la prueba de Kruskal-Wallis, este método se basa en la formación de rangos con los que se puede conocer si el grupo de datos pertenece o no a la misma población. La hipótesis que se plantea es H_0 : la distribución es idéntica en las k

poblaciones estudiadas y H_1 : al menos una de las distribuciones toma valores diferentes al resto (López Soto, 2013).

3.7.2. Análisis de conglomerados

El análisis de conglomerados jerárquico también llamados dendogramas, son diagramas de árbol que van agrupando a los individuos por pares que unen a los individuos en conglomerados de acuerdo con su grado de similitud, hasta formar un solo grupo que contenga la totalidad de estos. El nivel de similitud se mide en el eje vertical y las diferentes observaciones se especifican en el eje horizontal, recomendado cuando se tiene no más de 10,000 elementos a analizar (Rodelo & Muñiz, 2016).

Se hicieron cuatro columnas en Statística™, para cada matriz donde se colocaron las concentraciones de todos los elementos de estudio. Para la construcción de este diagrama se aplicó el método de Ward con distancia euclidiana ampliamente utilizado para la determinación de la variabilidad. La distancia euclidiana se calcula sumando las diferencias al cuadrado entre casos en cada variable y la raíz cuadrada de la suma, mientras que, el método de Ward vincula grupos en función del grado de similitud entre las observaciones en el mismo grupo, este enlace minimiza la varianza por lo que aquellos que presenten una menor distancia serán unidos en un conglomerado. La distancia euclidiana no solo indica si están presentes los elementos en las matrices, sino que también si su abundancia es parecida (concentración) (Henry *et al.*, 2005).

En resumen, se calcula en primer lugar la media de todas las variables en cada conglomerado, después se calcula la distancia entre cada caso y la media del conglomerado sumando después las distancias en todos los casos. Posteriormente, se agrupan los conglomerados que generan menos aumentos en la suma de las distancias dentro de cada conglomerado, este procedimiento crea grupos homogéneos y con tamaños similares (de la Fuente, 2001).

3.7.3. Análisis de componentes principales (ACP)

El ACP es una técnica que se suele aplicar como parte del análisis exploratorio de datos, que consiste en la reducción de variables perdiendo la menor cantidad de información (varianza) posible (Gil, 2018). Las nuevas variables o componentes principales conservan la misma información que las originales, es decir, son una combinación lineal de las variables originales y un número relativamente pequeño de componentes que explica la mayor parte de la variación total de todas las variables originales, buscando encontrar tantas componentes independientes entre sí como las variables originales (Mateos-Aparicio & Hernández-Estrada, 2021).

Cuanto mayor sea la varianza mayor es la cantidad de información que lleva incorporada dicha componente, cabe resaltar que la suma de sus varianzas es igual a la suma de las varianzas de las variables originales. Cuando las variables originales están muy correlacionadas entre sí, la mayor parte de su variabilidad se puede explicar con muy pocas componentes. En el programa Statistica™ se alimentaron los resultados de la concentración de los EPT de cada matriz ambiental con lo que se generó un gráfico de ACP, se conservaron aquellos componentes que al seleccionarlos explican el 80-90% de la varianza, conservando los componentes que se sitúan encima del codo de la curva de la gráfica de sedimentación (Guisande *et al.*, 2013).

4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS CON ÉNFASIS EN LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

4.1. Estadística descriptiva y prueba de normalidad

4.1.1. Características físico-químicas *in situ*

La recolección de muestras se realizó en época de verano (4/08/2021), debido a la cobertura de lirio acuático que se presentó el día del muestreo algunos puntos fueron de difícil acceso en lancha. En tales casos, se hicieron recorridos por caminos alternos procurando no alejarnos de los puntos establecido anteriormente. En la [Figura 40](#) se muestra algunas de las imágenes donde se puede observar la cobertura de lirio en cada sección de la presa y en la [Figura 41](#) el mapa que muestra los puntos que fueron realizados.



Figura 40. Distribución de lirio acuático en la presa San José a) puntos M1-M4, b) puntos M5-M6 y c) puntos M7- M10.

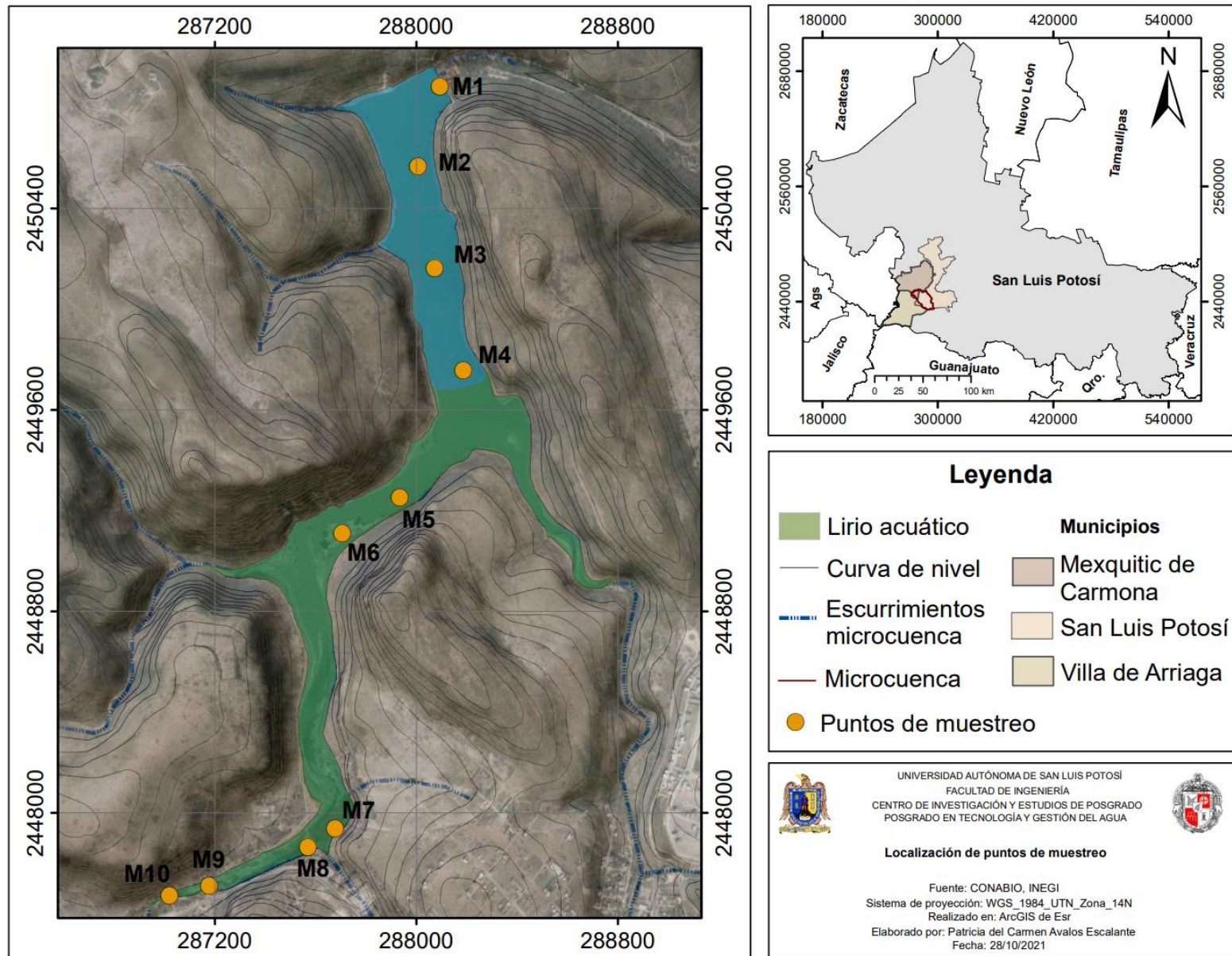


Figura 41. Puntos de muestreo realizados en la presa San José.

La [Tabla 5](#) muestra la estadística descriptiva de las mediciones en muestras de agua registrados en campo. Al realizar la prueba de normalidad los datos cumplieron con una distribución normal, por tanto, la prueba aplicada fue el análisis de varianza ANOVA y medias de Tukey para encontrar las diferencias entre el espejo de agua que incluye los puntos M1-M4 y los sitios cubiertos por lirio (M5-M10).

Tabla 5. Estadística descriptiva y prueba de normalidad de parámetros fisicoquímicos *in situ* en muestras de agua. SW: Shapiro-Wilk.

	T	pH	OD	SDT	CE
Unidades	°C	-	mg/L		µS/cm
n			8		
Mínimo	19.5	6.4	2.7	69.6	136.6
Máximo	20.7	6.8	4.7	82	164.2
Media	20.2	6.6	3.8	74	147.5
Error estándar	0.1	0.02	0.2	1.3	2.8
Varianza	0.2	0.006	0.6	17.9	81.5
Desviación estándar	0.4	0.08	0.8	4.2	9.02
Mediana	20.2	6.7	4.2	74.05	147.2
Test normalidad SW (p>0.05)	0.11	0.09	0.07	0.17	0.27

La temperatura que se registro estuvo en un rango de 19.6-20.7 °C, donde las menores temperaturas fueron en la cobertura de lirio. Este parámetro muestra una disminución comparado con el valor promedio de 24.23°C registrado en un estudio previo en la presa en verano ([Avalos, 2020](#)). Debido al proceso de eutrofización, las partículas de materia orgánica absorben la energía a comparación de aguas menos turbias ([Boyd, 2020](#)), además la presencia de extensas matas de lirio impiden que se lleve a cabo la estratificación dentro de la columna de agua ([Echiegu *et al.*, 2018](#)).

Los valores medidos de pH en presencia y ausencia de lirio no muestran una diferencia significativa con un valor de $p > 0.05$ ([Figura 42](#)), teniendo un valor promedio de 6.6 lo que indica que el agua de la presa esta ligeramente ácida encontrándose dentro del rango óptimo de crecimiento de *E. crassipes* como lo indica [Ruiz *et al.* \(2008\)](#). En esta ocasión los valores de pH fueron altos que los registrados en 2018, donde el agua presento valores de 4.7 en presencia de lirio y 5.5 en el espejo de agua ([Avalos, 2021](#)), lo que evidencia la capacidad del lirio de estabilizar los valores de este parámetro en el medio en donde se reproduce dependiendo de su requerimiento ([Echiegu *et al.*, 2018](#)).

[El-Gendy *et al.* \(2010\)](#) indica pH ácidos aumenta la disponibilidad de nutrientes, mientras que, pH alcalinos da paso a la precipitación de P y Ca. Además, cuando el pH se encuentra debajo de 6 se da mayor absorción de N, por encima de este valor hubo pérdida parcial de NH₃ mediante volatilización y la conversión de NH₃ a NO₃ (nitrificación).

La caída de pH se puede deber a que el lirio no es capaz de utilizar todo el CO₂ que se produce durante la respiración en condiciones alcalinas, por tanto, las reacciones que producen o consumen CO₂ alteran el pH de manera temporal hasta que se reestablezca el equilibrio con el CO₂ atmosférico, siendo las condiciones ácidas las

que favorecen el consumo de CO₂ por parte del lirio a un ritmo mucho mayor al producido por la respiración (Hounkpe *et al.*, 2022).

En agua superficial el pH suele encontrarse en un valor de 7, un rango entre 6.5-8.5 suele ser aceptable para consumo humano, usos domésticos y necesidades de los organismos vivos (García de la Fuente, 2013; Hassan, 2020). Desde el punto de vista operativo, este parámetro tiene relación con la alta corrosividad que puede llegar a tener el agua a pH bajos (Asadullah & Seema, 2013).

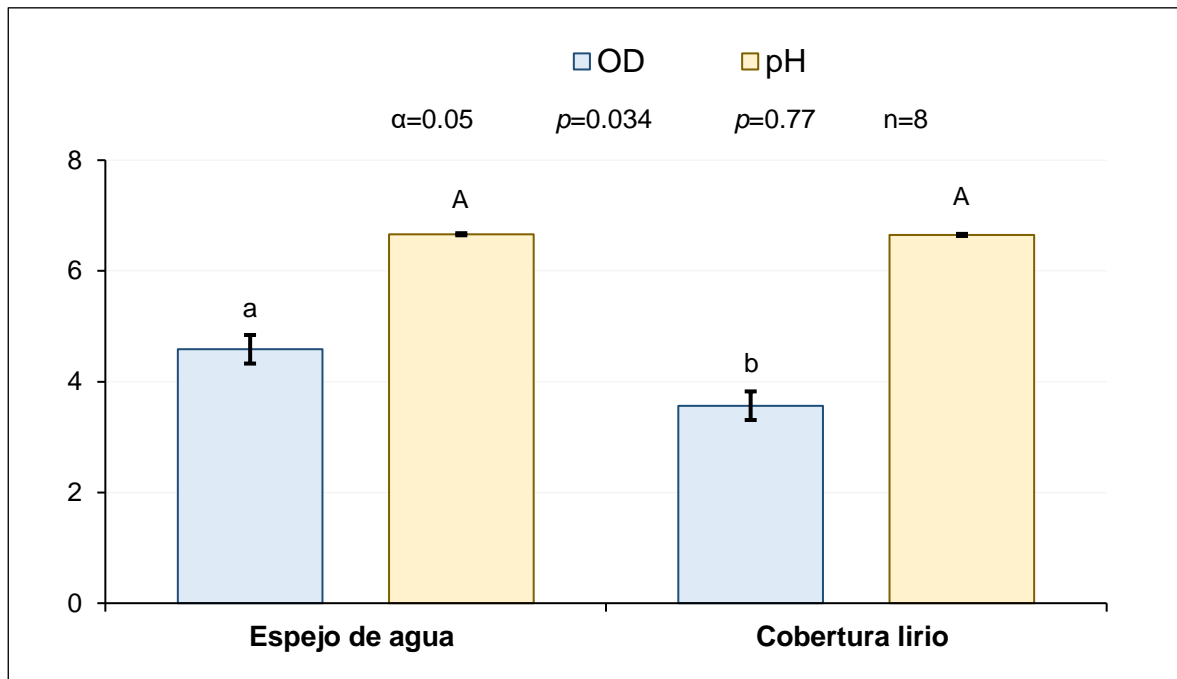


Figura 42. Promedio de OD en mg/L y pH en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (p). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

La presencia de OD en agua superficial es fundamental en la autodepuración y mantenimiento de la vida acuática (El Morhit & Mouhir, 2014), el cual mostró ser un parámetro de diferencias significativas con un valor de $p=0.034$ disminuyendo su valor del espejo de agua (4.6 mg/L) hacia la cobertura de lirio registrándose un valor mínimo de 2.7 mg/L, la disminución de este parámetro ante la presencia de lirio ha sido reportada en estudios realizados por Laug (2016) y Olvera (1992). Además, el OD registrado en este muestreo fue 1.2 y 2 veces más grandes, respectivamente, que los registrados en 2018 (Avalos, 2020), que puede deberse a que en el muestreo previo se presentaron mayores temperaturas presentando mayor cobertura de la superficie de la presa por lirio.

Como se ha mencionado, las extensas matas de lirio funcionan como barrera que impide el intercambio de oxígeno con la atmósfera, sumado a esto, los procesos de descomposición de materia orgánica también influyen en su disminución y cuando se presentan condiciones de anoxia aumentando los niveles de NH₄ (Pradana y García, 2019; Chacón, 2016). Valores menores a 5 mg/L de OD afecta de manera negativa la función y la supervivencia de la mayoría de los peces, siendo 2 mg/L

una concentración letal (Degaga, 2018), aunque algunos organismos como los gusanos pueden sobrevivir a concentraciones mínimas de oxígeno (1-6 mg/L), además, las bajas concentraciones de OD pueden causar la liberación de algunos materiales unidos al sedimento incluido varias formas de P (Correll, 1999).

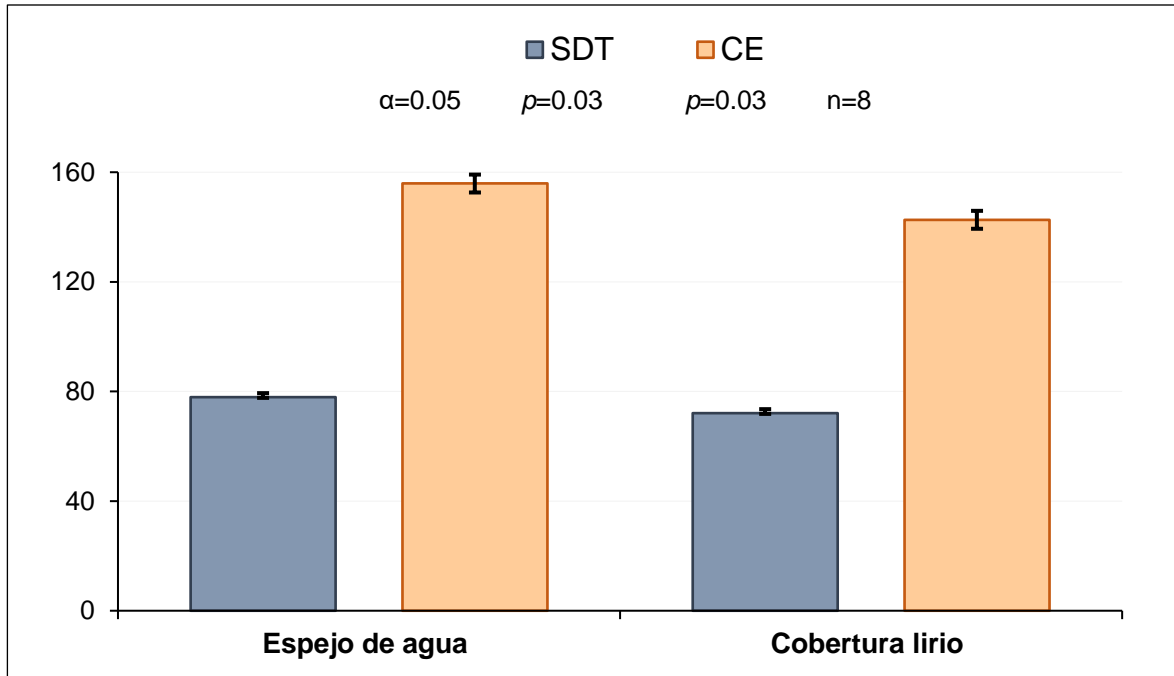


Figura 43. Promedio de SDT en mg/L y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (p). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

En la Figura 43 se muestra los valores promedio graficados de CE y SDT, el valor más alto de CE fue $164.2 \mu\text{S}/\text{cm}$ correspondiente al espejo de agua y el mínimo fue en la cobertura de lirio ($136.6 \mu\text{S}/\text{cm}$), este último valor resulta ser baja a comparación al registrado hace 3 años el cual tuvo un valor de $150 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Avalos, 2020). Hailu *et al.* (2020) indica que una reducción en la medición de CE en la presencia de lirio indica su capacidad de remediación. Aunque el estudio realizado por Quiroz-Flores *et al.* (2008) indica que los valores más altos se encuentran en presencia de lirio, lo que contrasta con este estudio donde en la cubierta de lirio este parámetro es ligeramente menor. Valores altos de este parámetro afectaría el crecimiento de la planta debido al estrés salino que inhibe la división celular y expansión de la planta de acuerdo a Cortés & Florez (2017).

En embalses y lagos la CE suele ser más baja en los periodos de mezcla de agua a comparación de periodos de estratificación térmica, donde las aguas anoxicas del fondo pueden presentar valores más elevados de conductividad que en la superficie (Marín *et al.*, 2022).

En el caso de SDT no sobrepasaron los 82 mg/L valor máximo correspondiente al espejo de agua y en cobertura de lirio este parámetro estuvo en un rango de 74-77 mg/L, estos resultan ser bajos si se hace una comparación de los SDT con el límite máximo permisible (1000 mg/L) que se reporta en la norma de agua potable en México (NOM-127-SSA1-1994). La influencia de este parámetro en el agua es a medida que aumentan los SDT aumenta densidad del agua, lo que disminuye la solubilidad del oxígeno, además de que valores de SDT>500 mg/L causa incrustaciones excesivas en las tuberías de agua (Asadullah & Seema, 2013).

4.1.2. Características físico-químicas *ex situ*

En la [Tabla 6](#) se muestra la estadística descriptiva de los datos medidos en laboratorio. La prueba de normalidad clasifica a los parámetros como paramétricos, por tanto, la prueba estadística para encontrar las diferencias significativas fue el análisis de varianza ANOVA y medias de Tukey.

Tabla 6. Estadística descriptiva de los parámetros fisicoquímicos *ex situ* de las muestras de agua. SW: Shapiro Wilk, TURB: turbiedad.

	DQO	N _T	P _T	N-NO ₃	N-NH ₃	TURB
Unidades	mg/L					UNT
n	8					
Mínimo	35	0.9	0.02	0.8	0.9	2.1
Máximo	46	1.7	0.1	1.7	1.7	63.8
Media	40	1.3	0.05	1.3	1.3	21.07
Error estándar	1.1	0.08	0.009	0.08	0.08	6.5
Varianza	13.3	0.06	0.0008	0.06	0.06	425.5
Desviación estándar	3.6	0.2	0.03	0.2	0.2	20.6
Mediana	39.5	1.4	0.04	1.3	1.35	17.9
Prueba de SW (p>0.05)	0.72	0.69	0.13	0.74	0.68	0.13

La turbiedad fue mayor en presencia de lirio acuático ([Figura 44](#)) registrándose valores en un rango de 25-65 UTN, que son altos tomando como referencia el límite máximo permisible de la norma de agua potable en México de 5 UTN. Se recomienda estos valores, ya que al ser mayor a este límite la turbiedad es visible para el consumidor y causa rechazo por razones estéticas, lo cual implica una ventaja preventiva para el usuario final (Marcó *et al.*, 2004).

Los altos niveles turbiedad puede proteger a microorganismos de los efectos de los desinfectantes estimulando su proliferación, lo que eleva la demanda de cloro y por tanto el costo del tratamiento de agua para varios usos (Asadullah & Seema, 2013), además, las partículas suspendidas promueven la adsorción media de metales pesados tal como Hg, Cr, Pb, Cd y otros contaminantes orgánicos representando riesgos a la salud (Hassan, 2020).

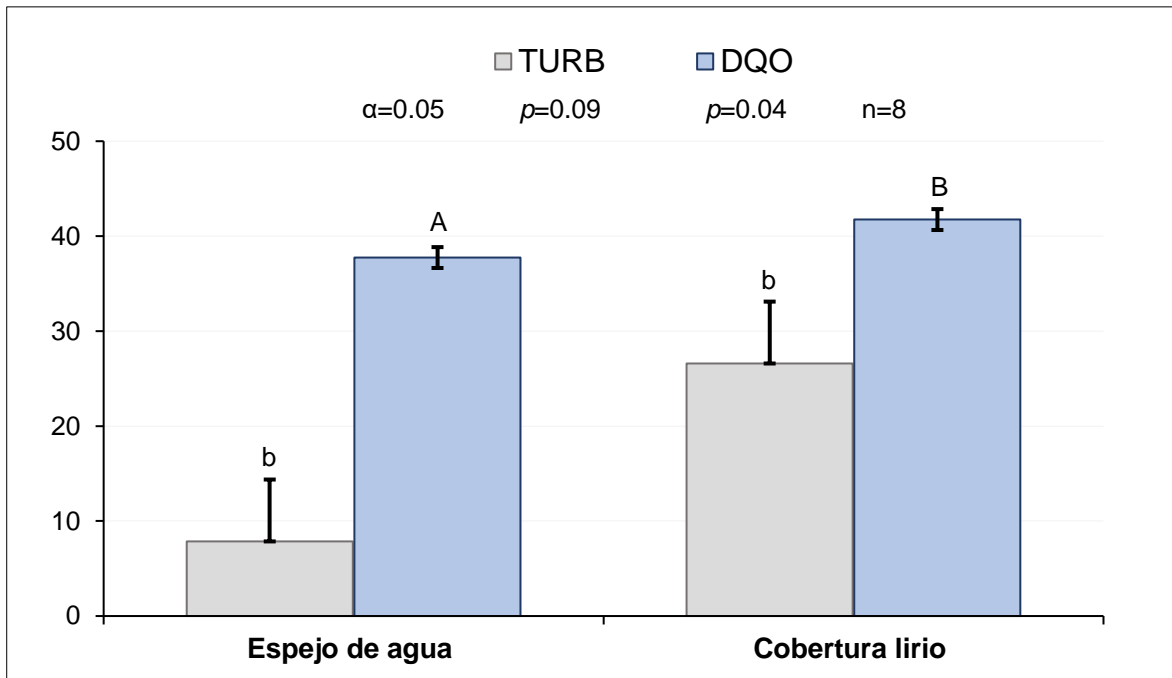


Figura 44. Promedio de la DQO en mg/L y turbiedad (TURB) en UNT en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (p). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

Con la escala de clasificación de la calidad de agua que toma como criterio la DQO (Tabla 7), de acuerdo con los rangos el agua de la presa con una DQO de 35-41 mg/L clasifica en un criterio entre aceptable a contaminada lo que indica que tiene indicios de contaminación con descargas de aguas residuales crudas principalmente de origen municipal. Se observo que al comparar la DQO registrada en 2018 este parámetro aumento 1.9 veces en la cobertura de lirio y 1.4 veces en el espejo de agua, este caso se ve de igual en la turbiedad donde los valores 1.5 y 1.3 veces, respectivamente.

El aumento de la DQO tiende a disminuir el oxígeno, ya que su medición indica la cantidad total de materia orgánica. (Ramos-Herrera *et al.*, 2012) observo que los cambios en la remoción de la DQO por parte de la planta se debían a la asimilación de microbiana en la rizosfera, las bacterias se encuentran presentes de forma natural en el sistema radicular de las plantas y consumen materia orgánica, transformándola en materias minerales asimilables para la planta y en cambio la planta proporciona oxígeno a las bacterias a través de sus raíces.

Aunque la planta ayude en parte a la remoción de materia orgánica, los derivados de la degradación vegetal y animal son compuestos activos que, al reaccionar con el cloro dan como resultados compuestos orgánicos clorados entre ellos THMs (trihalometanos), que causan daños al hígado, riñones y sistema nervioso central (Sánchez-Zafra, 2008).

Tabla 7. Escala de clasificación de calidad del agua tomando como criterio DQO (CONAGUA, 2021).

Criterio (mg/L)	Clasificación
DQO ≤ 10	EXCELENTE No contaminada
10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD Aguas superficiales con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable
20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE Con indicio de contaminación. Aguas superficiales con capacidad de autodepuración o con descargas de aguas residuales tratadas biológicamente
40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA Aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal
DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA Aguas superficiales con fuerte impacto de descargas de aguas residuales crudas municipales y no municipales

Conocer el estado trófico de la presa San José nos puede ayudar a evaluar la carga de los nutrientes en el cuerpo de agua, para ello se suele tomar los valores de P y N total. El resultado de P_T y N_T (Figura 45) fue mayor en la cobertura de lirio con un valor promedio de 0.1 mg/L y 1.83 mg/L, en cambio en el espejo de agua fue 0.05 mg/L y 1.48 mg/L, respectivamente.

Se esperaría que estos parámetros tuvieran valores más altos, pero al ser un nutriente limitante para el desarrollo de la planta está la consume en gran cantidad reflejándose en concentraciones pequeñas en agua. En aguas superficiales la concentración de P fluctúa normalmente entre 0.005 y 0.2 mg $PO_4\text{-P/L}$ (Sierra, 2011).

El P puede llegar asociarse en el sedimento convirtiéndose en una abundante reserva de nutrientes, que ante condiciones de anoxia las plantas pueden tener acceso a este nutriente mediante la captación en las raíces, lo que puede llegar a representar un grave problema para la restauración de cuerpos de agua enriquecidos de P (Moreno *et al.*, 2010).

Tabla 8. Clasificación trófica de lagos de acuerdo con la concentración de P y N (Gurung *et al.*, 2012).

Estado trófico	N_T (mg/L)	P_T (mg/L)
Oligotrófico	<0.35	<0.01
Mesotrófico	0.35-0.65	0.01-0.03
Eutrófico	0.65-1.20	0.03-0.10
Hipereutrófico	>1.20	>0.10

De acuerdo con la clasificación de la [Tabla 8](#), la presa se clasifica como un cuerpo de agua con un estado eutrófico respecto al valor de P_T y en un estado hipereutrófico tomando el valor de N_T . Una de las fuentes de N y P puede deberse a que cuando la planta muere se hunde y descompone liberando estos nutrientes o bien de desechos vertidos ([Rodríguez-Lara et al., 2022](#)).

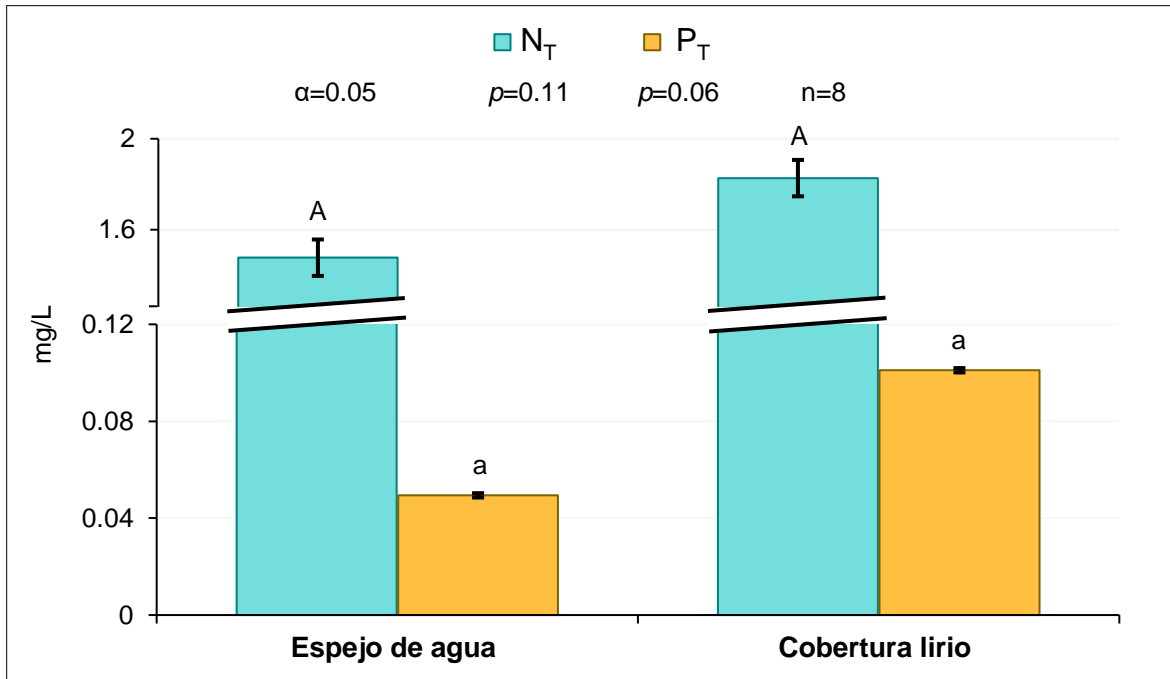


Figura 45. Promedio de la concentración de N_T y P_T en el espejo de agua y los sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (p). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

Entre las principales fuentes potenciales de aportación de nutrientes (P y N) en la presa San José se debe a las localidades de Pozuelos, Escalerillas y Mesa de Conejos donde se desarrollan diferentes actividades de construcción, ganadería y agricultura, así como El Centro Acuícola El Peaje donde se crían peses de ornato ([Avalos, 2020](#); [Cabrera, 2021](#)).

Como se mencionó anteriormente, algunas viviendas no cuentan con un sistema de drenaje, arrojando el agua residual al arroyo que desemboca en la presa beneficiando la proliferación de lirio, representado un peligro latente de contraer enfermedades ([Hernández, 2016](#)).

Además, en recorridos realizados se ha observado a gente lavando en el arroyo (en temporada de lluvias o desfogue de las presas aguas arriba) que atraviesa la localidad de Escalerillas lo cual es un aporte importante de P ([Figura 46](#)).



Figura 46. Habitantes de Escalerillas aprovechando el agua del arroyo que atraviesa la zona rural que desemboca hacia la presa San José

Con el análisis de NT también fue posible obtener la concentración de $N-NO_3$ y $N-NH_3$, los cuales se encuentran en la Figura 47. La concentración promedio de $N-NO_3$ en el espejo de agua fue de 1.18 mg/L y 1.42 mg/L en la cobertura de lirio, valores que tienden a aumentar ligeramente cuando se presenta época de invierno-primavera en el espejo de agua registrándose valores de 1.9 mg/L y disminuyendo en la cobertura de lirio (0.98 mg/L) (Cabrerá, 2021).

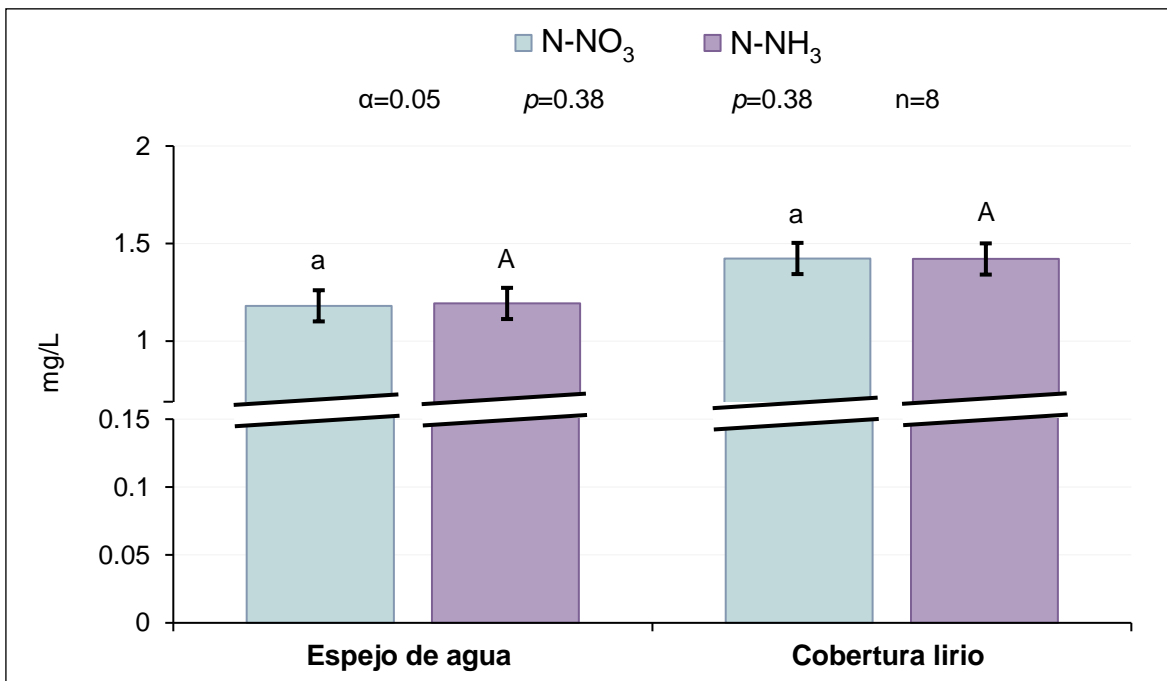


Figura 47. Promedio de la concentración $N-NO_3$ y $N-NH_3$ en el espejo de agua y los sitios cubiertos por lirio acuático en la presa San José. Con un ANOVA se obtuvo el valor de probabilidad (p). Letras iguales (grupos Tukey) en las columnas no representan diferencia significativa entre los promedios. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

Por otro lado, los valores de NH_3 no superaron los 2 mg/L en todos los puntos, siendo el promedio en el espejo de agua y en presencia de lirio de 1.45 mg/L y 1.73 mg/L, respectivamente. Tomando como referencia los valores de la normativa de agua potable de $\text{N-NO}_3 < 10$ mg/L y $\text{N-NH}_3 < 0.5$ mg/L, lo que se obtuvo en fotometría estuvo por encima del límite permisible, mientras que, el valor de N-NO_3 estuvo por debajo del límite mencionado.

El NO_3^- es la forma más oxidada del nitrógeno esencial para el crecimiento de plantas, se forma por la descomposición de sustancias orgánicas nitrogenadas (proteínas) (Sierra, 2011; Hassan, 2020). El consumo de agua con NO_3 representa un riesgo de padecer metahemoglobinemia, que hace referencia a la pérdida de la capacidad de transportar el oxígeno en la sangre (Alzate, 2019). La materia orgánica se descompone principalmente en ácidos y sales amoniacales, seguida por un proceso de nitrificación, lo cual permite a las plantas absorber los NO_3 a través de las raíces y reducirlos a NH_4 (Pradana y García, 2019) antes de sintetizar moléculas de carbohidratos (glucosa, almidón, celulosa, entre otras) proteínas y ácido nucleico (ADN y ARN) que forman las estructuras de la planta (Laug, 2016). Además, el NO_3 puede provenir de la oxidación incompleta del NH_3 o de una reducción del en un déficit de oxígeno potenciando la nitrificación (Pradana y García, 2019; Moreno *et al.*, 2010).

El NH_3 indica contaminación reciente en el cuerpo de agua e implica un efecto nocivo para la fauna acuática. El NH_3 no ionizado es muy tóxico para los organismos acuáticos especialmente los peces ya que destruye el epitelio branquial, inhibe y reduce la producción de ATP, además causa alteración de la actividad osmorreguladora entre otras. Elementos como el Na y Ca en el medio acuático pueden reducir la susceptibilidad de la toxicidad del NH_3 en los animales (Camargo & Alonso, 2006).

4.2. Análisis multielemental por ICP-MS

4.2.1. Agua

La presencia Fe y Mn propician la presencia produce color, sabor y olor indeseable, por tal motivo, la normativa de agua potable en México indica como límite máximo permisible el valor de 0.3 mg/L y 0.15 mg/L de Fe y Mn, respectivamente. Su alta concentración respecto a los demás EPT, puede deberse a que parte se encuentran formando coloides, que logran pasar el filtro de 0.45 μm (Jensen & Christensen, 1999; Martínez *et al.*, 2006). Altas concentraciones en agua de estos elementos se relacionan con desordenes neurológicos, sangrado gastrointestinal, vómitos, necrosis hepática entre otros (Ungureanu *et al.*, 2022).

Tabla 9. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en agua recolectada en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruskal-Wallis.

Fe	Mn	Al	Ba	As	Pb	Cu	Hg	Ni	Cd	Cr
valor de p ($\alpha=0.05$, $n=8$)										
1	0.56	0.77	0.15	0.25	1	0.88	0.021	0.39	0.39	0.56

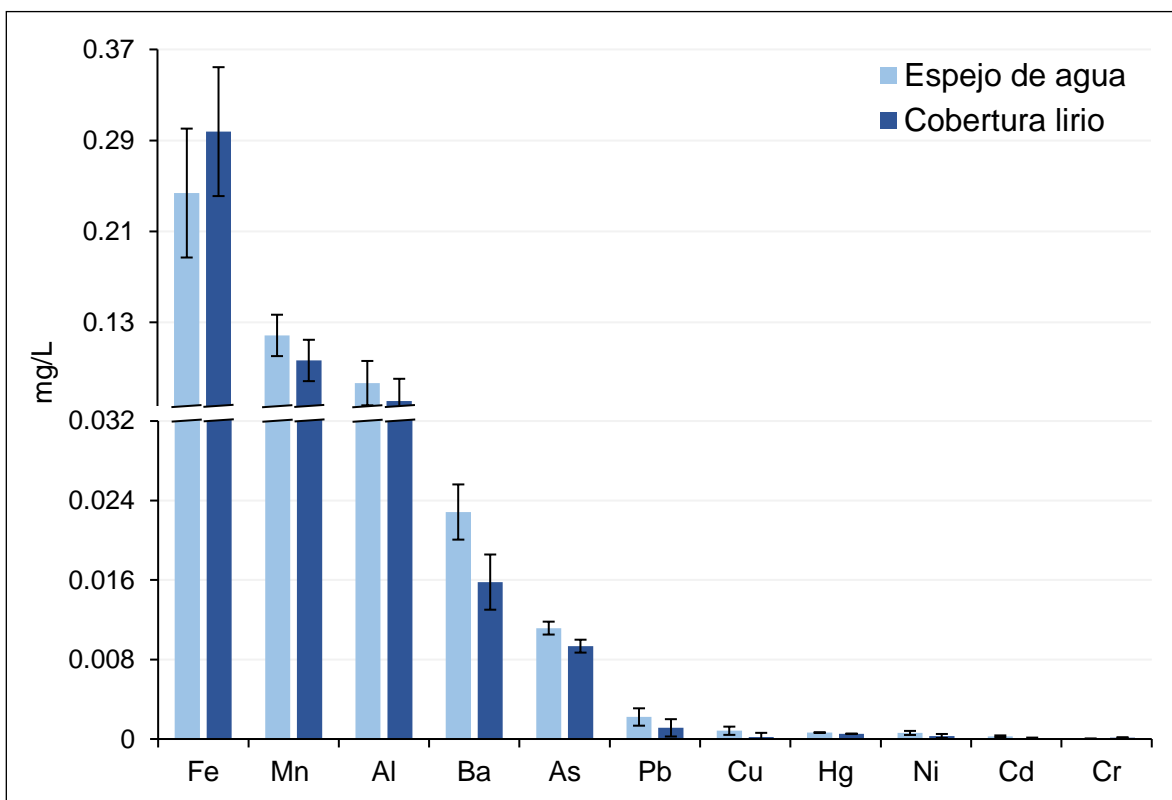


Figura 48. Promedio de la concentración de EPT en agua recolectada en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

Los resultados obtenidos por espectrometría muestran que el Mn está muy por debajo del límite mencionado, mientras que, el único que sobrepasó este valor de referencia fue el Fe (Figura 48), que comparando la concentración medida en el espejo de agua y la cobertura de lirio, ninguno de los elementos mostró una diferencia significativa teniendo valores de $p > 0.05$ (Tabla 9).

El Al fue el tercer elemento de mayor concentración respecto a los demás EPT analizados en esta matriz. La concentración en el espejo de agua fue de 0.06 mg/L y 0.08 mg/L en la cobertura del lirio, estas no superan el valor de referencia de 0.2 mg/L que indica la norma de agua potable. No se encontraron diferencias significativas al comparar estadísticamente estas concentraciones ($p=0.77$). El Al es un metal no esencial considerado como neurotóxico al ser relacionado con enfermedades como el Alzheimer, encefalopatía y demencia (Bojórquez-Quintal *et al.*, 2017; Torrellas, 2013).

Los elementos de menor concentración en agua fueron el Pb, Hg, Cu, Ni y Cd con valores de 0.0022 mg/L, 0.00083 mg/L, 0.00065 mg/L, 0.00061 mg/L y 0.00027 mg/L en el espejo de agua, respectivamente. Estas concentraciones fueron ligeramente mayores que las obtenidas en la cobertura de lirio a excepción de Cr, que en el espejo de agua la concentración estuvo por debajo del límite de detección. Al hacer la comparación estadística solo el Hg presentó diferencias significativas con un valor de $p < 0.005$.

En general las concentraciones de todos los elementos mencionados fueron las más bajas comparadas con el resto de las matrices ambientales. Esto puede deberse a la presencia de lirio acuático que está captando los iones en solución, comúnmente en los sistemas acuáticos solo una pequeña fracción de iones metálicos libres se encuentran disueltos en agua y un 90% se están unidos a partículas suspendidas (Yi *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2014). Las partículas suspendidas pueden formar complejos que aumentan su tamaño y su velocidad de sedimentación hacia el fondo (Stumm & Morgan, 1996).

La adsorción de los metales pesados en la materia en suspensión presentes en el agua se lleva a cabo en la materia orgánica, arcillas, limos, etc. La materia orgánica disuelta, especialmente las especies húmicas juegan un papel importante en la concentración de microelementos inorgánicos en aguas superficiales, que se convierten en una trampa de alta capacidad en la retención de los metales traza en solución (Rosas, 2001). La precipitación es un proceso importante en la inmovilización de EPT que predomina cuando se presentan valores altos de pH, junto con la presencia de aniones tales como: SO_4 , CO_3^{2-} y PO_4^{3-} , estos últimos, inmovilizan elementos como Pb, Cu, Zn y Cd (Perea, 2014). En ambientes con pH ácido ocurre favoreciendo la solubilidad de elementos como Cd, Pb y Cr (García de la Fuente, 2013; Hassan, 2019).

La entrada de Cu, Cd, Cr y Pb al cuerpo de agua puede estar relacionado con la descarga de los efluentes domésticos, que contienen productos como detergentes y grasas, aunque otra posible fuente de Cd proviene de la aplicación de abonos de PO_4^{3-} (ATSDR, 2012; Ochoa-Valenzuela *et al.*, 2009). Estudios como el de Rodríguez *et al.* (2018) confirman el contenido de As, Cd y Pb en diferentes fertilizantes y abonos que comúnmente se utilizan.

Modelado químico en agua

El conocer las diferencias entre los estados de oxidación resalta en su relación con su biodisponibilidad y su toxicidad (Peregrino, 2011). Para ello, se tomó el valor de $E_h = 373$ mV y alcalinidad (HCO_3^-) = 172.5 mg/L de un estudio complementario realizado en la presa San José, junto con el valor promedio de pH de 6.6 del presente estudio. Con estos datos fue posible obtener una aproximación de la especiación de los EPT analizados en agua.

Tabla 10. Porcentaje de distribución de las especies de EPT en agua.

Componente	% del total de concentración	Especie
Fe	89.88	Fe ²⁺
Mn	85.52	Mn ²⁺
Al	38.55	Al(OH) ₄ ⁻
	17.02	Al(OH) ₃
	14.65	Al(OH) ₂ ⁺
Ba	93.34	Ba ²⁺
As	64	H ₂ AsO ₄ ⁻
	36	HAsO ₄ ⁻
Pb	37.48	PbCO ₃
	31.61	PbHCO ₃ ⁺
	14.11	Pb ²⁺
Cu	76.42	CuCO ₃
	16.55	Cu ²⁺
Hg	84.75	Hg(OH) ₂
Ni	63.39	Ni ²⁺
	31.61	NiHCO ₃ ⁺
Cd	83	Cd ²⁺
	10.64	CdHCO ₃ ⁺
Cr	96.68	CrOH ⁺
	3.32	Cr ²⁺

En la [Tabla 10](#) se muestran las especies que resultaron estar presentes en mayor porcentaje en agua y en la [Figura 49](#) se muestran algunos diagramas de Pourbaix. Se puede observar que el Fe, Mn, Ba, Ni y Cd se encuentran como ion divalente, al encontrarse de esta forma hace que la captación por parte de la planta sea fácil al tener una similitud química a los nutrientes esenciales ([Geng et al., 2019](#)). Esto fue demostrado en un estudio realizado por [Yahya \(2015\)](#), donde se observó que la absorción de Cu causa desorción de Na y Ca en *E. crassipes*, por lo que los EPT en forma de ión libre compiten con los nutrientes esenciales ([Siedlecka, 1995](#)).

Otra parte de los elementos se encuentra formando especies con HCO₃⁻, una de las posibles razones de la presencia de este anión es la meteorización química de minerales de silicato. Las rocas que se encuentran dentro del área de estudio se componen de minerales que contienen silicatos de Al, que al reaccionar con los constituyentes de la atmósfera (CO₂) y el agua da lugar a la meteorización química, donde se da la disolución de los minerales de silicato produciéndose la alcalinidad en términos de HCO₃⁻ (Ec. 1). La tasa de meteorización de silicatos depende de la

disposición de los tetraedros de silicio en el mineral y de la naturaleza de los cationes (Stumm & Morgan, 1996).

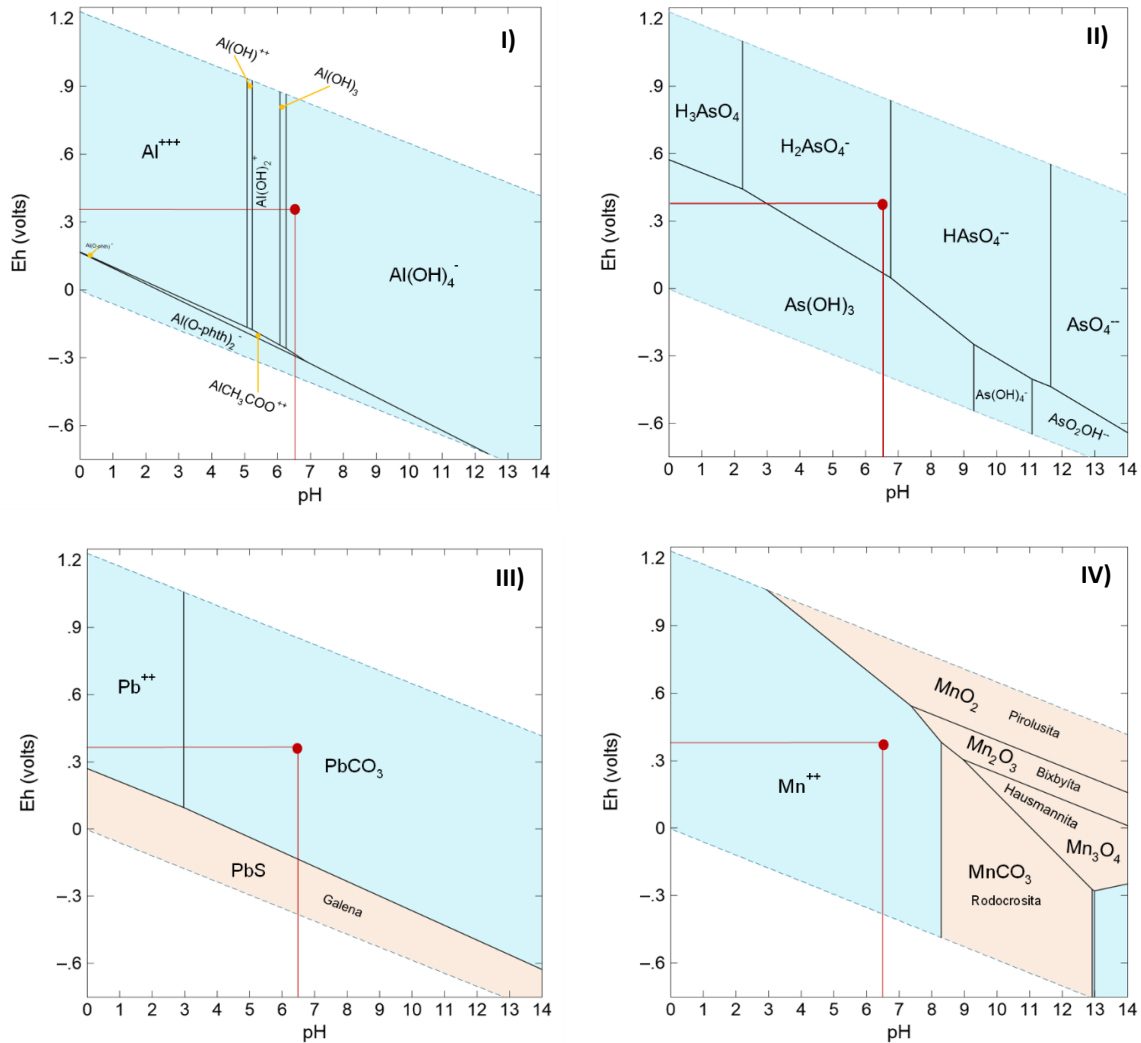
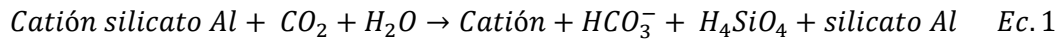


Figura 49. Diagrama de Pourbaix de I) Al, II) As, III) Pb y IV) Mn

4.2.2. Sedimento

Las muestras de sedimento de los puntos M1, M2, M3, M4, M9 Y M10 presentaron una coloración gris, contrario a la coloración café oscuro en M5, M7 y M8. El punto M6 fue el único que mostro una coloración café claro. El color de café a gris en el sedimento indican ambientes oxidantes a ligeramente reducidos (García *et al.*, 2004).

Tabla 11. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en sedimento recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio mediante el método de Kruskal-Wallis.

Fe	Mn	Al	Ba	As	Pb	Cu	Hg	Ni	Cd	Cr
valor de p ($\alpha=0.05$, $n=8$)										
0.021	0.043	0.021	1	0.25	0.043	0.25	0.021	0.39	0.043	0.77

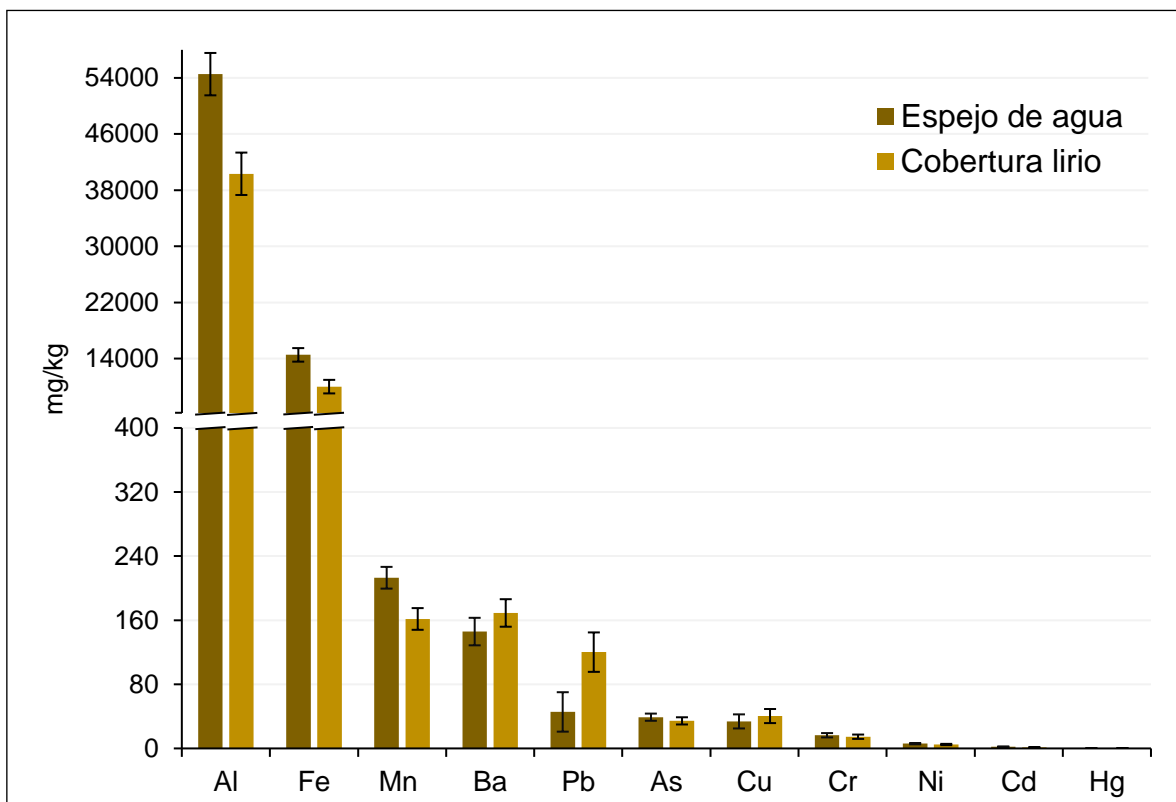


Figura 50. Promedio de la concentración de EPT en sedimento recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

El análisis del contenido total de EPT provee un conocimiento base de la composición del suelo o sedimento, respecto a los cambios debidos a procesos antropogénicos o naturales (Silveti *et al.*, 2013).

El sedimento fue la matriz que tuvo las más altas concentraciones de EPT respecto a las demás matrices. En la Figura 50 se muestra que en el lado de la cobertura de lirio acuático las concentraciones de Ba, Pb, Cu y Hg con valores de 169.10 mg/kg, 120.18 mg/kg, 40.40 mg/kg y 0.16 mg/kg, respectivamente, mientras que los demás EPT fueron más bajas comparadas con la concentración en el espejo de agua. Solo el Ba, As, Cu, Ni y Cr no mostraron una diferencia significativa al ser comparadas las concentraciones en presencia y ausencia de lirio teniendo valores de probabilidad mayores a 0.05 (Tabla 11).

En el trabajo realizado por [Saygi & Atasagun \(2012\)](#) también reportaron que el Al, Fe, Mn y Ba son los elementos que suelen encontrarse en mayor cantidad en el sedimento.

Aunque el Hg fue el elemento de menor concentración con un valor promedio de 0.099 mg/kg, este valor puede llegar a inhibir el crecimiento de los organismos acuáticos ([Geng et al., 2019](#)). Como resultados adicionales de la medición de espectrometría, se obtuvieron concentraciones de Ca, Mg, Si, S, P, Na y K con valores promedio de 4,797 mg/kg, 2351 mg/kg, 308,777 mg/kg, 1,483 mg/kg, 873 mg/kg, 10,282 mg/kg y 31, 643 mg/kg.

En México no existe una normativa que regule el contenido de EPT en sedimento de presas, sin embargo, pueden utilizarse como referencia valores máximos de concentraciones de metales de algunos países como Canadá y EU así como normas europeas ([Bravo-Covarrubias et al., 2020](#)).

Para conocer el nivel de contaminación del sedimento de la presa San José de acuerdo con la concentración de metales analizados, se tomo como referencia la calificación presentada en la [Tabla 12](#). En este caso, se clasifica como un sedimento no contaminado al tener una concentración de Cr <25 mg/kg y Hg <1 mg/kg, moderadamente contaminado tomando solo la concentración de Cu en rango de 25-50 mg/kg y muy contaminado respecto a la concentración de Pb que resulto ser mayor a 60 mg/kg.

Tabla 12. Clasificación del sedimento de acuerdo con su contenido de metales USEPA ([Garbarino et al., 1987](#)).

	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg
Sedimento			mg/kg		
No contaminado	--	<25	<25	<40	<1
Moderadamente contaminado	--	25-75	25-50	40-60	--
Muy contaminado	>6	>75	>50	>60	>1

Como complemento a esta clasificación de sedimento, se utilizaron criterios de Canadá que se muestran en la [Tabla 13](#). De acuerdo con la concentración de As que no sobrepaso los 38.98 mg/kg obtenido en el sedimento de la presa, se clasifica con un nivel de efecto severo lo que significa que puede afectar significativamente el uso del sedimento por parte de los organismos bénticos.

En cuanto a la concentración de Cd de 1.63 mg/kg, 0.019% de Fe, 231 mg/kg de Mn, 5.54 mg/kg de Ni y el resto de los metales (Cr, Cu, Pb y Hg), el sedimento presenta un nivel de efecto bajo indicando un nivel de contaminación tolerable para la mayoría de los organismos que habitan en el sedimento con potencial de afectación para algunos usos del agua ([Persaud et al., 1993](#)).

Tabla 13. Criterios provisionales de calidad del sedimento para metales (Persaud *et al.*, 1993).

Metales	Nivel de efecto bajo	Nivel de efecto severo
	mg/kg	
As	6	33
Cd	0.6	10
Cr	26	110
Cu	16	110
Fe (%)	2	4
Pb	31	250
Mn	460	1100
Hg	0.2	2
Ni	16	75

En recorridos realizados en época seca en la presa San José, se ha observado la llegada de camiones que cargan la tierra lama (Figura 51) que es utilizado como abono. La tierra lama es un tipo de arenilla que sirve como abono para mejorar las áreas verdes de los jardines o cultivos agrícolas. Los elementos pueden ser aportados al suelo y de nueva cuenta al cuerpo de agua mediante escorrentía, razón por la cual, este tipo de análisis en sedimento resulta ser de importancia para conocer el contenido de EPT y su nivel de contaminación.



Figura 51. Camiones cargados de tierra lama de la presa San José.

Extracción secuencial selectiva

De acuerdo con los resultados del análisis de los sobrenadantes obtenidos de la extracción secuencial selectiva, el 94.9% de Al (Figura 52), 84.2% de Fe (Figura 53), 85.3% de Ba (Figura 54), 95.4% de Cr (Figura 55), 82.7% de Ni (Figura 56) y 73.2% de Hg (Figura 57) se encuentran principalmente en F6, que al ser una fracción formada por una red cristalina de silicatos, las condiciones ambientales no afectan sus enlaces permitiendo que los elementos unidos a esta fracción estén estables disminuyendo su movilidad hacia la fase acuosa (García *et al.*, 2004).

El Pb se encuentra distribuido entre F6 con un 72.5%, seguido de un 14.3% en F3 y en F2 con 11.9% (Figura 58), este último queda disponible para ser captado por plantas. Este elemento tiende a acumularse en la superficie del sedimento debido a su baja solubilidad (Maddock *et al.*, 1988), movilidad y relativa ausencia de degradación microbiana, por lo que tiene un gran tiempo de residencia comparado con otros contaminantes. Su solubilidad se presenta en ambientes ácidos, que en alcalinos donde precipita al unirse con OH⁻, PO₄³⁻ o CO₂³⁻ promoviendo la formación de complejos Pb-orgánicos, quedando menos disponible para ser absorbidos por las plantas (Feleafel & Mirdad, 2012). Las bajas concentraciones en las primeras fracciones pueden deberse a la influencia de los procesos de readsorción, en su distribución cuando se realiza el procedimiento de extracción secuencial (López Julián & Mandado Collado, 2002).

En el caso del As (Figura 59), se encuentra distribuido en las 3 últimas fracciones con un 28.2% en la fracción de óxidos de Fe y Mn (F4), 26.9% en la fracción unida a materia orgánica (F5) y 30.7% en la fracción residual (F6). Lo que concuerda con un estudio realizado por Rosas (2001), donde se encontró enlazado principalmente en F6 entre un 33.3-69.8% y en F4 el porcentaje osciló entre 23.8-64.2%, al igual que en este estudio, no se presentó afinidad con las primeras fracciones (F2 y F3) lo que se atribuye a que forma parte de minerales sulfurosos de metales como Cu y Pb.

La fracción de metal ligada que se une a F4 y F5 puede proporcionar un sumidero para metales pesados en el sedimento (Rosas, 2001). Las condiciones oxidantes favorecen el secuestro de metales en F4 donde ocurre la coprecipitación y adsorción, en cambio condiciones reductoras los metales se disuelven (García *et al.*, 2004). Las condiciones reductoras generalmente prevalecen cuando está presente un exceso de material orgánico biodegradable y el oxígeno suministrado es limitado, en ambientes anaeróbicos puede promover la disolución reductiva de óxidos de Fe³⁺ lo cual libera metaloides como el As que están adsorbidos. En condiciones reducidas, el As es movilizado como resultado de la reducción de óxidos de Fe y la reducción de As⁵⁺ a As³⁺ (Silveti *et al.*, 2013).

De igual forma que el Pb, el Cu (Figura 60) se distribuye entre F6 (71.2%) siendo el 22.8% unido a F5, por el contrario, el Mn (Figura 61) presenta un 50.2% en F2

(fracción intercambiable), 24.6% en F6 y F5 un 14.9%. La migración de elementos de Cu y Pb, puede ser facilitada mediante los mecanismos de acomplejación, adsorción y quelación a diferentes formas de materia orgánica (organismos vivos, detritus, películas sobre partículas minerales entre otros) que forman quelatos muy estables (Landauro, 2008; López Julián & Mandado Collado, 2002). La disminución de pH en F3 (fracción unida a carbonatos) diluye los carbonatos e hidróxidos, lo que aumenta la desorción de los iones metálicos debido a la competencia con los iones hidrógeno por los sitios (Ochoa-Valenzuela *et al.*, 2009).

En la Figura 62, se muestra la distribución del Cd el cual fue uno de los elementos que presento mayor movilidad al en mayor porcentaje en F2 con un 42.3% y en igual distribución (20%) en las dos últimas fracciones (F5 y F6). Esto coincide con Buta *et al.* (2011), quienes resaltan la alta movilidad y bioaccesibilidad del Cd a través de su acumulación en suelos y plantas avanzando en la cadena alimenticia, que atraviesa fácilmente la pared de los organismos acuáticos provocando efectos negativos en su desarrollo óptimo (García *et al.*, 2004). Es un elemento común en sedimento oxidado (García *et al.*, 2004; Soto-Jiménez & Páez-Osuna, 2001), que puede formar complejos con Cl^- lo que incrementa la desorción en la fase sólida de Cd^{2+} , de manera que los aniones derivados de sales presentes pueden formar complejos con los metales pesados, provocando la competición de los cationes derivados de la sal con los metales pesados de carga positiva por la sorción de sitios en el sólido (Acosta *et al.*, 2011). Al presentarse en un mayor porcentaje en F2 se puede decir que su aportación es debido a las actividades antropogénicas como las descarga de agua, combustibles, pesticidas y aditivos de acuerdo con Soto-Jiménez *et al.* (2001).

Cuando el sedimento presenta valores de $\text{pH} > 8$, el Cd se encuentra fundamentalmente en F4, F5 y F6 ya que se favorece su precipitación por la formación de hidróxidos insolubles, en cambio, a valores de $\text{pH} < 8$ y bajo condiciones oxidantes el Cd esta principalmente en forma de iones intercambiables y carbonatos (Rosas, 2001).

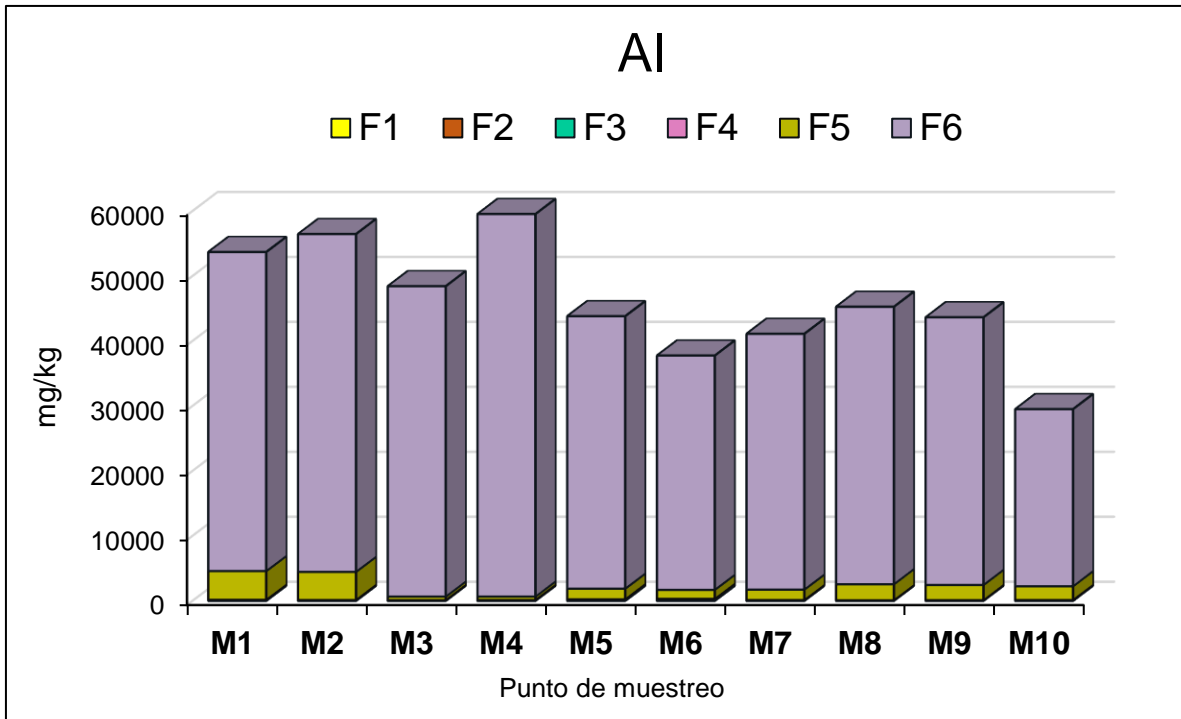


Figura 52. Distribución de la concentración de Al en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

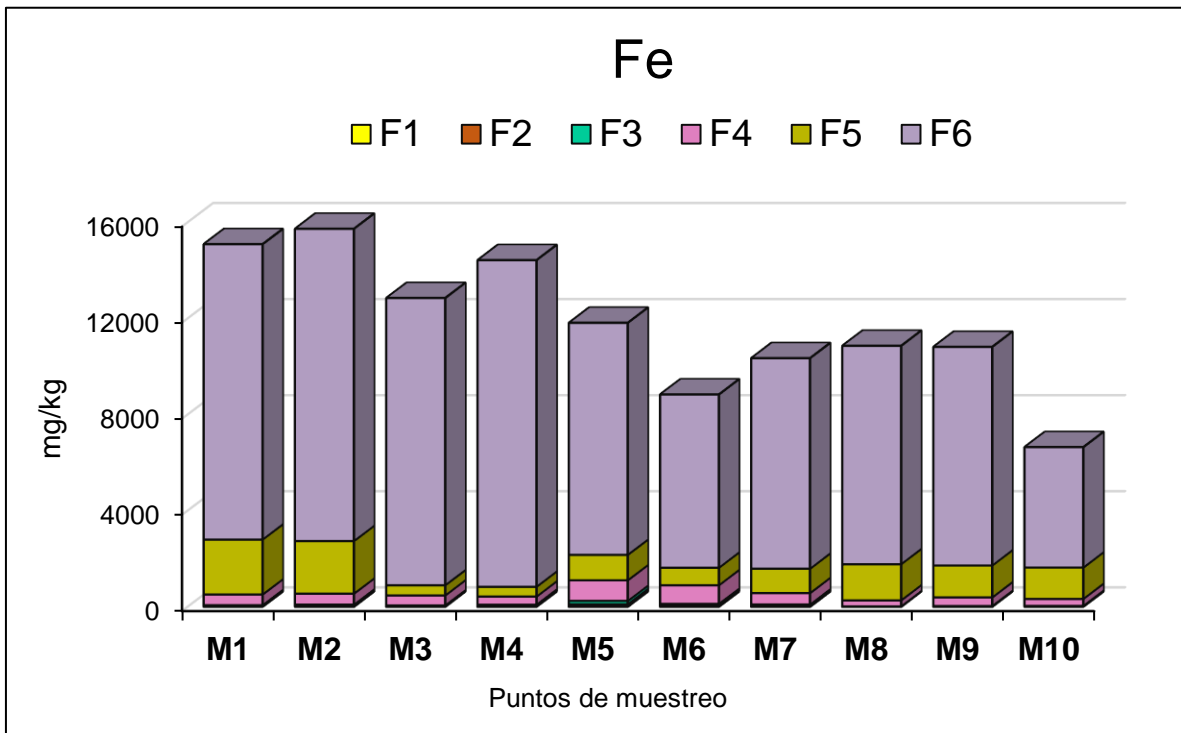


Figura 53. Distribución de la concentración de Fe en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

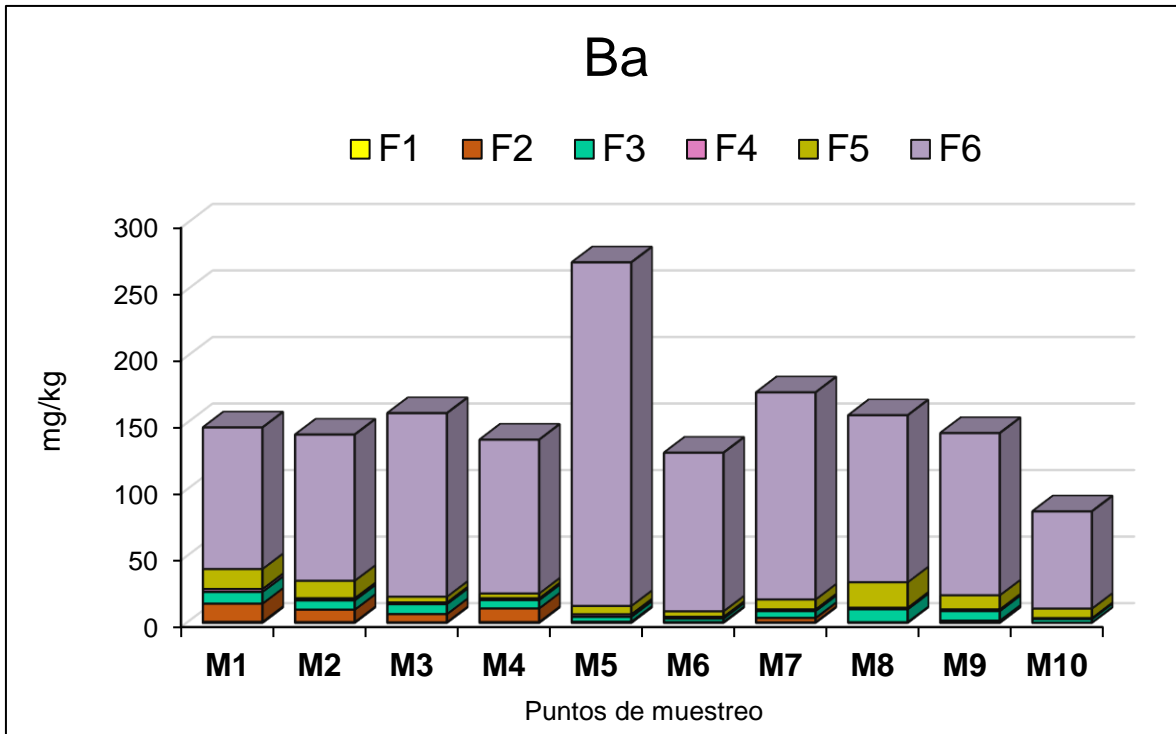


Figura 54. Distribución de la concentración de Ba en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

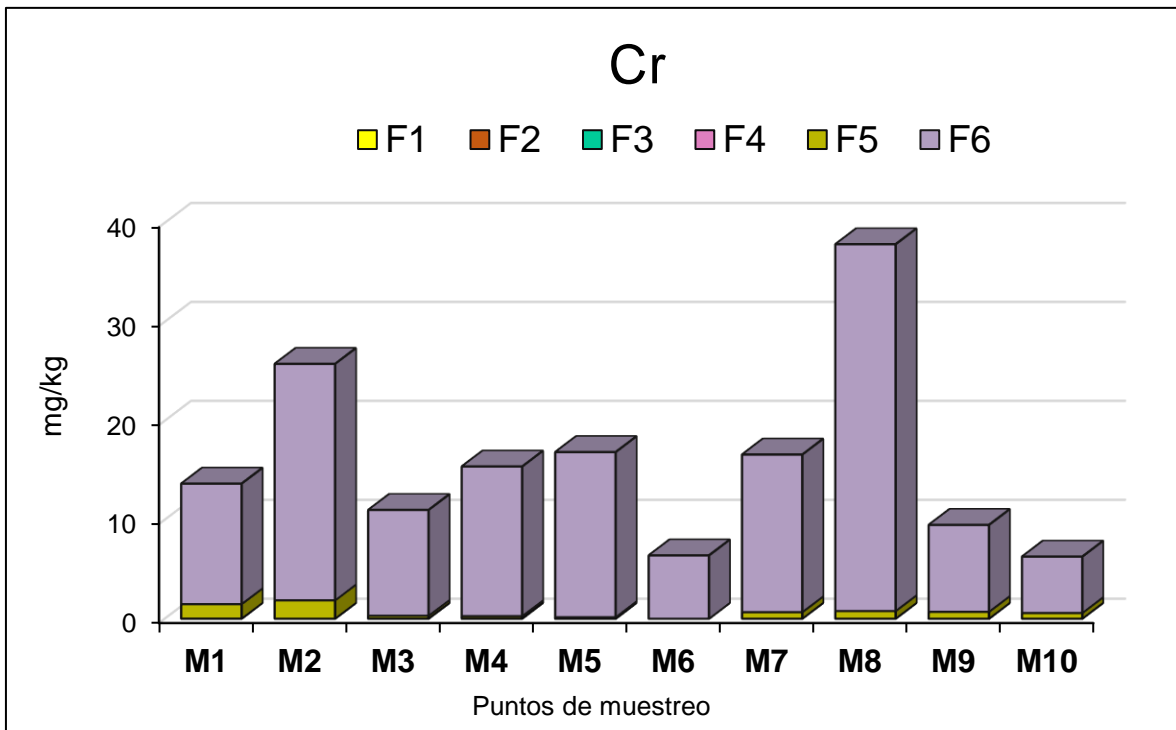


Figura 55. Distribución de la concentración de Cr en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

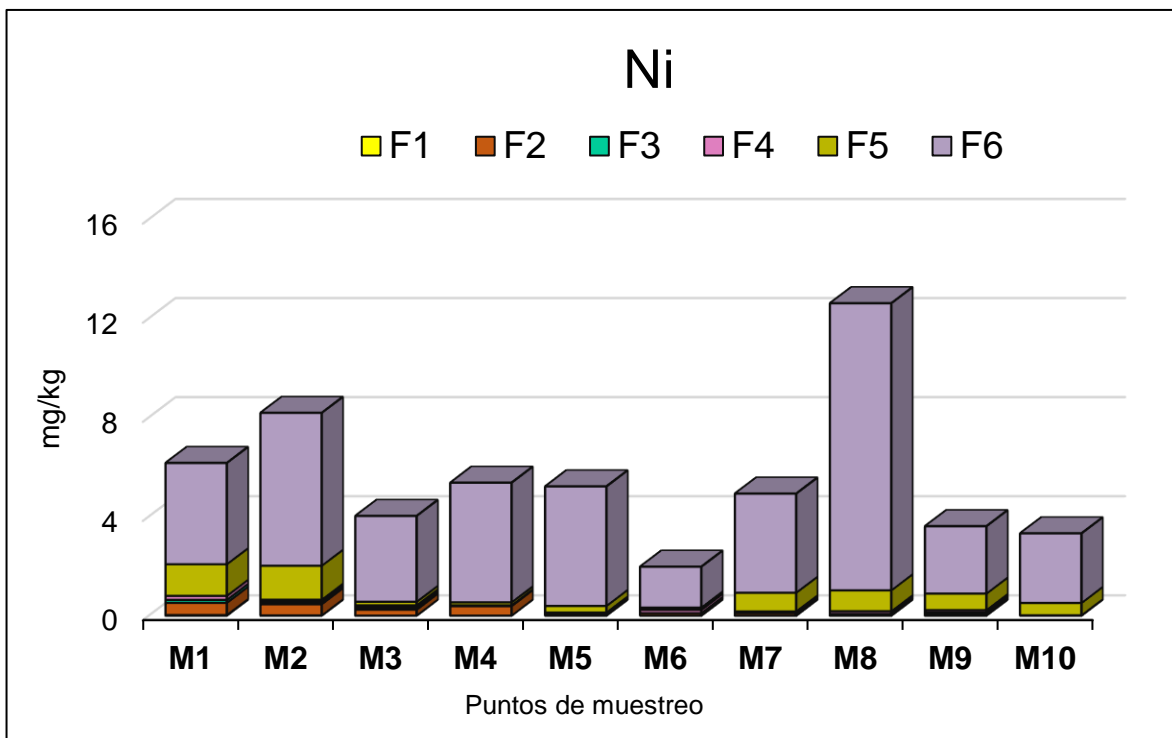


Figura 56. Distribución de la concentración de Ni en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

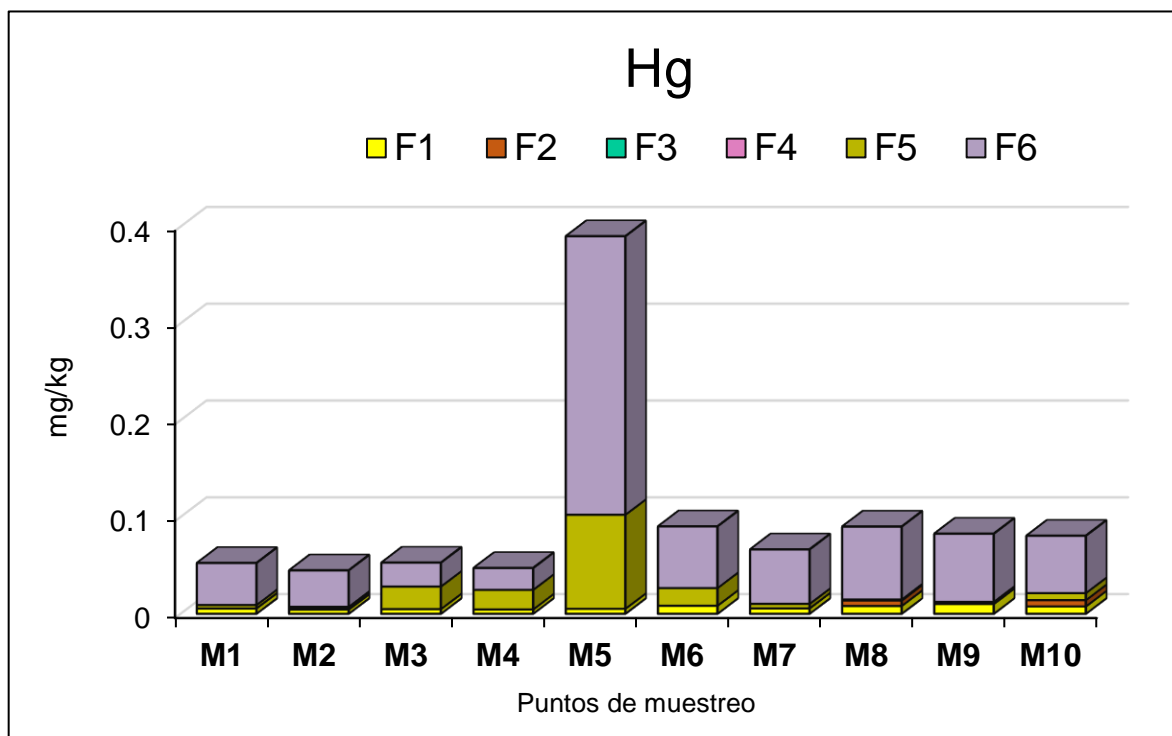


Figura 57. Distribución de la concentración de Hg en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

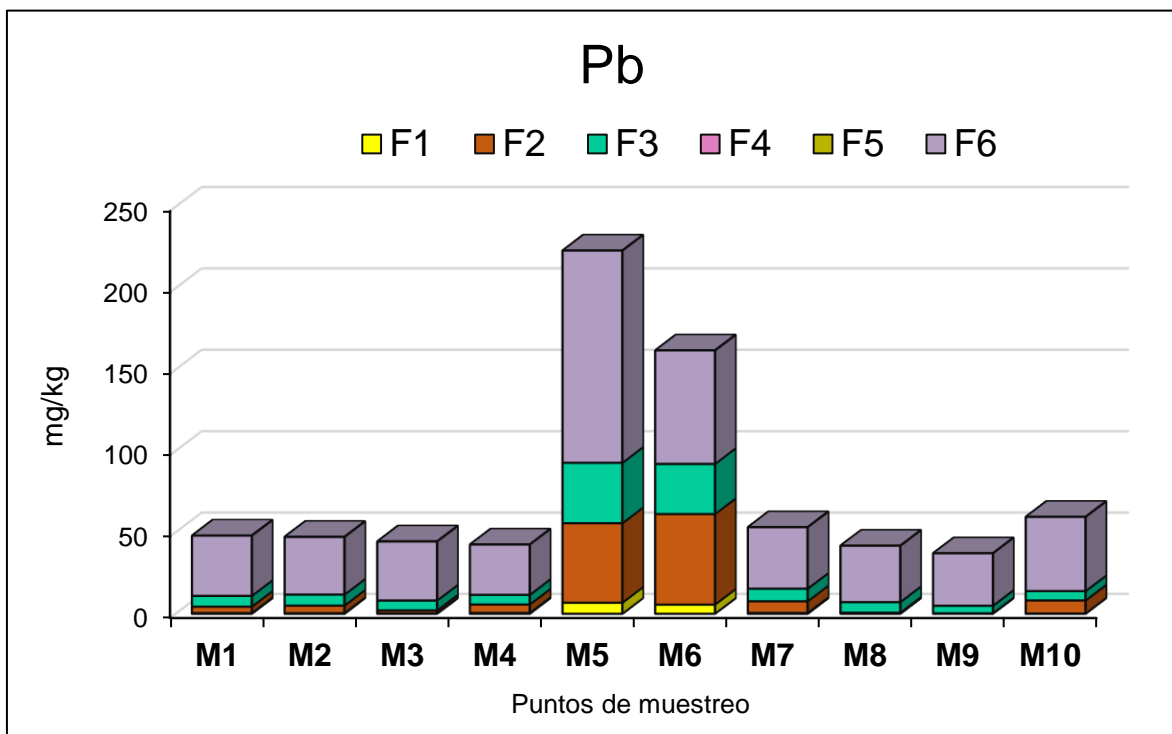


Figura 58. Distribución de la concentración de Pb en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

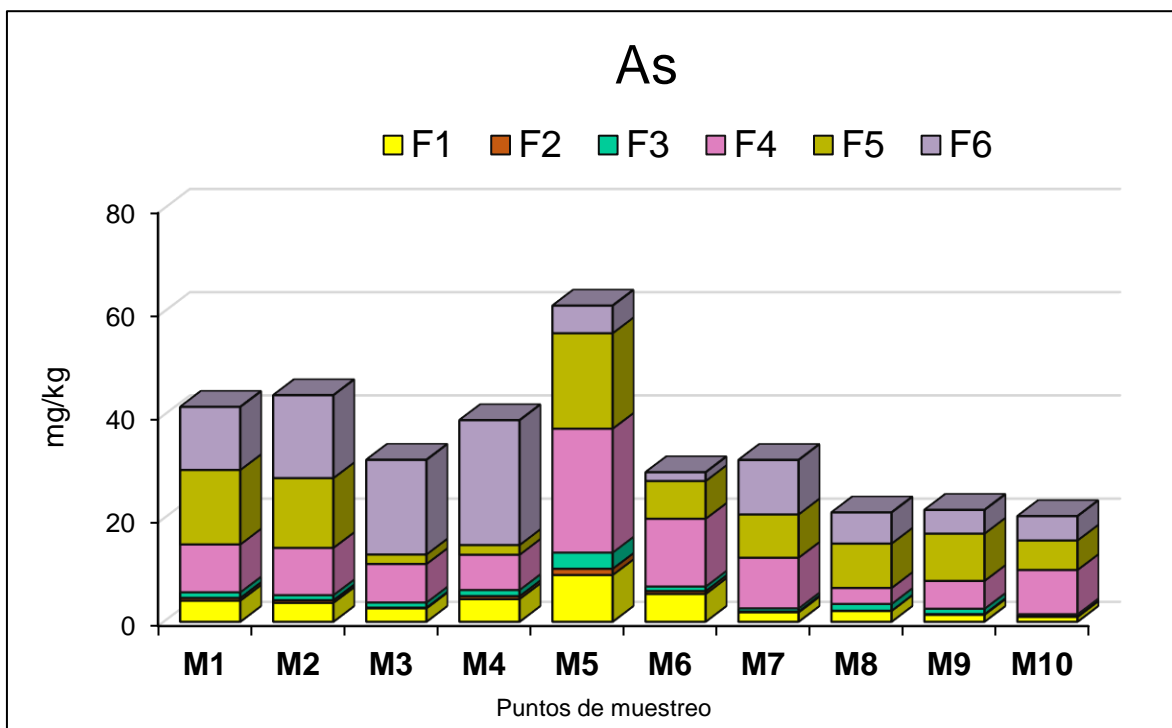


Figura 59. Distribución de la concentración de As en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

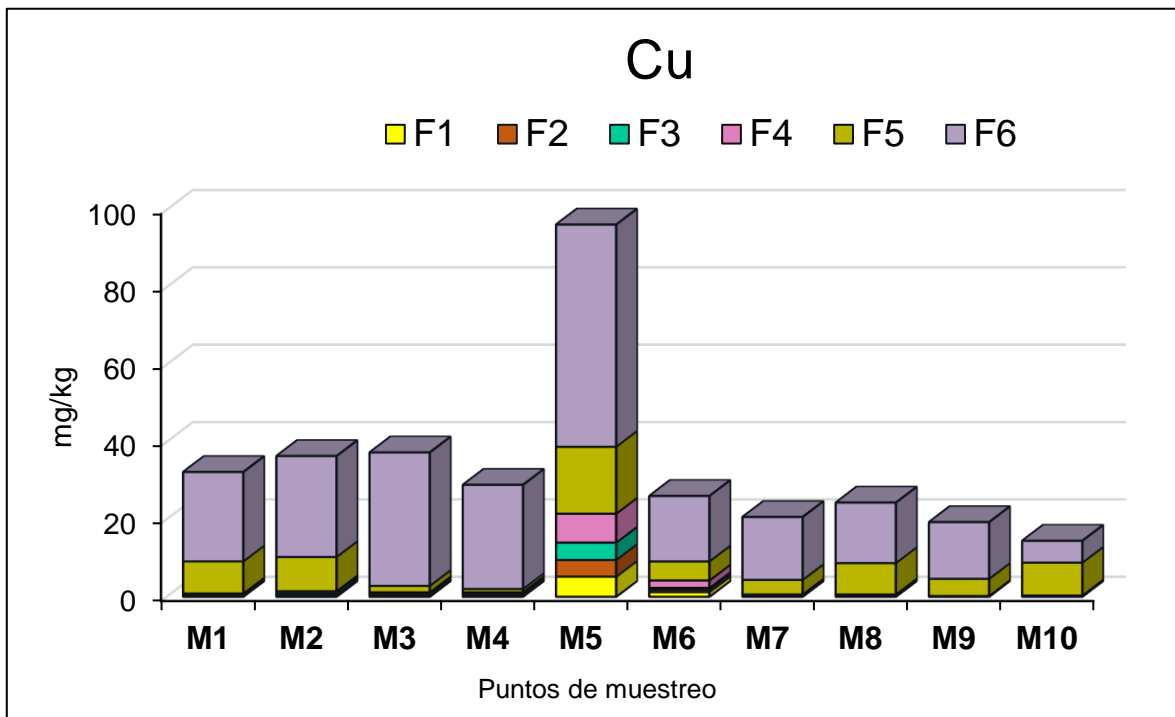


Figura 60. Distribución de la concentración de Mn en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

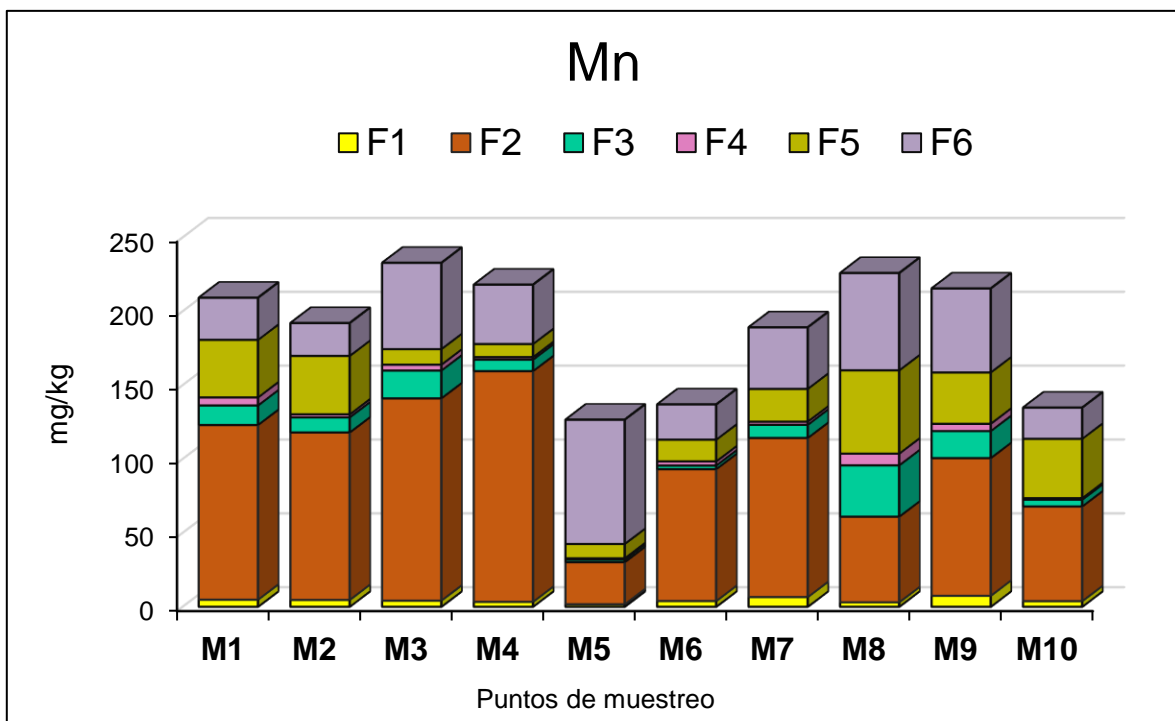


Figura 61. Distribución de la concentración de Cu en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

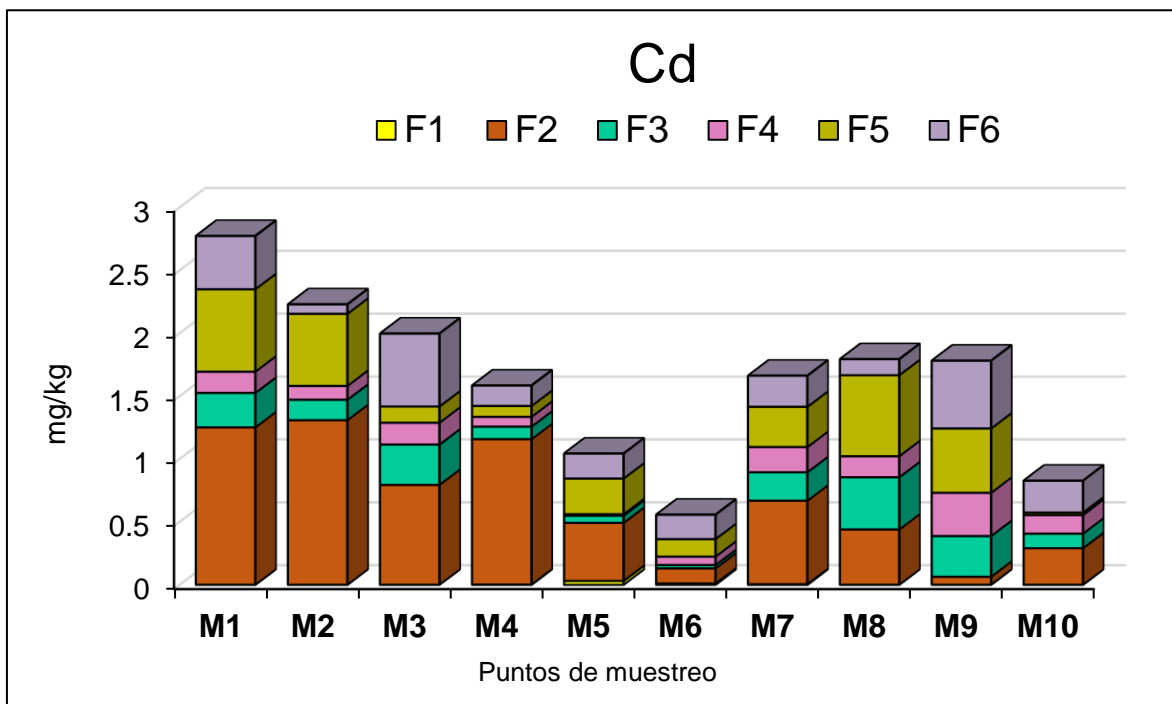


Figura 62. Distribución de la concentración de Cd en sedimento recolectado en los distintos puntos de muestreo en la presa San José. F1: soluble en agua, F2: intercambiable, F3: unida a carbonatos, F4: unida a óxidos de Fe y Mn, F5: unido a materia orgánica y F6: residual.

Distribución espacial de EPT

Se realizaron mapas de distribución espacial de cada elemento que fue analizado en sedimento de la presa San José. En la [Figura 63](#) se observa que el Al se encuentra principalmente en los primeros cuatro puntos al igual que el Fe ([Figura 64](#)), Mn ([Figura 65](#)) y Cd ([Figura 66](#)), donde las concentraciones más bajas de Mn y Cd fueron en los puntos M5 y M6.

Para el caso del Ba ([Figura 67](#)), Cu ([Figura 68](#)) y As ([Figura 69](#)) se concentran principalmente en el punto M5 ubicado en la parte media de la presa, mientras que, en los otros puntos la distribución de estos elementos parece ser casi uniforme. Esto también se mostró en Pb ([Figura 70](#)) y Hg ([Figura 71](#)) donde las menores concentraciones se encuentran en del punto M1-M4 y M7-M10, donde la mayor concentración se encontró en M5. La distribución espacial de Cu ([Figura 72](#)) y Ni ([Figura 73](#)) a lo largo de la presa de fue de forma similar, concentrándose en los puntos M2 y M8 con una baja presencia en M6.

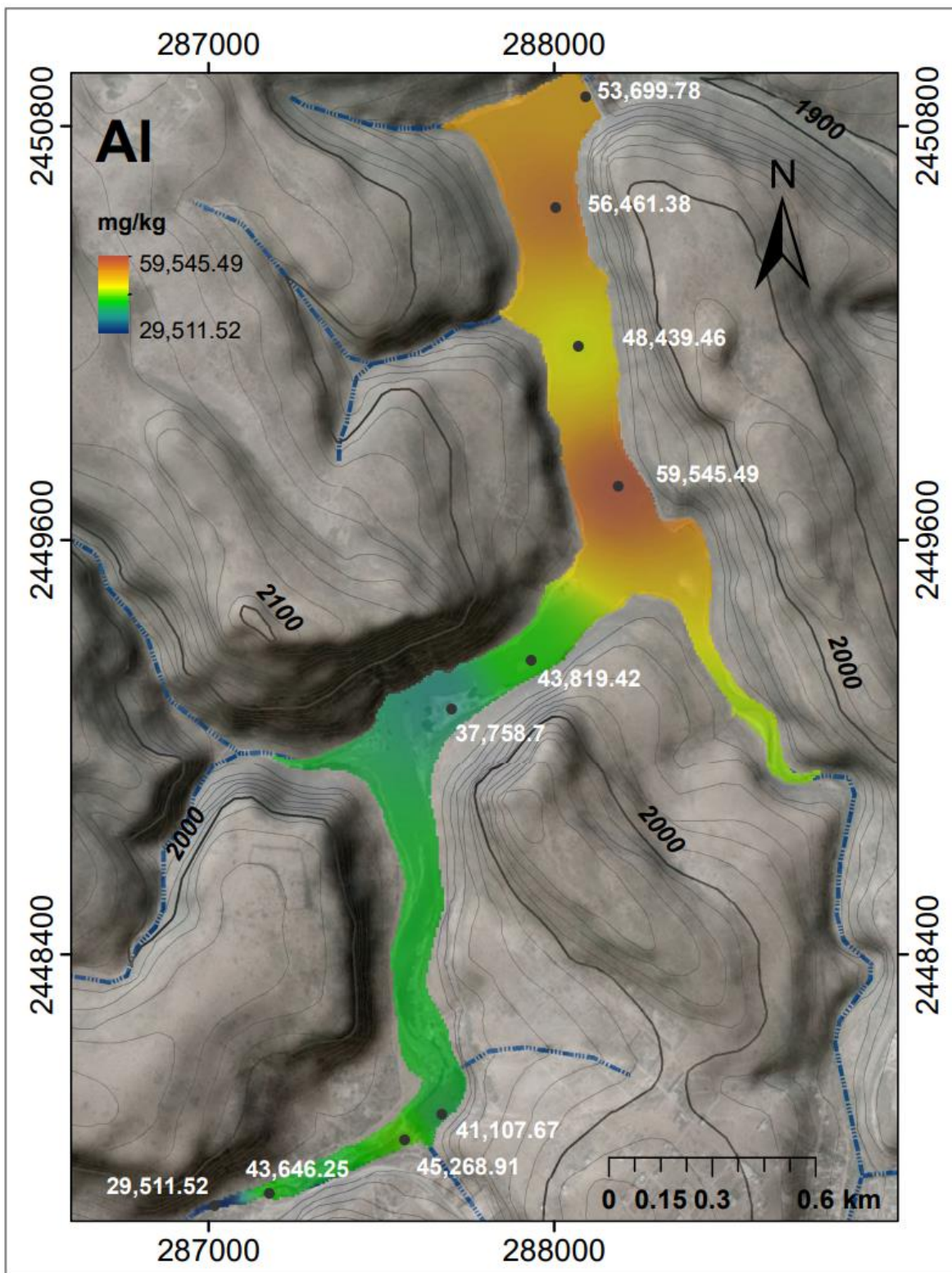


Figura 63. Distribución espacial de Al en sedimento de la presa San José.

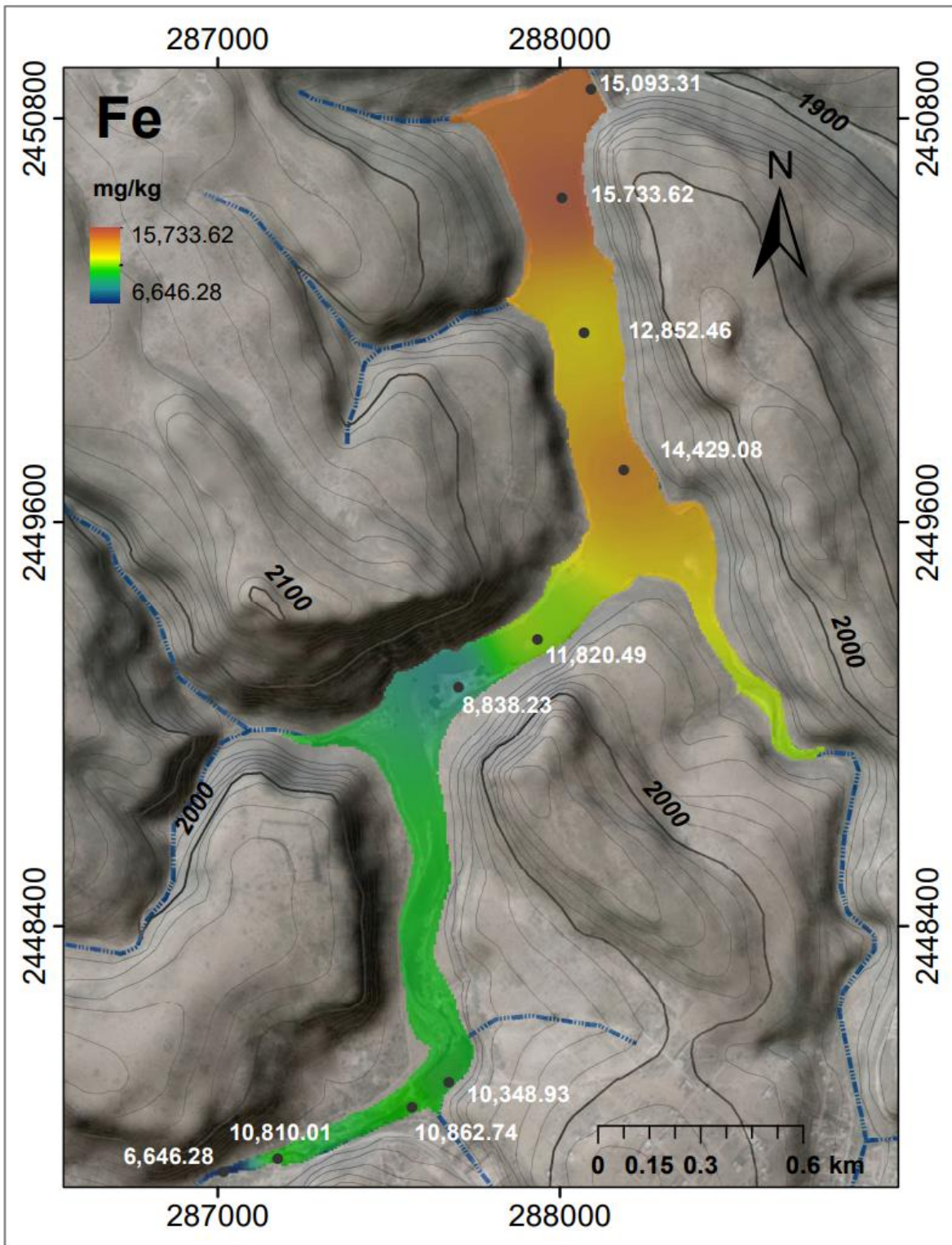


Figura 64. Distribución espacial de Fe en sedimento de la presa San José.

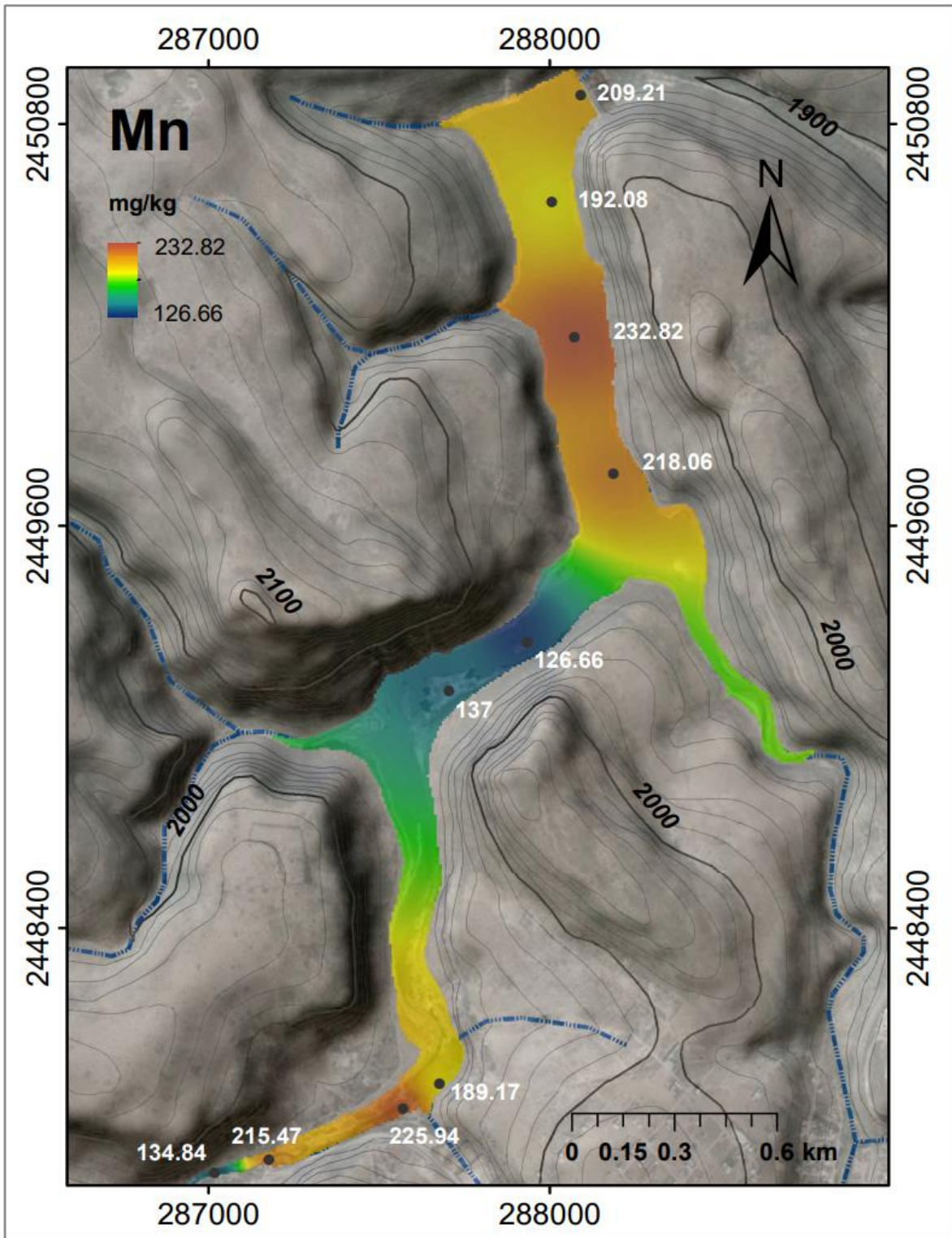


Figura 65. Distribución espacial de Mn en sedimento de la presa San José.

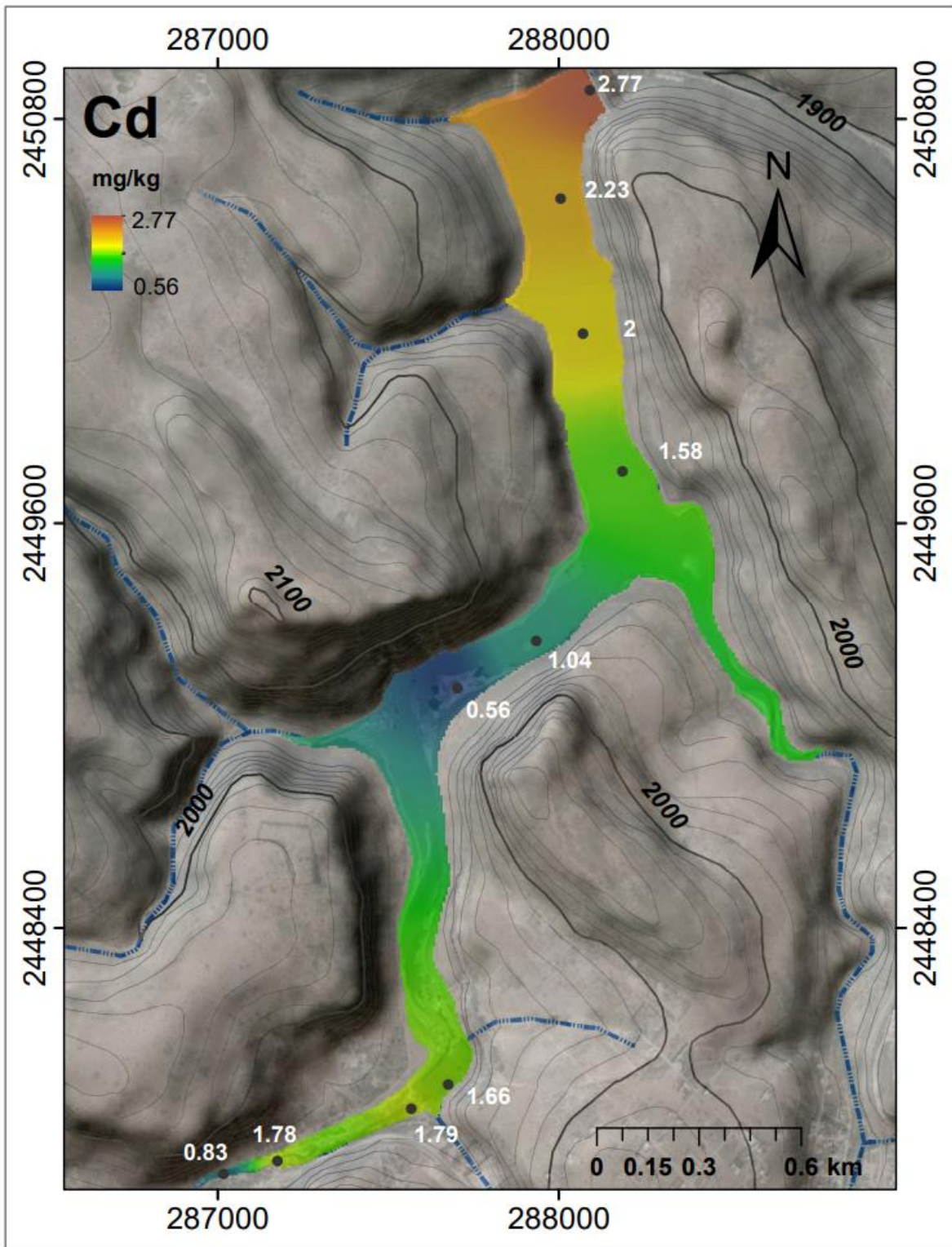


Figura 66. Distribución espacial de Cd en sedimento de la presa San José.

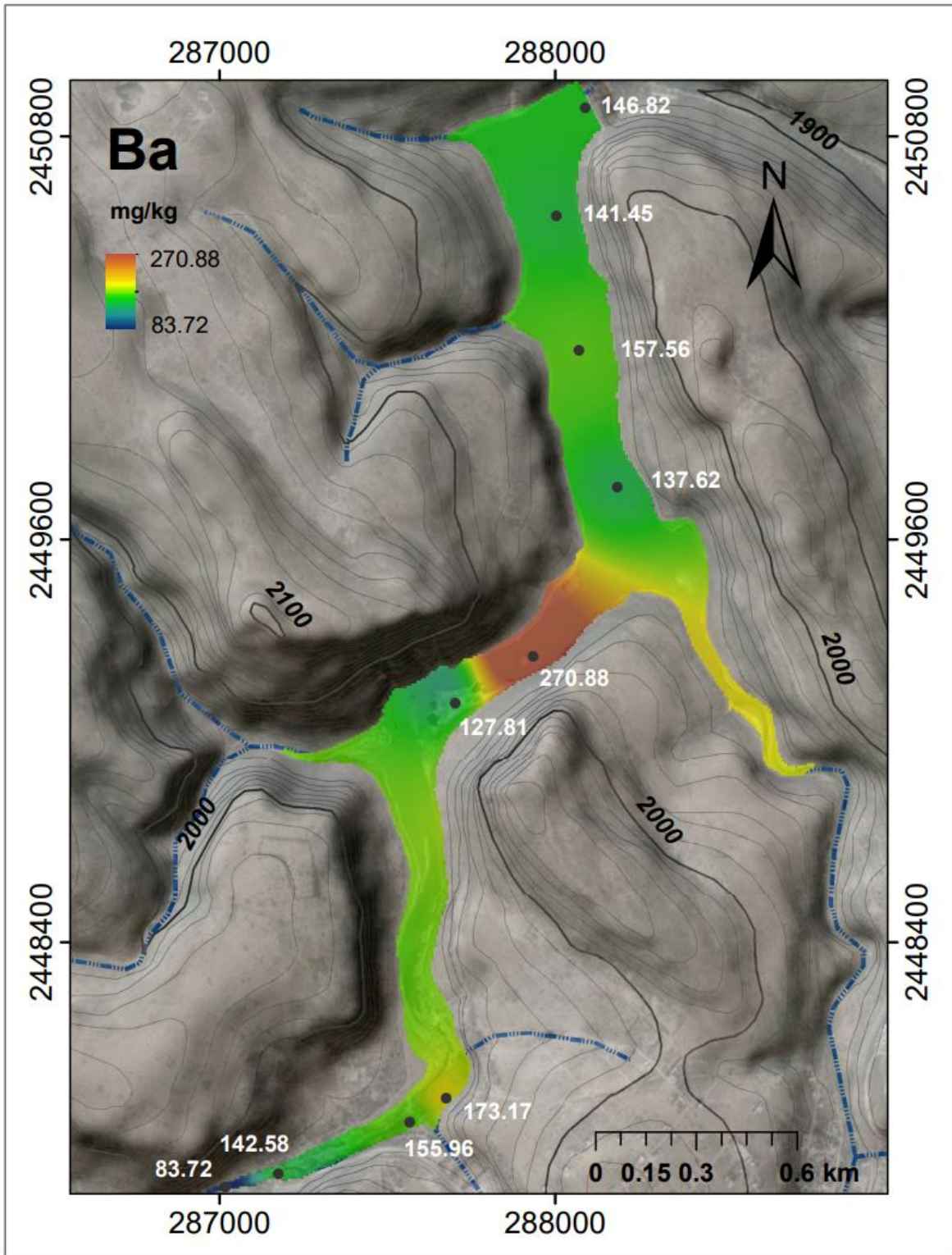


Figura 67. Distribución espacial de Ba en sedimento de la presa San José.

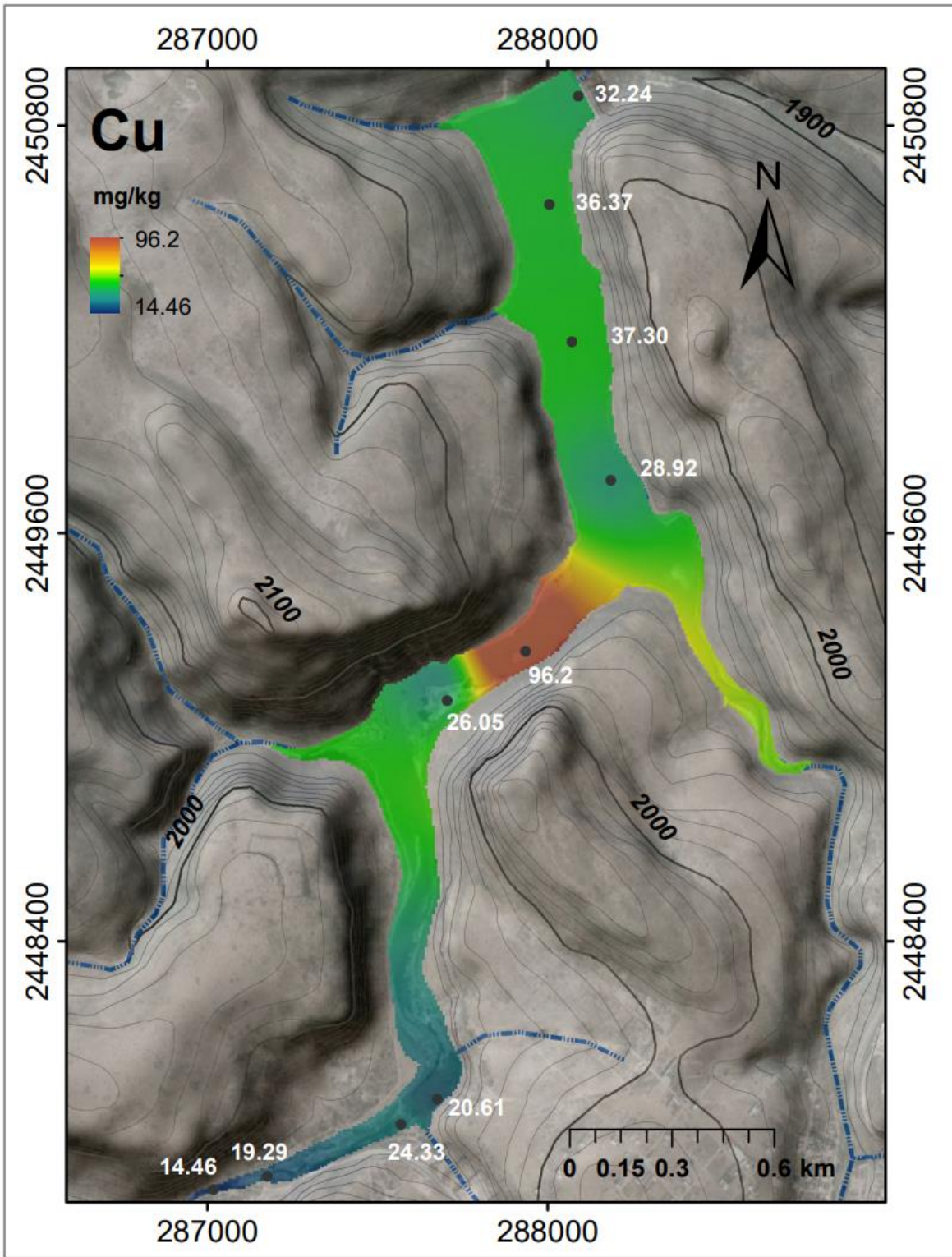


Figura 68. Distribución espacial de Cu en sedimento de la presa San José.

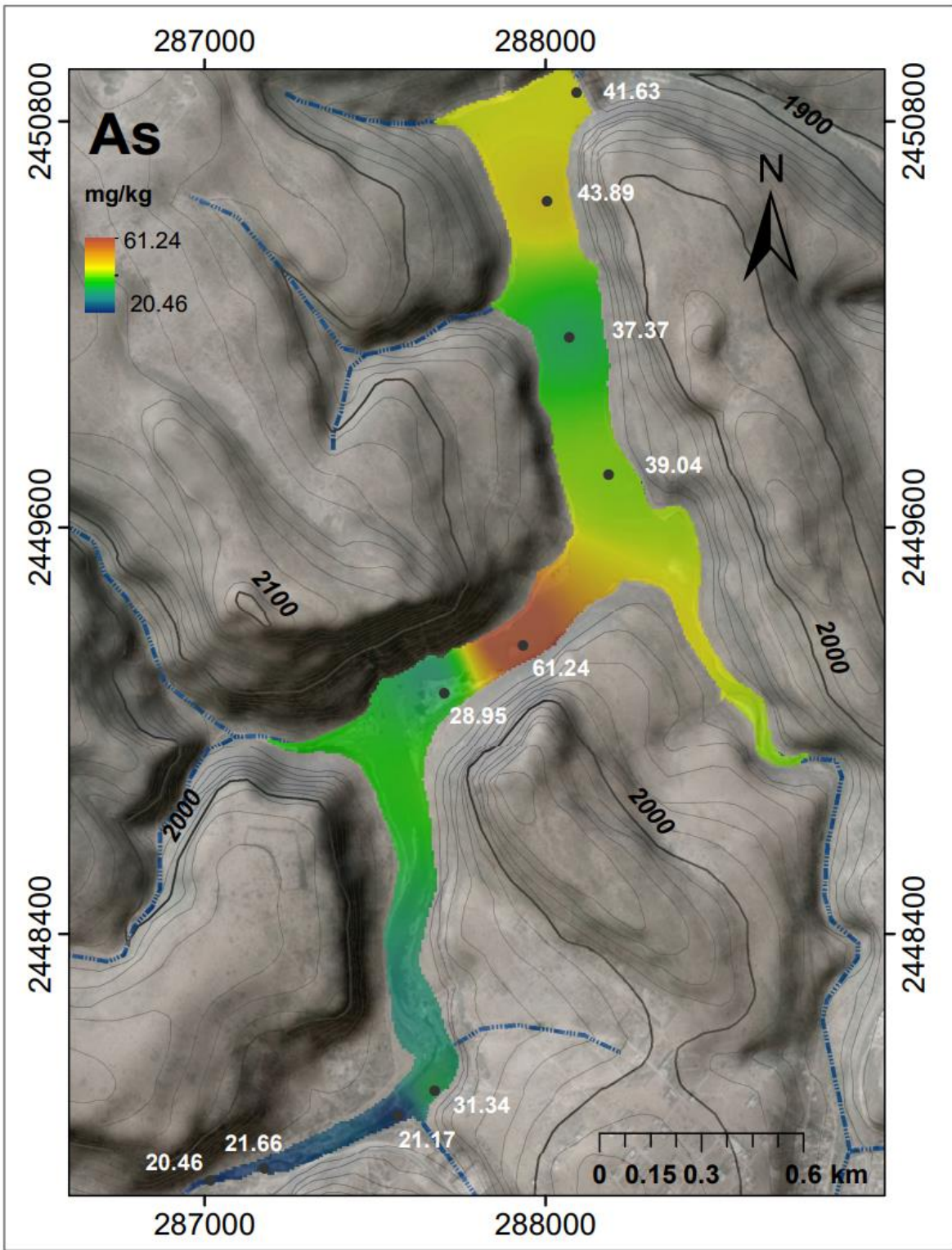


Figura 69. Distribución espacial de As en sedimento de la presa San José.

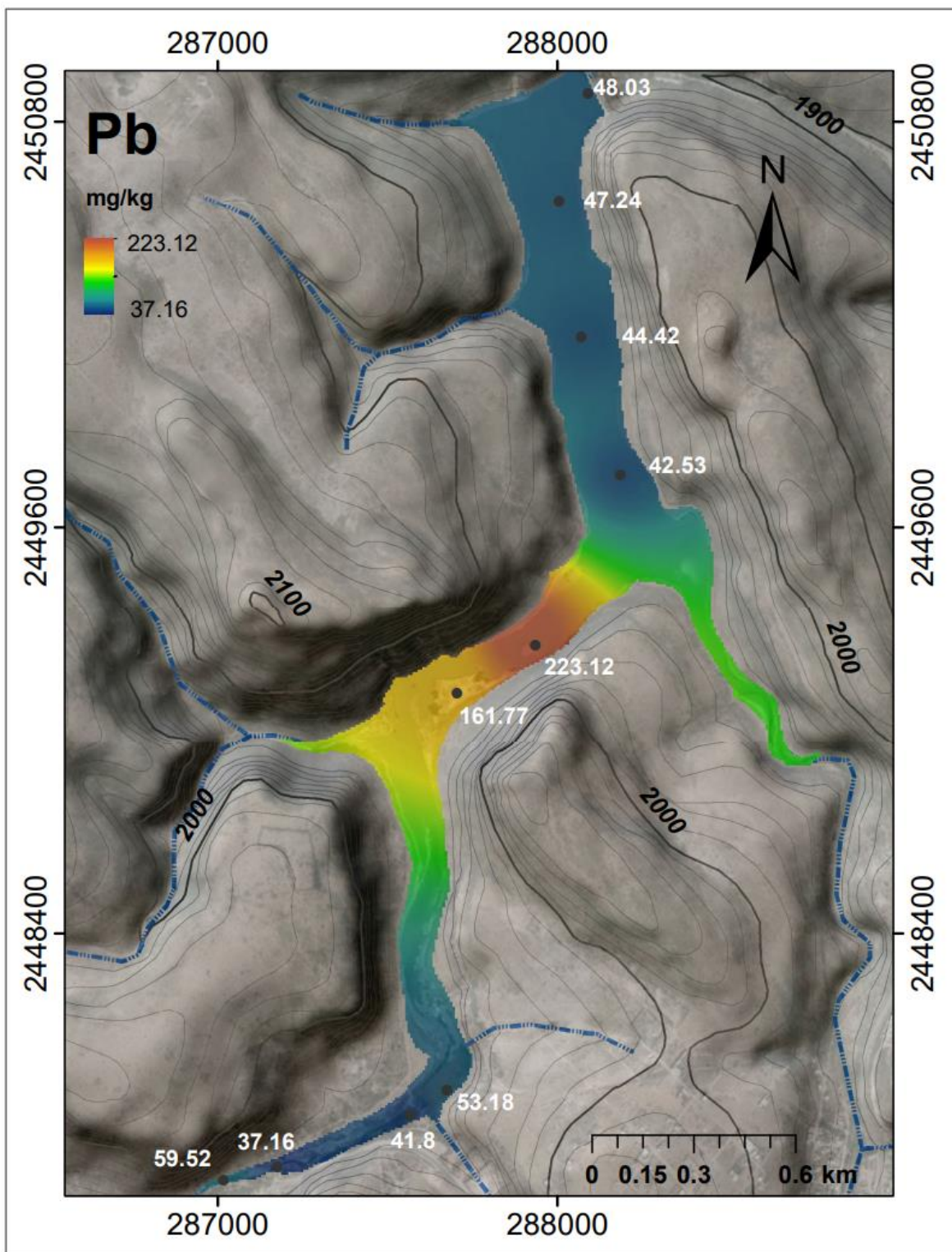


Figura 70. Distribución espacial de Pb en sedimento de la presa San José.

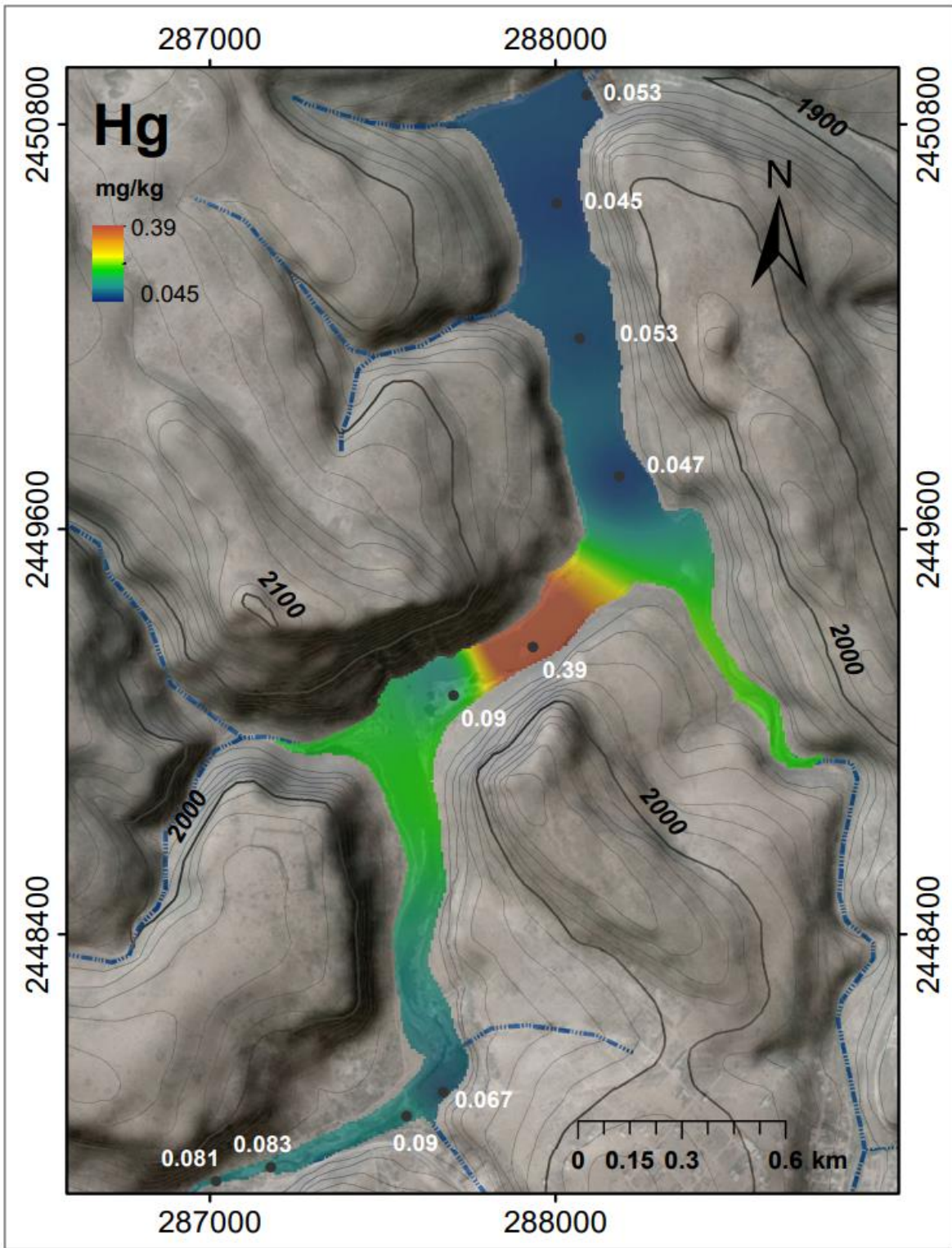


Figura 71. Distribución espacial de Hg en sedimento de la presa San José.

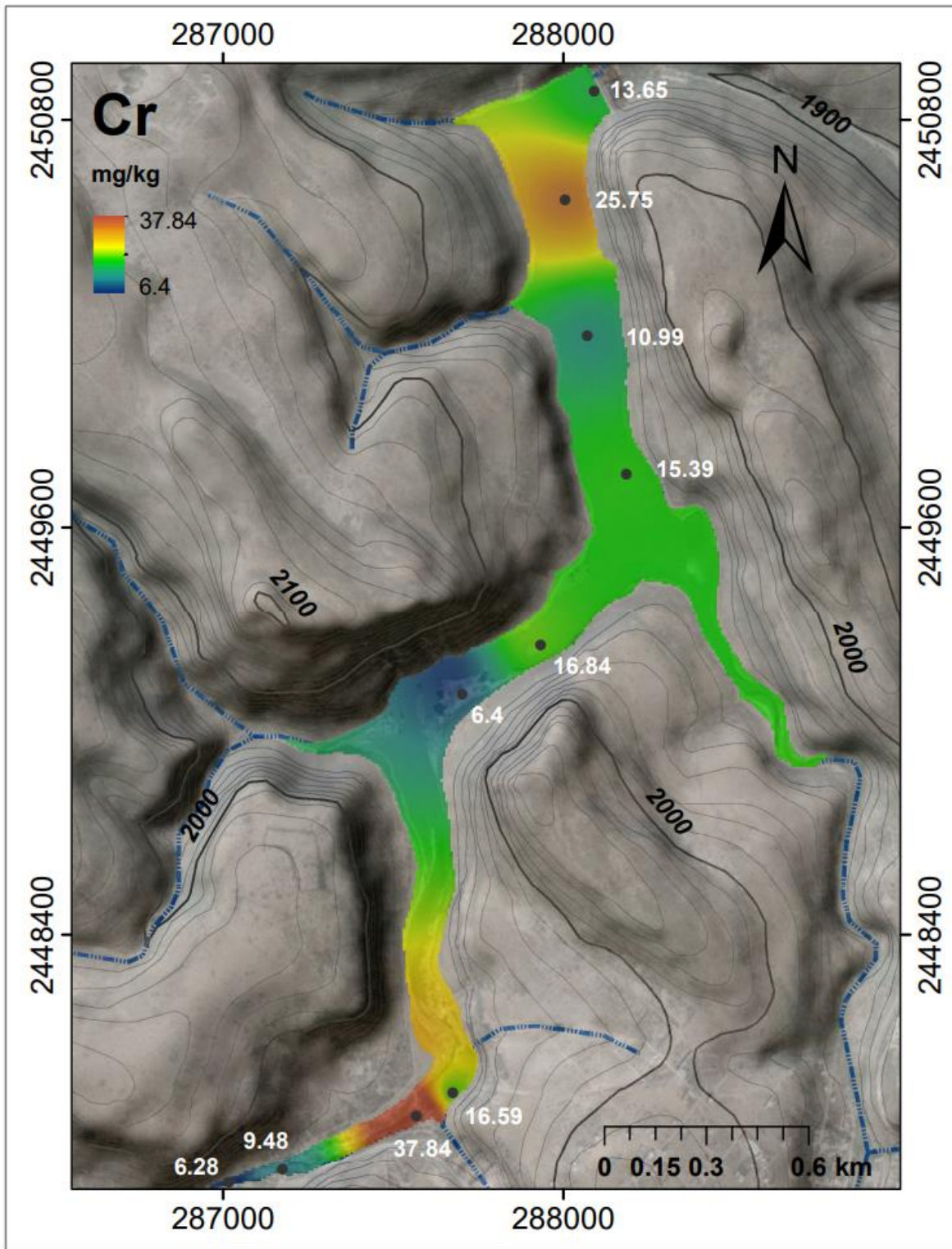


Figura 72. Distribución espacial de Cr en sedimento de la presa San José.

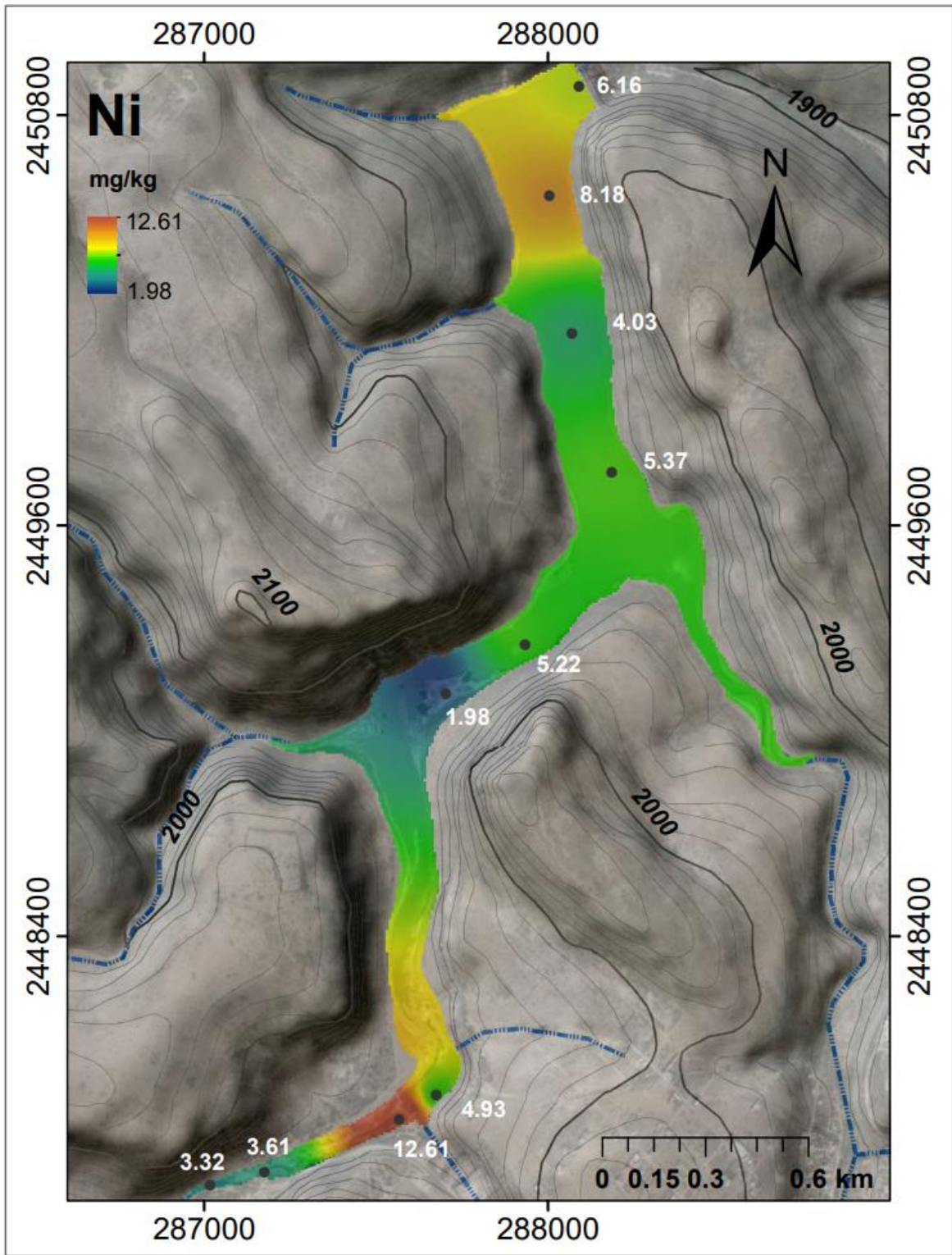


Figura 73. Distribución espacial de Ni en sedimento de la presa San José.

Se considera una posible fuente de Fe y Al proviene de la geología del área de estudio, ya que el tipo de roca predominante es ignimbrita-toba riolítica y toba-riolítica que se compone de minerales como la sanidina (KAlSi_3O_8), biotita $[(\text{Si},\text{Al},\text{FeO})\text{Mg}\cdot\text{Fe}\cdot\text{K}(\text{OH})]$, plagioclasas $[(\text{Na},\text{Ca})(\text{Si}, \text{Al})_3\text{O}_8]$ y feldespatos cuya fórmula química es XAlSiO_4 donde la X puede ser Na, K, o Ca, (SE, 2021; SGM, 2017), su aportación puede deberse a procesos de erosión. Hacia el oeste de la presa San José se encuentra la carretera el Libramiento Poniente de tráfico rápido, que por el tránsito vehicular pueden aportar elementos como Mn y Cd. Compuestos de Mn se utilizan como aditivo para aumentar el octanaje de la gasolina y así mejorar las propiedades antidetonantes del combustible, además está relacionado con la emisión de los vehículos (Aguilera *et al.*, 2020) y el Cd se le puede atribuir al aceite de motor viejo (ATSDR, 2012).

Con ayuda de imágenes satelitales de Google Earth, se observó que a la altura de Colonia Insurgentes se encuentran negocios como vulcanizadoras y taller de chapa y pintura que son atravesados por el Arroyo El Muerto. En la parte norte de Mesa de Conejos donde comienza un escurrimiento se ubican dos talleres mecánicos y una gasolinera y aguas arriba de la presa se puede encontrar negocios relacionados con la utilización de cantera, materiales de construcción, mármoles y granitos, talleres mecánicos los cuales pueden ser fuentes potenciales que aportan al río Santiago. En el A. La Tinaja Prieta atraviesa el Complejo Residencial La Loma todos estos establecimientos antropogénicos son fuentes potenciales de EPT en la presa San José (Figura 74).

Los metales derivados de vehículos (Cu, Zn, Sb, Cd, Ba y Pb) se derivan principalmente del desgaste más que de la combustión (Sternbeck *et al.*, 2002). Elementos como el Cr y Pb se relacionan a las actividades desarrolladas en talleres mecánicos de chapa y pintura donde los desechos regularmente son dejados en la vía pública (López *et al.*, 2006).

El Cd, Pb y Ni, también se pueden originar por el tráfico pesado en las carreteras y causan la contaminación del suelo (Bansal, 2018), que posteriormente las partículas del suelo son arrastradas a los cuerpos de agua mediante la escorrentía (Bravo-Covarrubias *et al.*, 2020; Pantoja, 2017). Para la ATSDR (2012), la presencia de Cd en el ambiente se le puede atribuir a revestimientos de pintura, uso de fungicidas pigmentos, aceite de motor viejo y desechos domésticos.

Por otro lado, la USEPA indica que las posibles fuentes de Pb son los residuos de pinturas, vidrio, pigmentos, pesticidas, entre otros; el cual una vez establecido en el suelo se adhiere fuertemente a las partículas. Los procesos de combustión e incineración generan gran cantidad de cenizas que pueden contener metales tóxicos como Hg, Pb, Cd, Cr y Ni entre otros, que por la influencia de los vientos favorece el intercambio continuo entre las partículas atmosféricas y el suelo, las cuales posteriormente son depositadas en cuerpos de agua, aunque algunas

pueden quedar suspendidas en la atmósfera exponiendo la salud de la población (Jáuregui *et al.*, 2012; Mugica *et al.*, 2003a).

Las emisiones provenientes de la combustión industrial y de los vehículos contienen partículas magnéticas, que contienen impurezas de Fe, estas partículas alojan en su estructura metales pesados como Pb, Ba, Cd y Cr (Aguilar-Reyes *et al.*, 2013; Pantoja, 2017).

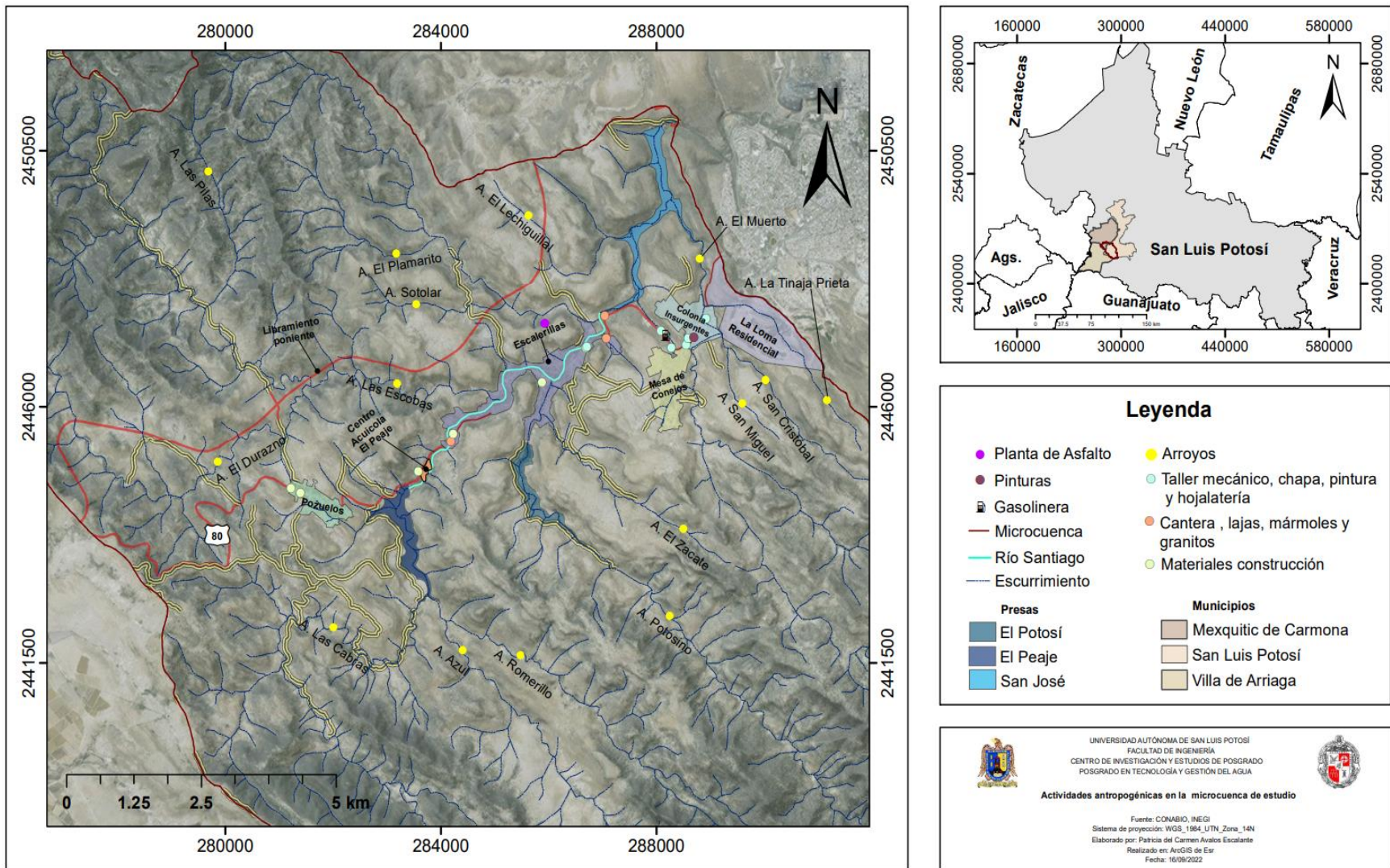


Figura 74. Actividad antropogénica de la microcuenca a la que pertenece la presa San José.

4.2.3. Lirio acuático

Las plantas acuáticas son organismos importantes para el estudio, ya que brindan información sobre el ambiente acuático al que han estado expuestas (Chigbo *et al.*, 1982). En la Tabla 14 se muestra el valor de probabilidad obtenido al comparar, la concentración de EPT en follaje de plantas recolectadas en el espejo de agua contra las de la cobertura de lirio, donde se observa que el Mn fue el único elemento con un valor de probabilidad menor a 0.05 indicando diferencias significativas.

En el follaje de las plantas en la cobertura de lirio las concentraciones de Fe, Al, y Cu (Figura 75) fueron altas, los demás elementos se encontraron en mayor cantidad en el follaje de las plantas recolectadas en el espejo de agua. En general, las concentraciones más bajas en esta matriz correspondieron al Ni, Cr, Cd y Hg no sobrepasaron de 1.22 mg/L, 0.89 mg/L, 0.46 mg/L y 0.32 mg/L, respectivamente.

Tabla 14. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en follaje del lirio recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruskal-Wallis.

Fe	Mn	Al	Ba	As	Pb	Cu	Hg	Ni	Cd	Cr
valor de p ($\alpha=0.05$, $n=8$)										
1	0.021	1	0.39	0.25	0.56	1	0.39	0.15	0.77	0.77

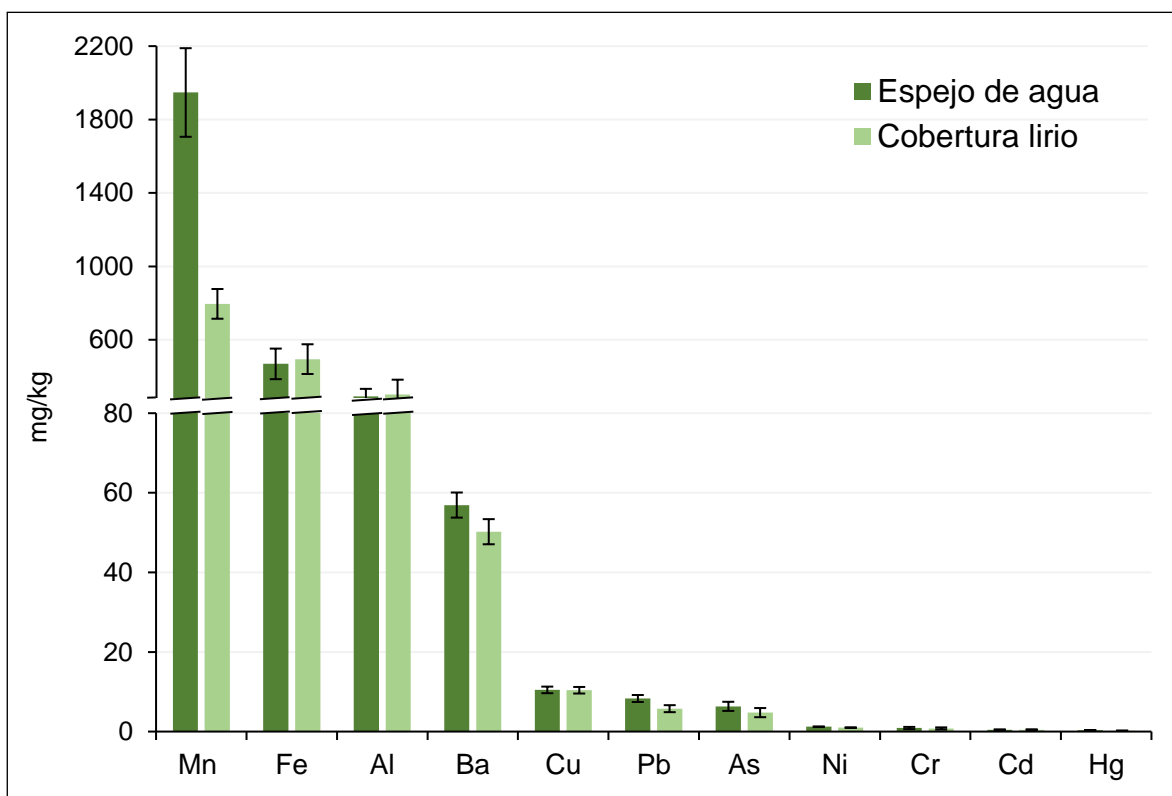


Figura 75. Promedio de la concentración de EPT en follaje de lirio recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

Por otro lado, debido a que la principal función de las raíces es absorber nutrientes inorgánicos, agua, anclar y proteger el cuerpo de la planta, almacenar nutrientes y facilitar la reproducción vegetativa (Feleafel & Mirdad, 2012), fue la parte de la planta donde se concentraron en su mayoría los EPT.

Tabla 15. Resultados del valor de p al comparar la concentración de EPT en raíz de lirio recolectado en el espejo de agua y en la cobertura de lirio con el método de Kruscal-Wallis.

Fe	Mn	Al	Ba	As	Pb	Cu	Hg	Ni	Cd	Cr
valor de p ($\alpha=0.05$, $n=8$)										
0.25	0.021	0.021	0.043	0.25	0.021	0.25	0.15	0.15	0.083	0.15

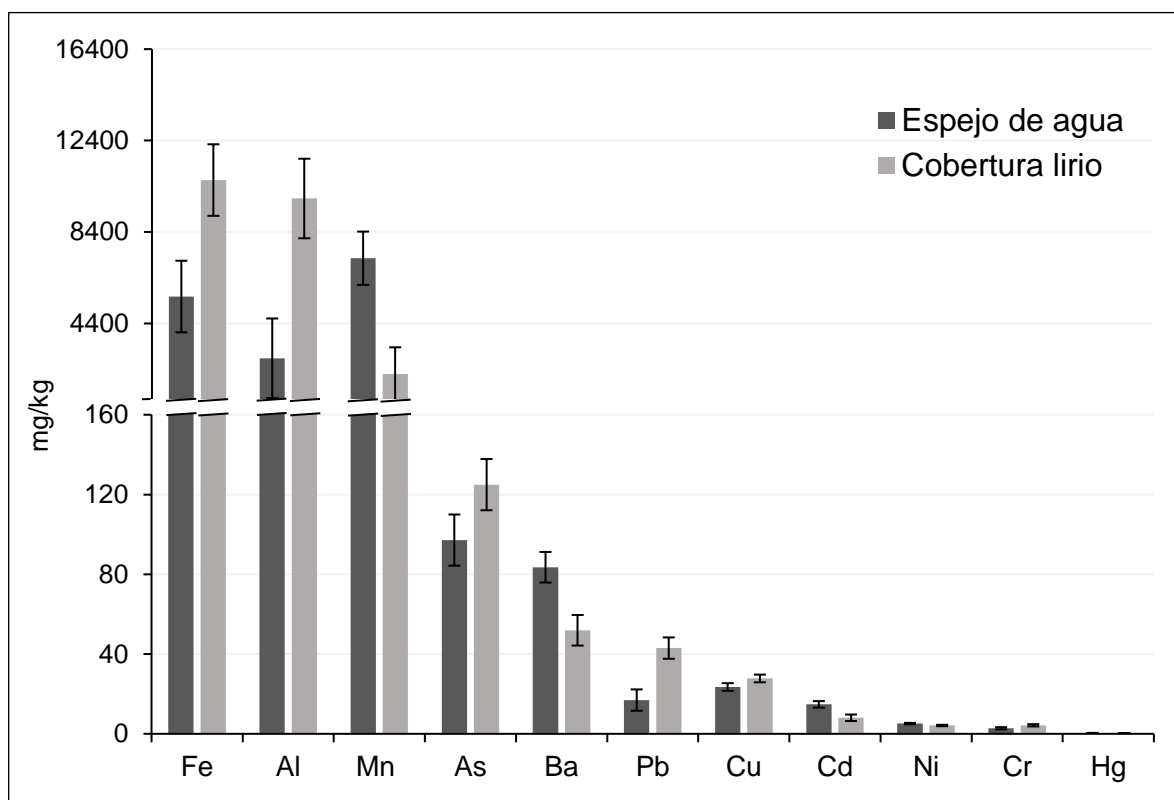


Figura 76. Promedio de la concentración de EPT en raíz de lirio recolectado en el espejo de agua y sitios cubiertos por lirio en la presa San José. Líneas sobre las columnas indican el error estándar.

La concentración de Mn, Fe y Al fue 3-25 veces más grande en la raíz que el follaje, en ambos casos fueron los elementos de mayor concentración tanto en las plantas recolectadas en el espejo de agua como en la cobertura de lirio. En la [Tabla 15](#) se observa que al tener un valor de probabilidad (p) menor a 0.05 el Mn, Al, Ba y Pb fueron los EPT que mostraron diferencias significativas.

Se observó una menor concentración de Mn (2184.29 mg/kg), Ba (51.91 mg/kg), Cd (8.05 mg/kg), Ni (4.18 mg/kg) y Hg (0.31 mg/kg) en las raíces de las plantas recolectadas en la cobertura de lirio, que también resultaron estar en baja

concentración en las muestras de agua tomada en presencia de lirio a excepción del Cd y en sedimento se mostró el caso contrario siendo el Cd el elemento en mayor concentración en esta matriz. Además, se observa que el resto de los elementos fueron concentrados principalmente por las plantas que formaban parte de la cobertura de lirio, caso contrario a las que se ubicaban en el espejo de agua (Figura 76).

En algunas especies vegetales el As es un inhibidor metabólico, altas concentraciones provoca debilidad en las hojas, coloración violeta, decoloración de la raíz y deshidratación celular. Una de las maneras en que el lirio absorbe el As como As^{5+} es a través del portador de PO_4^{3-} y el As^{3+} (en caso de estar presente) se utiliza acuaporinas (proteínas que forman poros en la membrana celular de las plantas) y una vez absorbido es oxidado a As^{5+} (Vázquez-Rodríguez, 2007).

En la región de la raíz, el Cd divalente compite por la absorción de varios nutrientes minerales generalmente aquellos que comparten propiedades químicas similares como Ca, Fe y Mg, al igual que el P, Mg, K y Mn causando su deficiencia (Haider *et al.*, 2021). Este elemento puede entrar a la planta como complejos inorgánicos ($CdSO_4$, $CdCl^+$ y $CdCl_2$) u otras formas inorgánicas (Kubier *et al.*, 2019). La absorción de Cd está controlada por la diferencia de potencial electroquímico entre la actividad de Cd^{2+} en el citosol y la de los apoplastos de la raíz (Costa & Morel, 1993; Irfan *et al.*, 2013). El crecimiento, conduce a la necrosis, inhibe la fijación de carbono, disminuye el contenido de clorofila y la actividad fotosintética son algunos de los efectos negativos que pueden presentar las plantas ante altas concentraciones de Cd (Haider *et al.*, 2021).

De igual manera, el Pb, Cr y Al afecta la absorción de nutrientes en la planta bloqueando la entrada de cationes (K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu, Fe) en el sistema radicular. Tanto el Pb y Cd pueden ser movilizados por la formación de complejos estables se une a compuestos orgánicos de bajo peso molecular (ácidos orgánicos, lactato, acetato, fumarato, malato y citrato) que produce la planta (Ávila, 2017; Bojórquez-Quintal *et al.*, 2017; Feleafel & Mirdad, 2012; Ugarte *et al.*, 2015)

Una consecuencia bastante común del envenenamiento por EPT es la producción de especies reactivas de oxígeno debido a la interferencia con las actividades de transporte de electrones, el aumento de ROS expone a las células al estrés oxidativo que conduce a la peroxidación de lípidos, el deterioro de macromoléculas biológicas, el desmantelamiento de la membrana, la fuga de iones y la escisión de la cadena de ADN (Rascio & Navari-Izzo, 2011). Una técnica vegetal significativa para la desintoxicación de iones de metales traza es la producción de iones únicos de molecular quelantes, lo que evita que se adhieran a proteínas fisiológicamente relevantes y promover su transporte a las vacuolas celulares (Haider *et al.*, 2021).

Factor de bioconcentración y traslocación

Se calculo el factor de bioconcentración (FBC) que relaciona la acumulación de los EPT en raíz y agua, con el que se evalúa la eficiencia de acumulación de la planta respecto al ambiente circundante, en cambio, el factor de traslocación (FT) es el cociente entre la concentración del metal o metaloide en el follaje y la raíz. Si el valor de FBC y FT resulta mayor 1 indica un gran potencial para transferir y acumular EPT en su tejido (Medina & Montano, 2014; Naveen *et al.*, 2018).

Tabla 16. Factor de bioconcentración y traslocación del lirio acuático.

EPT	FBC _{raíz}	FT
Al	104833.88	0.04
As	11812.41	0.42
Ba	3479.80	0.8
Cd	74814.65	0.05
Cu	50410.95	0.42
Cr	38759.24	0.24
Fe	30054.54	0.05
Mn	41284.47	0.29
Hg	679.78	0.68
Ni	9535.52	0.24
Pb	19478.92	0.2

En la [Tabla 16](#) se muestran los resultados del cálculo del factor de bioconcentración, donde en todos los casos el valor del $FBC > 1$ lo que significa que el lirio acuático está actuando como una planta hiperacumuladora de EPT en su tejido. Sin embargo, el FT fue menor a la unidad lo que refleja la poca capacidad del lirio para transferir los contaminantes al follaje, a pesar de ello, el valor de FT perteneciente al Hg fue el que más se acercó a 1, en algunos trabajos se ha obtenido un FT igual a 1.5. (Bhardwaj *et al.*, 2011).

Por el contenido de EPT en la raíz esta puede ser aprovechada para la recuperación de los metales y metaloides de valor agregado. Esto ha sido documentado por [Mahmood *et al.* \(2010\)](#), quienes utilizaron la ceniza del lirio acuático para eliminar metales en soluciones acuosas y posteriormente, estos fueron recuperados para otros usos demostrando un potencial uso de la planta. Después de la recuperación de metales puede ser utilizada como compost ([Perraud-Gaime & Favela-Torres, 2014](#)). Otra de las opciones de usar las hojas para la producción de bioetanol o utilizarse en combinación con otras plantas o desechos orgánicos para la producción de biogás ([Rodríguez *et al.*, 2016](#)). Pueden incluso ser usada para la producción de absorbentes de humedad u olores.

4.2.4. Análisis de datos de matrices ambientales y EPT

La prueba de normalidad con la concentración de EPT en cada matriz ambiental, mostró que los datos no cumplieron con una distribución normal. Por tal motivo, la prueba estadística para encontrar las diferencias significativas respecto a la concentración de EPT en cada matriz fue Kruscal-Wallis.

En la [Tabla 17](#), se muestra los resultados de la prueba de comparación de las concentraciones de los EPT de estudio en cada una de las matrices, donde se resalta en rojo el valor de p . Cuando este resultado es menor a 0.05 indica una diferencia significativa.

La concentración de elementos como el Mn y Hg mostraron diferencias significativas al comparar sedimento-raíz, follaje-agua y raíz-agua. El As y Cd fue diferente raíz-follaje y agua-sedimento. Por otro lado, el Fe solo fue diferente en follaje-sedimento. La raíz-agua, fue la comparación que tuvo mayores diferencias en las concentraciones de EPT a excepción del Fe.

Tabla 17. Comparación múltiple de los valores de p de las matrices ambientales con el método de Kruscal-Wallis. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua.

	*S-*R	*R-*F	*R-*A	*F-*A	*F-*S	*A-*S
	<i>Valor de p ($\alpha=0.05$), n=40</i>					
Al	0.33	0.33	0.0007	0.33	0.0007	0
As	0.33	0.0007	0	0.33	0.33	0.0007
Ba	0.08	1	0.006	0.06	0.0089	0
Cd	0.23	0.0007	0	0.47	0.47	0.002
Cu	1	0.05	0.00003	0.32	0.01	0.01
Cr	0.3	0.4	0.0016	0.41	0.0009	0
Fe	1	0.06	0	0.33	0.007	0
Mn	0.002	0.94	0	0.0002	0.18	0.33
Hg	0.018	1	0	0.002	0.38	0.15
Ni	1	0.03	0.00002	0.33	0.015	0
Pb	1	0.11	0.0001	0.33	0.004	0

Análisis de conglomerados

La elaboración del dendrograma tuvo como principal propósito encontrar la similitud de las cuatro matrices analizadas respecto a su contenido de EPT. En la gráfica obtenida (Figura 77) se trazó una línea horizontal a 10,000 de distancia promedio, al hacer este corte se obtuvieron 3 grupos: B, C y D. El grupo B solo incluye al sedimento, grupo C la raíz y finalmente el grupo D representa unión del agua y follaje.

Los resultados de las extracciones secuenciales mostraron que los EPT presentan una baja movilidad, por lo que su concentración en sedimento es mayor respecto a las demás, a excepción del Mn y Cd que resultaron ser elementos móviles que quedan biodisponibles para ser captados por la planta, en el dendrograma se muestra una mayor distancia de enlace entre el sedimento y el resto de las matrices (raíz, agua y follaje) traduciéndose en una baja relación. Por otro lado, la raíz fue la parte de la planta donde los EPT se concentraron, los cuales son captados del agua y algunos de ellos pueden ser traslocados al follaje, esto queda representado en la asociación que forma la raíz con el grupo D (agua y follaje). Las dos matrices que resultaron tener una menor distancia de enlace y, por tanto, una estrecha relación fue el agua y follaje.

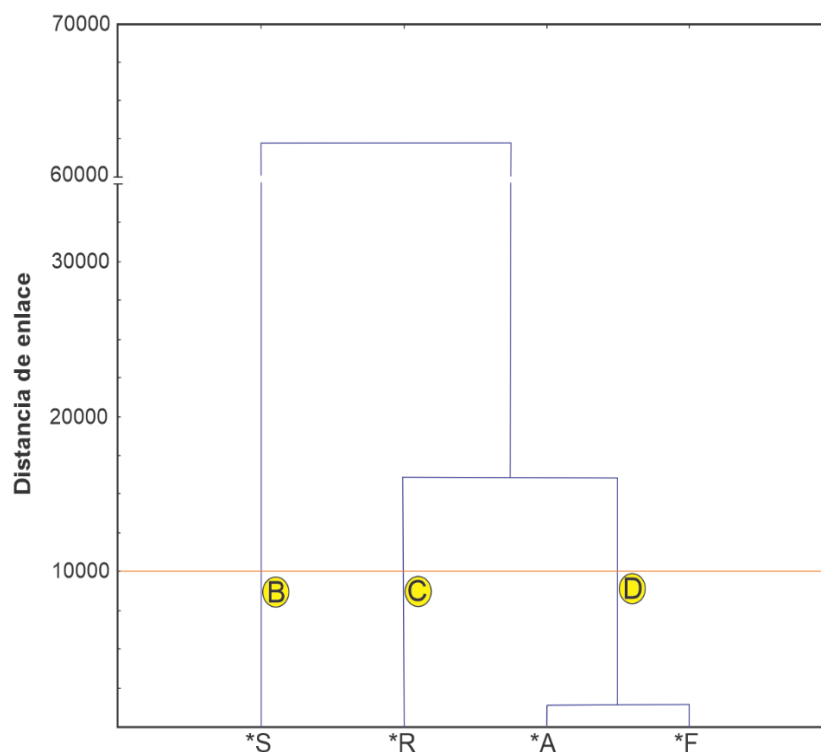


Figura 77. Análisis de conglomerados jerárquicos de las matrices analizadas mostrando estrecha relación entre el agua y el follaje. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua

Análisis de componentes principales

Para conocer la relación que guardan los EPT en las diferentes matrices se realizó un ACP. El número de factores o componentes que se conservaron fueron 3 los cuales representaron el 100% de la variación, tanto al relacionar los EPT con agua, sedimento, follaje y raíz como con los parámetros fisicoquímicos analizados en agua. En cada caso, se realizaron diferentes combinaciones con tal de obtener el gráfico que mejor representara la relación entre cada variable.

Las variables que están más alejadas con respecto al cero del eje horizontal son las de mayor significado a la primera componente, en cambio, en el eje vertical las variables que estén más alejadas al origen son las que dan sentido a la segunda componente. Las variables próximas al centro de coordenadas no tienen interés y las que se alejan de ambos ejes son comunes a ambas componentes y no contribuyen a su interpretación (Guisande *et al.*, 2013).

En la Figura 78, se muestra la gráfica resultante al relacionar la concentración de EPT en cada una de las matrices ambientales analizadas. El Factor 1 explica el 62.33% de la variación de Ba, Cu, Cr, Ni, Pb, Al y Fe (grupo D), mientras que, el Factor 2 un 34.42% correspondiente a As, Cd, Hg y Mn teniendo en conjunto 96.75% de la variación de los datos.

Como la variable de la raíz no quedo bien representada en el primer gráfico, se obtuvo una segunda gráfica donde se incluyó el Factor 3 que explica el 3.26% restante y el Factor 2 explica la variación del agua, sedimento y follaje.

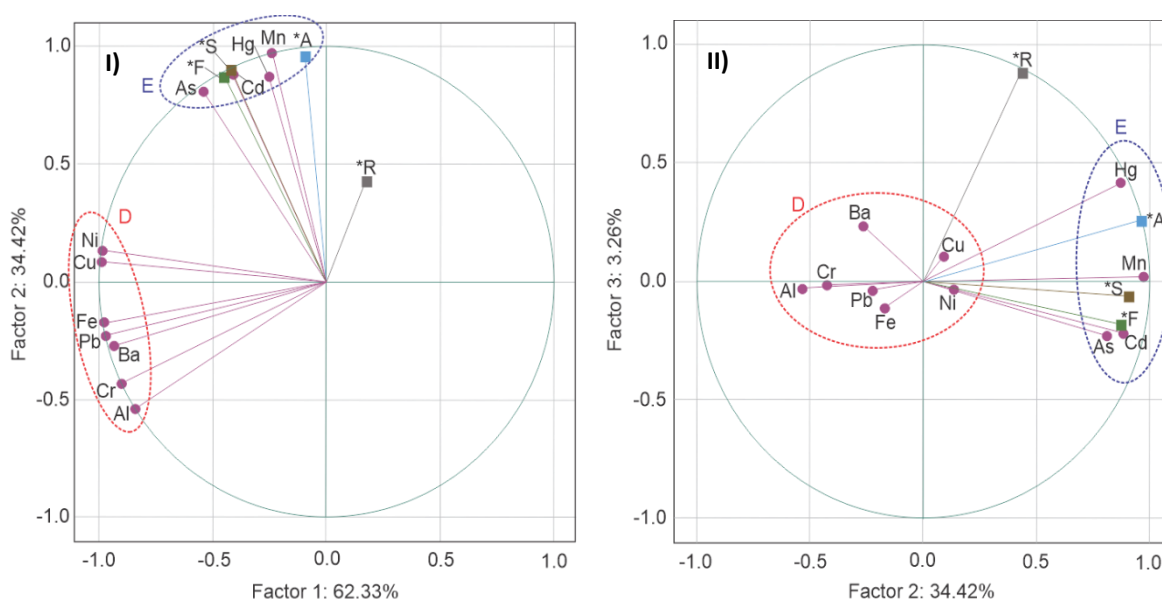


Figura 78. Análisis de componentes principales de la concentración de EPT en las matrices ambientales. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua, I) F1 vs F2 y II) F2 vs F3.

Según la teoría del ACP el tipo de correlación de las variables se puede conocer con el ángulo que forma cada vector de las variables: si el ángulo es $<90^\circ$ la correlación es positiva, si es de 120° su relación es inversa y un ángulo de 90° indica una nula dependencia entre las variables esto según la teoría de dualidad del ACP.

Tomando en cuenta lo anterior mencionado, el sedimento, follaje y agua presentan una relación directa con el As, Cd, Hg y Mn (grupo E) y una relación inversa fuerte con el resto de los elementos (grupo D). En la segunda gráfica se muestra la correlación directa de la raíz con los EPT del grupo E, estos fueron los de mayor concentración al igual que Cu y Ni. Mientras que, con el grupo D la raíz muestra una relación inversa.

El Fe es un elemento de gran importancia ambiental que interacciona con otros metales debido a la formación de óxidos e hidróxidos de Fe los cuales tienen gran capacidad de adsorción (Méndez-Ramírez & Armienta, 2012), otro elemento que se ve influenciado por procesos de adsorción-desorción en óxidos minerales es el Cr. El segundo grupo se relaciona con Mn, Hg, Cd y As (grupo E) que puede indicar que son elementos que se encuentran formando compuestos de óxidos de Mn. Los óxidos de Fe como la lepidocrocita, goethita y ferrididrita exhiben una excelente capacidad de adsorción de aniones como fosfatos e iones metálicos tóxicos como Cu, Pb y Ni (Luo *et al.*, 2018)

La relación entre los parámetros fisicoquímicos del agua y los EPT se muestra en la Figura 79, donde para este caso el Factor 1 represento el 62.33% correspondiente al parámetro de OD y el Factor 2 un 34.42% que explica la variación del pH, para el caso de NO_3 es explicado por ambos Factores. Al igual que el ACP de las matrices ambientales, se realizó una segunda gráfica para poder explicar el 3.26% (F3) de la variación que corresponde a la CE, SDT y PO_4^{3-} .

Los elementos del grupo E resultaron tener una relación directa con el OD y pH e inversa con PO_4^{3-} y NO_3 . En cuanto al grupo D, muestra una relación directa con PO_4^{3-} y de manera inversa con OD, pH y NO_3 . Tanto la CE como los SDT no tuvieron una contribución en la variación de los datos.

Con esto se muestra que los cambios de potencial oxido-reducción influye de manera significativa en la solubilidad de algunos elementos, que cuando el oxígeno disminuye uno de los donadores de protones es el NO_3 que se relaciona con la oxidación anóxica de Fe y Mn (Hulth *et al.*, 1999). Como se ha mencionado anteriormente, el pH es otro de los parámetros que favorece o afecta la movilidad de los EPT. En este caso el pH fue de 6.6, valor al cual el As, Cd y Hg presentan una relativa a moderada movilidad (Montes, 2019), en el caso del Mn la oxidación de este elemento aumenta junto con el pH (Luo *et al.*, 2018). El Al se presenta de forma trivalente, por lo que la solubilidad de sus óxidos se ven afectados ante variaciones de pH o formación de complejos (Paterson *et al.*, 1991).

El PO_4^{3-} es eficaz para la inmovilización de elementos como el Pb, Fe y Al (Cao *et al.*, 2009; Paterson *et al.*, 1991).

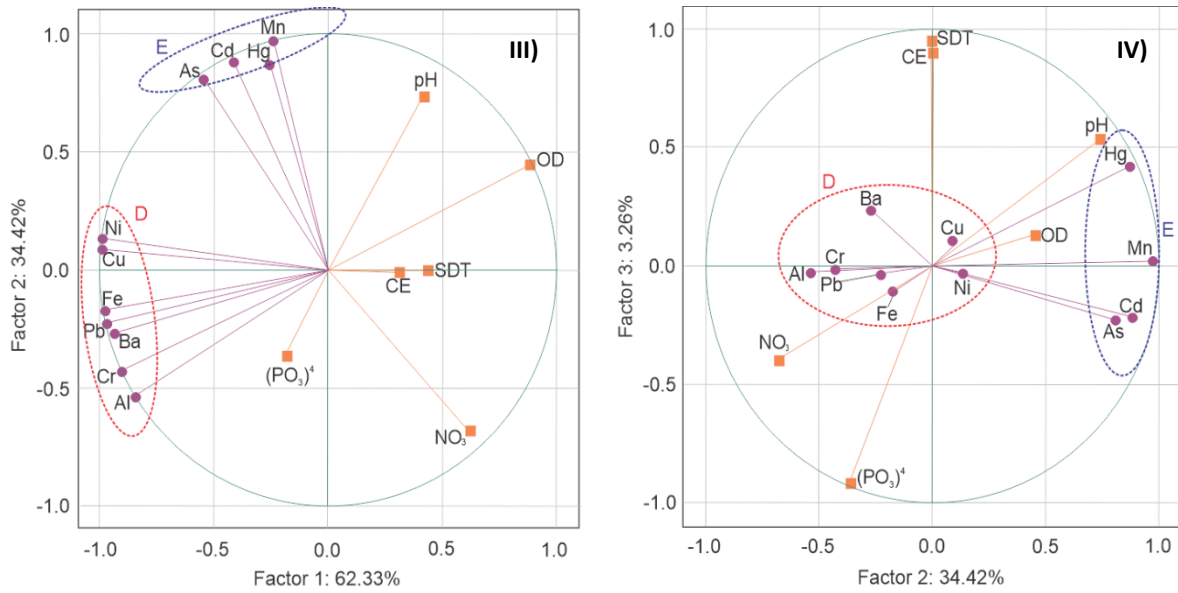


Figura 79. Análisis de componentes principales de EPT y parámetros fisicoquímicos del agua. *S: sedimento, *F: follaje, *R: raíz y *A: agua, III) F1 vs F2 y IV) F2 vs F3.

En la [Tabla 18](#), se muestra las cargas factoriales de cada variable para cada caso y en la [Tabla 17](#) la matriz de correlación de los Eigenvalores que representan la varianza de las nuevas componentes, que resultaron al relacionar el contenido de EPTs con cada matriz y parámetro fisicoquímico. Estos valores son importantes ya que a partir de ellos se obtienen las combinaciones óptimas de las variables originales.

Tabla 18. Cargas factoriales de cada variable de los componentes principales.

		Factor 1	Factor 2	Factor 3
EPT	As	-0.544	0.807	-0.228
	Ba	-0.934	-0.269	0.235
	Cd	-0.416	0.883	-0.218
	Cu	-0.99	0.089	0.105
	Cr	-0.903	-0.428	-0.015
	Hg	-0.253	0.872	0.419
	Ni	-0.99	0.135	-0.032
	Pb	-0.973	-0.228	-0.038
	Al	-0.843	-0.536	-0.031
	Fe	-0.978	-0.173	-0.113
	Mn	-0.239	0.971	0.019
Matriz ambiental	Follaje	-0.45	0.874	-0.184
	Raíz	0.172	0.435	0.884
	Agua	-0.096	0.961	0.258
	Sedimento	-0.425	0.903	-0.061
Parámetro fisicoquímico	OD	0.884	0.451	0.127
	pH	0.419	0.736	0.533
	CE	0.309	-0.006	0.951
	TDS	0.433	0.001	0.901
	NO₃	0.619	-0.679	-0.395
	PO₄³⁻	-0.186	-0.362	-0.913

Tabla 19. Matriz de correlación de eigenvalores, varianza explicada y acumulada de los componentes principales.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Eigenvalor	6.856	3.786	0.358
%Varianza total	62.328	34.416	3.256
%Acumulación	62.328	96.744	100

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo con la concentración de nutrientes, la presa San José se clasifica como un ambiente acuático con problemas de eutrofización. El Fe, N-NH₃ y la turbiedad se encuentra por encima de los límites permisibles para agua potable en México, requiriéndose tratamientos como coagulación-floculación para su potabilización. El resto de los constituyentes químicos estuvieron por debajo de los parámetros de la norma.

La matriz ambiental que tuvo las mayores concentraciones de EPT fue el sedimento, que se encuentra entre moderada y altamente contaminado para Cu y Pb, respectivamente, además de concentraciones de As con un potencial de efecto severo en el ambiente acuático según la USEPA y criterios de Canadá.

El Mn y Cd presentan mayor biodisponibilidad al estar unidos principalmente a la fracción intercambiable, los demás elementos están distribuidos en la fracción residual y en menor proporción en las fracciones unido a materia orgánica, óxidos de Fe y Mn y carbonatos.

En la distribución espacial se observó que el Ba, Cu, As, Pb y Hg son elementos que se concentran en la parte media de la presa y que posiblemente son aportados por el tránsito vehicular de las carreteras 80 y el Libramiento Poniente que atraviesan escurrimientos tributarios del embalse. Sumado a esto, en las comunidades dentro de la microcuenca, se encuentran establecimientos comerciales como gasolineras y talleres de hojalatería, pintura y reparación de vehículos como otras fuentes potenciales de estos contaminantes.

Los valores los FBC > 1 en cada uno de los EPT indican que el lirio acuático es una planta acumuladora y actúa como un filtro natural. La mayor concentración de estos elementos en la planta se encontró en la raíz. Por su contenido de EPT, se propone su recuperación de metales de valor agregado y posterior uso en la elaboración de papel, absorbentes de humedad u olores y composta. Es necesario evaluar los posibles usos para potenciar su aprovechamiento, control o disposición final para evitar daños a la salud y al medio ambiente

Se recomienda la realización de estudios complementarios de EPT agua y sedimento de las presas El Potosino y El Peaje ubicadas aguas arriba de la presa San José, para descartar fuentes naturales y antrópicas que el transporte hídrico arrastra desde los arroyos Azul o Grande y Potosino.

Se sugiere como parte de la evaluación del riesgo potencial de EPT en sedimento y agua, la medición de parámetros como potencial redox y pH, para la obtención de una mejor aproximación de la especiación de estos elementos mediante modelado químicas.

Es relevante efectuar proyectos orientados a la evaluación de los potenciales usos del lirio, donde se tenga un análisis de costo-beneficio para potenciar su

aprovechamiento, control o disposición final para evitar daños a la salud y al medio ambiente.

REFERENCIAS

- Abbas, Z., Arooj, F., Ali, S., Zaheer, I. E., Rizwan, M., & Riaz, M. A., (2019). Phytoremediation of landfill leachate waste contaminants through floating bed technique using water hyacinth and water lettuce. *International Journal of Phytoremediation*, 21(13), 1356–1367. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1633259>
- Acosta, J. A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., & Martínez-Martínez, S., (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318–1324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.046>
- Aguilar-Reyes, B., Bautista, F., Goguitchaichvili, A., Morales, C. J. J., Quintana, O. P., Carvallo, C., & Battu, J., (2013). Rock-magnetic properties of topsoils and urban dust from Morelia (>800,000 inhabitants), Mexico: implications for anthropogenic pollution monitoring in Mexico's medium size cities. *Geofísica Internacional*, 52(2), 121–133. [https://doi.org/10.1016/s0016-7169\(13\)71467-3](https://doi.org/10.1016/s0016-7169(13)71467-3)
- Aguilar, J. A., Osorio, U. K. R., Prado, O. M. S., Zúniga, G. C. A., Palomares, D. R., & Quiros, M. O. J., (2014). Environmental technical inefficiency effects on estero real quality water: A Nicaragua case. *Revista Científica de La UNAN-León*, 5(2), 17–32.
- Aguilera, A., Bautista, F., Gogichaichvili, A., Futiérrez-Ruiz, M. E., Cenicerros-Gómez, A. E., & López-Santiago, N. R., (2020). Spatial distribution of manganese concentration and load in street dust in Mexico City. *Salud Pública de México*, 62(2), 147–155. <https://doi.org/10.21149/10577>
- Ahmed, S. I., Sabo, A., & Maleka, D. D., (2011). Trace metals contamination of stream water and irrigated crop at Naraguta-Jos, Nigeria. *ATBU Journal of Environmental Technology*, 4(1), 49–56. <http://www.tjyybjb.ac.cn/CN/article/downloadArticleFile.do?attachType=PDF&id=9987>
- Ajayi, S. O., & Vanloon, G. W., (1989). Studies on redistribution during the analytical fractionation of metals in sediments. *Science of the Total Environment*, 87–88, 171–187. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90233-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90233-7)
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavas, I., Ünay, A., Abdel-Daim, M. M., Bin-Jumah, M., Hasanuzzaman, M., & Kalderis, D., (2020). Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 12(5), 1–33. <https://doi.org/10.3390/su12051927>
- Alzate, M. J. C., (2019). *Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales SBR*. Universidad Nacional de la Plata.
- Asadullah, K. N., & Seema, I. K., (2013). Physico-chemical properties of drinking water available in educational institutes of Karachi city. *Science, Technology and Development*, 32(1), 28–33.
- ATSDR. (2012). *Toxicological profile for cadmium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=48&tid=15>
- Avalos, E. P. C., (2020). *Diagnóstico y relación entre la eutrofización y el lirio acuático de la presa San José*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Ávila, G. D. A., (2017). *Fitoextracción de suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos en la región de Atlixco, Puebla* [Benemérita Universidad Autónoma de Puebla]. <http://zaloamati.azc.uam.mx/handle/11191/6874>
- Ayanda, O. I., Ajayi, T., & Asuwaju, F. P., (2020). *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms: uses, challenges, threats, and prospects. *The Scientific World Journal*, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2020/3452172>
- Bai, L., Liu, X.-L., Hu, J., Li, J., Wang, Z.-L., Han, G., Li, S.-L., & Liu, C.-Q., (2018). Heavy metal accumulation in common aquatic plants in rivers and lakes in the Taihu Basin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph15122857>

- Bansal, P. O., (2018). The influence of potentially toxic elements on soil biological and chemical properties. In Z. A. Begum, I. M. M. Rahman, & H. Hasegawa (Eds.), *Metals in Soil - Contamination and Remediation*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.81348>
- Bastami, K. D., Neyestani, M. R., Molamohyedin, N., Shafeian, E., Haghparast, S., Shirzadi, I. A., & Baniamam, M., (2018). Bioavailability, mobility, and origination of metals in sediments from Anzali Wetland, Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.059>
- Benítez, R., Calero, V., Peña, E., & Martín, J., (2011). Evaluación de la cinética de la acumulación de cromo en el buchón de agua (*Eichhornia crassipes*). *Bioteconología En El Sector Agropecuario Y Agroindustrial*, 9(2), 66–73.
- Bhardwaj, R., Garg, S. K., & Thukral, A. K., (2011). Phytoremediation of mercury using *Eichhornia crassipes* (Mart .) Solms Upma Narang and Renu Bhardwaj. *International Journal of Environmental and Waste Management*, 8, 93–104.
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I., & Martínez-Estévez, M., (2017). Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1–18. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01767>
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G., (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología En Marcha*, 30(4), 15–27. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Boyd, E. C., (2020). Water quality an introduction. In *Handbook of hydrology* (Vol. 3).
- Bravo-Covarrubias, A., Torres, E., Ayora, C., & Ramos-Arroyo, Y. R., (2020). Movilidad de arsénico en los sedimentos de una presa que recibe escurrimientos de minas epitermales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36(4), 797–811. <https://doi.org/10.20937/rica.53318>
- Burton, J., Oosterhout, V. E., & Ensbey, R., (2012). Water hyacinth. Invasive Species Unit. In *Department of Primary Industries* (pp. 1–8). <https://doi.org/10.30843/nzpp.1951.4.7048>
- Buta, E., Paulette, L., Mihăiescu, T., Buta, M., & Cantor, M., (2011). The influence of heavy metals on growth and development of *Eichhornia crassipes* species, cultivated in contaminated water. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 39(2), 135–141. <https://doi.org/10.15835/nbha3926095>
- CABI. (2019). *Eichhornia crassipes (water hyacinth)*. Invasive Species Compendium. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/20544>
- Cabrera, B. X., Fleites, R. M., & Contreras, M. A. M., (2009). Estudio del proceso de coagulación. *Tecnología Química*, 29(3), 64–73. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=445543760009>
- Cabrera, C. L. F., (2021). *Análisis espacial y de calidad del agua de la presa San José y su relación con el lirio acuático (Eichhornia crassipes)*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Camacho, J. (2021, September 9). *Presa San José : Un gigante de la ingeniería hidráulica en SLP*. 1–12. <https://www.liderempresarial.com/presa-san-jose-un-gigante-de-la-ingenieria-hidraulica-en-slp/>
- Camargo, J. A., & Alonso, A., (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32, 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>
- Cao, X., Wahbi, A., Ma, L., Li, B., & Yang, Y., (2009). Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 555–564. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.034>
- Carlson, R. E., (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

- Carrenard, O. C., Gédéon, N. B., Bulubulu, F., Goslin, N. G., Koto-Te-Nyiwa, N., & Lumande, K. J., (2018). Bioaccumulation of heavy metals in *Eichhornia crassipes* used as a potential substrate for edible mushroom cultivation. *International Journal of Life Science and Engineering*, 3(2), 87–95. <http://www.aiscience.org/journal/ijlsehttp://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>
- Carrión, C., León Ponce-de, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., & Vanegas, C., (2012). Aprovechamiento potencial del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en xochimilco para fitorremediación de metales. *Agrociencia*, 46(6), 609–620.
- Carrizales, A. A., Sánchez, G. J. A., Parga, P. J. J., & Castillo, N. F., (2004). *Inventario físico de los recursos minerales del municipio San Luis Potosí, S. L. P.* (pp. 1–97).
- Castro, M., (2019). *Pastizal: características, tipos, relieve, flora, cloma, fauna*. Lifeder. <https://www.lifeder.com/pastizal/>
- CEA Jalisco. (2012, August 7). *El control biológico del lirio , ya es evidente en Ocotlán*. 1–2. http://www.ceajalisco.gob.mx/notas/2012/nota_evidente_control_biologico.html
- Cerveira, J. W. R., & Bianco, C. L., (2019). Control of water hyacinth: a short review. *Communications in Plant Sciences*, 9(1), 129–132. <https://doi.org/10.26814/cps2019021>
- Chacón, C. M., (2016). *Análisis físico y químico de la calidad del agua*. Bogotá, Colombia: Ediciones USTA. Recuperado de https://elibro.net/es/ereader/ua_slp/68990?page=21.
- Cheng, S., (2003). Heavy metals in plants and phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(5), 335–340. <https://doi.org/10.1065/espr2002.11.141.3>
- Chigbo, F. E., Smith, R. W., & Shore, F. L., (1982). Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological*, 27(1), 31–36. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(82\)90060-5](https://doi.org/10.1016/0143-1471(82)90060-5)
- CONABIO. (2017). *Eichhornia crassipes (Mart.) Solms, 1883* (pp. 1–15).
- CONABIO. (2022). *Pastizales*. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pastizales>
- CONAGUA. (2021). Escala de clasificación de calidad de agua, demanda química de oxígeno. In *Indicadores de calidad del agua* (pp. 1–2). <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/contenido/documentos/DQO.pdf>
- CONANP. (2021). *Área de protección de flora y fauna Sierra de San Miguelito en el estado de San Luis Potosí*.
- Correll, D. L., (1999). Phosphorus: A rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5), 674–682. <https://doi.org/10.1093/ps/78.5.674>
- Cortés, S. P., & Florez, T. J. D., (2017). *Evaluación in vitro de la taruya (Eichhornia crassipes) como agente biorremediador en aguas contaminadas con cromo*. Universidad de Sn Buenaventura Seccional Cartagena.
- Costa, G., & Morel, J. L., (1993). Cadmium uptake by *Lupinus Albus* (L.): cadmium ex-cretion, a possible mechanism of cadmium tolerance. *Journal of Plant Nutrition*, 16(10), 1921–1929. <https://doi.org/10.1080/01904169309364661>
- Covarrubias, S. A., & Peña-Cabriales, J. J., (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Clescerl, S. L., Greenberg, E. A., Eaton, D. A., (1999). Standard methods for examination of water and wastewater methods for the examination of water and wastewater, Estados Unidos, American Public Health Assn, 20, 1- 1325.
- de la Fuente, F. S., (2001). *Análisis de conglomerados* (pp. 1–57).
- Degaga, A. H., (2018). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biology and its impacts on ecosystem, biodiversity, economy and human well-being. *Journal of Life Science and Biomedicine*, 8(6),

- 94–100. <https://doi.org/10.7176/jnsr/9-12-04>
- DeLaune, R. D., & Reddy, K. R. (2005). Redox Potential. In *Handbook of Soil Analysis* (pp. 366–371). https://doi.org/10.1007/3-540-31211-0_16
- DOF. (1994). *Norma Oficial Mexicana 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* (pp. 1–21). Secretaría de Salud. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2063863&fecha=22/11/2000
- Droppelmann, G., (2018). Pruebas de normalidad. *Revista Actualizaciones Clínica Meds*, 2(1), 39–43.
- Echiegu, A. E., Ezeugwu, I. L., & Ugwu, N. S., (2018). Effects of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the physicochemical properties of fishpond water and growth of African catfish. *African Journal of Agricultural Research*, 13(2), 54–66. <https://doi.org/10.5897/ajar2017.12794>
- El Morhit, M., & Mouhir, L., (2014). Study of physico-chemical parameters of water in the Loukkos river estuary (Larache, Morocco). *Environmental Systems Research*, 3(17), 1–9.
- EPA. (1993). *METHOD 180.1: Determination of turbidity by nephelometry* (pp. 1–10). <https://doi.org/10.1016/b978-0-8155-1398-8.50021-5>
- EPA. (2007). METHOD 3051A Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. In *Environmental Protection Agency* (pp. 1–30).
- EPA. (2022). *Indicators: Dissolved oxygen*. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-dissolved-oxygen>
- Espinosa, L. F., Parra, J. P., & Villamil, C., (2011). Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(1), 7–23.
- Estrada, P. F., (2013). *El agua de San Luis Potosí, contaminación y saneamiento*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- FAO. (2009). Guía para la descripción de suelos. In *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación* (Issue 4). file:///C:/Users/Alina Belen Ortiz/Downloads/a0541s00(1).pdf
- FAO. (2015). *Base referencial mundial del recurso suelo 2014. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos* (pp. 1–218). <https://www.iec.cat/mapasols/Doculnteres/PDF/Llibre59.pdf>
- Felefael, M. N., & Mirdad, Z. M., (2012). Hazard and effects of pollution by lead on vegetable crops. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 26(3), 547–567. <https://doi.org/10.1007/s10806-012-9403-1>
- FIDERCO-UAN. (2008). Análisis regional de la gestión del agua en la Región Centro Occidente. Parte II. In *Región Centro Occidente. Programa de Desarrollo*. (pp. 104–244).
- Filgueiras, A. V., Lavilla, I., & Bendicho, C., (2002). Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(6), 823–857. <https://doi.org/10.1039/b207574c>
- Flores-Tapia, C. E., & Flores-Cevallos, K. L., (2021). Pruebas para comprobar la normalidad de datos en procesos productivos: Anderson-Darling, Ryan-Joiner, Shapiro-Wilk y Kolmogórov-Smirnov. *Revista de Ciencias Sociales y Humanísticas*, 23(2), 2021. <http://portal.amelica.org/ameli/jatsRepo/341/3412237018/3412237018.pdf>
- Flores, F. J. L., García, M. E., & Ortega, M. E. A., (2019). La biodiversidad en San Luis Potosí. Estudio de estado. In *La biodiversidad de San Luis Potosí: Estudio de Estado* (pp. 67–71).
- Flores, R. J. D., Mireles, S. R., Flores, C. J. A., González, S. B. M., & Chapa, V. L., (2008). *Programa*

estratégico forestal del estado de San Luis Potosí (PEFE-SLP) 2006-2025.

- Förstner, U., (1979). Sources and sediment associations of heavy metals in polluted coastal regions. *Physics and Chemistry of the Earth*, 11, 849–866. [https://doi.org/10.1016/0079-1946\(79\)90078-8](https://doi.org/10.1016/0079-1946(79)90078-8)
- Fuentes-Hernández, M. V., Sanguinetti-Gamboa, O. A., & Rojas De Astudillo, L. L., (2019). Evaluación del riesgo ambiental de metales pesados en los sedimentos superficiales del saco del Golfo de Cariaco. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(1), 101–114. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.01.07>
- Gallardo, P. A. S., (2015). *Bioensayos estáticos para determinar la acumulación de plata en lirio acuático (Eichhornia crassipes)*. Universidad Internacional SEK.
- Garbarino, J. R., Hayes, C. H., Roth, A. D., Anweiler, C. R., Brinton, I. T., & Taylor, E. H., (1987). Heavy metals in the Mississippi river. In H. R. Meade (Ed.), *Contaminants in the Mississippi river 1987-92* (pp. 1–158).
- García de la Fuente, C., (2013). Parámetros fisicoquímicos del agua. *Pv Albéitar*, 45, 1–4.
- García, E., (1964). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la republica mexicana)*. <https://www.igg.unam.mx/geoigg/biblioteca/archivos/memoria/20190917100949.pdf>
- García, R. L., Soto, C. M. S., Jara, M. M. E., & Gómez, A. A., (2004). Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(4), 159–167.
- Geng, N., Wu, Y., Zhang, M., Tsang, D. C. W., Rinklebe, J., Xia, Y., Lu, D., Zhu, L., Palansooriya, K. N., Kim, K. H., & Ok, Y. S., (2019). Bioaccumulation of potentially toxic elements by submerged plants and biofilms: A critical review. *Environment International*, 131, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105015>
- Gil, M. C., (2018). *Análisis de componentes principales (PCA)*. R Pubs by RStudio. https://rpubs.com/Cristina_Gil/PCA
- Gleyzes, C., Tellier, S., & Astruc, M., (2002). Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: A review of sequential extraction procedures. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 21(6–7), 451–467. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(02\)00603-9](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)00603-9)
- Gonzalez, A. C., & Choquette, J. S., (2018a). *Certificate of analisis Standard Reference Material 2710a Montana I Soil* (pp. 1–8). <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/2710a.pdf>
- Gonzalez, A. C., & Choquette, J. S., (2018b). *Standard Reference Material 1573a Tomato Leaves* (pp. 1–6). National Institute of Standards and Technology (NIST). <https://www-s.nist.gov/srmors/certificates/1573a.pdf>
- Guerrero L. M., (2010). El agua. México, México: FCE - Fondo de Cultura Económica. Recuperado de <https://elibro.net/es/ereader/uaslp/72081?page=34>.
- Guio, A. D. G., & Toscano, H. J. D., (2018). *Fitorremediación en humedal artificial con Eichhornia crassipes para remoción de materia orgánica en muestras de agua del Canal Albina en Bogotá*. 1–30. <http://hdl.handle.net/20.500.12010/3417>.
- Guisande, G. C., Vaamonde, L. A., & Barreiro, F. A., (2013). *Tratamiento de datos con R, STATISTICA Y SPSS*.
- Gurung, D. P., Githinji, L. J. M., & Ankumah, R. O., (2012). Assessing the nitrogen and phosphorus loading in the Alabama (USA) River Basin using PLOAD model. *Air, Soil and Water Research*, 6(1), 23–36. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S10548>
- Gutiérrez, P. L., (2014). *Modelado geo-químico en la gestión de polbvo de acería*. Universidad de Cantabria.
- Guvenc, N., Alagha, O., & Tuncel, G., (2003). Investigation of soil multi-element composition in

- Antalya, Turkey. *Environment International*, 29(5), 631–640. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00046-1](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00046-1)
- H. Ayuntamiento de San Luis Potosí. (2007). *Modificación específica del plan municipal de desarrollo urbano del municipio libre de San Luis Potosí* (pp. 1–217).
- HACH. (2014). *Manual del usuario turbidímetro 2100AN* (pp. 1–68).
- Haider, F. U., Liqun, C., Coulter, J. A., Cheema, S. A., Wu, J., Zhang, R., Wenjun, M., & Farooq, M., (2021). Cadmium toxicity in plants: impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111887>
- Hailu, D., Negassa, A., & Kebede, B., (2020). Study on the status of some physico-chemical parameters of Lake Koka and its relation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 8(3), 405–412.
- Hassan, O. N., (2020). Water Quality Parameters. *Water Quality - Science, Assessments and Policy*, 1–18. <https://doi.org/10.5772/intechopen.89657>
- Henry, B. D., Tolan, H. P., & Gorman-Smith, D., (2005). Cluster analysis in family psychology research. *Journal of Family Psychology*, 19(1), 121–132. <https://doi.org/10.1037/0893-3200.19.1.121>
- Hergt, T., (2009). *Diseño optimizado de redes de monitoreo de la calidad del agua de los sistemas de flujo subterráneo en el acuífero 2411 "San Luis Potosí": hacía un manejo sustentable* [Universidad Autónoma de San Luis Potosí]. comunidadpmca.uaslp.mx/documento.aspx?idT=185%0A
- Hernández, E. F., (2016). *Análisis de las políticas públicas de abastecimiento de agua potable y saneamiento para la localidad de escalerillas, San Luis Potosí*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Hernández, S. R. C., Fernández, C. C., & Baptista, L. P., (1997). Introducción a la seguridad informática y el análisis de vulnerabilidades. In MCGRAW-HILL (Ed.), *Introducción a la seguridad informática y el análisis de vulnerabilidades*. <https://doi.org/10.17993/ingytec.2018.46>
- Herrera, N. J., Rodríguez, C. J., Coto, C. J. M., Salgado, S. V., & Borbón, A. H., (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Revista Tecnología En Marcha*, 26(1), 27. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>
- Houkpe, S. P., Crapper, M., Sagbo, A., Adjovi, E., & Aina, M. P., (2022). Influence of pH on water hyacinth ponds treating and recycling wastewater. *Journal of Water Resource and Protection*, 14, 86–99. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2022.142006>
- Hulth, S., Aller, R. C., & Gilbert, F., (1999). Coupled anoxic nitrification / manganese reduction in marine sediments To cite this version : HAL Id : hal-00777893. *Geochimica et Cosmochimica Acta, Elsevier*, 63, 49–66.
- INEGI. (2002a). 6. *Hidrología* (pp. 48–52).
- INEGI. (2002b). 7. *Suelos* (pp. 61–66).
- INEGI. (2002c). *Estudio hidrológico del estado de San Luis Potosí* (Primera). https://www.researchgate.net/publication/269107473_What_is_governance/link/548173090cf22525dcb61443/download%0Ahttp://www.econ.upf.edu/~reynal/Civilwars_12December2010.pdf%0Ahttps://think-asia.org/handle/11540/8282%0Ahttps://www.jstor.org/stable/41857625
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de San Luis Potosí 2017* (pp. 1–623).
- INEGI. (2022). *SIALT Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas*. https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/
- INGESA. (2005). *Modalidad regional para el proyecto : Programa de control integral de maleza*

- acuática en el Lago de Chapala (pp. 1–168).
<https://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/jal/estudios/2005/14JA2005H0003.pdf>
- INTERAPAS. (2011a). *Capítulo 4. Estudio de diagnóstico y planeación integral (parte 2)*.
https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/varios/Taller Mig/DIP INTERAPAS %28abril-2011%29_Parte2.pdf
- INTERAPAS. (2011b). *Capítulo 4. Estudio de diagnóstico y planeación integral (parte 5)*.
[https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/varios/Taller Mig/DIP INTERAPAS \(abril-2011\)_Parte5.pdf](https://www.cmic.org.mx/comisiones/Sectoriales/infraestructurahidraulica/varios/Taller Mig/DIP INTERAPAS (abril-2011)_Parte5.pdf)
- INTERAPAS. (2013). *Gestión del agua en la zona metropolitana de San Luis Potosí, Cerro de San Pedro y Soledad de Graciano Sánchez*.
https://www.interapas.mx/files/gestion_agua/GESTION_DEL_AGUA_2013.pdf
- INTERAPAS. (2022). *Agua potable*. <https://interapas.mx/nosotros-2/121-2-3/#:~:text=Las fuentes de abastecimiento aprovechadas,El Potosino y El Realito.>
- IPICYT, & SEGAM. (2018). *Estudio técnico de factibilidad para el establecimiento del área natural protegida reserva estatal “ Sierra de San Miguelito ” San Luis Potosí*.
[https://slp.gob.mx/segam/Documentos compartidos/SIACC/ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS/areas naturales estatales/ANP SAN MIGUELITO/ETF ANP Sierra San Miguelito versión final 2 agosto2018 \(1\).pdf](https://slp.gob.mx/segam/Documentos compartidos/SIACC/ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS/areas naturales estatales/ANP SAN MIGUELITO/ETF ANP Sierra San Miguelito versión final 2 agosto2018 (1).pdf)
- Irfan, M., Hayat, S., Ahmad, A., & Alyemeni, M. N., (2013). Soil cadmium enrichment: Allocation and plant physiological manifestations. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 20(1), 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.11.004>
- Islas, O. I., (2020). *Fitoextracción de arsénico, cadmio y cobre, mediante especies Eichhornia crassipes, Myriophyllum aquaticum y Wolffia columniana en un humedal artificial*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Jacobo-Marín, D., (2016, December). Agua para San Luis Potosí: Abasto, escasez y nuevas fuentes. *Universitarios Potosinos*, 206, 26–31.
- Jacobo-Marín, D., (2019, January). ¿ Agua escasa para el desarrollo urbano de la capital potosina ? *Universitarios Potosinos*, 231, 22–27.
- Jáuregui, J. A., Castorena, A. C., Ortiz, R. J. C., Montoya, H. A., Morales, B. F. A., Fuentes, R. H., & Ramírez, L. J., (2012). Metales pesados como indicador de impacto de un sistema ecológico fragmentado por usos de suelo , San Luis Potosí , México. *FCA UNCUYO*, 44(2), 15–29.
<https://doi.org/10.13140/2.1.5151.7440>
- Jensen, D. L., & Christensen, T. H., (1999). Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. *Water Research*, 33(9), 2139–2147. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00414-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00414-X)
- Jones, B., & Turki, A., (1997). Distribution and speciation of heavy metals in surficial sediments from the Tees Estuary, north-east England. *Marine Pollution Bulletin*, 34(10), 768–779.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00047-7)
- Jones, L. J., Jenkins, O. R., & Parvez, I. H., (2018). Extending the geographic reach of the water hyacinth plant in removal of heavy metals from a temperate northern hemisphere river. *Scientific Reports*, 8(1), 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29387-6>
- Kamari, A., Yusof, N., Abdullah, H., Haraguchi, A., & Abas, M. F., (2017). Assessment of heavy metals in water, sediment, *Anabas testudineus* and *Eichhornia crassipes* in a former mining pond in Perak, Malaysia. *Chemistry and Ecology*, 33(7), 637–651.
<https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1351553>
- Kastratovic, V., Jacimovic, Z., Djurovic, D., Bigovic, M., & Krivokapic, S., (2015). Lemna minor L.: As bioindicator of heavy metal pollution in Skadar lake: Montenegro. *Kragujevac Journal of Science*, 37, 123–134. <https://doi.org/10.5937/kjgjs1537123k>

- Kennedy, V. H., Sanchez, A. L., Oughton, D. H., & Rowland, A. P., (1997). Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake. *Analyst*, 122(8), 89–100. <https://doi.org/10.1039/a704133k>
- Khan, S. A., Abeer, N., Hussain, S. Z., Muhammad, S., Jawad, F., & Khan, T., (2019). Potentially toxic elements contamination in water and evaluation for risk assessment in the Rawalpindi, Pakistan. *Desalination and Water Treatment*, 159, 327–337. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24145>
- Kılıç, Z., (2020). The importance of water and conscious use of water. *International Journal of Hydrology*, 4(5), 239–241. <https://doi.org/10.15406/ijh.2020.04.00250>
- Klink, A., Polechońska, L., Ceglowska, A., & Stankiewicz, A., (2016). Typha latifolia (broadleaf cattail) as bioindicator of different types of pollution in aquatic ecosystems—application of self-organizing feature map (neural network). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6581-9>
- Kovács, E., Nagy, A., & Tamás, J., (2008). *Potential of Pistia stratiotes and Eichhornia crassipes in rhizofiltration* (pp. 1–5).
- Kramer, D. L., (1987). Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes*, 18(2), 81–92. <https://doi.org/10.1007/BF00002597>
- Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T., (2019). Cadmium in soils and groundwater: a review. *Applied Geochemistry*, 1–49. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104388>
- Lambarthe, H. G., Tristan, G. M., & Aranda, G. J., (1982). *Revisión estratigráfica del cenozoico de la parte central del edo. San Luis Potosí. Folleto técnico 85*. (pp. 1–213).
- Landauro, S. E. L., (2008). *Evaluación del riesgo ambiental por lixiviado de metales en residuos mineros y suelos empleando cuatro métodos de extracción secuencial*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Laug, G. C. B., (2016). *Diagnóstico de eutrofización en la presa de Valsequillo (Manuel Ávila Camacho)*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- López, J. P. L., & Mandado, C. J. M., (2002). Extracciones química secuenciales de metales pesados. Aplicación en ciencias geológicas. *Estudios Geológicos*, 58, 133–144.
- López Julián, P. L., & Mandado Collado, J. M., (2002). Extracciones química secuenciales de metales pesados. Aplicación en ciencias geológicas. *Estudios Geológicos*, 58(5–6), 133–144.
- López, S. C., Perelman, P. E., Rivara, M., Castro, M. A., & Faggi, A., (2006). Características del suelo y concentración de metales a lo largo de un gradiente de urbanización en Buenos Aires, Argentina. *Multequina*, 15, 69–80.
- López Soto, P. J., (2013). Contraste de hipótesis. Comparación de más de dos medias independientes mediante pruebas no paramétricas: prueba de Kruskal-Wallis. *Revista Enfermería Del Trabajo*, 3, 166–171.
- Loredo, O. C., Beltran, L. S., Moreno, S. F., & Casiano, D. M., (2007). *Predicción de riesgo a la erosión hídrica a nivel microcuenca* (pp. 1–75). <http://biblioteca.inifap.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/1095/170.pdf?sequence=1>
- Luo, Y., Ding, J., Shen, Y., Tan, W., Qiu, G., & Liu, F., (2018). Symbiosis mechanism of iron and manganese oxides in oxic aqueous systems. *Chemical Geology*, 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.04.030>
- Maddock, J. E., Santos, M. B., & Marinho, R. S., (1988). *Eichhornia crassipes* as a biological monitor of heavy metals in surface waters. In *Metals in coastal environments of Latin America* (pp. 276–285). https://doi.org/10.1007/978-3-642-71483-2_24
- Mahmood, T., Salman, A. M., & Tajammul, H. S., (2010). Biosorption and recovery of heavy metals

- from aqueous solutions by *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) ash. *BioResources*, 5(2), 1244–1256.
- Malik, A., (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environment International*, 33, 122–138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- Marcó, L., Azario, R., Metzler, C., & García, M. C., (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción de Uruguay (entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 72–82. [http://salud-publica.es/secciones/revista/revistaspdf/bc510156890491c_Hig.Sanid.Ambient.4.72-82\(2004\).pdf](http://salud-publica.es/secciones/revista/revistaspdf/bc510156890491c_Hig.Sanid.Ambient.4.72-82(2004).pdf)
- Mariles, G. J., (2017). *Regionalización de datos de escurrimiento de las regiones hidrológicas 20-21 y 36-37 para la obtención de gastos de diseño*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Marín, J., Colina, M., Ledo, H., & Gardiner, P. H. E., (2022). Ecological risk by potentially toxic elements in surface sediments of the Lake Maracaibo (Venezuela). *Environmental Engineering Research*, 27(4), 1–13. <https://doi.org/10.4491/eer.2021.232>
- Martínez-Orjuela, M. R., Mendoza-Coronado, J. Y., Medrano-Solís, B. E., Gómez-Torres, L. M., & Zafra-Mejía, C. A., (2020). Evaluación de la turbiedad como parámetro indicador del tratamiento en una planta potabilizadora municipal. *Revista UIS Ingenierías*, 19(1), 15–24. <https://doi.org/10.18273/revuin.v19n1-2020001>
- Martínez, G., Senior, W., & Márquez, A., (2006). Especiación de metales pesados en la fracción disuelta de las aguas superficiales de la cuenca baja y la pluma del Río Manzanares, Estado Sucre, Venezuela. *Ciencias Marinas*, 32(2), 239–257. <https://doi.org/10.7773/cm.v32i21.1064>
- Martinez, S., Escolero, O., & Kralisch, S., (2010). Water management in San Luis Potosí metropolitan area, Mexico. *International Journal of Water Resources Development*, 26(3), 459–475. <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.489292>
- Medina, M. K. D., & Montano, C. Y. N., (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el Juncus arcticus Willd. y Cortaderia rudiusscula Stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero alianza – Ancash 2013*. Universidad Nacional Santiago Atúnez de Mayolo.
- Méndez-Ramírez, M., & Armienta, H. M. A., (2012). Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 29(2), 450–462.
- Milačič, R., Zuliani, T., Vidmar, J., Oprčkal, P., & Ščančar, J., (2017). Potentially toxic elements in water and sediments of the Sava River under extreme flow events. *Science of the Total Environment*, 605–606, 894–905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.260>
- Miljojkovic, D., Trepsic, I., & Milovancevic, M., (2019). Assessment of physical and chemical indicators on water turbidity. *Physica A*, 527, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2019.121171>
- Miranda, A. M. G., & Lot, H. A., (1999). El lirio acuático, ¿una planta nativa de México? *CIENCIAS*, 50–54.
- Mironga, J. M., (2011). The effect of water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*, infestation on phytoplankton productivity in Lake Naivasha and the status of control. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 5, 1252–1260.
- Mng'ong'o, M., Comber, S., Munishi, L. K., Ndakidemi, P. A., Blake, W., & Hutchinson, T. H., (2021). Potentially toxic elements status and distribution in Usangu agroecosystem-Tanzania. *Environmental Challenges*, 4, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100200>
- Montes, A. I., (2019). *Comportamiento geoquímico-ambiental de elementos potencialmente tóxicos derivados de un residuo minero- metalúrgico antiguo y su relación con el agua subterránea*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

- Moreno, F., Quintero, M., & López, C., (2010). Metodos para identificar , diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS 78*, 25–33.
- Mugica, V., Amador, M. A., Torres, M., & Figueroa, J. J., (2003a). Mercurio y metales tóxicos en cenizas provenientes de procesos de combustión e incineración. *Revista Internacional de La Contaminación Ambiental*, 19(2), 93–100.
- Mugica, V., Amador, M. A., Torres, M., & Figueroa, J. J., (2003b). Mercurio y metales tóxicos en cenizas provenientes de procesos de combustión e incineración. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 19(2), 93–100.
- Nakamatsu, V., & Carpeta, I. E., (2003). Evaluación Del Pastizal Natural En. In *Sitio Argentino de Producción Animal Diferentes* (pp. 1–4).
- Navas, C. E., (Coord.) (2017). Calidad de aguas: usos y aprovechamiento. Málaga, Editorial ICB. Recuperado de <https://elibro.net/es/ereader/uaslp/113231?page=10>.
- Naveen, K. S., Govind, G., Atul, K. U., & Upendra, N. R., (2018). Mechanisms of arsenic toxicity and tolerance in plants. In M. Hasanuzzaman, K. Nahar, & M. Fujita (Eds.), *Mechanisms of Arsenic Toxicity and Tolerance in Plants* (pp. 1–508). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-1292-2>
- Ndimiele, P. E., & Jimoh, A. A., (2011). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) III phytoremediation of heavy metal polluted water of Ologe Lagoon, Lagos, Nigeria. *Research Journal of Environmental Sciences*, 5(5), 424–433. <https://doi.org/10.1887/0750307145/b426c9>
- Nieder, R., Benbi, D. K., & Reichl, F. X., (2018). Soil components and human health. In *Soil Components and Human Health*. <https://doi.org/10.1007/978-94-024-1222-2>
- Nnamonu, L., Ogidi, O., & Eneji, I., (2015). Assay of heavy metals in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) growing in river Benue, Nigeria and its safety as food. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/10.9734/irjpac/2015/18762>
- Obianuju, P. I., Mulala, D. S., S'phumelele, L. N., Ntandoyenkosi, M. M., & Nagendra, G. P., (2020). The benefits of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for Southern Africa: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 12(21), 1–20. <https://doi.org/10.3390/su12219222>
- Ochoa-Valenzuela, L. E., Gómez-Alvarez, A., García-Rico, L., & Villalba-Atondo, A. I., (2009). Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bacochibampo Bay, Sonora, Mexico. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 21(4), 211–218. <https://doi.org/10.3184/095422909X12548393083284>
- octopus. (2020, August 4). *Remueven lirio acuático de la presa San José*. 1–2. <https://octopusmexico.com/2020/08/04/remueven-lirio-acuatico-de-la-presa-san-jose/>
- Olvera, V. V., (1992). Estudio de eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica En México*, 148–161.
- Omutange, S. E., Manyala, O. J., Wekesa, N. A., Osano, O., Munyao, T., Otieno, A. A., & Etiégni, L., (2022). Distribution of potentially toxic elements in water, sediment and soils in the riparian zones around a kraft pulp and paper mill in western Kenya. In M. H. Saleh & I. A. Hassan (Eds.), *Environmental Impact and Remediation of Heavy Metals*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.102440>
- Ortiz, L. J. A., & Linares, L. C. A., (2018). Aprovechamiento de fibra de lirio acuático en cultivos semi-hidropónicos. *Jóvenes En La Ciencia*, 1, 947–951.
- Pantoja, A. A., (2017). *Diagnóstico de contaminación por metales pesados en la zona metropolitana de San Luis Potosí-Graciano Sánchez*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Paterson, E., Goodman, B. A., & Farmer, V. C., (1991). The chemistry of aluminium, iron and manganese oxides in acid soils. *Soil Acidity*, 97–124. https://doi.org/10.1007/978-3-642-74442-6_5

- Patil, P. N., Saeant, D. V., & Deshmukh, R. N., (2015). Physico-chemical parameters for testing of water-A review paper. *International Journal of Chemical Studies*, 3(3), 1194–1207.
- Pradana, P. J. Á. y García, J., (Coord.). (2019). Criterios de calidad y gestión del agua potable. UNED - Universidad Nacional de Educación a Distancia. <https://elibro.net/es/ereader/uaslp/111749?page=31>
- Perea, V. Y. S., (2014). Estabilización química de elementos potencialmente tóxicos con enmiendas. *Revista Latinoamericana El Ambiente y Las Ciencias*, 5(9), 44–54.
- Peregrino, I. C. P., (2011). *Caracterización y cuantificación de las especies de arsénico presentes en acuíferos que abastecen de agua potable a la ciudad de Chihuahua*. Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S. C.
- Perraud-Gaime, I., & Favela-Torres, E., (2014). *Anticipating the worst tropical weed water hyacinth invasion by assessing population control and economically viable biomass reuse : a key study for transforming a scourge into an opportunity*.
- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A., (1993). Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. In *Ministry of Environment and Energy* (Vol. 46, Issue 5). <https://doi.org/10.1080/00431672.1993.9930274>
- Prieto-Méndez, J., González-Ramírez, C. A., Román-Gutiérrez, A. D., & Prieto-García, F., (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29–44.
- Quiroz-Flores, A., Miranda-Acre, M. G., & Lot-Helgueras, A., (2008). Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach. *Polibotánica*, 25, 127–133.
- Quispe, A., Calla, K., Yangali, J., Rodriguez, J., & Pumacayo, I., (2019). *Estadística no paramétrica aplicada a la investigación científica*. (Eidec (ed.); Primera).
- Qureshmatva, U. M., Maurya, R. R., Gamit, S. B., Patel, R. D., & Solanki, H. A., (2015). Determination of physico-chemical parameters and Water Quality Index (Wqi) of Chandlodia Lake, Ahmedabad, Gujarat, India. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 5(4), 1–6. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000288>
- Rahman, A., Jahanara, I., & Jolly, Y. N., (2021). Assessment of physicochemical properties of water and their seasonal variation in an urban river in Bangladesh. *Water Science and Engineering*, 14(2), 139–148. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2021.06.006>
- Ramos-Herrera, S., Broca-Martínez, L. F., Laines-Canepa, J. R., & Carrera-Velúeta, J. M., (2012). Tendencia de la calidad del agua en ríos de Tabasco, México. *Ingeniería*, 16(3), 1–12.
- Rascio, N., & Navari-Izzo, F., (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? and what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Rate, W. A., Robertson, E. A., & Borg, T. A., (2000). Distribution of heavy metals in near-shore sediment of the Swan River Estuary, western Australia. *Water Air and Solid Pollution*, 123, 155–168. <https://doi.org/10.1023/A>
- Rauret, G., (1998). Extraction procedures for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *ELSEVIER*, 46, 449–455.
- Rehman, I. ur, Ishaq, M., Ali, L., Muhammad, S., Din, I. U., Yaseen, M., & Ullah, H., (2020). Potentially toxic elements' occurrence and risk assessment through water and soil of Chitral urban environment, Pakistan: a case study. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(12), 4355–4368. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00531-4>
- Rehman, U. ur, Khan, S., & Muhammad, S., (2018). Associations of potentially toxic elements (PTEs) in drinking water and human biomarkers: a case study from five districts of Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 27912–27923.

<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2755-y>

- Robledo, C. J. R., (2013). *El acceso al agua de uso doméstico en las áreas periurbanas del municipio de San Luis Potosí: El caso de Escalerillas*. El Colegio de San Luis, A. C.
- Rodelo, V. F., & Muñiz, C., (2016). Uso del análisis de conglomerados para la detección de encuadres noticiosos en el tratamiento periodístico de la iniciativa Mérida. *Comunicación y Sociedad*, 27, 53–77. <http://www.comunicacionysociedad.cucsh.udg.mx/index.php/comsocio/article/view/4792/5892%0Ahttp://www.comunicacionysociedad.cucsh.udg.mx/index.php/comsocio/article/view/4792>
- Rodríguez-Lara, J. W., Cervantes-Ortiz, F., Arámbula-Villa, G., Mariscal-Amaro, L. A., Aguirre-Mancilla, C. L., & Andrio-Enríquez, E., (2022). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. *Agronomy Mesoamerican*, 33(1), 1–12. <https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201>
- Rodríguez, M. A. G., Colmenares, M. F. A., Barragán, V. J. C., & Mayorga, B. M. A., (2016). Aprovechamiento energético integral de la *Eichhornia crassipes* (Buchón de agua). *Ingenium Revista de La Facultad de Ingeniería*, 18(35), 134–152. <https://doi.org/10.21500/01247492.3219>
- Rodríguez, O. J. C., Alcalá, J. J. A., Hernández, M. A., Rodríguez, F. H., Ruiz, E. F. H., García, H. J. L., & Díaz, F. P. E., (2018). Elementos traza en fertilizantes y abonos utilizados en agricultura orgánica y convencional. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(4), 695–701. <https://doi.org/10.29312/remexca.v5i4.931>
- Rosas, R. H., (2001). *Estudio de la contaminación por metales pesados de la cuenca del Llobregat* [Departament d'Enginyeria Minera i Recursos Naturals]. <http://hdl.handle.net/10803/6978>
- Ruiz, T. T., Martín de Rodrigo, L. E., Lorenzo, G. G., Albano, P. E., Morán, L. R., & Sánchez, G. J. M., (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: An invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, 3(1), 42–53. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.1.8>
- Rumhayati, B., Retnaningdyah, C., Anitra, N., & Setiadi, A. D., (2016). The effect of physico-chemical properties of aquatic sediment to the distribution of geochemical fractions of heavy metals in the sediment. *Proceeding The 1st IBSC: Towards The Extended Use of Basic Science For Enhancing Health, Environment, Energy and Biotechnology*, 262–265.
- Sánchez-Zafra, A., (2008). Efectos de los trihalometanos sobre la salud. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 8, 280–290. http://aquasana.com.co/docsArticulos/Cloro_residual_efectos_nocivos.pdf
- Sánchez, M. J. M., (1994). *Determinación de trógeno total, fósforo total y metales pesados en macrófitas acuáticas de la especie Eichhornia crassipes (lirio acuático) de la laguna de Chicho, alta Vebapaz para sugerir su posible utilización como purificadores biológicos y fertiliza*. Universidad de Sn Carlos de Guatemala.
- Santos, Z. J., (2004). Acción Pública Organizada: El caso del servicio de agua potable en la zona conurbada de San Luis Potosí. In *Diario Oficial de la Federación* (Issue 0931). http://www.indautor.gob.mx/documentos_normas/leyfederal.pdf
- Saygi, Y., & Atasagun, Y. S., (2012). Heavy metals in Yeniçağ Lake and its potential sources: soil, water, sediment and plankton. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 1379–1389.
- SCFI. (2001). NMX-AA-029-SCFI-2001-Análisis de aguas - determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. In *Diario Oficial de la Federación* (p. 21).
- SE. (2021). *Perfil de mercado del feldespató* (pp. 1–39). Secretaría de Economía. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/624811/8Perfil_Feldespató_2020__T_.pdf
- SEGAM. (2020). *“Reserva estatal Sierra de San Miguelito” San Luis Potosí* (pp. 1–124).
- SEMARNAT. (2004). Norma oficial mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plaa, plomo, selenio, talio

- y/o. In *Diario Oficial de la Federación* (pp. 1–53). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4964569&fecha=02/03/2007#gsc.tab=0
- SEMARNAT. (2015). Capitulo 6 Agua. In *Informe de la situación del medio ambiente en México* (pp. 363–429). <https://apps1.semarnat.gob.mx:445/dgeia/informe15/index.htmlmunicipales>
- SEMARNAT. (2019). *Manifestación de impacto ambiental modalidad regional para el desarrollo del proyecto: cambio de uso de suelo en terreno forestal para la construcción de la prolongación avenida Juárez-eje 140, del Km 0+000 al Km 10+28 en el municipio de San Luis Potosí, S* (pp. 1–230).
- SGM. (2007). Carta geológica-minera Tepetate F14-A83. In *Servicio Geológico Mexicano*.
<https://www.gob.mx/sgm/articulos/descarga-las-cartas-impresas-editadas-por-el-sgm-70622?idiom=es>
- SGM. (2017). *Clasificación de los minerales*. Servicio Geológico Mexicano.
<https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Minerales/Clasificacion-de-los-minerales.html>
- Siedlecka, A., (1995). Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients. In *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* (Vol. 64, Issue 3, pp. 265–272).
<https://doi.org/10.5586/asbp.1995.035>
- Sierra, R. C. A., (2011). Calidad del agua: evaluación y diagnóstico. Bogotá, Colombia: Ediciones de la U. Recuperado de <https://elibro.net/es/ereader/uaslp/70981?page=63>.
- Silveti, L. A., Mirillo, M. M., González, F. E., & Mendoza, H. V., (2013). Calidad política de la tecnología; método BCR de extracción química secuencial para el diagnóstico de la contaminación por metales pesados. *Revista Latinoamericana El Ambiente y Las Ciencias*, 4(8), 51–66.
- Sosa, I. A. S., (2013). *Estimación de la movilidad ambiental del As , Fe , Pb y Zn mediante una extracción secuencial en sedimentos del río Tajamar, Argentina*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Soto-Jiménez, M., & Páez-Osuna, F., (2001). Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66, 350–356. <https://doi.org/10.1007/s00128-001-0012-3>
- Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F., & Morales-Hernández, F., (2001). Selected trace metals in oysters (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlán Bay (Southeast Gulf of California): Chemical fractions and bioaccumulation factors. *Environmental Pollution*, 114, 357–370.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00239-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00239-6)
- Steel, A. T., & Rast, W., (1996). Chapter 8 * - Reservoirs. In *Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (Vol. 5).
- Sternbeck, J., Sjödin, Å., & Andréasson, K., (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - Results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36, 4735–4744. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7)
- Stumm, W., & Morgan, J. J., (1996). *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural* (Wiley (ed.); Tercera).
- Sudarshan, P., Mahesh, M. K., & Ramachandra, T. V., (2020). Dynamics of Metal Pollution in Sediment and Macrophytes of Varthur Lake, Bangalore. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(4), 411–417. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02816-x>
- Téllez, T. R., López, E. M. de R., Granado, G. L., Pérez, E. A., López, R. M., & Guzmán, J. M. S., (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: An invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*, 3(1), 42–53. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.1.8>

- Tham, H. T., (2012). *Water hyacinth (Eichornia crassipes) biomass production , ensilability and feeding Value to growing cattle*. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Torrellas, H. R., (2013). *La exposición al aluminio y su relación con el ambiente y la salud*. 1–2. <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/tecges/article/view/5646/7188>
- Ugarte, M. O., Alfaro, R. M., Álvarez, M. A., Álvarez, E. J., Accioly, A. A. M., & Araujo, N. C. W., (2015). Reseña bibliográfica: El níquel en suelos y plantas de Cuba. *Cultivos Tropicales*, 36, 25–33. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362015000500003
- Ungureanu, E. L., Soare, A. D., Mocanu, A. L., Iorga, S. C., Mustatea, G., & Popa, M. E., (2022). Occurrence of potentially toxic elements in bottled drinking water — carcinogenic and non-carcinogenic risks assessment in adults via ingestion. *Foods*, 11, 1–13.
- Ure, M. A., Quevauviller, P., Muntau, H., & Griepink, B., (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments an account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the bcr of the commission of the european communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 135–151. <https://doi.org/10.1080/03067319308027619>
- Vázquez-Rodríguez, G., (2007). *Mobilización de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la rizósfera de Viguiera dentata, una especie vegetal tolerante, de suelos de Villa de la Paz, Matehuala, S.L.P.* Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Verdejo, E., Palmerín, J. A., Aibar, J., Cirujeda, A., Taberner, A., & Zaragoza, C., (2005). Plantas invasoras. El lirio de agua *Eichornia crassipes* (Martius) Solms & Laubanch. In *Ministerio de agricultura, pesca y alimentación secretaría general técnica*.
- Villamagna, A. M., Murphy, B. R., & Trauger, D., (2009). *Ecological effects of water hyacinth (Eichhornia crassipes) on Lake Chapala, Mexico*. 1–195.
- Webster, A. B., Callealta, J. F., Bennett, N. C., & Ganswindt, A., (2022). Non-Lethal assessment of potentially toxic elements across mammalian trophic levels in African savannahs. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.794487>
- Xu, Y., Wu, Y., Han, J., & Li, P., (2017). The current status of heavy metal in lake sediments from China: pollution and ecological risk assessment. *Ecology and Evolution*, 7(14), 5454–5466. <https://doi.org/10.1002/ece3.3124>
- Yahya, M. N., (2015). The absorption of metal ions by *Eichhornia crassipes*. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 2, 37–41. <https://doi.org/10.1080/09542299.1990.11083128>
- Yi, L., Gao, B., Lui, H., Zhang, Y., Du, C., & Li, Y., (2020). Characteristics and assessment of toxic metal contamination in surface water and sediments near a uranium mining area. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(2–13). <https://doi.org/10.3390/ijerph17020548>
- Zhang, C., Yu, Z. gang, Zeng, G. ming, Jiang, M., Yang, Z. zhu, Cui, F., Zhu, M. ying, Shen, L. qing, & Hu, L., (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73, 270–281. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>