



UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO

CAMPUS IRAPUATO-SALAMANCA

DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

**ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FLUORURO
EN SUELOS DEL ESTADO DE GUANAJUATO Y SU USO
POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN DEL AGUA**

TESIS

**QUE COMO PARTE DE LOS REQUISITOS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN BIOCENCIAS**

PRESENTA

KARLA FERNANDA SOLIS REYES

DIRECTORA DE TESIS

DRA. GABRIELA ANA ZANOR

CODIRECTORA

DRA. ADRIANA SALDAÑA ROBLES

IRAPUATO, GTO.

JULIO 2023

UNIVERSIDAD DE
GUANAJUATO



*"En la Universidad de Guanajuato todas y todos, nos comprometemos a
garantizar el derecho de las mujeres a vivir libres de violencia"*

DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

**"ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE
FLUORURO EN SUELOS DEL ESTADO DE GUANAJUATO
Y SU USO POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN DEL AGUA"**

TESIS

QUE PRESENTA

Karla Fernanda Solís Reyes

PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN BIOCENCIAS

DIRECTORA DE TESIS
DR. GABRIELA ZANOR

CO-DIRECTORA DE TESIS
DRA. ADRIANA SALDAÑA ROBLES

Irapuato, Gto., Junio de 2023.

CAMPUS IRAPUATO-SALAMANCA
DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

Ex Hacienda El Copal, Km 9 Carretera Irapuato-Silao:
C.P.36824 A.P. 311, Irapuato, Gto., México.
Tel, y Fax: 462 624 18 89.

www.irapuatosalamanca.ugto.mx

UNIVERSIDAD DE
GUANAJUATO



*"En la Universidad de Guanajuato todas y todos, nos comprometemos a
garantizar el derecho de las mujeres a vivir libres de violencia"*

DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

DIRECCIÓN

Oficio: DICIVA/0251/2023.

Asunto: TEMA DE TRABAJO.

C.

DR. ROGELIO COSTILLA SALAZAR,
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA
CAMPUS IRAPUATO - SALAMANCA,
P R E S E N T E.

En relación al trabajo de titulación de la C. Karla Fernanda Solis
Reyes, me permito comunicar a Usted que el tema señalado fue:

**"ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FLUORURO EN SUELOS
DEL ESTADO DE GUANAJUATO Y SU USO POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN
DEL AGUA"**

Y que dicho trabajo ha sido totalmente elaborado y cuenta con mi
aprobación.

Asimismo, me permito proponer a:

DR. NOÉ SALDAÑA ROBLES
DRA. MARÍA GABRIELA GARCÍA

Para que junto conmigo integren el Jurado.

A T E N T A M E N T E
"LA VERDAD OS HARA LIBRES"
Irapuato, Gto., 14 de Junio de 2023.
DIRECTORA DE TESIS


DRA. GABRIELA ANA ZANOR

CAMPUS IRAPUATO-SALAMANCA
DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

Ex Hacienda El Copal, Km 9 Carretera Irapuato-Silao:
C.P.36824 A.P. 311, Irapuato, Gto., México.
Tel, y Fax: 462 624 18 89.

www.irapuatosalamanca.ugto.mx

UNIVERSIDAD DE
GUANAJUATO



*"En la Universidad de Guanajuato todas y todos, nos comprometemos a
garantizar el derecho de las mujeres a vivir libres de violencia"*

DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

DIRECCIÓN

Oficio: DICIVA/0252/2023.

Asunto: REVISIÓN DE TESIS.

Irapuato, Gto., 18 de Junio de 2023.

C.

DR. ROGELIO COSTILLA SALAZAR
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA
CAMPUS IRAPUATO - SALAMANCA,
P R E S E N T E.

Habiendo revisado la Tesis de la Pasante C. Karla Fernanda Solís
Reyes,

Titulada:

**"ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE
FLUORURO EN SUELOS DEL ESTADO DE GUANAJUATO
Y SU USO POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN DEL AGUA"**

Damos nuestra aprobación para la impresión de la misma.

DIRECTORA


DRA. GABRIELA ANA ZANOR

SINODAL


DR. NOÉ SALDAÑA ROBLES

SINODAL


DRA. MARÍA GABRIELA GARCÍA

**CAMPUS IRAPUATO-SALAMANCA
DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA**

Ex Hacienda El Copal, Km 9 Carretera Irapuato-Silao:
C.P.36824 A.P. 311, Irapuato, Gto., México.
Tel, y Fax: 462 624 18 89.

www.irapuatosalamanca.ugto.mx

UNIVERSIDAD DE
GUANAJUATO



*"En la Universidad de Guanajuato todas y todos, nos comprometemos a
garantizar el derecho de las mujeres a vivir libres de violencia"*

DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

C.

DR. ROGELIO COSTILLA SALAZAR,
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA
CAMPUS IRAPUATO - SALAMANCA,
P R E S E N T E.

En relación al trabajo de titulación de la C. **Karla Fernanda Solis Reyes** nos permitimos comunicar a Usted que el trabajo de Tesis: **"ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FLUORURO EN SUELOS DEL ESTADO DE GUANAJUATO Y SU USO POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN DEL AGUA"**, que fue desarrollado bajo la dirección del Dr. Gabriela Ana Zanor y la codirección de la Dra. Adriana Saldaña Robles, profesoras de la División de Ciencias de la Vida, ha sido terminado. El escrito fue revisado por el Dr. Noé Saldaña Robles y la Dra. María Gabriela García y se autorizó la impresión y empastado del mismo.

Así mismo, nos permitimos proponer para la integración del Jurado a los Señores;

DR. NOÉ SALDAÑA ROBLES	PRESIDENTE
DRA. MARÍA GABRIELA GARCÍA	SECRETARIA
DRA. GABRIELA ANA ZANOR	VOCAL

ATENTAMENTE
"LA VERDAD OS HARA LIBRES"
Irapuato, Gto., 20 de Junio de 2023.

DIRECTORA


DRA. GABRIELA ANA ZANOR

REVISOR


DR. NOÉ SALDAÑA ROBLES

REVISOR


DRA. MARÍA GABRIELA GARCÍA

CAMPUS IRAPUATO-SALAMANCA
DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA

Ex Hacienda El Copal, Km 9 Carretera Irapuato-Sllao:
C.P.36824 A.P. 311, Irapuato, Gto., México.
Tel, y Fax: 462 624 18 89.

www.irapuatosalamanca.ugto.mx



Universidad de Guanajuato
Campus Irapuato-Salamanca
División de Ciencias de la Vida
Maestría

ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE FLUORURO
EN SUELOS DEL ESTADO DE GUANAJUATO Y SU USO
POTENCIAL PARA REMEDIACIÓN DE AGUAS

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de: maestro en
biociencias

Presenta:

Karla Fernanda Solis Reyes

Dirigido por:

Dra. Gabriela Ana Zanor

Codirigido por:

Dra. Adriana Saldaña Robles

SINODALES

Dr. Noé Saldaña Robles

Presidente

Dra. María Gabriela García

Secretaria

Firma

Firma

ESTE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN SE REALIZÓ BAJO LA DIRECCIÓN DE LA DRA. GABRIELA ANA ZANOR Y LA CODIRECCIÓN DE LA DRA. ADRIANA SALDAÑA ROBLES EN EL LABORATORIO DE GEOLOGÍA AMBIENTAL Y EL LABORATORIO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA PARA LA AGRICULTURA DE LA DIVISIÓN DE CIENCIAS DE LA VIDA (DICIVA), DE LA UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO. CON EL APOYO ECONÓMICO DEL CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT) EN EL MARCO DEL PROGRAMA DE BECAS NACIONALES 2021.

RESUMEN

La contaminación de las aguas con alto contenido en Fluoruros (F^-) es una problemática a nivel mundial que amenaza la salud humana, especialmente en el estado de Guanajuato, por lo cual se requiere tratar el agua para consumo humano. Actualmente, se han desarrollado tecnologías de remediación de aguas que implementan tratamientos por adsorción a base de materiales naturales debido a que demuestran ser una opción eficiente, respetuosa con el medio ambiente y adaptable a economías emergentes. Entre los diversos adsorbentes naturales, el suelo resulta ser uno de los materiales más prometedores para la adsorción de F^- en agua. Por consiguiente, esta investigación tiene como objetivo analizar la capacidad de adsorción del F^- en fase acuosa sobre suelo natural mediante un estudio de equilibrio y cinética de adsorción en condiciones de pH 4 y 6. Para ello, se colectaron muestras de distintos tipos de suelos en tres municipios del estado de Guanajuato (S1: Vertisol pélico; S2: Feozem lúvico y S3: Vertisol crómico) y se analizaron sus principales propiedades físicas, químicas y mineralógicas. Posteriormente, los datos experimentales del equilibrio de adsorción fueron evaluados aplicando los modelos isotérmicos de Langmuir y Freundlich, mientras que los datos cinéticos fueron evaluados utilizando los modelos cinéticos de pseudo-primer-orden y pseudo-segundo-orden. Los resultados mostraron que el máximo porcentaje de adsorción de F^- de los suelos se produjo en condiciones de pH 4. Los modelos de Langmuir y pseudo-primer-orden se ajustaron mejor a los datos experimentales del equilibrio y cinética de adsorción, respectivamente. El suelo S1 presentó la máxima capacidad de adsorción y con mayor velocidad en ambas condiciones de pH y redujo la concentración de F^- hasta los límites aceptables por la legislación en porcentaje hasta de 98 %, lo cual se relaciona con su alto contenido de arcilla, materia orgánica (MO) y la presencia de arcilla montmorillonita, por lo tanto, su uso como material adsorbente es eficiente. Debido a lo anterior, este estudio aporta información útil para el desarrollo de tecnologías económicas, sustentables y localmente disponibles para la disminución del F^- en el agua potable.

Palabras clave: geomaterial adsorbente, contaminación del agua, flúor, isoterma, cinética.

ABSTRACT

Water contamination with high fluoride (F^-) content is a worldwide problem that affects human health, especially in the state of Guanajuato, where it is necessary to treat water for human consumption. Water remediation technologies based on adsorption of pollutants onto natural materials have been developed because they have demonstrated to be an efficient, environmentally friendly, and adaptable option for emerging economies. Among the various natural adsorbents, soil proves to be one of the most promising materials for F^- adsorption in water. Therefore, this research aims to analyze the adsorption capacity of dissolved F^- on natural soil by analyzing the adsorption equilibrium and kinetics at pH conditions of 4 and 6. For this purpose, samples of different types of soils were collected in three municipalities of the state of Guanajuato (S1: Pelic Vertisol; S2: Luvic Feozem and S3: Chromic Vertisol) and their main physical, chemical and mineralogical properties were analyzed. Subsequently, the experimental adsorption equilibrium data were evaluated by applying the Langmuir and Freundlich isotherm models, while the kinetic data were evaluated using the pseudo-first order and pseudo-second-order kinetic models. The results showed that the maximum percentage of F^- adsorption in the soils occurred at pH 4. The Langmuir and pseudo-first-order models were best fitted to the experimental data for equilibrium and adsorption kinetics, respectively. The soil S1 presented the highest maximum capacity and fastest adsorption at both pH conditions and reduces the F^- concentration to the limits acceptable by legislation in percentage up to 98%, which is related to its high content of clay, organic matter (OM) and the presence of montmorillonite clay, therefore, its use as an adsorbent material is efficient. Therefore, this study provides useful information in the development of economical, sustainable and locally available technologies for the reduction of F^- in drinking water.

Key words: adsorbent geomaterial, water contamination, fluorine, adsorption isotherm, kinetic.

***“Lo que haces marca la diferencia,
así que debes decidir qué tipo de
diferencia quieres marcar”.***

Jane Goodall

AGRADECIMIENTOS

A la memoria de mamá cucuca (q. e. p. d.). Te extraño infinito.

Agradezco a mi directora de Tesis, la Dra. Gabriela Ana Zanor y a mi codirectora, la Dra. Adriana Saldaña Robles, por haberme dado la oportunidad de superarme académicamente. Asimismo, agradezco los esfuerzos, atenciones y aportaciones en este proyecto a los miembros del comité: Dra. María Gabriela García y Dr. Noé Saldaña Robles

A mi familia y amigos que me acompañaron durante esta formación y apoyaron en todas las decisiones. Especialmente a mis hermanos Fátima, Vienna y Carlos, gracias por estar presentes en mi vida.

Agradezco profundamente a mi mamá Fátima Reyes y a papá buelo por ser los pilares fundamentales para finalizar este proyecto. Gracias por su apoyo y cariño.

A mi papá Calos Solís por su constante aliento y preocupación en mi desarrollo personal y académico.

A mis compañeros de laboratorio Juliana y Diego, gracias por compartir.

Finalmente agradezco a la Universidad de Guanajuato, institución a la cual pertenezco orgullosamente desde preparatoria.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1 Flúor.....	4
2.1.1 Ciclo biogeoquímico	5
2.1.2 Química del flúor en el agua.....	8
2.1.3 Efecto del fluoruro en la salud humana	9
2.1.4 Normatividad.....	11
2.1.5 Situación de la problemática de fluoruro en aguas subterráneas en el mundo y en México.....	12
2.2 Tecnologías para tratamiento de aguas.....	15
2.2.1 Adsorción.....	16
2.3 Dinámica del suelo y el fluoruro	24
2.3.1 Propiedades físicas	25
2.3.2 Propiedades químicas	28
3. JUSTIFICACIÓN	31
1. HIPÓTESIS	32
2. OBJETIVOS	33
2.1 Objetivo general	33
2.2 Objetivos particulares.....	33
3. MATERIALES Y MÉTODOS	34
3.1 Área de estudio	34
3.1.1 Ubicación de sitios de muestreo.....	36
3.1.2 Geología y litología	37
3.1.3 Edafología	38
3.1.4 Uso de suelo y vegetación.....	40
3.1.5 Hidrografía superficial.....	44
3.1.6 Hidrología subterránea	45
3.1.7 Clima	46
3.2 Muestreo de suelo.....	48
3.3 Preparación de las muestras de suelo	49
3.4 Análisis físico de las muestras de suelo.....	50
3.4.1 Humedad	51

3.4.2	Conductividad eléctrica.....	52
3.4.3	Textura	53
3.5	Análisis químico de las muestras de suelo.....	55
3.5.1	Pérdida por Ignición.....	55
3.5.2	pH.....	57
3.6	Cuantificación de fluoruro total en las muestras de suelo	58
3.7	Difracción de Rayos X.....	59
3.8	Experimento de Adsorción	59
3.8.1	Isoterma de adsorción	60
3.8.2	Cinética de adsorción	61
3.9	Cuantificación de fluoruros.....	62
3.10	Análisis estadístico de los datos	63
4.	Resultados y discusión	64
4.1	Propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados.....	64
4.2	Difracción de Rayos X.....	66
4.3	Fluoruro total	68
4.4	Isoterma de adsorción de Fluoruro	69
4.5	Cinética de adsorción de Fluoruro	74
5.	CONCLUSIONES	77
6.	LITERATURA CITADA.....	79
	ANEXO 1.....	97
	ANEXO 2.....	101
	ANEXO 3.....	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades generales del flúor.	4
Tabla 2. Minerales portadores de flúor.	6
Tabla 3. Efectos a la salud humana que provoca la exposición prolongada a fluoruros en agua potable.....	9
Tabla 4. Ventajas y desventajas generales de las distintas técnicas para el tratamiento de aguas con fluoruro.....	15
Tabla 5. Características generales de la quimisorción y fisisorción.	17
Tabla 6. Interpretación de conductividad eléctrica.....	26
Tabla 7. Clasificación del suelo de acuerdo con el pH.....	29
Tabla 8. Clasificación del porcentaje de la materia orgánica.	30
Tabla 9. Identificación de las muestras de suelo.	37
Tabla 10. Especies vegetales de los puntos de muestreo S1-S3.	42
Tabla 11. Descripción climática de los sitios de muestreo (S1-S3).....	47
Tabla 12. Resultados de las propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados.	64
Tabla 13. Concentración Fluoruro total en las tres muestras de suelo.	68
Tabla 14. Parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich para la adsorción de F ⁻ en los suelos S1-S3 en condiciones de pH 4	72
Tabla 15. Parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich para la adsorción de F ⁻ en los suelos S1-S3 en condiciones de pH 6.	72
Tabla 16. Parámetros cinéticos de la adsorción de Fluoruro sobre los suelos S1-S3.	76
Tabla 17. Clave de unidades litológicas. Fuente: INEGI (2021b).....	98
Tabla 18. Resultados de la determinación de humedad de los suelos S1-S3.	102
Tabla 19. Resultados de la PPI ₅₅₀ de los suelos S1-S3.....	102
Tabla 20. Resultados de la PPI ₉₅₀ de los suelos S1-S3.....	102
Tabla 21. Resultados de la determinación de pH de los suelos S1-S3.....	103
Tabla 22. Resultados de la determinación de conductividad eléctrica de los suelos S1-S3.....	103
Tabla 23. Resultados de la determinación de textura de los suelos S1-S3.	104
Tabla 24. Proporciones de las distintas fracciones granulométricas de los suelos S1-S3.....	104

Tabla 25. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S1 a pH 4.....	104
Tabla 26. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S1 a pH 6.....	105
Tabla 27. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S2 a pH 4.....	105
Tabla 28. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S2 a pH 6.....	106
Tabla 29. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S3 a pH 4.....	106
Tabla 30. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S3 a pH 6.....	106
Tabla 31. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S1 a pH 6.	107
Tabla 32. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S2 a pH 4.	107
Tabla 33. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S3 a pH 6.	108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo biogeoquímico del flúor.....	5
Figura 2. Diagrama de especiación del fluoruro en agua en función del pH, a 25 °C y en ausencia de Al ³⁺	8
Figura 3. Fluorosis dental (A) leve, (B) moderada y (C) grave.....	10
Figura 4. Fluorosis esquelética. Radiografía de: (A) Antebrazo mostrando calcificación de la membrana interósea (flechas amarillas), (B) Antebrazo distal que muestra osteopenia difusa y protuberancia trabecular (flecha blanca) y (C) Pierna mostrando calcificación de la unión de músculos y ligamentos (flechas blancas).	11
Figura 5. Concentración de fluoruro en las aguas subterráneas a nivel mundial.	13
Figura 6. Mecanismo de adsorción líquido-sólido.....	16
Figura 7. Triángulo textural del suelo mostrando los porcentajes de arcilla, limo y arena de las clases texturales.....	27
Figura 8. Ubicación del área de estudio dentro de la República Mexicana.	34
Figura 9. Porcentaje de población rural y urbana en el área de estudio.....	35
Figura 10. Ubicación de los sitios de muestreo S1-S3.	36
Figura 11. Geología del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).....	38
Figura 12. Caracterización edafológica del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).....	39
Figura 13. Uso de suelo y vegetación del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).	41
Figura 14. Fotografía del paisaje de los sitios de muestreo S1 (A), S2 (B) y S3 (C).	44
Figura 15. Mapa hidrológico del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).....	44
Figura 16. Acuíferos del estado de Guanajuato. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).....	46
Figura 17. Clima del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3).	47
Figura 18. Determinación de las muestras de suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3 acorde al libro de colores de suelos de Munsell.	49

Figura 19. Procedimiento de preparación de muestra de suelo. (A) Secado, (B) molienda y (C) tamizado.	50
Figura 20. Muestra de suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3, secadas y tamizadas.	51
Figura 21. Procedimiento de determinación de humedad por gravimetría. (A) Crisoles en estufa a 105 °C, (B) Crisoles en desecador y (C) muestras pesadas en balanza analítica.	52
Figura 22. Medición de CE en las muestras de suelo estudiadas.	53
Figura 23. Procedimiento de Bouyoucos.	54
Figura 24. Clases textuales de las muestras de suelo (S1-S3), con base al Triángulo de Texturas de USDA.	55
Figura 25. Crisoles con muestras en mufla para PPI.	56
Figura 26. Medición de pH en las muestras de suelo estudiadas.	58
Figura 27. Proceso del experimento de isoterma de adsorción.	61
Figura 28. Proceso del experimento de cinética de adsorción.	62
Figura 29. Resultados de la difracción de rayos X en la muestra de suelo: (A) S1; (B) S2 y (C) S3.	67
Figura 30. Ajuste de los modelos de Langmuir y Freundlich a los datos experimentales de la adsorción de F ⁻ en suelo: (A) S1 a pH 4, (B) S1 a pH 6, (C) S2 a pH 4, (D) S2 a pH 6, (E) S3 pH 4 y (F) S3 a pH 6.	70
Figura 31. Efecto del pH en la adsorción de F ⁻ en el suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3.	74
Figura 32. Cinética de adsorción de fluoruro sobre suelo S1 a pH6, S2 a pH4 y S3 a pH6.	75
Figura 33. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de Langmuir para (A) S1 a pH 4, (B) S1 a pH 6, (C) S2 a pH 4, (D) S2 a pH 6, (E) S3 a pH 4 y (F) S3 a pH 6.	110
Figura 34. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de Freundlich para (A) S1 a pH 4, (B) S1 a pH 6, (C) S2 a pH 4, (D) S2 a pH 6, (E) S3 a pH 4 y (F) S3 a pH 6.	111
Figura 36. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de pseudo-segundo-orden para (A) S1a pH 6, (B) S2 a pH 4 y (C) S3 a pH6.	112
Figura 35. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de pseudo-primer-orden para (A) S1a pH 6, (B) S2 a pH 4 y (C) S3 a pH6.	112

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1	18
Ecuación 2	18
Ecuación 3	20
Ecuación 4	20
Ecuación 5	22
Ecuación 6	22
Ecuación 7	22
Ecuación 8	23
Ecuación 9	52
Ecuación 10	56
Ecuación 11	57
Ecuación 12	57
Ecuación 13	57
Ecuación 14	68
Ecuación 15	68

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural esencial para toda forma de vida y para el mantenimiento de ecosistemas saludables, sin agua, la vida deja de existir. Este recurso vital cubre el 70% de la superficie del planeta, pero apenas es potable en un 0.025%, es decir que, la vida en la Tierra depende del agua dulce en ríos, lagos, embalses y subsuelo (ONU, 2017).

La Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018), reconoció que, preservar la calidad del agua es una cuestión transversal a la cual se le debe dar prioridad para prevenir daños a la salud humana y al ecosistema. De hecho, el 6to. Objetivo de Desarrollo Sostenible de la ONU, busca garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento, puesto que, este elemento tiene un impacto directo en la higiene, la educación, la igualdad, el modo de vida y la alimentación.

Uno de los contaminantes de preocupación global en el agua es el Fluoruro (F^-) debido a que la exposición a altas concentraciones de este elemento en el agua de consumo induce a enfermedades, tales como la fluorosis dental y fluorosis esquelética (ATSDR, 2003; Kanduti et al., 2016). En consecuencia, la Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés, 2018) sugiere un máximo de 1.5 mg/L de F^- en agua potable. No obstante, en algunas zonas de países como India, China, Australia, Argentina, México y las regiones norte y sur de África, las fuentes de agua superan ampliamente el límite de referencia, poniendo en peligro la salud humana. Además, la contaminación por F^- del recurso hídrico se asocia principalmente a causas naturales e inevitables (Amini et al., 2008; Chowdhury et al., 2019; Mumtaz et al., 2015). Por ello, es necesario reducir el contenido de F^- en el agua para consumo humano.

Actualmente han surgido diversas tecnologías de remediación de aguas para la eliminación o disminución de sus contaminantes, con el objetivo de mejorar el acceso al agua apta para el consumo. Estas tecnologías emplean

procesos de precipitación química, remoción física y coagulación química (Rivera y Domínguez, 2011). En países desarrollados se elimina el F^- mediante estos tratamientos de agua; sin embargo, en el contexto de economías emergentes, estas prácticas no son viables ni rentables (Joseph et al., 2019; Hokkanen y Sillanpää, 2020), por lo que, las fuentes de agua con alto contenido de F^- se consumen sin tratamiento previo, principalmente en zonas rurales.

Derivado de esta situación, los tratamientos por adsorción se han convertido en una tecnología factible para el saneamiento de aguas al ser un método respetuoso con el medio ambiente y ofrecer una relación costo-eficiencia satisfactoria (Hokkanen y Sillanpää, 2020). Además, Bonilla-Petriciolet et al. (2017), demostraron que existe un área de oportunidad para mejorar el rendimiento de las tecnologías de adsorción mediante el uso de materiales naturales y localmente debido a que evitan el consumo de energía, eliminan el uso de sustancias tóxicas, se obtienen fácilmente y tienen bajo costo de funcionamiento y mantenimiento para la remediación de aguas.

Diversos estudios, tales como, los realizados por Wambu et al. (2016) y Pillai et al. (2021) han evidenciado que, en particular, la implementación del suelo como adsorbente natural para el tratamiento de aguas con F^- destaca por poseer una elevada área superficial, estar disponible en abundancia y contener uno o más componentes que favorecen la disminución de F^- mediante procesos de adsorción; principalmente MO, arcilla y oxi-hidróxidos de aluminio (Al) y hierro (Fe).

Es importante destacar que la capacidad y velocidad de adsorción del suelo varía dependiendo del tipo de suelo y está influenciada por parámetros físicos y químicos, tanto del suelo como del agua contaminada (Rodríguez-Eugenio et al., 2019; Sosa et al., 2020). Gusain y Bux (2021) indicaron que el material adsorbente debe tener una alta capacidad de adsorción, rápida velocidad de adsorción y fácil regeneración para que el proceso de adsorción se lleve a cabo de manera eficiente. Estos factores se pueden determinar mediante los estudios de equilibrio adsorción y cinéticos (Plazinski y Plazinska, 2012).

El estado de Guanajuato en México, donde la principal fuente de agua proviene del subsuelo, es una de las zonas geográficas más afectadas por la contaminación del agua subterránea con F^- derivado de fuentes geogénicas vinculadas al origen volcánico de las formaciones de los acuíferos (Ortega-Guerrero, 2009), pero también en esta región es posible obtener de forma local diferentes tipos de suelo que podrían utilizarse como un adsorbente competente y asequible para la remediación de aguas contaminadas por F^- .

Por lo anteriormente expuesto, la presente investigación tiene como objetivo estudiar la capacidad de adsorción de F^- en solución acuosa en tres distintos tipos de suelos del estado de Guanajuato. Para ello, se realizaron experimentos de adsorción en reactores por lotes a escala laboratorio en condiciones variables de pH (4 y 6) y concentración inicial de F^- en solución (0-10 mg/L con intervalos de 1 mg/L). Los datos experimentales de adsorción fueron ajustados a los modelos de isoterma de Langmuir y Freundlich. De igual manera, se determinó la cinética de adsorción de F^- en los suelos que presentaron la mayor capacidad de adsorción. Complementariamente, siguiendo los lineamientos de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, se determinaron las principales propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo estudiadas: humedad, conductividad eléctrica (CE), textura, pH y materia orgánica (MO). Asimismo, se realizó la identificación mineralógica mediante difracción de rayos X (DRX). Todo ello con la finalidad de generar información para el desarrollo de tratamientos que contrarresten los problemas actuales de contaminación del recurso hídrico causada por F^- y garantizar la calidad del agua para uso y consumo humano.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 FLÚOR

El flúor con símbolo químico F, es un elemento situado en el grupo de los halógenos (grupo 17) de la tabla periódica, se caracteriza por ser el elemento más electronegativo y reactivo, en consecuencia, el F nunca se encuentra en su estado elemental en la naturaleza, sin embargo, este elemento se presenta en su forma iónica (F⁻) combinado con otras sustancias químicas orgánicas e inorgánicas o en condiciones ordinarias, forma moléculas diatómicas (F₂) en las que sus átomos están unidos mediante enlace covalente (Hem, 1989; Caselles et al., 2015). Las propiedades generales del F se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades generales del flúor (Caselles et al., 2015).

PROPIEDADES DEL FLÚOR	
Número atómico	9
Valencia	-1
Estado de oxidación	-1
Electronegatividad	4
Configuración electrónica	1s ² 2s ² 2p ⁵
Masa atómica (g/mol)	18.9984
Densidad a 20 °C (g/L)	1.58
Punto de ebullición (°C)	-188.2
Punto de fusión (°C)	-219.6

El F es uno de los elementos más abundantes en la naturaleza, ocupa el puesto 13 en abundancia terrestre y representa 0.08% del peso en la corteza terrestre. Este elemento se encuentra en rocas, suelo, aire y agua, así como en plantas y animales (WHO, 2006; Caselles et al., 2015).

2.1.1 Ciclo biogeoquímico

En la Figura 1 se ilustra un esquema del ciclo biogeoquímico del F. Este ciclo muestra los principales reservorios y flujos de F en la atmósfera, hidrósfera, biósfera y geósfera.

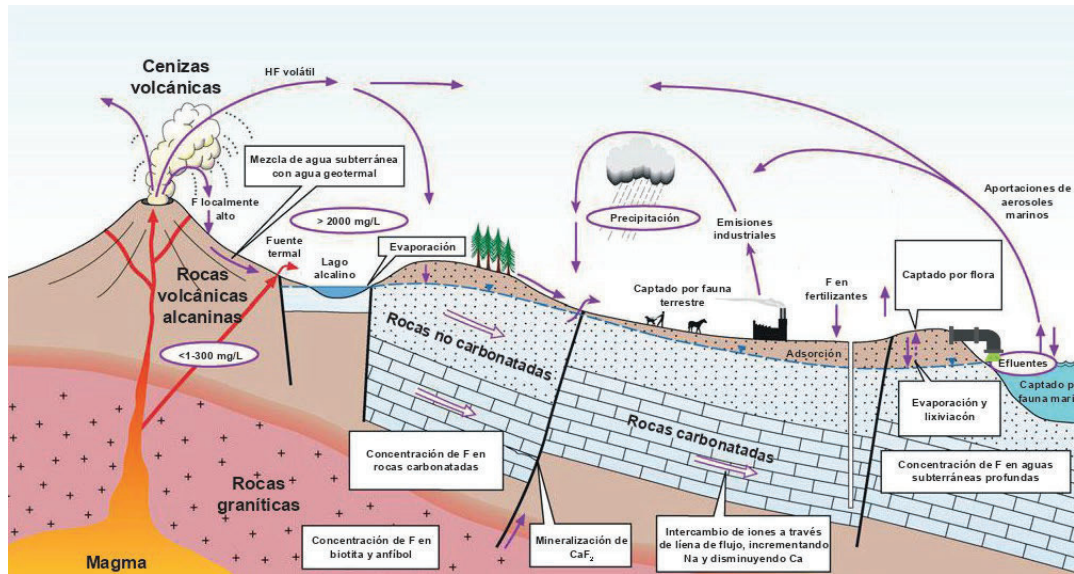


Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo biogeoquímico del flúor. Fuente: Edmunds y Smedley (2013).

En la geósfera, la adsorción y liberación de F^- está controlada por las interacciones entre el agua y la roca, por lo que, la concentración de F^- depende en gran medida de la geología de la zona. La mayor parte del F^- se libera por procesos naturales de meteorización y disolución de minerales constituidos por F^- que se encuentran en rocas, suelo y sedimentos. Los minerales primarios¹ que contienen F^- son biotitas, moscovita y anfíboles; los minerales secundarios² fluorados más importantes se indican en la Tabla 2 (Edmunds y Smedley, 2005; Fuge, 2019). De acuerdo con Saxena y Ahmed (2003), la mayoría de los

¹ Los minerales primarios son aquellos que no han sido alterados químicamente desde su deposición o cristalización a partir del magma (SSSA, 1997).

² Los minerales secundarios se definen como productos recristalizados de la descomposición química y/o la alteración de los minerales primarios (Brady y Weil, 2017).

minerales fluorados, en condiciones normales de temperatura y presión, son poco solubles en agua.

Tabla 2. Minerales portadores de flúor (Prasad et al., 2009).

MINERAL	FORMULA QUÍMICA	PORCENTAJE DE FLÚOR
Sellaíta	MgF ₂	61%
Villiaumita	NaF	55%
Fluorita	CaF ₂	49%
Criolita	Na ₃ AlF ₆	45%
Bastnasita	(Ce, La) CO ₃ F	9%
Fluorapatito	Ca ₅ (PO ₄) ₃ F	3-4%

Fuge (2019) reportó que el F⁻ es un componente de la mayoría de los distintos tipos de suelo con concentraciones que oscilan entre < 10 y 1000 mg/kg. El contenido de este elemento en el suelo tiende a aumentar con la profundidad, ya que es reflejo del material parental de origen. Las concentraciones más altas de F⁻ en el suelo se asocian a zonas de mineralización hidrotermal. Asimismo, los aportes antrópicos de F⁻ elevan su concentración en el suelo, principalmente la extracción de minerales y las prácticas agrícolas relacionadas con la aplicación de fertilizantes, herbicidas y pesticidas que contienen F⁻, así como el excesivo uso de aguas subterráneas contaminadas con F⁻ para el riego de cultivos.

Generalmente, el F⁻ presente de forma natural en el suelo reside en los minerales y solo una pequeña parte (< 10 mg/kg) es fácilmente soluble. La lixiviación de los minerales portadores de F produce F⁻ en solución y aunque estos no se lixivian fácilmente en los suelos, el F⁻ que es soluble puede ser bioacumulado por cierta biota o puede liberarse al agua (WHO, 2002; Edmunds y Smedley, 2005).

El F⁻ se encuentra en todas las aguas naturales y su concentración depende del pH, temperatura, capacidad de intercambio aniónico, formaciones geológicas y del tiempo de contacto con la fuente de minerales fluorados y la

solubilidad de estos (Dar et al., 2011). Borgnino et al. (2013), dedujeron que los principales procesos que controlan la concentración de F^- en aguas naturales son la disolución de minerales fluorados y la desorción. Aunque, este último proceso de movilización aún no está bien definido, el mecanismo más común es el desplazamiento del F^- por iones hidroxilo (OH^-), en la superficie de los minerales durante la reacción química al aumentar la alcalinidad ($pH > 7$), debido a la similitud en carga y radio iónico de estos dos aniones (Hem, 1989; Edmunds y Smedley, 2005).

Además, el F^- ingresa a las aguas naturales por medio de fuentes antrópicas, tales como: vertederos, efluentes industriales y aplicación de fertilizantes (Mukherjee y Singh, 2018).

El contenido de F^- en el agua de mar suele ser de entre 1.2-1.5 mg/L mientras que en el agua dulce superficial generalmente es menor a 0.3 mg/L. Sin embargo, en aguas termales, especialmente aquellas con pH alcalino, el contenido de F^- puede ser mucho más elevado (hasta 2000 mg/L). Normalmente, en aguas subterráneas la concentración natural de F^- se encuentra entre 4 y 10 mg/L, pero pueden alcanzar mayores niveles, esto depende en gran medida de la composición mineralógica del acuífero (Edmunds y Smedley, 2005; García et al., 2014; WHO, 2006; Tressaud, 2019). Por consiguiente, la contaminación por F^- tiende a aparecer en acuíferos donde abundan los minerales fluorados (Rudra, 2021).

García et al. (2014) observaron que los factores responsables de acelerar la disolución de minerales portadores de F^- y en consecuencia, liberar F^- en las aguas subterráneas son: altas temperaturas, condiciones de acidez ($pH < 6$), CE moderada (1,000-2,000 $\mu S/cm$), concentraciones elevadas de bicarbonato (HCO_3^-) y niveles de calcio (Ca) menores a 20 mg/L. Es decir que, las fuentes geogénicas como el tipo de roca, la tectónica y la hidrogeología son la principal causa de contaminación por F^- en las aguas subterráneas, mientras que los factores tanto climáticos como antropogénicos, también contribuyen en

el proceso de enriquecimiento de F^- , pero en menor medida (Saxena y Ahmed, 2003).

2.1.2 Química del flúor en el agua

Usualmente el F^- es la especie del F dominante en la mayoría de las aguas naturales. No obstante, la especiación en solución acuosa del F depende en gran medida del pH (Figura 2). A $pH > 6$, la concentración del F^- es mayor al 90%, porque elevadas concentraciones de OH^- desplazan al F^- en los complejos con cationes como Ca^{2+} , sodio (Na^+) y magnesio (Mg^{2+}). A medida que el pH disminuye por debajo de 5.5, se pueden producir complejos con H^+ y Al^{3+} . La especie de fluoruro de hidrógeno (HF) compite con las especies $[AlF_2]^+$ y $[AlF_3]^-$ en un rango de pH 3-4, por lo que, en ausencia de Al^{3+} , el HF es la especie predominante a $pH < 3$, con una pequeña proporción de $[HF_2]^-$ (Hem, 1989; Deng et al., 2011).

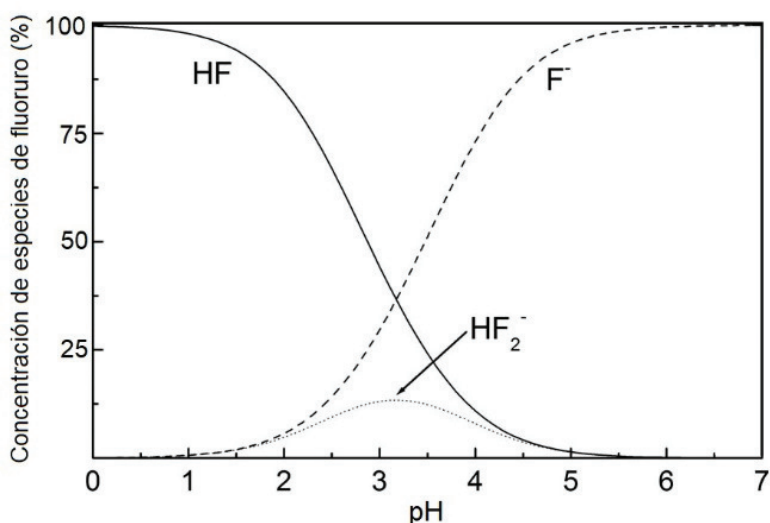


Figura 2. Diagrama de especiación del fluoruro en agua en función del pH, a 25 °C y en ausencia de Al^{3+} . Fuente: Cattarin et al. (2009).

El F^- también forma fácilmente complejos con boro (B), berilio (Be), vanadio (V), uranio (U), Fe^{3+} y silicio (Si). De acuerdo con Edmunds y Smedley (2013), dichos elementos pueden aumentar la movilización del F^- si están presentes en la solución en cantidades significativas.

2.1.3 Efecto del fluoruro en la salud humana

Como se mencionó anteriormente, el F⁻ forma parte del entorno natural, por lo tanto, está constantemente presente en la vida de los seres vivos. Como resultado, el ser humano está inevitablemente expuesto al F⁻ a través de la respiración y de la ingesta alimentaria de productos que contienen F⁻ (Kanduti et al., 2016). El organismo humano asimila alrededor del 95-97% del F⁻ aportado por el agua potable y en menor proporción el F⁻ ingresa por alimentos (Gómez et al., 2002).

Una vez absorbido, sólo la mitad del F⁻ es eliminado por medio de los riñones en la orina y aproximadamente el 30% entra al torrente sanguíneo y se difunde a los tejidos, fijándose específicamente en los tejidos calcificados por los que tiene gran afinidad, como son los huesos y los dientes, dando lugar a la sustitución de la hidroxiapatita [Ca⁵(PO₄)₃OH] por fluorapatita, debido al reemplazo de OH⁻ por F⁻ (Dissanayake, 1991; Gómez et al., 2002). Una vez incorporado en el organismo, el F⁻ tiene un carácter dual de esencial y tóxico, en consecuencia, provoca efectos tanto benéficos como perjudiciales en la salud, esto depende de su concentración en el agua potable (Tabla 3), puesto que es la principal vía de exposición al elemento (Dissanayake, 1991; Michalak y Chojnacka, 2018)

Tabla 3. Efectos a la salud humana que provoca la exposición prolongada a fluoruros en agua potable (Dissanayake, 1991).

CONCENTRACIÓN DE F ⁻ (mg/L)	EFFECTOS A LA SALUD
< 0.5	Promueve las caries dentales
0.5–1.5	Desarrollo de huesos y dientes fuertes (Nivel óptimo para la salud)
1.5–4	Fluorosis dental
4–10	Fluorosis dental y esquelética
> 10	Fluorosis invalidante

La deficiencia de F^- en la ingesta humana retarda el aumento de la masa ósea en la infancia, acelera la pérdida de masa ósea en la vejez e incrementa la incidencia y severidad en las caries dentales. En cambio, en concentraciones recomendadas (0.5 a 1.5 mg/L) el F^- se incorpora al sistema óseo reduciendo su solubilidad, lo cual otorga mayor dureza (Lewis y Milgrom, 2003; Zofková et al., 2013). Además, previene e inhibe las caries y la formación de placa bacteriana en los dientes, por lo que, diversos autores como Yeung (2008) y Parnell et al. (2009) han sugerido fluorar el suministro de agua potable; sin embargo, el uso de productos de higiene dental con F^- tiene el mismo efecto, pero sin causar efectos secundarios no deseados (Gómez et al., 2002; Lewis y Milgrom, 2003).

Los efectos crónicos provocados por la ingesta de cantidades de F^- superiores al rango óptimo están bien establecidos. La fluorosis dental es el primer signo de la sobreexposición por ingesta de F^- , esta afectación se caracteriza por la hipomineralización de las capas superficiales del esmalte dental, una condición irreversible que implica la aparición de pigmentación, debilitamiento y en casos severos hasta pérdida del esmalte como se observa en la Figura 3 (WHO, 2006; Ponikvar, 2008).



Figura 3. Fluorosis dental (A) leve, (B) moderada y (C) grave. Fuente: Lewis y Milgrom (2003).

A medida que aumenta el nivel y periodo de exposición al F^- puede producirse fluorosis esquelética, la cual se manifiesta como osteoporosis y exostosis (Figura 4), también puede causar huesos más densos pero frágiles en comparación con los huesos normales, dolor crónico y rigidez en articulaciones. La forma más severa de fluorosis es la fluorosis esquelética invalidante; genera rigidez completa de la columna vertebral, a menudo acompañada de cifosis (espalda jorobada) o lordosis (espalda arqueada). La fluorosis esquelética invalidante es una causa importante de morbilidad en varias regiones del mundo (ATSDR, 2003; Michalak y Chojnacka, 2018).

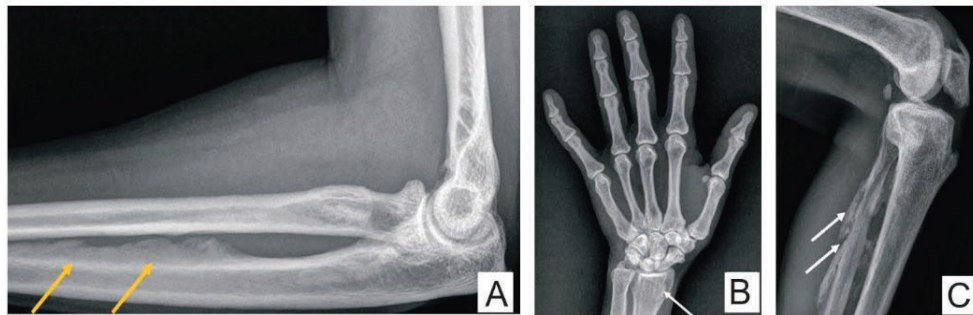


Figura 4. Fluorosis esquelética. Radiografía de: **(A)** Antebrazo mostrando calcificación de la membrana interósea (flechas amarillas), **(B)** Antebrazo distal que muestra osteopenia difusa y protuberancia trabecular (flecha blanca) y **(C)** Pierna mostrando calcificación de la unión de músculos y ligamentos (flechas blancas). Fuente: Joseph et al. (2022).

Derivado de las afectaciones a la salud por exposición al F^- , se han implementado normas nacionales e internacionales para su regulación.

2.1.4 Normatividad

El agua potable es la principal fuente de ingesta de F^- para los seres humanos, por esta razón, diferentes organismos y países han establecido límites para regular el contenido de F^- en agua de uso y consumo humano.

La WHO (2018), estableció un límite máximo de 1.5 mg/L de F^- para agua potable. Asimismo, países como Canadá adoptaron esta Guía para la calidad del agua de consumo (Health Canada, 2010) y México en la Norma

Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), adaptaron este mismo valor de referencia. Por otra parte, no todos los organismos gubernamentales están completamente de acuerdo con los niveles óptimos de F^- en el agua, como es el caso de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) que en la Normativa nacional de agua potable primaria (2009), fijó el límite a 4 mg/L, sin embargo, este valor no brinda protección contra la fluorosis dental.

Es importante destacar que el F^- en el agua es incoloro, inodoro e insípido, por lo tanto, su presencia en exceso sólo se hace evidente si se realizan análisis químicos o si se detectan casos de fluorosis dental o esquelética en la población (Phantumvanit et al., 1988). La WHO (2002) recomendó que los organismos internacionales y nacionales identificaran las áreas donde se encuentran efectos de salud relacionados con F^- , localicen las principales fuentes de exposición al F^- y tomen las medidas oportunas para reducir la exposición.

También deben ser consideradas las concentraciones máximas de F^- en el agua de riego para evitar la acumulación de F^- en los cultivos y por ende los efectos negativos que conlleva. El Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (1987) propuso que el contenido de F^- en el agua de riego no debe superar 1 mg/L.

2.1.5 Situación de la problemática de fluoruro en aguas subterráneas en el mundo y en México

El alto contenido de F^- en las aguas subterráneas es un fenómeno de importancia mundial, ya que, además de causar daños a la salud como la fluorosis, las principales causas de contaminación son naturales e inevitables. Diversas investigaciones como Amini et al. (2008) y Mumtaz et al. (2015), estimaron que el número de personas que están expuestas al consumo de agua subterránea con concentraciones de F^- que superan el valor de referencia de la

WHO de 1.5 mg/L, es más de 200 millones en alrededor de 27 países distribuidos en todos los continentes (Figura 5).

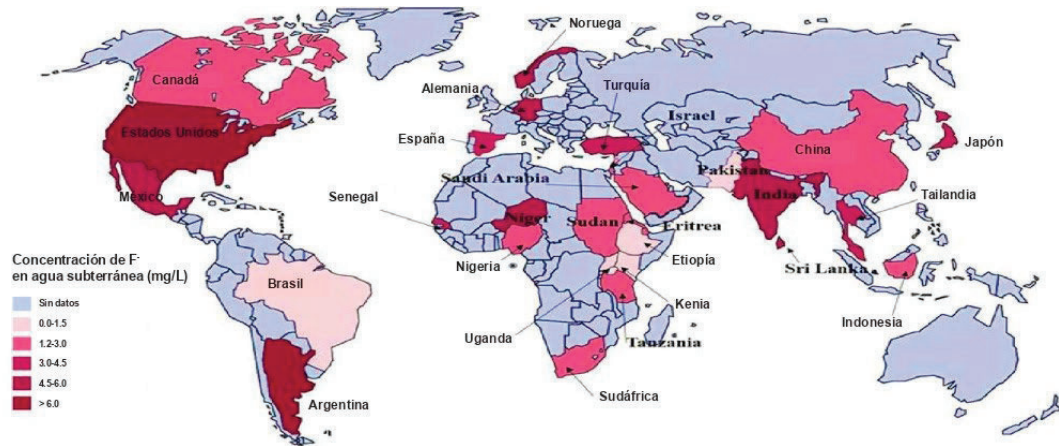


Figura 5. Concentración de fluoruro en las aguas subterráneas a nivel mundial. Fuente: Chowdhury et al. (2019).

Entre los países con mayor concentración de F⁻ en aguas subterráneas se encuentra India, Argentina y México puesto que, están situados geográficamente en áreas donde las condiciones geotectónicas han favorecido el emplazamiento de rocas ígneas, plutónicas y volcánicas, ricas en F. Además, los casos registrados de fluorosis en los habitantes de estos países han aumentado considerablemente en las últimas cinco décadas (Chowdhury et al., 2019).

La intensidad y gravedad de fluorosis varía en función del entorno geográfico como se ha mencionado, pero también del entorno económico, puesto que, a pesar del elevado contenido de F⁻ en aguas subterráneas, los países tecnológicamente avanzados ofrecen a la población tratamientos apropiados o incluso alternativas para el suministro de agua. Por consiguiente, los países desarrollados registran pocos o ningún caso de fluorosis (Tressaud, 2019). Por el contrario, en los países de economías emergentes las fuentes de agua contaminadas con F⁻ se consumen sin tratamiento previo.

Alarcón-Herrera et al. (2020) reportaron que en México aproximadamente 3.05 millones de personas depende de acuíferos contaminados con concentraciones de F^- por encima del valor permitido por la NOM-127-SSA1-1994. En consecuencia, la calidad del agua subterránea es inadecuada para el consumo humano.

En particular, la población de Guanajuato presenta problemas en la salud asociados al consumo excesivo de F^- , especialmente en zonas rurales, debido a que la principal fuente de abastecimiento de agua proviene de mantos acuíferos en los cuales se han detectado concentraciones elevadas de F^- .

Rodríguez et al. (2016) encontraron concentraciones máximas de F^- entre 2.8 y 3.1 mg/L en pozos de agua subterránea de los municipios de Salamanca y Juventino Rosas (Guanajuato). Por otro lado, Rosales et al. (2018) reportaron concentraciones de F^- entre 2.5 y 5.5 mg/L en la región del Bajío Guanajuatense (México central). Ortega et al. (2009) midieron concentraciones de F^- desde 1.5 hasta 16 mg/L en el agua subterránea de la cuenca La Independencia (norte del estado de Guanajuato). Además, en un estudio realizado por de la Fuente-Hernández et al. (2016) en estudiantes residentes de comunidades del estado de Guanajuato se evidenció que, de un total de 402 casos analizados, el 93% presentó fluorosis dental en niveles moderados a graves, en relación con el continuo consumo de agua proveniente de pozos subterráneos profundos enriquecidos en F^- .

A causa de la exposición excesiva de F^- a través de agua de consumo y de los efectos adversos a la salud que conlleva este elemento, se requiere el desarrollo e implementación de estrategias que permitan la disminución del contenido de F^- en el agua hasta concentraciones aptas para el consumo humano.

2.2 TECNOLOGÍAS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS

Con el fin de resolver la situación de riesgo actual del recurso hídrico descrita en el capítulo anterior, se han desarrollado tecnologías para el tratamiento de aguas que emplean diversas técnicas. Para implementar estas técnicas se debe considerar que cada una tiene sus ventajas y desventajas, las más comunes se resumen en la Tabla 4.

Tabla 4. Ventajas y desventajas generales de las distintas técnicas para el tratamiento de aguas con fluoruro (Hokkanen y Sillanpää, 2020; Pillai et al., 2021).

TÉCNICA	VENTAJA	DESVENTAJA
PRECIPITACIÓN Y COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN QUÍMICA	Operación simple y condiciones de funcionamiento sencillas	Requiere suministro constante de productos químicos, exige un gran espacio, genera lodos y aumenta el coste para la disposición de residuos
ÓSMOSIS INVERSA, ELECTRODIÁLISIS Y NANOFILTRACIÓN	Requieren poco espacio y tienen una alta selectividad de separación	Exigen mantenimiento frecuente, consumo de energía y gastos en cambio de membranas
ADSORCIÓN	Operación simple y bajo costo de mantenimiento y funcionamiento	Deficiencia de selectividad y requiere regeneración o sustitución del material

Entre las técnicas para el tratamiento de aguas con F⁻ mencionadas en la Tabla 4, la adsorción es ampliamente preferida a pesar de sus desméritos, puesto que, tiene la ventaja adicional de adaptarse a economías emergentes al evitar el consumo energía, ofrecer una relación costo-eficiencia satisfactoria, no generar subproductos nocivos y no requerir personal capacitado (Joseph et al., 2019; Solanki et al., 2022).

2.2.1 Adsorción

Para las tecnologías de tratamiento de aguas la adsorción es un proceso de separación que consiste en transferir los componentes no deseados de una fase líquida (adsorbato) hacia la superficie de un sólido (adsorbente) en consecuencia de la energía superficial generada por las fuerzas de atracción desequilibradas que experimentan las moléculas de cualquier sustancia sobre la superficie del material (Metcalf y Eddy, 2003). En la Figura 6 se muestra un esquema de dicho fenómeno superficial.

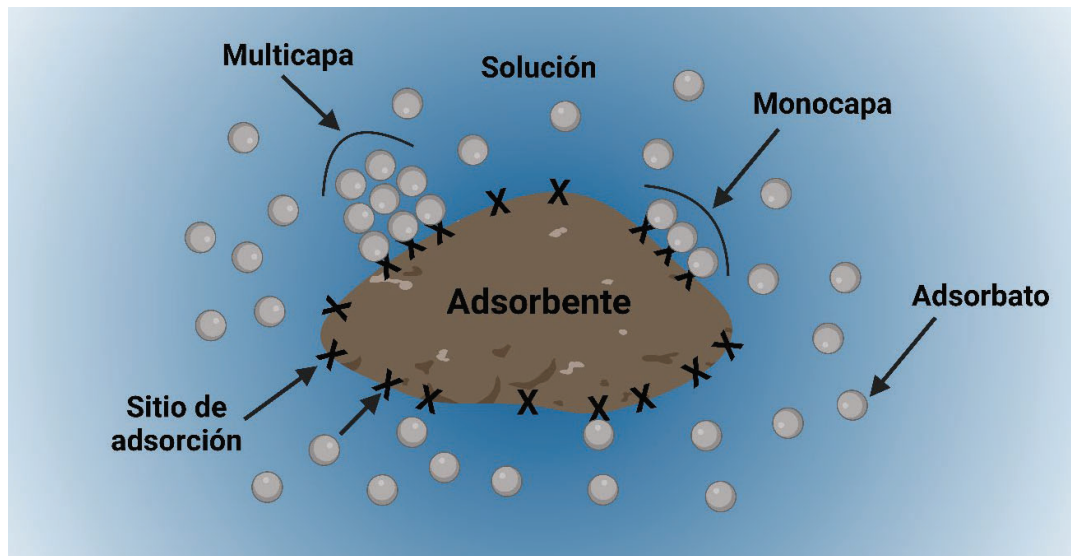


Figura 6. Mecanismo de adsorción líquido-sólido. Fuente: Hendricks (2011).
Elaboración propia.

De acuerdo con Weber (2021), el adsorbente provee los sitios de adsorción que dan lugar a la deposición de una capa simple aparente de moléculas de adsorbato sobre la superficie del adsorbente. Ocasionalmente, pueden formarse también multicapas, es decir, sobre una capa de adsorbato puede adsorberse otra (Figura 6).

En función de la naturaleza de las fuerzas que intervienen en la interacción entre el adsorbato y la superficie del adsorbente, se pueden distinguir dos tipos de adsorción: química (quimisorción) y física (fisisorción). En la Tabla

5 se detallan las características generales de los dos tipos de adsorción. Según Weber (2021), la mayor parte de los procesos de adsorción son combinaciones de ambos tipos de adsorción.

Tabla 5. Características generales de la quimisorción y fisisorción (Jafari y Sillanpää, 2020).

PROPIEDADES	QUIMISORCIÓN	FISISORCIÓN
ENTALPÍA DE ADSORCIÓN	40-800 kJ/mol	5-40 kJ/mol
NATURALEZA DE LA ADSORCIÓN	Irreversible y frecuentemente disociativa	Reversible y no disociativa
SATURACIÓN	Limitada a monocapa	Monocapa y multicapa

La quimisorción se caracteriza por una elevada entalpía que da lugar a la ruptura del enlace en el adsorbato y se produce por la formación de enlaces químicos, principalmente enlaces covalentes o iónicos. Además, las fuerzas de interacción son fuertes, por lo tanto, es un proceso irreversible. En la fisisorción, la fijación del adsorbato a una superficie se produce debido a interacciones electrostáticas, puentes de hidrógeno o fuerzas de Van der Waals. La baja magnitud de las entalpías de la fisisorción no es suficiente para romper enlaces, en consecuencia, el adsorbato conserva su identidad en la superficie (Hofmann, 2018).

Además, la fisisorción es un proceso reversible debido a las débiles fuerzas de atracción entre el adsorbato y la superficie del adsorbente, lo cual, permite la regeneración del adsorbente para su reutilización. De acuerdo con Piccin et al. (2017), esta práctica tiene la ventaja de disminuir los costos de operación en el tratamiento de aguas.

Las partículas del adsorbente tienen una capacidad finita para retener las moléculas de la fase fluida, por lo tanto, un contacto prolongado con la sustancia conducirá finalmente a la creación de un equilibrio dinámico entre la fase sólida y líquida. En esta condición de equilibrio, las tasas de adsorción y

desorción son iguales y la capacidad de adsorción se ha alcanzado (Crittenden y Thomas, 1998), es decir que, la concentración en equilibrio define la remoción máxima y se puede calcular con la Ecuación 1 (Metcalf y Eddy, 2003).

Ecuación 1

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{M}$$

Donde

q_e = Concentración de adsorbato en la fase sólida, expresado como masa de material adsorbido por unidad de masa de adsorbente en el equilibrio (mg/kg).

V = Volumen del líquido (L).

M = Masa del adsorbente (kg).

C_e = Concentración final en equilibrio del adsorbato en la fase líquida, después de la adsorción (mg/L).

C_0 = Concentración inicial de adsorbato en la fase líquida (mg/L).

El porcentaje de adsorción se puede calcular con la Ecuación 2:

Ecuación 2.

$$\% \text{ de adsorción} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100$$

Para llevar a cabo la reacción de adsorción bajo condiciones controladas pueden emplearse reactores por lotes o reactores continuos. Particularmente, los reactores por lotes son adecuados para determinar las capacidades máximas de adsorción y definir los parámetros de operación como el pH, temperatura y tiempo de funcionamiento, incluyendo también el análisis de las interacciones adsorbato-adsorbente (Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Piccin et al., 2017). Asimismo, las etapas de transferencia de masa y difusión en película del proceso de adsorción se reducen significativamente en los reactores por lotes debido a la agitación (Gusain y Bux, 2021).

Para comprender adecuadamente un proceso de adsorción, se debe entender estos dos factores: la capacidad de adsorción teórica y la velocidad de adsorción del material adsorbente (Hendricks, 2011). De acuerdo con Metcalf y Eddy (2003), los modelos de isothermas y cinéticos de adsorción proporcionan información sobre estos dos factores, respectivamente.

2.2.1.1 Isothermas de adsorción

La isoterma de adsorción es una relación que define la cantidad de adsorbato en la superficie del adsorbente frente a la cantidad de adsorbato que se mantiene en la fase líquida hasta que se establece un equilibrio dinámico y a temperatura constante. Las curvas de isothermas son importantes debido a los siguientes aspectos (Piccin et al., 2017):

- Es posible obtener la máxima capacidad de adsorción de un determinado adsorbente bajo diferentes condiciones experimentales.
- La forma de la isoterma puede proporcionar información sobre la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato, así como también sus mecanismos de interacción.

Diversos modelos han sido propuestos para evaluar matemáticamente la adsorción. Los modelos básicos de adsorción son los de Freundlich y Langmuir (Churchill y Mumford, 2020).

Isotherma de Langmuir

Este modelo describe el sistema adsorbato-adsorbente en el cual la extensión de cobertura del adsorbato se limita a una capa molecular, la capacidad de una molécula para adsorberse en un sitio determinado es independiente de la ocupación de los sitios adyacentes (no hay interacción entre las moléculas adsorbidas), cada sitio de adsorción sólo puede contener una molécula de adsorbato y asume que los sitios de adsorción son energéticamente

equivalentes y la superficie es homogénea. Este tipo de isoterma indica que la adsorción se produce debido a fuerzas relativamente débiles como las fuerzas de van der Waals (Langmuir, 1916; Piccin et al., 2017). La isoterma de Langmuir se presenta como:

Ecuación 3.

$$q_e = q_m \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

Donde

K_L = Constante de Langmuir (L/mg). Se asocia a una creciente afinidad del adsorbato por el adsorbente.

q_m = Capacidad máxima de adsorción, la cual se produce cuando todos los sitios de la monocapa están ocupados (mg/kg).

Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich (1906) fue diseñada para estudiar la interacción adsorbato-adsorbente en superficies heterogéneas de sitios con diferente energía de adsorción, por ello, es más apropiado para estudiar materiales geológicos (Labastida et al., 2017). Además, supone que la cantidad adsorbida aumenta exponencialmente con el aumento de la concentración de adsorbato. Este modelo se deriva de consideraciones empíricas y se expresa como:

Ecuación 4.

$$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$$

Donde

K_f = Factor de capacidad de Freundlich, (mg de adsorbato/kg de adsorbente) (L de agua/mg de adsorbato)^{1/n}.

1/n= Parámetro de intensidad de Freundlich.

La constante $1/n$ es una medida de la desviación de la linealidad de la adsorción. Si n es igual a 1, la adsorción es lineal. Esto significa que los sitios de adsorción son homogéneos en energía y no se produce ninguna interacción entre los adsorbatos. Si el valor de $1/n$ es menor a 1, la adsorción es favorable, por lo tanto, la capacidad de adsorción aumenta y se producen nuevos sitios de adsorción. Cuando el valor de $1/n$ es mayor que 1, se produce una adsorción desfavorable, puesto que, la unión de adsorción se debilita como resultado de la disminución de la capacidad de adsorción (Özcan et al., 2005).

2.2.1.2 Cinética de adsorción

La cinética permite conocer la velocidad de una reacción (Martinez y Rodríguez, 2005). Por lo tanto, la cinética de adsorción se expresa como la velocidad de eliminación del adsorbato de la fase líquida al adsorbente o el tiempo que implica la transferencia de masa del adsorbato al adsorbente (Dotto et al., 2017).

Existen varios modelos cinéticos para describir la cinética de adsorción. Los modelos de velocidad de adsorción más utilizados son los de pseudo-primer-orden y pseudo-segundo-orden.

Modelo de pseudo-primer-orden

El modelo de pseudo-primer-orden presentado por Lagergren (1898) fue la primera ecuación de velocidad para la adsorción en un sistema líquido basado en la capacidad de un sólido y se expresa como (Mohapatra et al., 2012):

Ecuación 5.

$$\frac{dq_t}{dt} = -k_1(q_e - q_t)$$

Donde

q_t = Concentración de adsorbato en la fase sólida, expresado como masa de material adsorbido por unidad de masa de adsorbente en cualquier tiempo (mg/kg).

t = Tiempo (minutos).

k_1 = Constante de velocidad de reacción para pseudo-primero-orden (min^{-1}).

Al resolver la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t=0$ hasta $t=t$ se tiene la Ecuación 6:

Ecuación 6.

$$q_t = q_e e^{-k_1 t}$$

La constante k_1 se puede determinar por análisis de regresión no lineal a partir de la gráfica de la concentración de F^- adsorbido frente a t .

Modelo de pseudo-segundo-orden

La forma lineal de la ecuación de pseudo-segundo-orden se describe a continuación (Ho y McKay, 1998):

Ecuación 7.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$$

Donde

k_2 = Constante de velocidad de reacción para pseudo-segundo-orden (kg/mg·min).

Al resolver la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t=0$ hasta $t=t$ se tiene la Ecuación 8:

Ecuación 8.

$$q_t = \frac{q_e}{1 + k_2 t q_e}$$

La constante k_2 se puede determinar por análisis de regresión no lineal a partir de la gráfica de la concentración de F^- adsorbido frente a t .

2.2.1.3 Materiales usados como adsorbentes

Cabe destacar que la viabilidad económica y técnica de las tecnologías por adsorción, depende de diversos factores, principalmente del tipo de adsorbente. Debido a ello, los estudios sobre la aplicación de adsorbentes alternativos o no convencionales para disminuir costos ha incrementado en los últimos años (Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Quintáns-Fondo et al., 2019).

Conforme a Lacson et al. (2021), se han descrito métodos de eliminación por adsorción utilizando una variedad de adsorbentes naturales y artificiales. Recientemente, se han empleado adsorbentes a base de materiales naturales constituidos por depósitos minerales (Sosa et al., 2020), suelos de origen natural (Marzi et al., 2022), residuos agrícolas (Bushra et al., 2021) y biomásas acuáticas (López-Ahumada et al., 2022) y terrestres (Neris et al., 2019), debido a que evitan el consumo de energía, eliminan el uso de sustancias tóxicas, se obtienen fácilmente y tienen bajo costo de funcionamiento y mantenimiento para la remediación de aguas (Joseph et al., 2019). Wambu et al. (2016) propusieron que la implementación del suelo como material adsorbente es un método eficaz y de simple uso en la remoción de F^- del agua.

Sin embargo, existe escasa literatura sobre el desarrollo de un adsorbente con material de este tipo para ser usado en el tratamiento de aguas.

2.3 DINÁMICA DEL SUELO Y EL FLUORURO

El suelo es una formación natural que se halla en la intersección de la litósfera, hidrósfera, biosfera y atmósfera. Resulta de la acción conjunta de procesos físicos, químicos y biológicos (meteorización) sobre el material original (la roca madre). Dichos procesos transforman el material inicial hasta darle una morfología y propiedades características. El suelo está compuesto por agua, gases, compuestos minerales y orgánico, los cuales se interrelacionan dando lugar a distintos niveles de organización con variaciones tanto espaciales (verticales y laterales) como temporales (horarias, estacionales, centenarias y hasta milenarias). En la formación del suelo intervienen diversos factores, principalmente el clima, el material parental, el relieve, la vegetación y organismos en general (Gardi et al., 2014).

El suelo, al igual que otros recursos naturales, proporciona bienes y servicios ambientales de vital importancia para la vida en el planeta Tierra. Una de estas funciones es purificar el agua contaminada mediante procesos que eliminan las impurezas a medida que el agua se filtra a través de las capas superiores del suelo (Tiwari, 2004; Brady y Weil, 2008).

Particularmente, cuando el F^- se deposita en el suelo, este elemento es altamente retenido por los componentes del suelo a través de procesos de adsorción (ATSDR, 2003). WHO (2002) y Gago et al. (2012) informaron que el F^- es adsorbido principalmente por la MO, arcilla y por materiales no cristalinos de oxi-hidróxido de Al y Fe. Por lo tanto, la capacidad del suelo para adsorber F^- depende de sus propiedades naturales.

2.3.1 Propiedades físicas

2.3.1.1 Color

El color de suelo es una de las características físicas del suelo más notoria. Esta propiedad resulta de la luz reflejada por el suelo, por ello, suele examinarse bajo la luz del medio día en el exterior y debe reportarse en condiciones de humedad o sequedad.

El color de los suelos guarda una estrecha relación con los componentes sólidos (MO, textura y composición mineralógica). Por ejemplo, el aumento de la MO en el suelo ha estado altamente correlacionada con el incremento de la oscuridad. De modo que, el color del suelo es relevante en la identificación taxonómica de los suelos, permitiendo identificar distintas clases de suelos. Esto ha dado lugar a la necesidad de medir y expresar el color del suelo con exactitud sobre una base científica (Tiwari, 2004).

Las tablas de color Munsell son usadas para interpretar el color del suelo. Estas tablas incluyen todos los matices del rango visible del espectro electromagnético, cada hoja representa un matiz o tono (T) específico dentro de la cual se disponen sistemáticamente varias fichas de color. Verticalmente estas fichas de color muestran valores crecientes de luminosidad (L) de abajo hacia arriba y el arreglo horizontal de izquierda a derecha muestra un incremento en saturación (S), que hace referencia a la intensidad del color. La combinación de los tres parámetros de color se anotan T L/S para coincidir el agregado del suelo con nombre del color que asigna Munsell a determinada notación (Domínguez Soto et al., 2012).

2.3.1.2 Humedad

El término humedad se refiere al contenido de agua del suelo en un tiempo determinado, puesto que, la humedad del suelo se mantiene fluctuante debido a su naturaleza dinámica en relación con su ecosistema. Al movimiento

del agua a través de la superficie del suelo se le conoce como infiltración y se relaciona con la porosidad y permeabilidad (capacidad del suelo para ser atravesado por líquidos). A su vez, estos factores están determinados por la textura y la estructura del suelo (Tiwari, 2004; Gardi et al., 2014).

2.3.1.3 Conductividad eléctrica

El comportamiento del suelo en relación con la salinidad se evalúa mediante la CE. La CE es la medida de la capacidad de un material para conducir la corriente eléctrica, el valor será más alto cuanto más fácil se mueve la corriente a través del suelo; esto significa que, a mayor CE, mayor es la concentración de sales solubles (Barbaro et al., 2018). Las sales solubles encontradas en suelos son Ca, Mg, Na, cloruro, sulfato y HCO_3^- . El K, amonio, nitratos (NO_3^-) y carbonatos (CO_3^{2-}) se encuentran también, pero en pequeñas cantidades.

La clasificación para interpretar los resultados de CE del suelo se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Interpretación de conductividad eléctrica. Tomado de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

CE (dS/m)	EFFECTOS
< 1.0	Efectos despreciables de salinidad
1.1–2.0	Muy ligeramente salino
2.1–4.0	Moderadamente salino
4.1–8.0	Suelo salino
8.1–16.0	Fuertemente salino
> 16.0	Muy fuertemente salino

Chowdhury et al. (2019) informaron que la disponibilidad del Na aumenta la velocidad de disolución del F^- en el suelo.

2.3.1.4 Textura

La materia mineral del suelo se compone de partículas inorgánicas que se distribuyen en diversas fracciones atendiendo a su tamaño. El Departamento de Agricultura de los Estados (USDA por sus siglas en inglés, 1999) reconoce tres grupos generales de partículas de suelo: arena (0.05–2.0 mm), limo (0.002–0.05 mm) y arcilla (< 0.002 mm).

La textura del suelo se refiere a la distribución de las partículas minerales de arena, limo y arcilla en el suelo. Para representar las distintas clases textuales se han construido los denominados triángulos de textura. De acuerdo con los criterios de la USDA, se distinguen 12 tipos de texturas de suelo (Figura 7). La textura del suelo es importante porque afecta las propiedades físicas, químicas y biológicas. En suelos donde predomina la arcilla y limo poseen mayor capacidad de adsorción de nutrientes y retención de agua, debido a su mayor área superficial. En cambio, los suelos arenosos tienen mayor cantidad de macroporos, por lo que, permiten una más rápida infiltración del agua y un almacenamiento de nutrientes bajo (Ortiz y Ortiz, 1980).

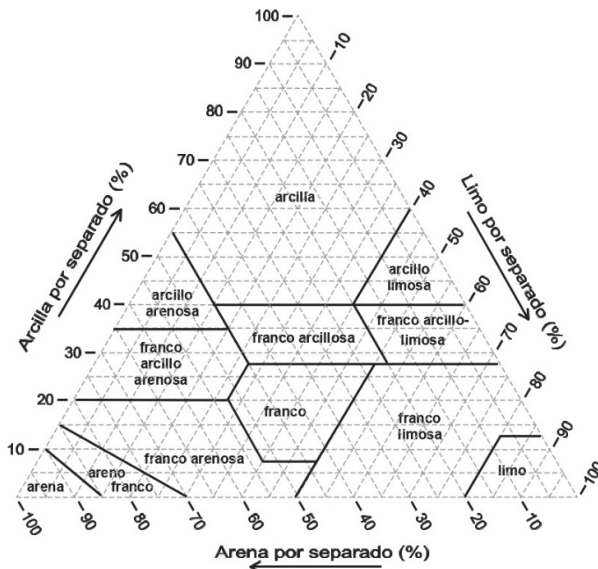


Figura 7. Triángulo textural del suelo mostrando los porcentajes de arcilla, limo y arena de las clases textuales. Fuente: USDA (1999).

La aplicación de minerales de arcilla ha supuesto un impacto significativo en los estudios relacionados con el tratamiento de contaminantes utilizando adsorbentes de bajo costo, puesto que es uno de los materiales inorgánicos más abundantes y económicos del mundo. La estructura de tamaño nanométricos de las arcillas posee una elevada área superficial y porosidad, así como también alta capacidad de intercambio catiónico y buena estabilidad térmica y mecánica (Azha et al., 2021).

No obstante, los minerales arcillosos adsorben fuertemente el F⁻ en función del pH, con mayor adsorción en suelos ligeramente ácidos (Fuge, 2019; Liu et al., 2014). Incluso Liu et al. (2014) encontraron que los minerales de arcilla tienen mejor capacidad de adsorción que la MO del suelo. No obstante, los minerales arcillosos también presentan cierta capacidad de desorción de F⁻ en medio alcalino.

2.3.2 Propiedades químicas

2.3.2.1 Reacción del suelo (pH)

La reacción del suelo hace referencia a su grado de acidez o basicidad y se expresa por medio de un valor de pH. El término pH es una medida de la concentración y actividad de los iones de hidrógeno (H⁺) en un sistema y se define como el logaritmo negativo en base 10 de la concentración de H⁺ ($-\log([H^+])$). La escala de pH se extiende de 1 a 14, aunque los suelos presentan típicamente valores de entre 3 y 9 (Fitzpatrick, 1974; Gardi et al., 2014).

Los suelos se pueden dividir según su valor de pH en ácidos, neutros o básicos (alcalinos). En la Tabla 7 se encuentra la clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH, según la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Tabla 7. Clasificación del suelo de acuerdo con el pH. Tomado de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

CLASIFICACIÓN	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1-6.5
Neutro	6.6-7.3
Medianamente alcalino	7.4-8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

La movilidad y formación de complejos del F⁻ en el suelo está influenciada por el pH. La adsorción de F⁻ al suelo es mayor a valores de pH ligeramente ácidos en un rango de 5.5 a 6.5 (WHO, 2002).

2.3.2.2 Materia orgánica

El término MO del suelo se utiliza para describir los constituyentes orgánicos en el suelo en diversas etapas de descomposición, los cuales se derivan de residuos de plantas y animales. Como resultado de la adición y descomposición de dichos residuos en el suelo, se producen fracciones lábiles y estables de la MO que corresponden, en general, a los residuos orgánicos y al humus, respectivamente (Foth, 1990; FAO, 2017a).

Con base en Wilke (2005), la MO es la fracción más importante del suelo, ya que, influye en muchas propiedades del mismo incluyendo la capacidad de intercambio catiónico, adsorción de contaminantes, la retención de agua y el suministro de nutrientes, principalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S).

El carbono (C) es el principal elemento presente en la MO del suelo, comprendiendo el 48-58% del peso total. Dado que, el C del suelo es la suma de los reservorios de CO y carbono inorgánico, se han desarrollado varios métodos para determinar el contenido de MO del suelo mediante el análisis del C. Una técnica sencilla para la estimación de la MO de suelo es el método de Pérdida Por Ignición (PPI). Este método puede determinar ambos reservorios de C y

proporciona una medida más precisa de la MO con respecto a otros métodos (Wilke, 2005; Islam, 2006).

Los valores de referencia para clasificar la concentración de MO en los suelos minerales y volcánicos, según la NOM-021-SEMARNAT-2000, se presenta en la Tabla 8.

Tabla 8. Clasificación del porcentaje de la materia orgánica. Tomado de la NOM-021-SEMARNAT-2000.

CLASE	MO (%)	
	SUELOS VOLCÁNICOS	SUELOS NO VOLCÁNICOS
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1-6.0	0.6-1.5
Medio	6.1-10.9	1.6-3.5
Alto	11.0-16.0	3.6-6.0
Muy alto	> 16.1	> 6.0

Quintáns-Fondo et al. (2012) han reportado que los aniones son absorbidos por la MO a través de dos mecanismos diferentes. Los cationes multivalentes (como el Al) se unen a las cargas negativas de las superficies de la MO y actúan como puentes catiónicos entre F⁻ y MO. La MO y el F⁻ también puede unirse mediante puentes de hidrógeno con los grupos funcionales carboxilo.

3. JUSTIFICACIÓN

El agua subterránea del estado de Guanajuato presenta concentraciones de F^- que superan el límite establecido por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 de 1.5 mg/L y la mayor causa de contaminación se asocia a factores naturales (geología local y manifestaciones geotermales). Esta situación supone un problema preocupante y creciente, puesto que el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento de agua de Guanajuato y se consume sin tratamiento previo, sobre todo en áreas rurales remotas.

Por tal razón, se considera crucial desarrollar tecnologías de tratamiento de aguas que reduzcan el contenido de F^- de manera eficiente y que se adapten a economías emergentes. Para ello, esta investigación busca analizar la capacidad de adsorción de F^- en suelo natural proveniente del estado de Guanajuato, a través de isotermas y cinéticas de adsorción.

Se espera que a partir de esta investigación se disponga de información que sirva para implementar el suelo como medio adsorbente en el tratamiento de aguas contaminadas con F^- , con la finalidad de garantizar la calidad del recurso hídrico, evitando así un problema actual de salud.

1. HIPÓTESIS

Los suelos del estado de Guanajuato presentan una alta capacidad de adsorción de F^- y tienen potencial para su uso en el tratamiento de aguas contaminadas.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar la capacidad de adsorción de F^- en suelos del estado de Guanajuato y su uso potencial para la remediación del agua.

2.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar las propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados.
- Cuantificar la concentración total de F^- en los suelos bajo estudio.
- Evaluar las isotermas y la cinética de adsorción de F^- en fase acuosa sobre los suelos estudiados.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se encuentra situada en el centro de la República Mexicana, específicamente en el estado de Guanajuato (Figura 8). Esta entidad federativa se localiza entre los paralelos 19.91° y 21.86° de latitud norte y los meridianos 99.68° y 102.15° de longitud oeste. Colinda al norte con los estados de San Luis Potosí y Zacatecas, al sur con el estado de Michoacán, al este con Querétaro y al oeste con Jalisco.

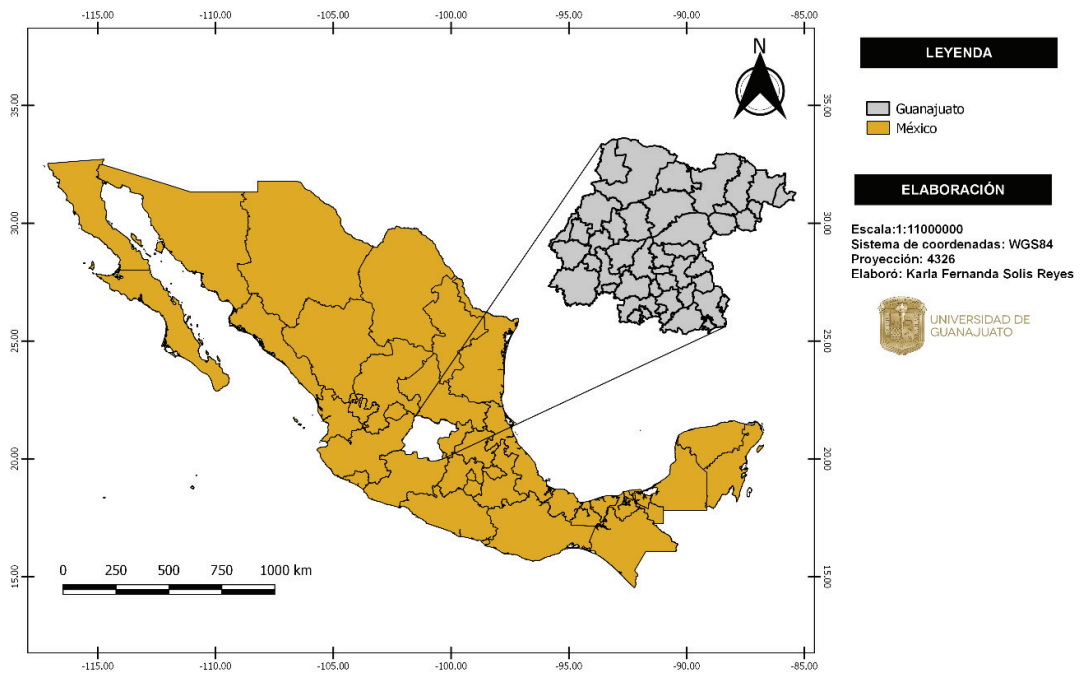


Figura 8. Ubicación del área de estudio dentro de la República Mexicana.
Fuente: INEGI (2021c). Elaboración propia.

El estado de Guanajuato tiene una superficie de 30,606.7 km²; ocupando el 1.6% del territorio nacional. Guanajuato cuenta con 46 municipios en donde hay 8,641 localidades rurales y 168 urbanas³.

La población total del área de estudio es de 6,166, 934; posicionándolo en el lugar 6 a nivel nacional por su número de habitantes de los cuales se distribuyen mayoritariamente en el sector urbano, siendo 4,440,192.48 habitantes, mientras que la población rural alcanza los 1,726,741.52 habitantes (INEGI, 2020). En la Figura 9 se muestra la distribución porcentual de habitantes según el sector.

**Población rural y urbana del estado de Guanajuato
Censo de Población y Vivienda 2020
(porcentaje)**

■ Población urbana ■ Población rural

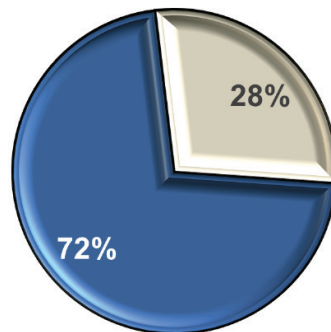


Figura 9. Porcentaje de población rural y urbana en el área de estudio. Fuente: INEGI (2020). Elaboración propia.

³ Se definen como localidades rurales aquellas cuya población es menor a 2,500 habitantes, mientras que, las localidades urbanas son aquellas con 2,500 o más habitantes (CONEVAL, 2021).

3.1.1 Ubicación de sitios de muestreo

Los criterios establecidos para seleccionar los puntos de muestreo de suelo en este estudio fueron:

- Diferentes tipos de suelo presentes dentro del área de estudio
- Ausencia de impacto por actividad antropogénica

Por ello, previo a la toma de muestra se identificó la distribución de los principales tipos y uso de suelos del área de estudio (Figuras 13 y 14, respectivamente), información que se obtuvo con base en los datos geoespaciales disponibles en el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Además, se realizaron reconocimientos en campo como apoyo para elegir los puntos de muestreo conforme a los criterios mencionados.

La ubicación de los sitios seleccionados se muestra en la Figura 10 y en la Tabla 9 se puede apreciar la clave asignada para los 3 suelos muestreados, así como también las coordenadas geográficas y fecha de recolección

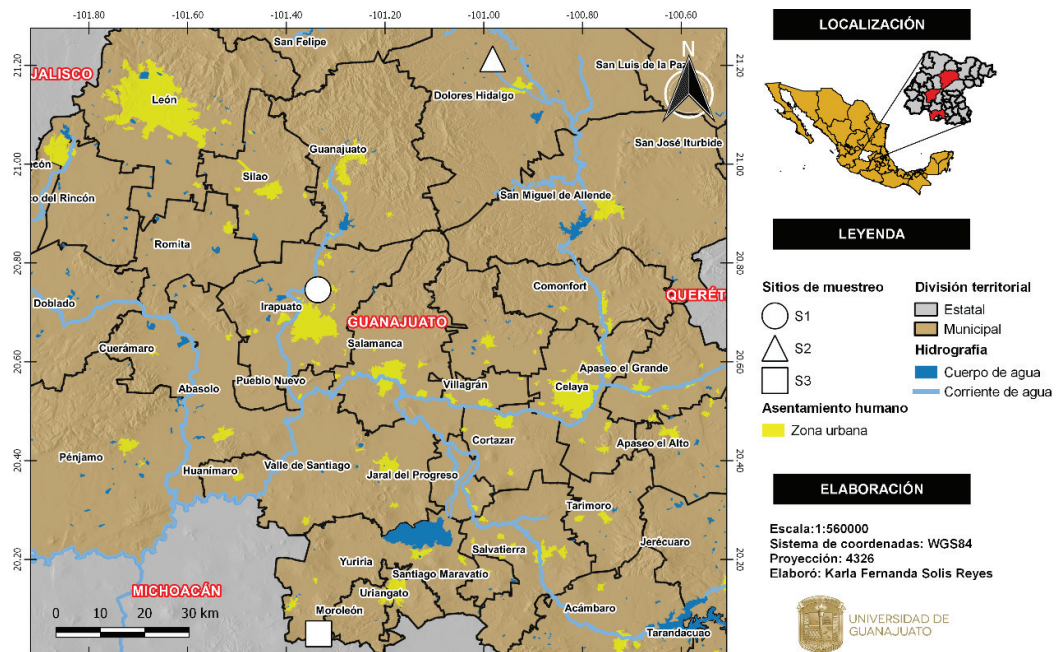


Figura 10. Ubicación de los sitios de muestreo S1-S3. Fuente: INEGI (2015, 2021c). Elaboración propia.

Tabla 9. Identificación de las muestras de suelo.

CLAVE DE LA MUESTRA DE SUELO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS		FECHA DE MUESTREO
	LATITUD	LONGITUD	
S1	20.7457°	-101.3361°	11/03/2022
S2	21.2133°	-100.9817°	14/03/2022
S3	20.0493°	-101.3345°	24/03/2022

Conforme a la división territorial municipal del estado de Guanajuato, el suelo S1 se encuentra dentro del municipio de Irapuato, S2 en el municipio de Dolores Hidalgo y S3 en Yuriria. La Figura 10, además, demuestra que los puntos de muestreo se ubican a una distancia considerable de asentamientos humanos o cualquier actividad antropogénica.

3.1.2 Geología y litología

La zona de estudio presenta un amplio valle en el cual las unidades litológicas que afloran son principalmente materiales volcánicos, producto de la actividad en la Faja Volcánica Transmexicana (INEGI, 1990). Esto confiere al sitio la contribución de materiales volcánicos en la génesis de los suelos.

En la Figura 11 se muestran por claves las unidades litológicas del área de estudio, mismas que se señalan en el Anexo 1. El punto de muestreo S1 se sitúa en la clave litológica TplQpt (ar-cgp), la cual indica depósito de asociación de roca sedimentaria Arenisca-Conglomerado poligénico, formada entre los periodos Neogéno y Cuaternario. En cuanto al punto S2, se sitúa en la clave Tpl (ar-TR), la cual representa depósito de roca híbrida Arenisca-Toba riolítica, formada durante el periodo Terciario. El punto S3, por otra parte, se sitúa en la clave Tpl (A-B), es decir que se encuentra asentado en roca ígnea extrusiva Andesita-Basalto, formada durante el periodo Terciario.

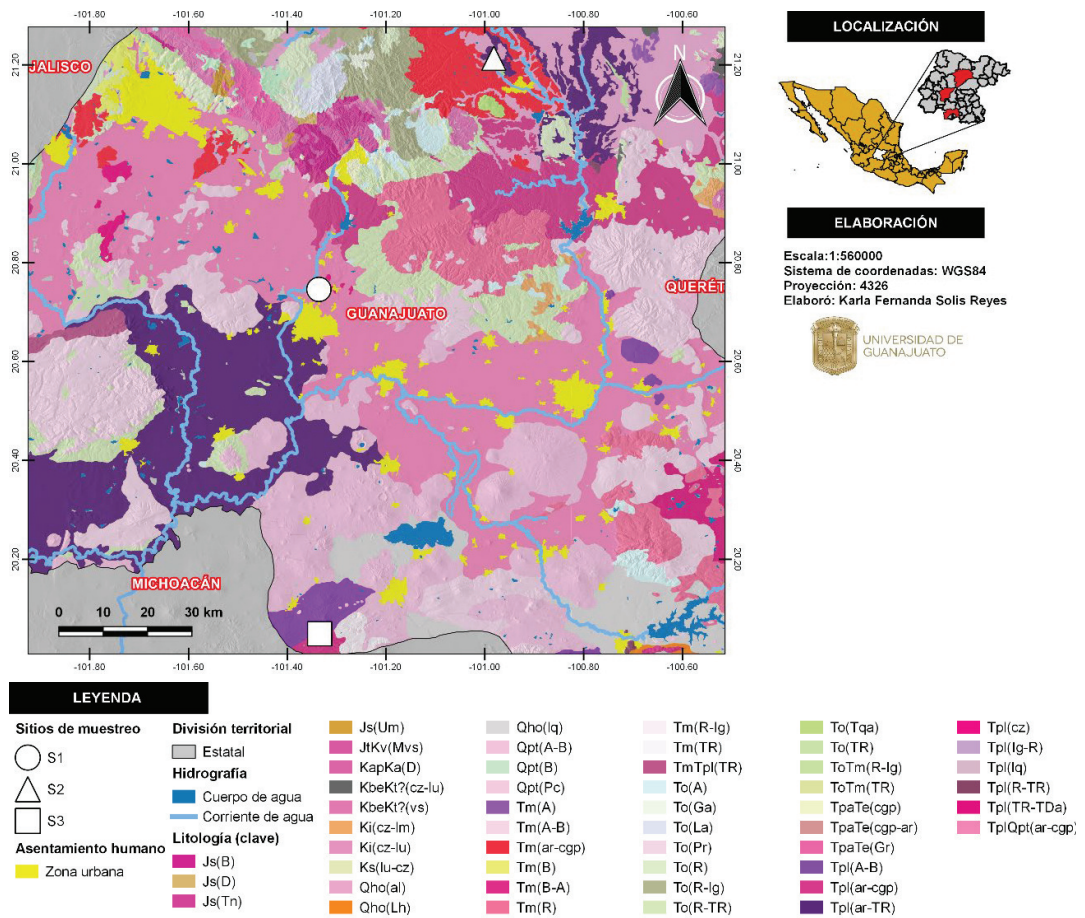


Figura 11. Geología del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: INEGI (1988). Elaboración propia.

3.1.3 Edafología

Las características edáficas en la zona de estudio reflejan, sobre todo, la influencia de las condiciones climáticas semiáridas y áridas. De acuerdo con la carta edafológica (Figura 12), el suelo dominante en la superficie del área de estudio es de tipo Vertisol. El suelo S1 pertenece al suelo tipo Vertisol pélico y el suelo S3 al tipo Vertisol crómico.

Los vertisoles son suelos asociados a climas con una marcada estación seca y lluviosa, originados a partir de la meteorización de rocas ígneas extrusivas, en este caso, de basalto y riolita, en especial. Estos suelos se caracterizan por ser muy arcillosos en cualquier capa a menos de 50 cm de

profundidad, además, se expanden con la humedad y se contraen con la sequía, lo que puede ocasionar grietas muy visibles a menos de 50 cm de profundidad en esta última temporada, siempre y cuando no haya riego artificial. Su uso agrícola es muy extenso, variado y productivo. Poseen una textura fina, lo que indica que tienen escasa porosidad y una baja tasa de infiltración. Además, tienen baja susceptibilidad a la erosión y alto riesgo de salinización.

La segunda unidad de suelo que predomina por la superficie que ocupa, es la correspondiente a los suelos de tipo Feozem. Estos suelos se caracterizan por tener una capa superficial oscura, suave, rica en MO y en nutrientes, además, presentan una textura media (INEGI, 2017). El suelo S2 pertenece al suelo tipo Feozem lúvico.

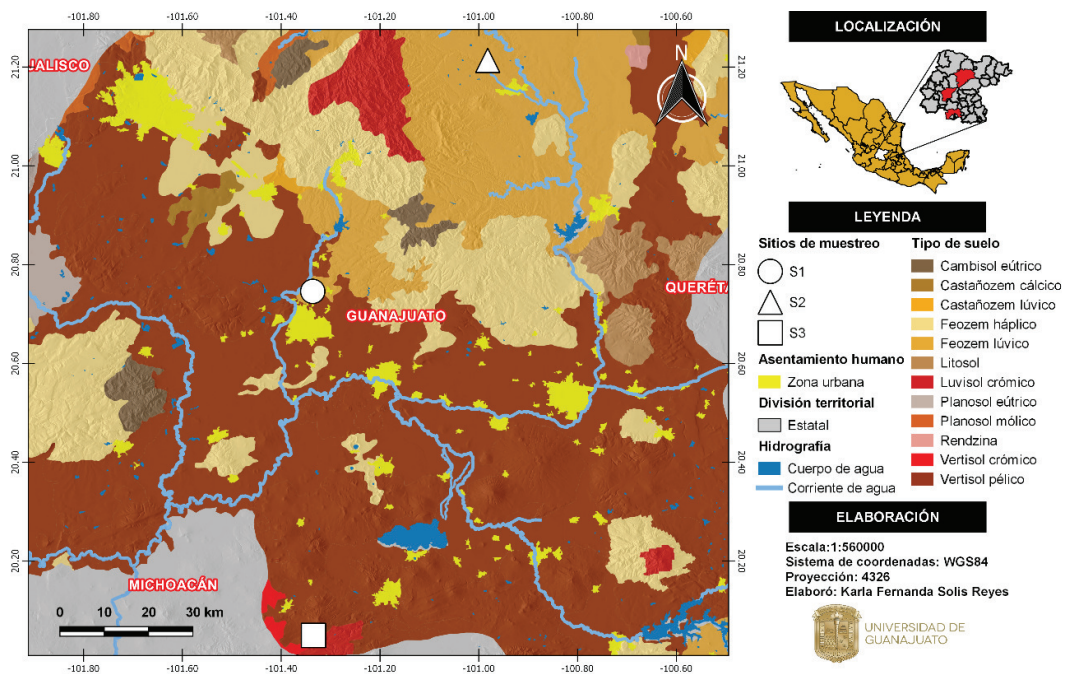


Figura 12. Caracterización edafológica del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: INEGI (2005). Elaboración propia.

D'Alessandro et al. (2012) han demostrado que, debido a la abundancia de minerales no cristalinos en los suelos de las zonas volcánicas, estos presentan propiedades de retención que disminuyen los riesgos asociados con

la movilidad F^- , reduciendo su transferencia a aguas subterráneas y plantas. Por tal razón, se espera que las características del suelo del área de estudio favorezcan la retención de F^- .

3.1.4 Uso de suelo y vegetación

Prácticamente la totalidad de la vegetación original del área de estudio ha sido removida o alterada, debido a la diversidad de prácticas económicas que se han llevado a cabo dada la disponibilidad de agua, sobre todo subterránea; así como por el predominio de terrenos planos, condiciones climáticas y suelos fértiles que han facilitado la práctica agrícola para el cultivo de maíz, sorgo, frijol, alfalfa y cebada especialmente (INEGI, 2007). Por esta causa, la agricultura abarca la mayor parte de la superficie del estado de Guanajuato, como se aprecia en la Figura 13.

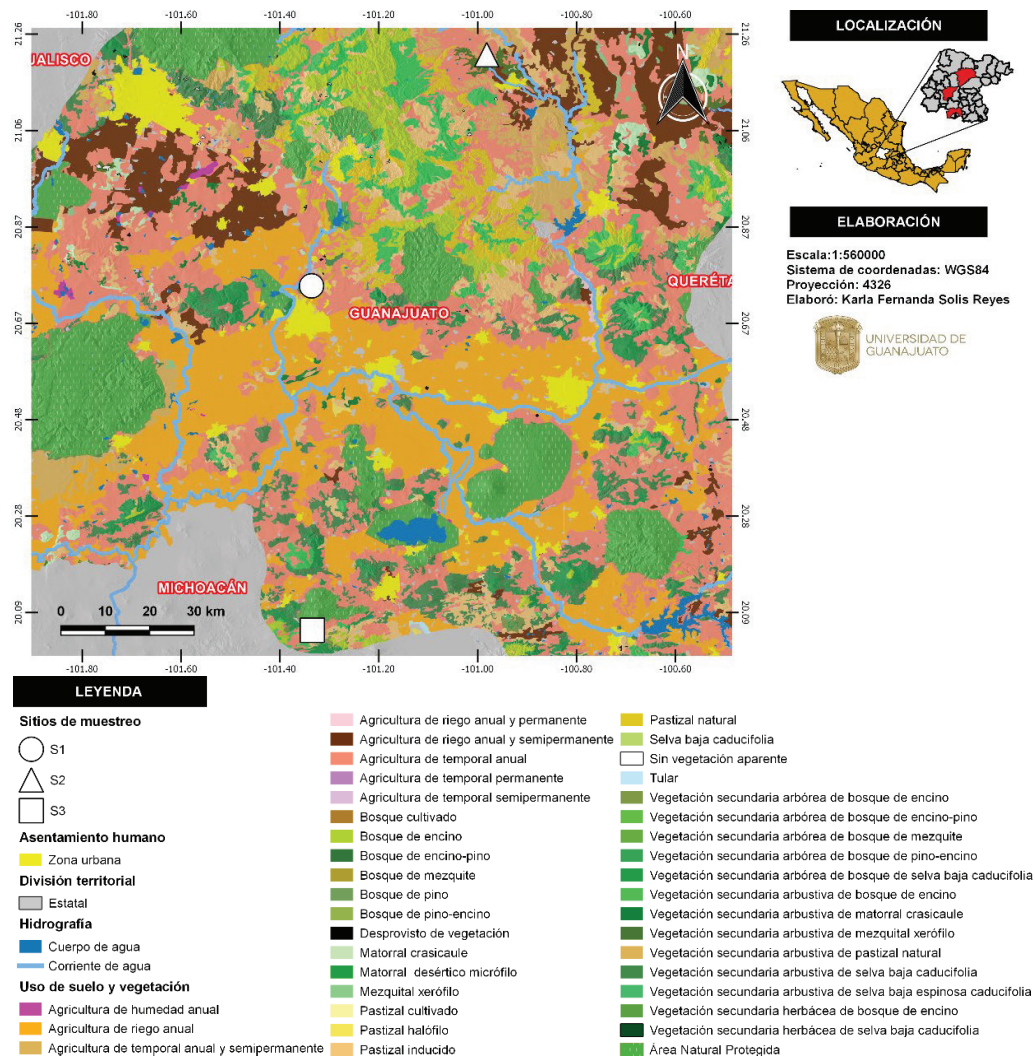









Figura 13. Uso de suelo y vegetación del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: INEGI (2018). Elaboración propia.






De acuerdo con la Figura 13, el tipo de vegetación en que se localizan los sitios de muestreo son:

- S1: Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y pastizal inducido
- S2: Vegetación secundaria arbustiva de pastizal natural
- S3: Bosque de encino

Asimismo, en la Tabla 10 se enlistan las especies vegetales en la superficie de los sitios de muestreo que se identificaron de las observaciones en campo y se corroboró la información con el Documento Técnico Base del Inventario de Especies Vegetales Nativas del Estado de Guanajuato, obra de la Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (2020).

Tabla 10. Especies vegetales de los puntos de muestreo S1-S3.

SUELO	NOMBRE		FAMILIA	IMAGEN*
	CIENTÍFICO	COMÚN		
S1	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight et Arn.	Huizache	Fabaceae	
S1 S2	<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C.Johnst.	Mezquite	Fabaceae	
S2	<i>Opuntia spp.</i>	Nopal	Cactaceae	
	<i>Cylindropuntia imbricata</i>	Cardón	Cactaceae	
	<i>Vachellia schaffneri</i> (S. Watson) Seigler & Ebinger	Huizache chino	Fabaceae	
S3	<i>Mimosa aculeaticarpa</i> var. <i>Biuncifera</i> (Benth.) Barneby	Uña de gato.	Fabaceae	
	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Ocotillo	Sapindaceae	

SUELO	NOMBRE		FAMILIA	IMAGEN*
	CIENTÍFICO	COMÚN		
	<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	Espinosilla	Polemoniaceae	
	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	Encino	Fabaceae	
	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Palo dulce	Fabaceae	
	<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H.Rob. & Brettell	Jara mexicana,	Asteraceae	
	<i>Dendroviguiera sphaerocephala</i> (DC.) E.E.Schill. & Panero	Capitaneja	Asteraceae	

*Fotografías: <https://www.naturalista.mx/>

Los rasgos generales de las especies identificadas es que toleran heladas y sequías (SMAOT, 2020). En la Figura 14 se ilustra el paisaje de los sitios de muestreo S1, S2 y S3, respectivamente.

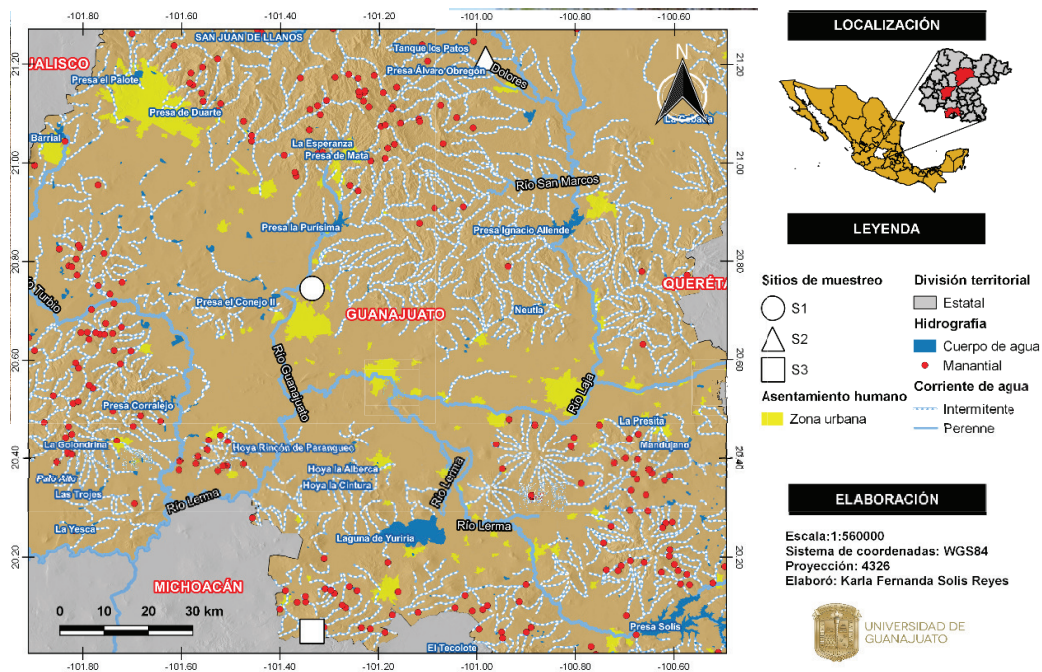


Figura 15. Mapa hidrológico del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: INEGI (2015). Elaboración propia.

3.1.5 Hidrografía superficial

La zona de estudio pertenece a la Región Hidrológica Lerma–Santiago (definida con la clave RH12) cuyas aguas fluyen hacia el Océano Pacífico (INEGI, 2017). Los sitios de muestreo están dentro de la cuenca Río Lerma-Salamanca. Esta cuenca drena una superficie correspondiente a la zona centro y sur del estado de Guanajuato. Tiene su origen en la Presa Solís en donde recibe las aguas de la subcuenca Presa Solís-Salamanca y forma la conocida bifurcación del Lerma, de modo que, este río es el colector principal de la cuenca (CONAGUA, 2020). Los afluentes principales de la cuenca son los ríos Laja, Silao, Turbio y Guanajuato, constituyendo las corrientes perennes de la cuenca. El resto de las corrientes son afluentes de régimen intermitente, de avenidas turbulentas en época de lluvias como se muestra en la Figura 15 (INEGI, 1998).

De acuerdo con la información proporcionada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), se considera que los cuerpos de agua superficiales en Guanajuato tienen diferentes grados de contaminación debido a desechos industriales, mineros, urbanos y agrícolas. En particular, las obras hidráulicas que destacan por disminución de disponibilidad del agua a causa de problemas de contaminación microbiológica (coliformes fecales y *Escherichia coli*) y alta toxicidad son: el arroyo Temascalío y los ríos Guanajuato, Lerma, Silao y Turbio. Por tal razón, el aprovechamiento de las aguas superficiales para usos productivos y abastecimiento local en la mayoría de las regiones del estado de Guanajuato es nula (CONAGUA, 2015, 2021).

Específicamente el punto de muestreo S2 se encuentra cercano a la influencia de la presa Álvaro Obregón, por lo tanto, la formación de este suelo puede generarse a partir de sedimentos aluviales, donde prevalece las fracciones de arena y limo.

3.1.6 Hidrología subterránea

El territorio del estado de Guanajuato cuenta con un total de 20 acuíferos (Figura 16), de los cuales 17 presentan condiciones de sobreexplotación y

problemas de calidad, puesto que se han visto afectados por actividades antropogénicas y efectos de agentes naturales (SIGMAS, 2021).

El agua proveniente de los acuíferos del estado de Guanajuato es utilizada para cubrir las necesidades de los sectores industrial, agrícola, urbano y pecuario. Asimismo, los acuíferos son el principal recurso hídrico para el abastecimiento público en Guanajuato, no obstante, como se mencionó en el

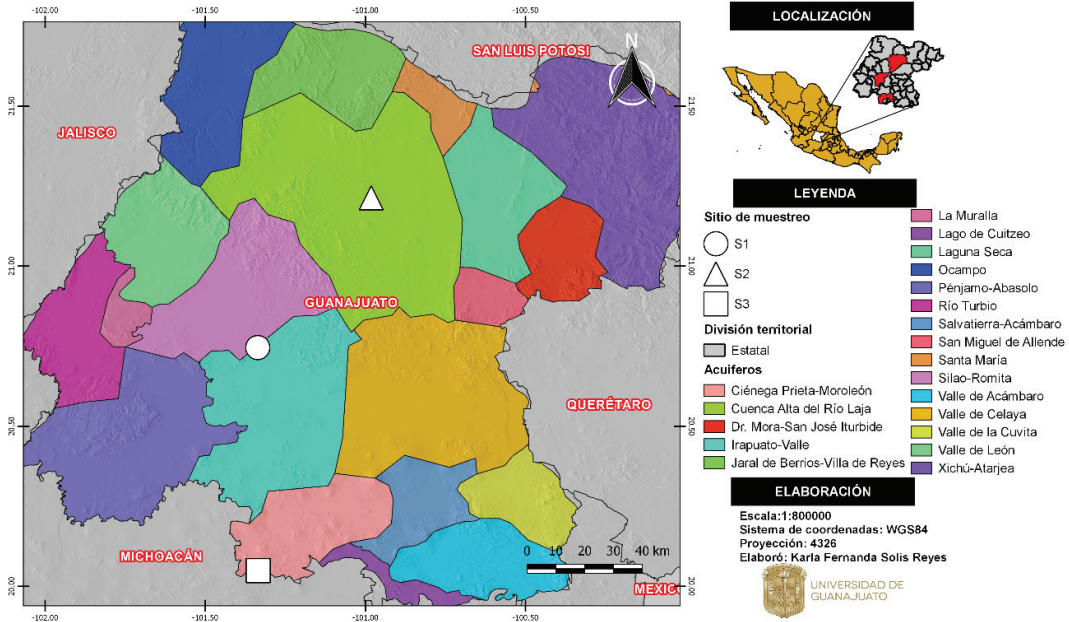


Figura 16. Acuíferos del estado de Guanajuato. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: SIGMAS (2021). Elaboración propia.

capítulo 2.1.5 y de acuerdo con el monitoreo de calidad del agua subterránea realizado por la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG, 2019), se ha encontrado en estos acuíferos concentraciones de F^- por encima de los niveles máximos permitidos y, así como también evidencia de Arsénico (As), Fe y Na. Por lo tanto, la población del estado de Guanajuato se encuentra expuesta al consumo elevado de F^- en agua.

3.1.7 Clima

En la Figura 17 se observa el mapa que muestra la distribución de los diferentes tipos de clima del área de estudio según el Sistema de Clasificación Climática Köppen (1936).

Con base en la combinación de valores que presenta el INEGI en su Diccionario de datos climáticos (2021a), el tipo climático al que pertenece a cada suelo y su descripción se presenta en la Tabla 11.

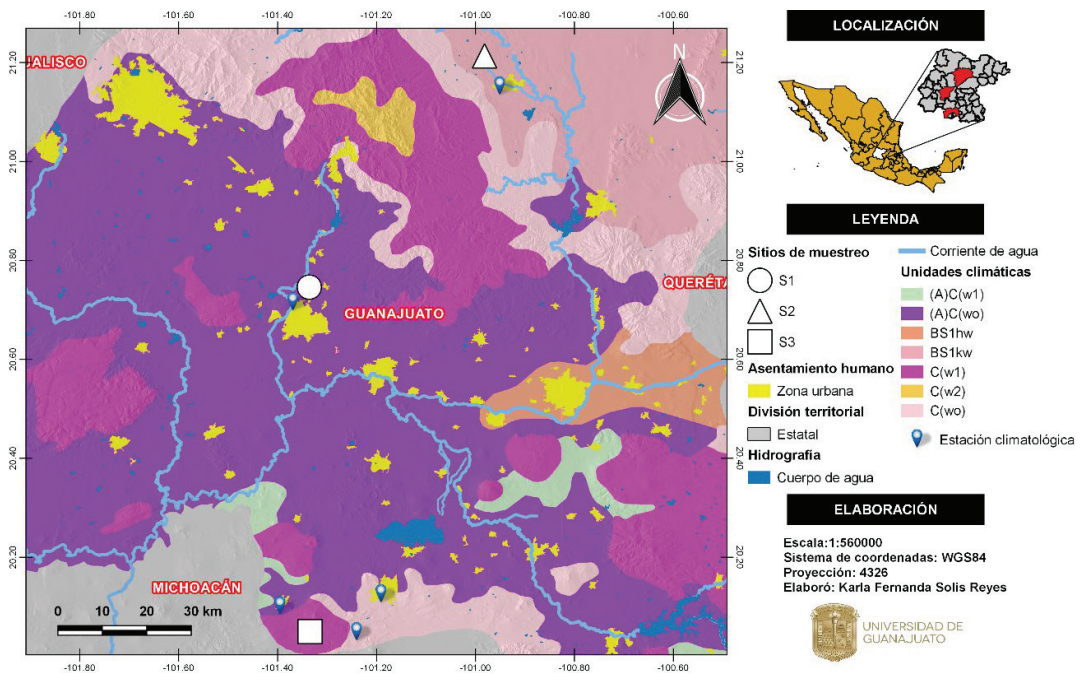


Figura 17. Clima del área de estudio. Se muestran los puntos de muestreo (S1-S3). Fuente: INEGI (2008). Elaboración propia.

Tabla 11. Descripción climática de los sitios de muestreo (S1-S3).

SUELO	UNIDAD CLIMÁTICA	TIPO DE CLIMA	DESCRIPCIÓN	
			TEMPERATURA (T)	PRECIPITACIÓN (P)
S1	(A)C(w _o)	Semicálido subhúmedo templado	Temperatura media anual (TMA) mayor a 18 °C, temperatura del mes más frío menor a 18 °C, temperatura de mes más cálido mayor de 22 °C	Precipitación de mes más seco menor a 20 mm; lluvias de verano con índice P/T menor de 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual

SUELO	UNIDAD CLIMÁTICA	TIPO DE CLIMA	DESCRIPCIÓN	
			TEMPERATURA (T)	PRECIPITACIÓN (P)
S2	BS ₁ kw	Semiárido templado	TMA entre 12 y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18 °C, temperatura del mes más cálido menor de 22 °C	Lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual
S3	C(w ₁)	Templado subhúmedo	TMA entre 12 y 18 °C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18 °C y temperatura del mes más cálido bajo 22 °C	Precipitación en el mes más seco menor a 40 mm; Lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual

Las condiciones climáticas del área de estudio, mencionadas anteriormente, influyen positivamente en las concentraciones de F⁻ del agua subterránea, debido a que, como se mencionó anteriormente, la alta evapotranspiración y la reducida dilución por la baja cantidad de lluvias se relacionan con el aumento de la concentración de F⁻. Es decir que, cuanto menor sea el balance hídrico, menor será la recarga de las aguas subterráneas; por ende, mayor es la posibilidad de encontrar concentraciones elevadas de F⁻ en los acuíferos.

3.2 MUESTREO DE SUELO

Las muestras fueron recolectadas como se describe en la Guía técnica de muestreo de suelos (Mendoza y Espinoza, 2017) . El muestreo se realizó en una sola extracción, es decir, se recolectó una muestra simple por cada sitio. La técnica para la obtención de la muestra consistió en remover los restos de plantas o residuos de la superficie y tomar con la pala una porción de la capa superior del suelo a una profundidad de 20 cm a partir de la superficie. Una vez tomada la muestra, se almacenó una bolsa de plástico y se etiquetó para su identificación con la información descrita en la Tabla 11.

Después de la recolección, la identificación del color de los suelos se realizó *in situ*, mediante la Tabla Munsell (Figura 18). La determinación del color se realizó en seco colocando una cantidad de cada muestra de suelo en las tablas orientadas hacia la luz natural hasta lograr coincidencia con los colores de las tablas y posteriormente se anotaron los parámetros de color.

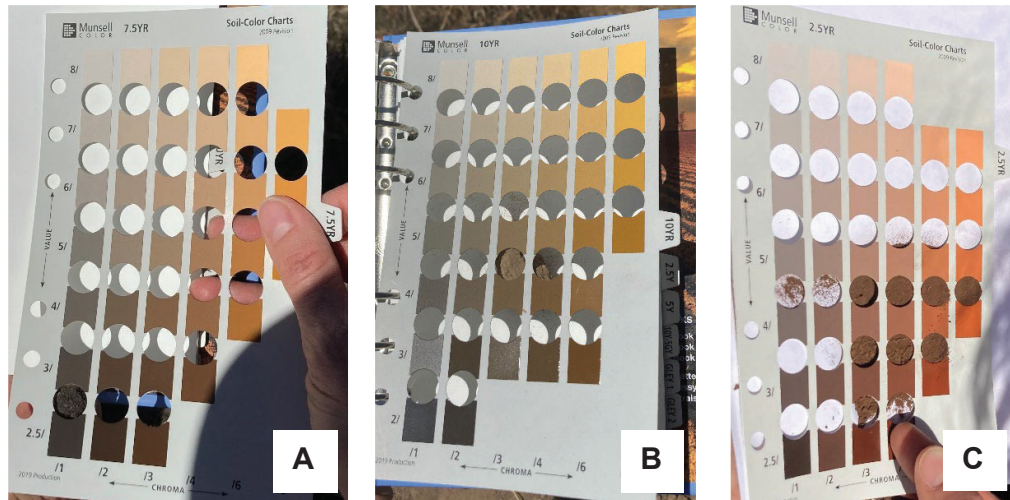


Figura 18. Determinación de las muestras de suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3 acorde al libro de colores de suelos de Munsell.

3.3 PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS DE SUELO

Al finalizar la recolección, las muestras de suelos se trasladaron al laboratorio de Geología Ambiental de la División de Ciencias de la Vida (DICIVA) en donde se prepararon para posteriormente someterlas a los procesos de análisis de caracterización y a los experimentos de adsorción por lotes. Para efectuar la preparación de cada muestra, se siguieron los protocolos publicados por la Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Las muestras de suelo fueron homogenizadas y extendidas sobre una charola de plástico, a una profundidad no mayor a 2.5 para ser secadas a temperatura ambiente durante 7 días. Posteriormente se retiraron las rocas y

material orgánico visible (ej. raíces gruesas) para más adelante moler con un mazo de madera y cribar a través de un tamiz con abertura de 2 mm de diámetro (malla No. 10) de acero inoxidable. En la Figura 19 se evidencian las fotografías del proceso y en la Figura 20 una muestra de los 3 diferentes suelos preparados para su análisis.



Figura 19. Procedimiento de preparación de las muestras de suelo. (A) Secado, (B) molienda y (C) tamizado.

Por último, las muestras se almacenaron en bolsas de plástico etiquetadas con sus respectivas claves de identificación.

3.4 ANÁLISIS FÍSICO DE LAS MUESTRAS DE SUELO

Para las determinaciones de las propiedades físicas de las muestras de suelo se siguieron los protocolos de la NOM-021-SEMARNAT-2000. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado para lograr exactitud experimental y estadística (Anexo 2).

3.4.1 Humedad

Se siguió el método gravimétrico para la determinación del contenido de humedad de las muestras de suelo. Este método se basa en la medición de la cantidad de agua, expresada en gramos, que contiene una muestra de suelo. La determinación de la masa de agua se realiza por la diferencia en peso entre la masa de suelo húmedo y la masa de suelo seco.

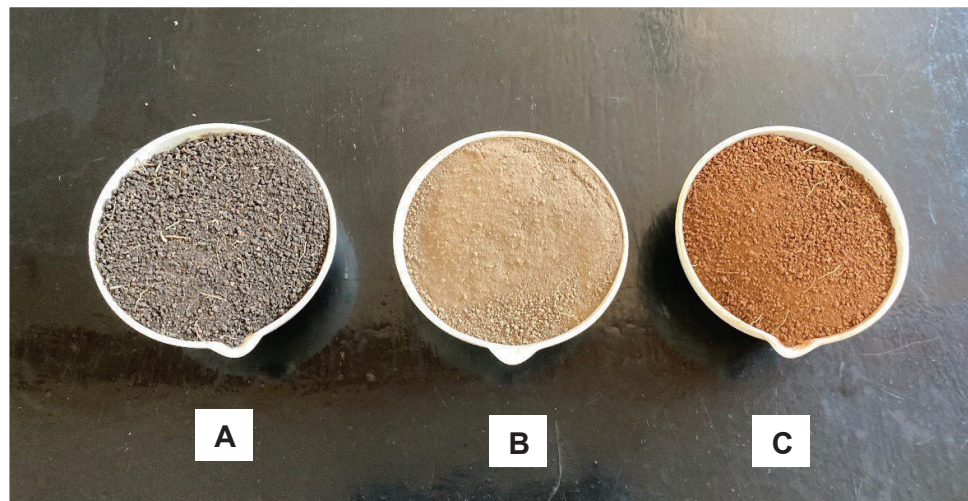


Figura 20. Muestra de suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3, secadas y tamizadas.

En primer lugar, se introdujeron los crisoles en una estufa marca Felisa modelo FE291AD durante 8 h a una temperatura de 105 °C, hasta lograr un peso constante. Posteriormente, los crisoles se colocaron en un desecador hasta enfriar para poder pesarlos en una balanza analítica Velab modelo VE-300. Después de anotar el peso de cada crisol, se le colocó aproximadamente 3 g de suelo húmedo para luego someterlo a una temperatura de 105 °C por 24 h. Por último, se enfrió el crisol con la muestra seca en el desecador de vacío y se pesó nuevamente. En la Figura 21 se presenta evidencia fotográfica del procedimiento.

Con los datos obtenidos (Anexo 2) se aplicó la Ecuación 9 para el cálculo del contenido de humedad.

Ecuación 9.

$$\%g = \frac{(PC + PSH) - (PC + PSS)}{(PC + PSS) - PC} \times 100$$

Donde:

%g = Contenido de humedad gravimétrica expresado en porcentaje.

PC = Peso del crisol (g).

PSH = Peso del suelo húmedo (g).

PC+PSH = peso del crisol más peso del suelo húmedo (g).

PC+PSS = Peso del crisol más peso del suelo seco (g).

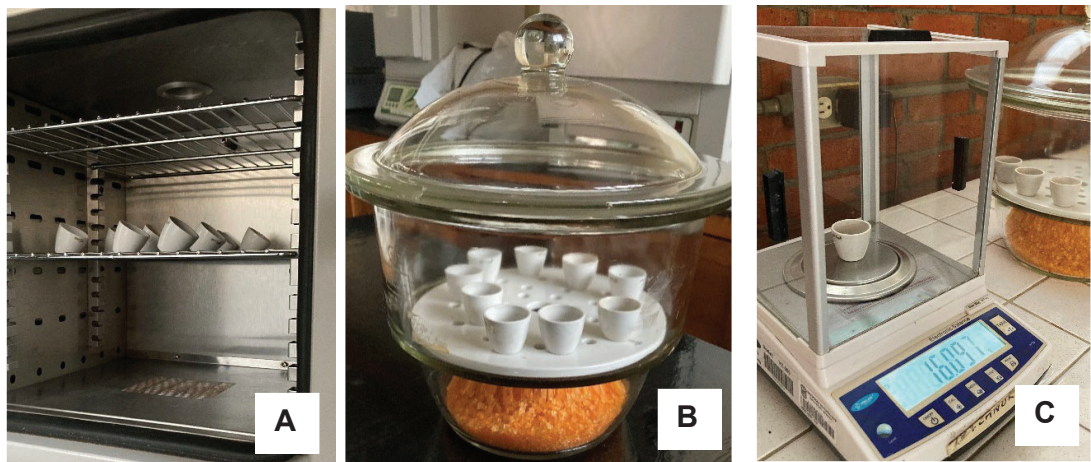


Figura 21. Procedimiento para la determinación de humedad por gravimetría. (A) Crisoles en estufa a 105 °C, (B) Crisoles en desecador y (C) Muestras pesadas en balanza analítica.

3.4.2 Conductividad eléctrica

La CE se midió por el método electrométrico en una suspensión con una relación suelo:agua 1:5. Primeramente, la mezcla de 10 g de suelo con 50 mL de agua destilada se agitó manualmente por 30 minutos con intervalos de 5 minutos y se dejó reposar por 15 minutos. Después se tomó lectura con un conductímetro marca Conductronic modelo PC45 (Figura 22), previamente calibrado con una solución de KCl 0.1 N a 20 °C, ajustando la CE a 1.4 dS/m.



Figura 22. Medición de CE en las muestras de suelo estudiadas.

3.4.3 Textura

La textura de las muestras de suelo se determinó por el procedimiento de Bouyoucos (1962). Se pesó 60 g de suelo y se eliminó la agregación debida a la MO con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30% y se puso a evaporar hasta sequedad. Posteriormente se pesaron 50 g del suelo seco y se eliminó la floculación debida a los cationes de Ca y Mg, agregando tres agentes dispersores: 10 mL de hexametáfosfato de sodio, 5 mL de metasilicato de sodio y 5 mL de oxalato de sodio. La solución se mezcló con agua destilada y se dejó reposar por 15 min. Luego se agitó por 5 min en un agitador mecánico marca Oster. Después se traspasó la solución a una probeta de 1000 mL, se colocó el hidrómetro y se aforó con agua destilada. El hidrómetro se retiró de la probeta y se procedió a agitar la mezcla manualmente durante 1 min. Por último, se colocó de nuevo el hidrómetro y se tomaron las lecturas con el hidrómetro y termómetro a los 40 segundos y a las 2 h (Figura 23).

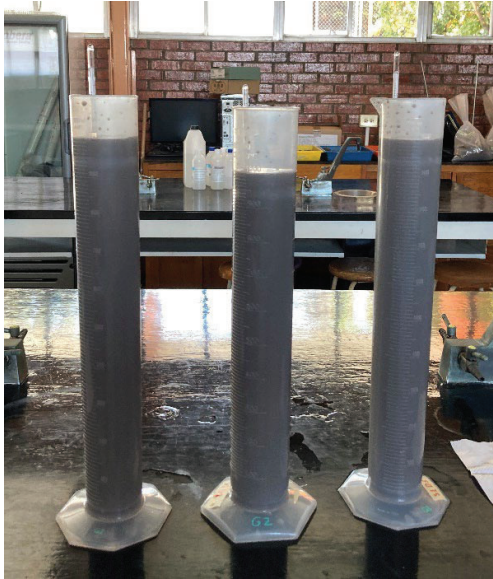


Figura 23. Procedimiento de Bouyoucos

Para calcular los porcentajes de arena, limo y arcilla se corrigieron las lecturas del hidrómetro agregando 0.36 por cada grado centígrado arriba de 19.5 °C. La lectura a los 40 segundos multiplicada por 2 es igual al porcentaje de arcilla más limo. Restando de 100 se obtuvo el porcentaje de arena. La lectura obtenida a 2 h multiplicadas por 2 es igual al porcentaje de arcilla. El porcentaje de limo se obtuvo por diferencia. Con los porcentajes obtenidos se interpretó la clase textural del suelo mediante el uso del triángulo de textura USDA (Figura 24).

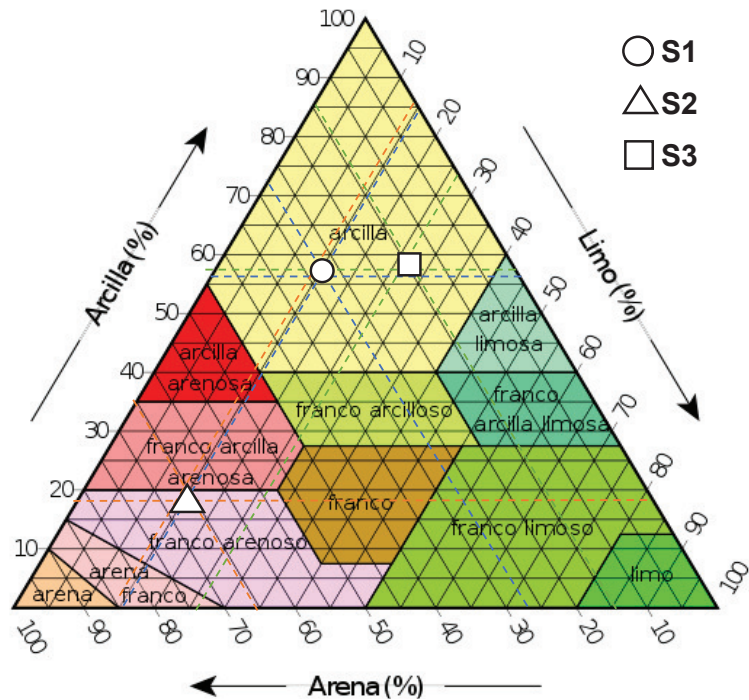


Figura 24. Clases textuales de las muestras de suelo (S1-S3), con base en el Triángulo de Texturas de USDA.

3.5 ANÁLISIS QUÍMICO DE LAS MUESTRAS DE SUELO

Todas las determinaciones se realizaron por triplicado para lograr exactitud experimental y estadística (Anexo 2).

3.5.1 Pérdida por ignición

Se llevó a cabo el método de PPI, que se basa en un calentamiento secuencial de las muestras de suelo seco, para después calcular el CO, carbonatos y MO del suelo a partir de la diferencia de masa antes y después del calentamiento. En una primera reacción, el CO se oxida a 550 °C en dióxido de carbono (CO₂) y cenizas. En una segunda reacción, el CO₂ se desprende del CO₃⁻² a 950 °C, dejando el óxido (Heiri et al., 2001).

El proceso fue el siguiente: 3 g de muestra previamente secada a 105 °C se introdujo en una mufla marca Thermo Scientific modelo F479 (Figura 25) a una temperatura de 550 °C, durante 3 h. Posteriormente la muestra se enfrió hasta temperatura ambiente en un desecador antes de pasar a pesarla en una balanza analítica y calcular con los datos obtenidos el porcentaje de CO de las muestras de suelo con la Ecuación 10.



Figura 25. Crisoles con las muestras de suelo en la mufla para PPI.

Ecuación 10.

$$\%CO = \frac{PSS_{105} - PSS_{505}}{PSS_{105}} \times 100$$

Donde

PSS_{105} = Peso del suelo a 105 °C (g).

PSS_{505} = Peso del suelo a 550 °C (g).

La NOM-021-SEMARNAT-2000 recomienda utilizar en suelos de México un factor de 1.724 para la conversión de CO a MO, basándose en la

suposición de que la MO del suelo contiene 58% de CO. Por ello, se utilizó la Ecuación 11 para calcular el porcentaje de MO en las muestras de suelo.

Ecuación 11.

$$\%MO = \%CO \times 1.724$$

Posteriormente, la misma muestra se introdujo nuevamente en la mufla a una temperatura de 950 °C, durante 2 h. Transcurrido el tiempo se dejó enfriar la muestra hasta temperatura ambiente en un desecador antes de la medición en la balanza analítica. Con los datos obtenidos se calculó PPI₉₅₀ (Ecuación 12).

Ecuación 12.

$$PPI_{950} = \frac{PSS_{550} - PSS_{950}}{PSS_{105}} \times 100$$

Donde

PSS₉₅₀= Peso de suelo seco a 950 °C (g).

Considerando el peso molecular de 44 g/mol para el CO₂ y 60 g/mol para el CO₃²⁻, el porcentaje de PPI₉₅₀ multiplicada por 1.36 debe entonces teóricamente igualar el peso del carbonato como se muestra en la Ecuación 13 (Bengtsson y Enell, 1986).

Ecuación 13.

$$\% \text{ carbonatos} = PPI_{950} \times 1.36$$

3.5.2 pH

El pH del suelo se midió potenciométricamente en la suspensión sobrenadante una relación suelo: agua 1:5. Para ello, se mezclaron 10 g de suelo con 50 mL de agua destilada. La mezcla de suelo:agua se agitó manualmente a

intervalos de 5 minutos, durante 30 minutos. Posteriormente se dejó reposar durante 15 minutos y se tomaron lecturas de pH de la suspensión al introducir el electrodo cuya membrana es sensitiva al H (Figura 26). Las lecturas se tomaron con un potenciómetro marca Conductronic modelo PC45, previamente calibrado con soluciones reguladoras a pH 4, 7 y 10.

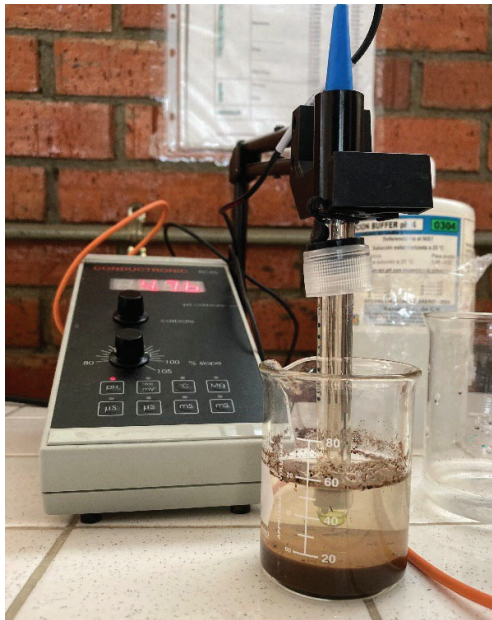


Figura 26. Medición de pH en las muestras de suelo estudiadas.

3.6 CUANTIFICACIÓN DE FLUORURO TOTAL EN LAS MUESTRAS DE SUELO

De acuerdo con Geretharan et al. (2018), se utiliza la extracción con hidróxido de sodio (NaOH) como método convencional para medir F⁻ total en el suelo. Dicha extracción se llevó a cabo en el Laboratorio Químico Especializado en Análisis Industriales para Control de Calidad (LAQUIMIA), ubicado en el municipio de Irapuato, Guanajuato.

Para la extracción con NaOH, 0.5 g de cada muestra de suelo por duplicado se secaron en horno a 105° C durante 12 horas en un crisol de níquel, posteriormente se humedecieron con agua destilada y se agregaron gotas de etanol (70% v/v) para mejorar la adsorción de agua. A continuación, se añadieron

6 mL de 17 mol/L NaOH, se mezcló y se introdujo en un horno a 150 °C durante 12 horas. Posteriormente se colocó en una mufla a 300 °C y se elevó la temperatura gradualmente hasta 600 °C durante 1 hora. Después de que la muestra se removió de la mufla se dejó enfriar a temperatura ambiente, se añadieron 10 mL de agua destilada para facilitar la disolución del NaOH. La solución resultante se transfirió a un tubo de centrifuga de polipropileno a través de un filtro de 8 µm y se añadieron 8 mL de ácido clorhídrico (HCl) con agitación para ajustar el pH a 8-9.

La cuantificación del F⁻ en la solución resultante de la extracción con NaOH se realizó en el Laboratorio de Tecnología del Agua para la Agricultura (LABTECAA) de la DICIVA, mediante la técnica indicada en el capítulo 3.8.

3.7 DIFRACCIÓN DE RAYOS X

Se aplicó la técnica de DRX para la identificación de los minerales presentes en las muestras de suelo. Este análisis mineralógico se realizó en el Laboratorio de Fluidos Corticales, del Centro de Geociencias-UNAM (Juriquilla, Querétaro). Las muestras en forma de polvo se midieron en un equipo Miniflex de Rigaku con radiación de cobre K α 1.5406Å generada a 30 kV y 30 mA, en un intervalo de 5 a 80 grados 2 θ a un paso de 0.02 grados con un tiempo de conteo de 0.06 s por punto. Los patrones de difracción presentados fueron suavizados y se les sustrajo el fondo con el fin de identificar mejor las fases presentes.

3.8 EXPERIMENTO DE ADSORCIÓN

Todo el material en contacto con muestras y reactivos se sumergió en una solución de HNO₃ al 5% durante 24 h y se enjuagó repetidamente con agua destilada previo a su uso.

Inicialmente se preparó una solución sintética de F⁻ a concentración de 10 mg/L. Para ello, 0.221 g de fluoruro de sodio (NaF) se aforaron a 1 L con agua destilada. Posteriormente, las soluciones con concentraciones de 1, 2, 3, 4, 5, 6,

7, 8 y 9 mg/L de F^- (similares al exceso de F^- encontrado en algunos pozos del estado de Guanajuato) fueron preparadas a partir de la dilución de la solución madre de 10 mg/L.

3.8.1 Isotherma de adsorción

Las pruebas de este experimento se elaboraron en un sistema de adsorción por lotes a escala laboratorio con tres réplicas y se realizaron variando la concentración inicial de F^- en solución en un rango de 0-10 mg/L con intervalos de 1 mg/L y a dos diferentes valores de pH (4 y 6), con la finalidad de estudiar su influencia en la adsorción de F^- . Además, estos valores son habituales en el agua de pozo y en el entorno del área de estudio, por lo que se eligieron para emular sus condiciones.

El proceso del experimento se aprecia en la Figura 27. El experimento de adsorción por lotes se realizó en tubos de centrifuga de polipropileno utilizando una relación adsorbente-solución 1:20. El proceso consistió en suspender 2 g de suelo en 40 mL de solución acuosa con concentración inicial de F^- conocida (0-10 mg/L, con intervalos de 1 mg/L). El pH deseado (4 o 6) de la mezcla al inicio y durante el experimento fue constantemente verificado y ajustado mediante la adición de 0.1M ya sea de ácido nítrico (HNO_3) o NaOH, según el caso. La mezcla se incubó en un agitador orbital (modelo IKA KS4000) a 120 rpm y temperatura constante (25 °C) hasta alcanzar condiciones de equilibrio (pH no cambia). Una vez estabilizado el pH, la suspensión se centrifugó a 4000 rpm durante 15 min y después se separó la fase sólida de la líquida por filtración a través de una membrana de celulosa de 0.45 μm para posteriormente cuantificar el F^- en la solución filtrada.

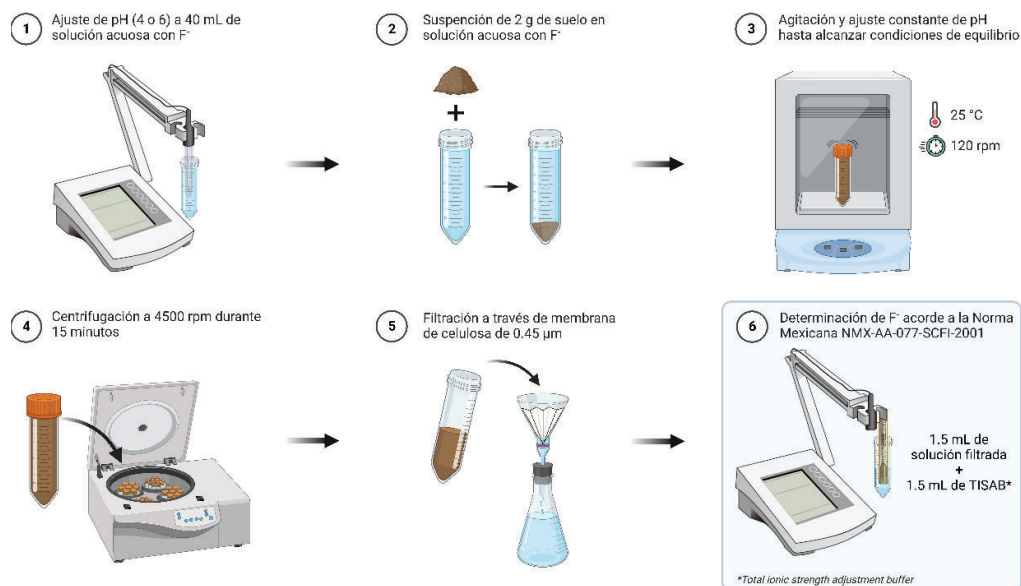


Figura 27. Proceso del experimento de isoterma de adsorción. Elaboración propia.

Con los resultados obtenidos se determinó la q_e y el porcentaje de adsorción de cada muestra de suelo utilizando las Ecuaciones 1 y 2, respectivamente. Además, se ajustaron datos experimentales a los modelos de isoterma de Langmuir y Freundlich (Ecuación 3 y 4, respectivamente).

3.8.2 Cinética de adsorción

Los experimentos de cinética se elaboraron en un sistema de adsorción por lotes a escala laboratorio con dos réplicas y utilizando los mejores resultados de la isoterma de adsorción. El proceso consistió en suspender 10 g de suelo en 2 L de solución acuosa con concentración inicial de F^- de 10 mg/L. La mezcla se incubó en un agitador orbital (modelo IKA KS4000) a 120 rpm y temperatura constante (25 °C) hasta cumplir un lapso de 1 hora. El pH deseado (4 o 6) de la mezcla al inicio y durante el experimento fue verificado y ajustado cada 30 minutos mediante la adición de 0.1M ya sea de HNO_3 o $NaOH$, según el caso.

Asimismo, durante el experimento se recolectó 1.5 mL cada 5 minutos para cuantificar el F^- .

El estudio cinético de la adsorción de F^- sobre suelo se realizó ajustando los datos cinéticos al modelo de pseudo- primer-orden y pseudo-segundo-orden (Ecuación 6 y 8, respectivamente).

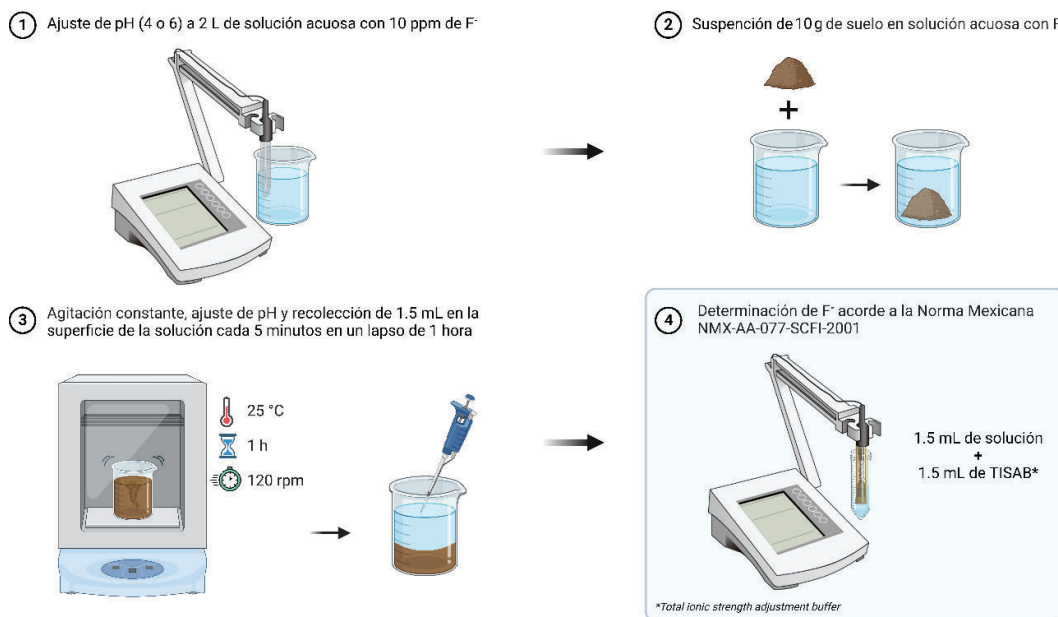


Figura 28. Proceso del experimento de cinética de adsorción. Elaboración propia.

3.9 CUANTIFICACIÓN DE FLUORUROS

La cuantificación del contenido de F^- en las soluciones, antes y después de los experimentos de adsorción, se realizó acorde a la Norma Mexicana NMX-AA-077-SCFI-2001 que establece el método potenciométrico. El proceso de este método consistió en tomar una alícuota de la solución a determinar y mezclar en una relación 1:1 (v/v) con una solución amortiguadora de fuerza iónica total (TISAB, por sus siglas en inglés) II. La solución TISAB II se utiliza para mantener el pH y la fuerza iónica en valores constantes, de esta manera se eliminan las interferencias en la medición con Si (IV), Fe (III) y Al (III) (Martínez-Mier et al.,

2011). Posteriormente las muestras se analizaron con un electrodo selectivo de ion específico para F^- (Modelo Oriontm 9609BNWP), conectado a un medidor de pH (Modelo Orion Startm A214). Para calibrar este equipo previamente a las mediciones, se utilizaron soluciones estándar de F^- en concentraciones de 0.1, 1 y 10 mg/L. La determinación de la diferencia entre los tres valores de mV de las soluciones de calibración (los valores aceptables para esta pendiente son entre -55 y -63) permitió medir la concentración de F^- en las muestras.

3.10 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Se empleó el software Microsoft Excel[®] para ajustar los modelos isotérmicos y cinéticos a los datos experimentales de adsorción, así como también para calcular los valores de desviación estándar (representados en barras de error y denotada por σ), el error cuadrático medio (ECM) y el coeficiente de determinación ajustado (R_{adj}^2).

El R_{adj}^2 se utilizó para determinar el mejor ajuste de los datos experimentales de adsorción a los modelos isotérmicos y cinéticos. Asimismo, se emplearon las gráficas de residuos estandarizados, para evaluar la validez de los modelos isotérmicos y cinéticos. Estas gráficas de diagnóstico se muestran en el Anexo 3.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS DE LOS SUELOS ESTUDIADOS

En la Tabla 12 se reportan los resultados obtenidos de las propiedades físicas y químicas de los suelos muestreados.

Tabla 12. Propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados.

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS	SUELO		
	S1	S2	S3
COLOR	7.5YR 2.5/1 (Negro)	10YR 5/3 (Café)	2.5YR 3/4 (Marrón rojizo oscuro)
HUMEDAD (%)	8.00	1.07	2.73
CE (dS/m)	0.52	0.06	0.10
TEXTURA	Arena (%)	26.65	65.27
	Limo (%)	16.61	15.76
	Arcilla (%)	56.73	18.97
	Clase	Arcillosa	Franco arenosa
MO (%)	6.29	4.27	11.84
CO (%)	4.84	3.29	9.11
CARBONATOS (%)	2.50	1.39	2.32
pH	7.87	6.48	5.69

La notación de la tabla de Munsell (Tabla 12) mostró matices oscuros en los suelos S1 y S3, lo cual se correlaciona con el contenido mayor de MO, mientras que el matiz más claro del suelo S1 indica un contenido menor de MO. Además, según lo propuesto por Tiwari (2004), la presencia de minerales de Fe puede otorgar el color rojo al suelo como en el caso del suelo S3, el cual muestra una coloración marrón rojiza que se atribuye al contenido del mineral hematita (Figura 29). El color negro del suelo S1 puede ser causado por el alto contenido de MO y a la presencia de montmorillonita.

El porcentaje de humedad más bajo se encontró en el suelo S2 con 1.07% (Tabla 12). Este resultado se puede relacionar con el predominio de elementos gruesos en S2, los cuales aumentan la permeabilidad del suelo, puesto que poseen mayor proporción de macroporosidad y menor volumen total de poros (Angella et al., 2016). En cambio, en los suelos de textura fina predomina la microporosidad, lo que explica la mayor capacidad para retener agua de los suelos S1 y S3 (8 y 2.73%, respectivamente).

De acuerdo con la Tabla 12, todos los suelos presentaron una CE menor a 1 dS/m, en consecuencia, los suelos se encontraron dentro de la clasificación: efectos despreciables de salinidad (Tabla 6).

El suelo S2 presentó un dominio granulométrico arenoso con 65.27% y la clase textural resultó franco arenosa, debido al material detrítico de origen lacustre próximo a la presa Álvaro Obregón (Figura 15). El valor más bajo del contenido de arena se encontró en el suelo S3 con 14.41%, pero presentó el mayor contenido de arcilla (57.83%). La clase textural de S1 y S3 resultó arcillosa. El alto contenido de arcilla (más del 30%) es típico de los suelos Vertisoles (USDA-NRCS, 1999). El contenido de arcilla es un factor importante para la capacidad de adsorción de F^- , ya que, el F^- en los minerales arcillosos puede sustituir a los grupos hidroxilo (OH^-) a causa de que tienen la misma carga, similitud en radio iónico (131 y 135 pm, respectivamente) y son isoeléctricos (Hem, 1989; Liu et al., 2014).

El contenido más alto de MO se presentó en el suelo S3 con 11.84%. Por el contrario, el contenido mínimo de MO se observó en el suelo S2, registrando 4.27%. De acuerdo con la Tabla 8, el contenido de MO para suelos volcánicos en S1 se clasifica como medio, en S2 como bajo y en S3 como alto. D'Alessandro (2012) informaron que la escasez de MO disminuye la adsorción del F^- .

La diferencia del contenido de MO entre los suelos está relacionada con el contenido de arcillas y limo, puesto que las partículas finas proveen la

capacidad para retener más agua y nutrientes para mayor producción de biomasa vegetal y a la vez inhiben la libre circulación de aire que estimularía una rápida descomposición aeróbica. Además, las partículas finas proporcionan una gran cantidad de superficie mineral que se une químicamente con los compuestos orgánicos y de esta manera se protege a la MO del ataque microbiano. Por el contrario, la textura gruesa tiene menor área superficial para acumular MO, produce menos biomasa vegetal y pierde un gran porcentaje de MO debido a la respiración microbiana (Magdoff y Weil, 2004).

Asimismo, la vegetación tiene una importante contribución en el contenido de MO en los suelos. En la Figura 14 y en la Tabla 10 se observa que el suelo S3 presenta mayor cantidad y diversidad de especies vegetales (predominantemente arbóreas), en comparación con los suelos S1 y S2.

Por lo tanto, el alto contenido de MO en S3 se debe a la continua adición de residuos vegetales y a su mayor contenido de arcilla y limo. Mientras que, el menor contenido de MO en S1 se debe a que presenta una textura más gruesa.

Los valores de pH de S2 y S3 (6.48 y 5.69, respectivamente) que muestra la Tabla 12, clasificaron a los suelos como medianamente ácidos (Tabla 7). En cambio, el suelo S1 registró un pH más alto (7.87), clasificándose como medianamente alcalino. El aumento del pH está positivamente correlacionado con el contenido de carbonatos. Además, los suelos medianamente ácidos favorecen la formación de complejos de F^- con los oxi-hidróxidos de Al y Fe existentes en la superficie del suelo (Pickering, 1985). En contraste, existen estudios de adsorción en suelos alcalinos que han demostrado que en estas matrices aumenta la interacción del F^- con el contenido de Ca intercambiable (Chowdhury et al., 2019).

4.2 DIFRACCIÓN DE RAYOS X

Mediante la DRX se identificó la mineralogía de las muestras de suelo (Figura 29). El suelo S1 presentó cuarzo, gismondina, paragonita y

montmorillonita. Por otra parte, la mineralogía del suelo S2 está dominada por cuarzo, gismondina y anortoclasa. En cambio, los principales minerales del suelo S3 son cuarzo, caolinita, gismondina, hematita y albita.

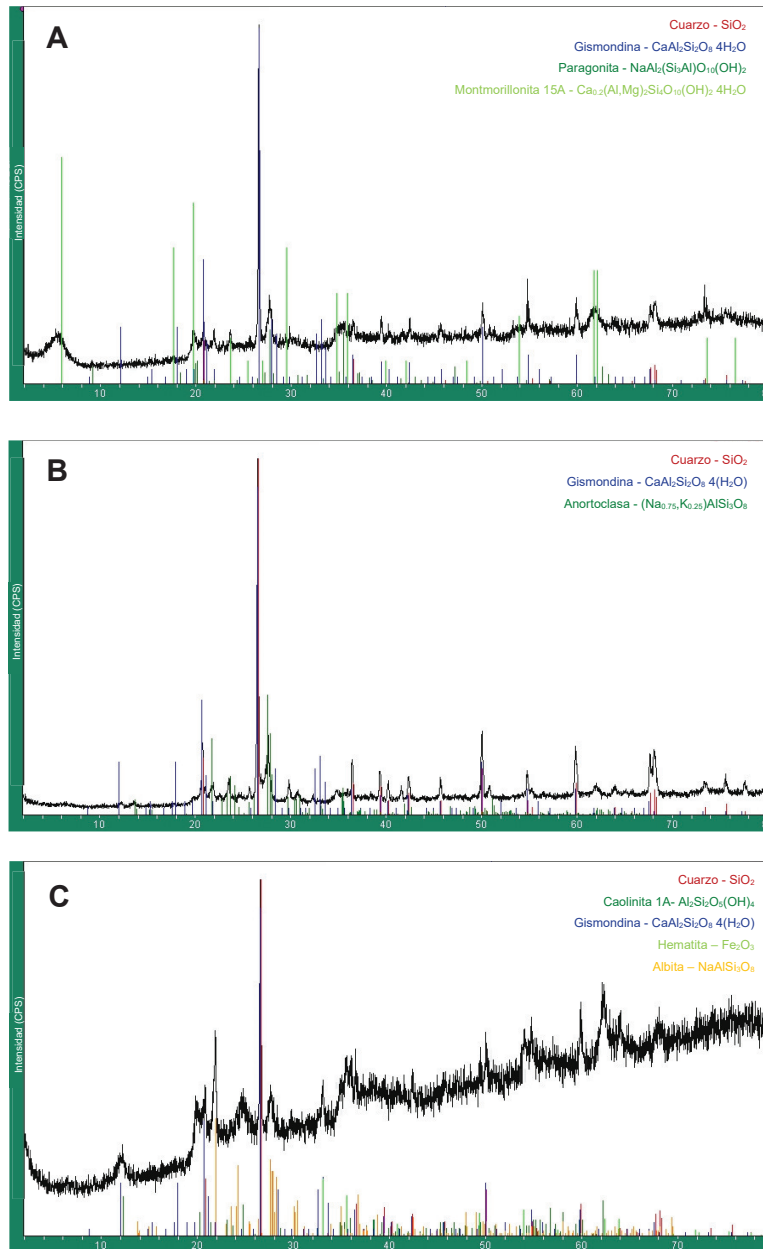
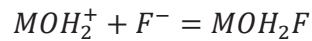


Figura 29. Resultados de la difracción de rayos X en las muestras de suelo: (A) S1; (B) S2 y(C) S3.

El hecho de que los suelos S1 y S3 tengan minerales con contenido de Al y Fe como componente principal facilita la adsorción de F⁻, debido a que, en un entorno húmedo, la superficie hidroxilada de los óxidos metálicos desarrolla una carga positiva, por lo tanto, supone una atracción electrostática (Chidambaram et al., 2004; Tor, 2006), como se muestra en la Ecuación 14.

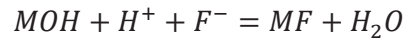
Ecuación 14



En donde *M* representa el ion metálico (Fe o Al).

Asimismo, la adsorción del F⁻ también puede producirse por una reacción de intercambio de ligado, como se muestra en la Ecuación 15

Ecuación 15



4.3 FLUORURO TOTAL

Los resultados de la cuantificación del F⁻ total en las muestras de suelo mediante la extracción con NaOH se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Concentración Fluoruro total en las tres muestras de suelo.

SUELO	CONCENTRACIÓN MEDIA DE F ⁻ TOTAL (mg/kg)	σ
S1	0.56	0.0007
S2	0.50	0.0004
S3	0.49	0.0018

4.4 ISOTERMA DE ADSORCIÓN DE FLUORURO

Las isotermas de adsorción F^- en los tres suelos se elaboraron graficando q_e contra C_e como se muestra en la Figura 30. Asimismo, los valores calculados de los parámetros de las isotermas de Langmuir y Freundlich se resumen en las Tablas 14 y 15.

En general, se puede observar en las gráficas de la Figura 30 que en los suelos S1 y S3 la q_e aumentó con el incremento del contenido de F^- en solución. Esto demuestra que la capacidad adsorción de F^- del suelo, es directamente proporcional a la concentración de F^- . En el caso del suelo S2, la q_e aumentó y decreció de manera aleatoria, es decir que, la proporcionalidad de la q_e y de la concentración de F^- no es exacta.

Los datos obtenidos de C_e en condiciones de pH 4 demostraron que los suelos S1 y S3 son capaces de reducir el contenido de F^- del agua en todo el rango de concentración inicial hasta cumplir con el límite máximo permisible para el consumo humano (1.5 mg/L de F^-). Sin embargo, a pH 6 los suelos S1 y S3 no lograron cumplir con los requisitos legislativos a partir de concentraciones iniciales de F^- mayores a 7 y 9 mg/L, respectivamente. En el caso del suelo S2, tanto en pH 4 como 6, no se cumplió con los requisitos legislativos a partir de concentraciones iniciales de F^- mayores a 4 y 2 mg/L, respectivamente.

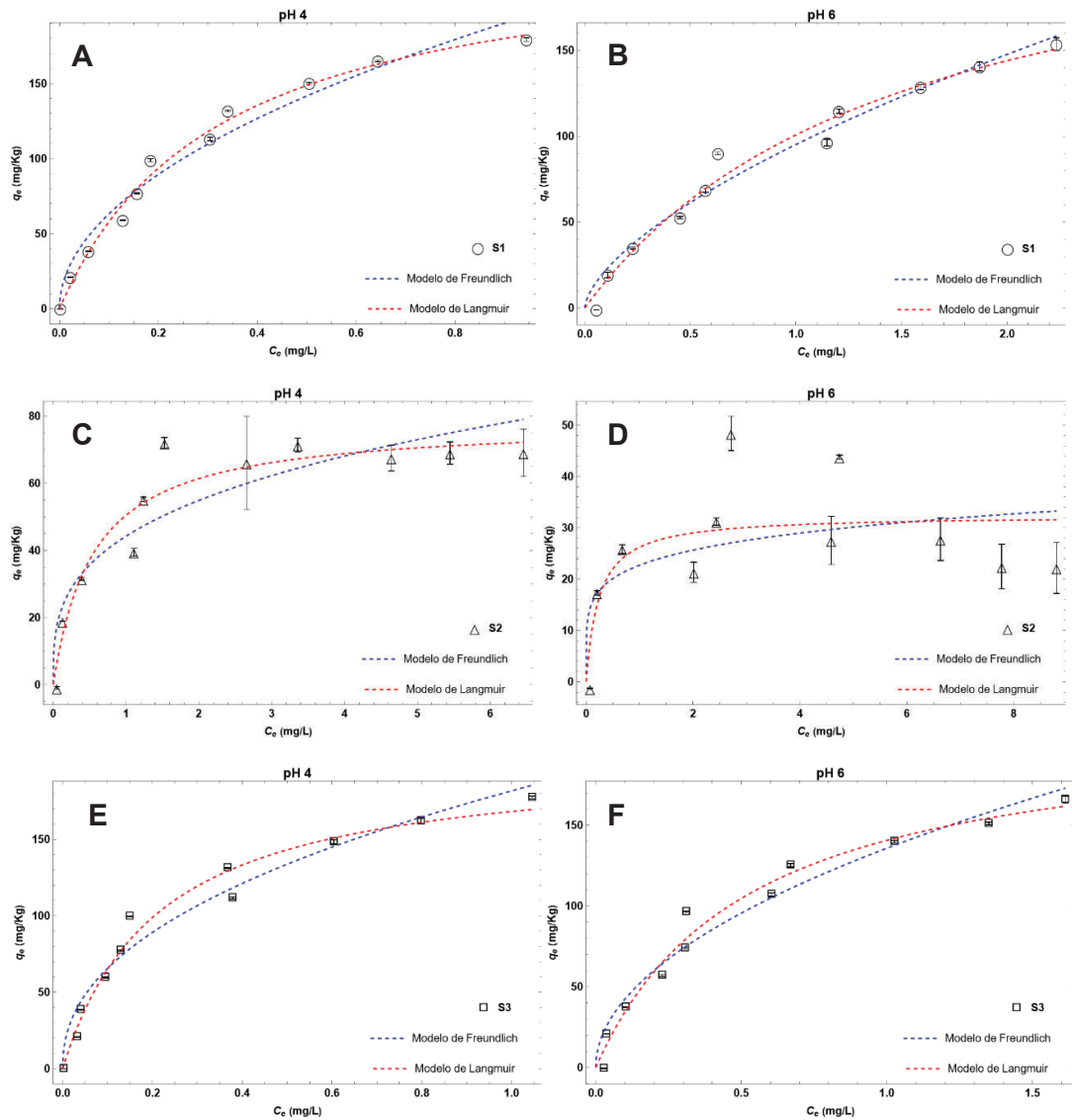


Figura 30. Ajuste de los modelos de Langmuir y Freundlich a los datos experimentales de la adsorción de F^- en suelo: **(A)** S1 a pH 4, **(B)** S1 a pH 6, **(C)** S2 a pH 4, **(D)** S2 a pH 6, **(E)** S3 pH 4 y **(F)** S3 a pH 6.

1

De acuerdo con la Tabla 14 y 15, los valores de R_{adj}^2 de S1 y S3 en ambas condiciones de pH y S2 a pH 4 para las isothermas de Langmuir y Freundlich es alto, con $R_{adj}^2 > 0.95$. Considerando que un modelo puede representar adecuadamente el proceso de adsorción si $R_{adj}^2 \geq 0.9$ (Devore, 2019), entonces los datos experimentales de adsorción se pueden interpretar por ambos modelos, mostrando que la adsorción ocurre como un mecanismo tanto

de monocapa como de multicapa. Sin embargo, el R_{adj}^2 del suelo S2 a pH 6 para ambos modelos isotérmicos es menor a 0.8, por lo tanto, no explica con eficiencia el proceso de adsorción del suelo. Además, las gráficas de diagnóstico que se ilustran en el Anexo 3 mostraron que no hay un patrón discernible más que el simple azar, en consecuencia, son válidas las suposiciones de ambos modelos isotérmicos.

Los valores calculados de ECM del modelo de Langmuir son inferiores a los valores del modelo de Freundlich (Tablas 14 y 15). Con base en Devore (2019), un modelo preciso es el que produce un ECM cercano a cero, lo que indica que para el proceso de adsorción del suelo la isoterma de Langmuir es mejor que la isoterma Freundlich.

El modelo de Langmuir evidenció que el suelo S1 presentó la q_m más alta, con valores de 244.43 y 252.98 mg/kg a pH 4 y 6, respectivamente. El suelo S3, obtuvo una menor q_m en comparación con S1, con valores de 203.816 y 214.14 mg/kg a pH 4 y 6, respectivamente. La diferencia entre los valores de q_m de S1 y S3 se pueden relacionar con el contenido mineralógico, puesto que, Tor (2006) y Guiza et al (2021) demostraron que la montmorillonita, presente en el suelo S1, tiene una elevada capacidad de adsorción de F^- debido a su elevada superficie específica ($> 80 \text{ m}^2/\text{g}$). En contraste, la q_m más baja se observó en el suelo S2 con un valor de 78.32 mg/kg a pH 4. Esto puede atribuirse al efecto de la textura, puesto que según Edmunds y Smedley (2013), los suelos que principalmente contienen arena y poca arcilla presentan una baja adsorción de F^- .

Asimismo, los valores de K_L obtenidos en los suelos S1 y S3 en condiciones de pH 4 (3.10 y 4.71 L/mg, respectivamente), fueron mayores que los valores obtenidos en el suelo S2 (1.81 L/mg), lo que indica una mayor energía de adsorción en los suelos S1 y S3. Asimismo, a pH 6 el suelo S3 obtuvo mayor energía de adsorción que el suelo S1, puesto que los valores de K_L fueron de 1.91 y 0.66 L/mg, respectivamente.

Los valores de K_f , estimados por el modelo de Freundlich, también mostraron que los suelos S1 y S3 tienen mayor capacidad de adsorción de F^- que el suelo S2. De acuerdo con los resultados mostrados en las Tablas 14 y 15, los valores de $1/n$ para S1 son menores a 1 en pH 4 y 6, lo que es indicativo de una elevada intensidad de adsorción, mientras que para S2 y S3 los valores de $1/n$ en pH 4 y 6 son mayores a 1, lo que sugiere una adsorción desfavorable. Si se comparan los valores K_f y $1/n$ en ambos pH, los resultados indican que los valores más bajos de K_f y más altos de $1/n$ se obtuvieron a pH 6, lo cual puede estar relacionado a la carga superficial negativa del suelo en condiciones básicas. Esta tendencia muestra mayor adsorción a pH ácido en los suelos.

Tabla 14. Parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich para la adsorción de F^- en los suelos S1-S3 en condiciones de pH 4

Suelo	pH 4							
	Modelo de Langmuir				Modelo de Freundlich			
	q_m (mg/kg)	K_L (L/mg)	R_{adj}^2	ECM	K_f (L/kg)	$1/n$	R_{adj}^2	ECM
S1	244.43	3.10	0.99	6.12	200.57	0.50	0.97	11.21
S2	78.32	1.81	0.96	7.35	44.25	3.21	0.95	11.36
S3	203.816	4.71	0.98	9.20	182.64	2.26	0.98	12.28

Tabla 15. Parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich para la adsorción de F^- en los suelos S1-S3 en condiciones de pH 6.

Suelo	pH 6							
	Modelo de Langmuir				Modelo de Freundlich			
	q_m (mg/kg)	K_L (L/mg)	R_{adj}^2	ECM	K_f (L/kg)	$1/n$	R_{adj}^2	ECM
S1	251.98	0.66	0.98	7.88	95.17	0.63	0.98	9.47
S2	32.44	4.22	0.78	9.72	22.73	5.70	0.84	11.54
S3	214.14	1.91	0.98	8.59	135.74	1.97	0.98	12.44

Algunos estudios de adsorción de F^- , como los presentados por Bjorvatn et al. (2003) y Gomoro et al. (2012), reportaron valores de q_m de 100 y 153.9 mg/kg respectivamente, en suelos lateríticos provenientes de Etiopía. En comparación con los valores de q_m encontrados en este estudio, se considera que los suelos S1 y S3 poseen una alta capacidad de adsorción de F^- en agua.

La Figura 31 presenta la variación del porcentaje de adsorción de F^- en los suelos estudiados con respecto a la C_0 en condiciones de pH 4 y 6. Como tendencia general, el porcentaje de adsorción se reduce con el aumento de la concentración de F^- , es decir, a mayores concentraciones de F^- en el agua, menor es el porcentaje de adsorción de F^- del suelo. El porcentaje de adsorción en el suelo S1 se redujo de 97.95% a 90.47% a pH 4 y de 89.81% al 77.46% en pH 6, mientras que el suelo S2 se redujo de 88.01% hasta 34.85% en pH 4 y de 80.93% hasta 11.20% en pH 6, asimismo, el porcentaje de adsorción del suelo S3 disminuyó de 96.98% a 89.44% a pH 4 y de 96.59% a 83.72% a pH 6. Esto se debe a la saturación de los sitios de adsorción.

Además, se puede observar en la Figura 31 que la adsorción de F^- es mayor a pH 4 que a pH 6 en los tres suelos, debido al desplazamiento del OH^- por F^- , en medio ligeramente ácido, para la formación de complejos con Al y Fe presentes en el suelo. Asimismo, estos resultados concuerdan con lo descrito por Wei et al. (2022); a medida que incrementa la acidez, el adsorbente tiene una carga superficial neta positiva, en consecuencia, preferentemente adsorbe aniones, lo cual aumenta la capacidad de adsorción de F^- como resultado de la atracción electrostática. Por el contrario, a valores de pH alcalinos, la carga superficial neta del adsorbente es negativa, por lo que predomina la adsorción de especies positivas, reflejándose en la disminución de la capacidad de adsorción de F^- . Esto comprueban que la adsorción de F^- sobre material edáfico depende fuertemente del pH de la solución.

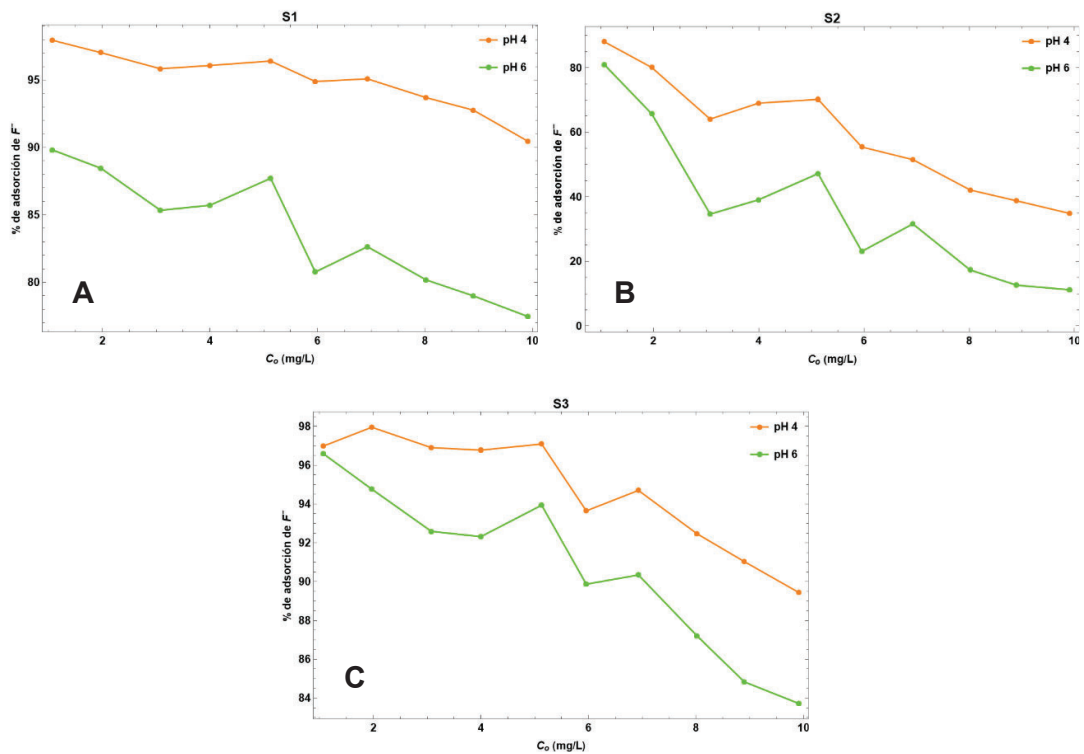


Figura 31. Efecto del pH en la adsorción de F⁻ en el suelo (A) S1, (B) S2 y (C) S3.

4.5 CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE FLUORURO

En la Figura 32 se observa inicialmente una desorción de F⁻ probablemente debido al contenido natural de F⁻ en los suelos (Tabla 13). Posteriormente, una rápida adsorción de F⁻ en el periodo inicial de contacto, lo cual se puede atribuir a la fuerza de fisisorción, seguida de una adsorción más lenta con el aumento del tiempo. La rápida adsorción inicial del F⁻ se puede deber a la ocupación instantánea de los sitios de adsorción activos disponibles en la superficie del suelo, mientras que la adsorción más lenta en los siguientes periodos puede deberse a la difusión gradual del F⁻ en la solución. Se observó, además, que la cinética de adsorción del suelo S3 tiene mayor velocidad que los suelos S1 y S2, en los primeros 30 minutos. La mejor cinética de adsorción del suelo S3 puede deberse a la disponibilidad de un mayor número de sitios de adsorción activos en la superficie exterior.

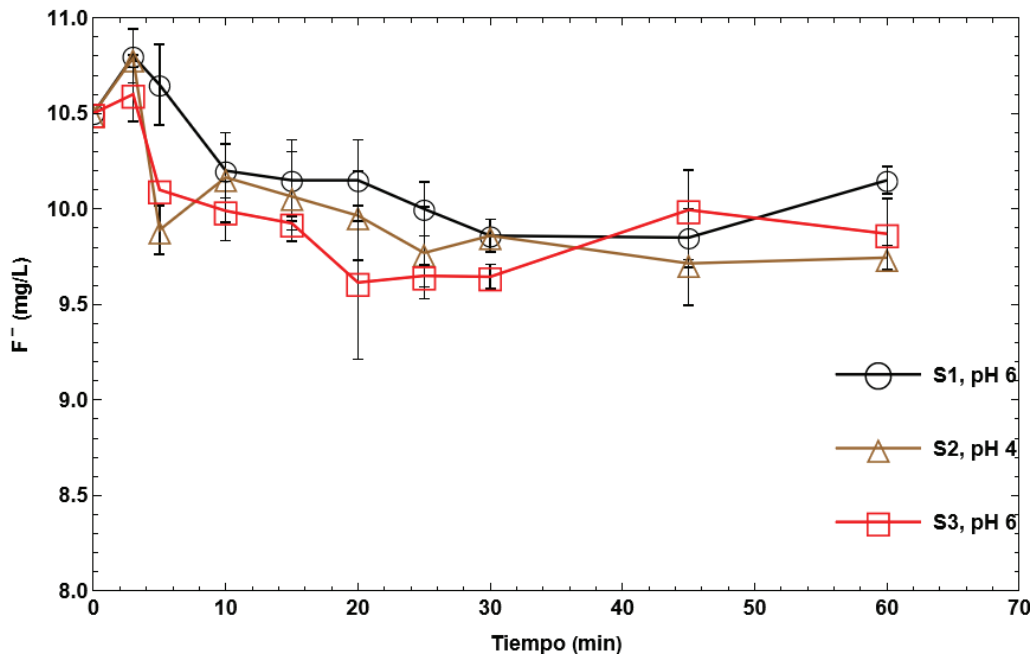


Figura 32. Cinética de adsorción de fluoruro sobre suelo **S1** a pH6, **S2** a pH4 y **S3** a pH6.

Con base en la Tabla 16, el R_{adj}^2 es mayor a 0.9 y el ECM es cercano a cero en todos los suelos utilizados, por lo tanto, los datos cinéticos de adsorción para los tres suelos se ajustan a ambos modelos de cinéticos, tanto de pseudo-primer-orden como de pseudo-segundo-orden. Además, las gráficas de diagnóstico que se ilustran en el Anexo 3 mostraron que son válidas las suposiciones de ambos modelos cinéticos. Sin embargo, la constante del modelo cinético de pseudo-primer-orden es mayor que la constante del modelo de pseudo-segundo-orden, lo cual sugirió que el sistema de adsorción es una reacción de pseudo-primer-orden, indicando que predomina el tipo de adsorción de fisisorción, en consecuencia, la etapa limitante de velocidad es la migración del F^- a los sitios de adsorción disponibles en el suelo (Metcalf y Eddy, 2003).

En general, la constante k_1 del modelo cinético de pseudo-primer-orden (Tabla 16) es mayor en el suelo S1 con 0.0011 min^{-1} . Además, S1 proporcionó una alta capacidad de adsorción, por lo tanto, es un adsorbente adecuado para F^- . El valor de k_1 en el suelo S2 fue de 0.00113 min^{-1} , no obstante, el suelo S2

presentó la capacidad de adsorción más baja, por lo tanto, no es una elección adecuada para la adsorción de F^- . Por el contrario, el suelo S3 presentó una buena capacidad de adsorción, pero la cinética más lenta con 0.0009 min^{-1} , por consiguiente, tampoco es la mejor elección ya que esto implica un largo tiempo de retención hidráulica en el diseño del sistema de adsorción y, por lo tanto, un bajo rendimiento.

Tabla 16. Parámetros cinéticos de la adsorción de Fluoruro sobre los suelos S1-S3.

Suelo	Pseudo-primer-orden			Pseudo-segundo-orden		
	$k_1 \text{ (min}^{-1}\text{)}$	R_{adj}^2	ECM	$k_2 \text{ (kg/mg}\cdot\text{min)}$	R_{adj}^2	ECM
S1, pH 6	0.001138	0.99883	0.14	0.000114	0.99885	0.14
S2, pH 4	0.001335	0.9986	0.15	0.000135	0.9987	0.15
S3, pH 6	0.000969	0.99816	0.17	0.000099	0.99818	0.21

5. CONCLUSIONES

Los suelos presentaron diferentes características físicas y químicas debido a los factores de formación, los procesos de meteorización y a las fuentes geogénicas (especialmente, las rocas del ambiente geológico).

Se comprobó que la capacidad de adsorción de F^- del suelo depende fuertemente del pH. En todos los suelos se observó que la mayor adsorción de F^- se produce a pH 4 y puede explicarse por el aumento de sitios con carga positiva en la superficie del adsorbente al incrementar la acidez, lo cual favorece la adsorción del F^- por atracción electrostática. En cambio, a pH 6 la adsorción de F^- disminuye, puesto que, las reacciones de intercambio entre los grupos OH^- y la superficie del suelo se vuelven más favorables. Además, el aumento del pH también favorece la repulsión electrostática entre la superficie del suelo con carga negativa y el F^- aniónico.

Los suelos superficiales tipo Vertisol crómico y Vertisol pélico presentaron un alto contenido de arcilla, MO y minerales que portan Al y Fe. Estos suelos podrían ser empleados como un eficiente adsorbente natural, simple y económico para la remediación de agua con F^- , puesto que redujeron las concentraciones de F^- de 1-10 mg/L hasta los límites aceptados por las normas nacional e internacional (1.5 mg/L), en condiciones de pH 4. Asimismo, mostraron una mayor capacidad de adsorción de F^- en comparación con suelos arenosos con menor contenido de MO.

Con base en los resultados obtenidos del experimento de adsorción, la aplicación de los modelos de Langmuir y Freundlich han demostrado ser adecuados para representar el proceso de adsorción de F^- utilizando suelo como material adsorbente. Por lo tanto, se consideró que la adsorción ocurre como un mecanismo tanto de monocapa como de multicapa. Además, a partir de los estudios isotérmicos y cinéticos, se determinó que el mecanismo de adsorción de F^- en suelo es complejo e involucra procesos tanto de fisorción como de quimisorción.

Finalmente, el suelo tipo Vertisol se encuentra disponible localmente en el estado de Guanajuato y podría considerarse como un adsorbente adecuado para el tratamiento del agua contaminada con F^- en zonas rurales de los países en desarrollo, especialmente donde pueda utilizarse como material autóctono para reducir gasto y garantizar la sostenibilidad.

6. LITERATURA CITADA

- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., & Bundschuh, J. (2020). Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization. *Science of The Total Environment*, 698, 134168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>
- Amini, M., Mueller, K., Abbaspour, K. C., Rosenberg, T., Afyuni, M., Møller, K. N., Sarr, M., & Johnson, C. A. (2008). Statistical Modeling of Global Geogenic Fluoride Contamination in Groundwaters. *Environmental Science & Technology*, 42(10), 3662–3668. <https://doi.org/10.1021/es071958y>
- Angella, G., Frías, C., & Salgado, R. (2016). *Conceptos básicos de las relaciones agua-suelo-planta*. INTA.
- ATSDR. (2003). *Toxicological Profile for Fluorides Hydrogen Fluoride, and Fluorine*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Azha, S. F., Shahadat, M., Ismail, S., Ali, S. W., & Ahammad, S. Z. (2021). Prospect of clay-based flexible adsorbent coatings as cleaner production technique in wastewater treatment, challenges, and issues: A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 120, 178–206. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2021.03.018>
- Barbaro, L., Karlanian, M., & Mata, D. (2018). *Importancia del pH y la conductividad eléctrica (CE) en los sustratos para plantas* (1ra ed.). INTA.
- Bengtsson, L., & Enell, M. (1986). Chemical analysis. En B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology* (pp. 423–451). John Wiley & Sons Ltd.

- Bjorvatn, K., Reimann, C., Ostvold, S. H., Tekle-Haimanot, R., Melaku, Z., & Siewers, U. (2003). A health problem in the Ethiopian Rift Valley 1. Assessment of lateritic soils as defluoridating agents. *Oral health & preventive dentistry*, 1(2), 141–148.
- Bonilla-Petriciolet, A., Mendoza-Castillo, D. I., & Reynel-Ávila, H. E. (2017). Adsorption: A Cost-Effective Technology for Water Treatment. En *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification* (pp. 1–18). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58136-1_1
- Borgnino, L., Garcia, M. G., Bia, G., Stupar, Y. V., le Coustumer, Ph., & Depetris, P. J. (2013). Mechanisms of fluoride release in sediments of Argentina's central region. *Science of The Total Environment*, 443, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.093>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). *The Nature and Properties of Soils* (14th ed.). Pearson.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15th ed.). Pearson.
- Bushra, R., Mohamad, S., Alias, Y., Jin, Y., & Ahmad, M. (2021). Current approaches and methodologies to explore the perceptive adsorption mechanism of dyes on low-cost agricultural waste: A review. *Microporous and Mesoporous Materials*, 319, 111040. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2021.111040>

- Caselles, M. J., Gómez, M. R., Molero, M., & Sardá, J. (2015). *Química Aplicada a la Ingeniería*. Universidad Nacional de Educación a Distancia.
- Cattarin, S., Guerriero, P., Musiani, M., Tuissi, A., & Vázquez-Gómez, L. (2009). Electrochemical Etching of NiTi Alloy in a Neutral Fluoride Solution. *Journal of The Electrochemical Society*, 156(12), C428. <https://doi.org/10.1149/1.3240335>
- CCME. (1987). *Water Quality Guidelines for the Protection of Agriculture*. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CEAG. (2019). *Situación hídrica y disponibilidad en el Estado de Guanajuato* (Comisión Estatal del Agua, Ed.).
- Chidambaram, S., Ramanathan, A., & Vasudevan, S. (2004). Fluoride removal studies in water using natural materials: technical note. *Water SA*, 29(3). <https://doi.org/10.4314/wsa.v29i3.4936>
- Chowdhury, A., Adak, M. K., Mukherjee, A., Dhak, P., Khatun, J., & Dhak, D. (2019). A critical review on geochemical and geological aspects of fluoride belts, fluorosis and natural materials and other sources for alternatives to fluoride exposure. *Journal of Hydrology*, 574, 333–359. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.033>
- Churchill, J. G., & Mumford, K. A. (2020). Granular Activated Carbon in Water Treatment. En P. K. Zarzycki (Ed.), *Pure and Functionalized Carbon Based Nanomaterials* (1st ed., pp. 298–325). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351032308>
- CONEVAL. (2021). *Glosario de términos en materia de Análisis de Pobreza*. <https://www.coneval.org.mx/>

- Crittenden, B., & Thomas, W. J. (1998). *Adsorption Technology and Design*. Butterworth-Heinemann. <https://login.e-revistas.ugto.mx/login?url=https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=nlebk&AN=195057&lang=es&site=eds-live>
- D'Alessandro, W., Bellomo, S., & Parelo, F. (2012). Fluorine adsorption by volcanic soils at Mt. Etna, Italy. *Applied Geochemistry*, 27(6), 1179–1188. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.02.028>
- Dar, M. A., Sankar, K., & Dar, I. A. (2011). Fluorine contamination in groundwater: a major challenge. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1–4), 955–968. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1437-0>
- de la Fuente-Hernández, J., Aguilar-Díaz, F. del C., & Cintra-Viveiro, C. A. (2016). Fluorosis dental y factores asociados en estudiantes residentes de comunidades del estado de Guanajuato, México. *Entreciencias: diálogos en la Sociedad del Conocimiento*, 4(11). <https://doi.org/10.21933/J.EDSC.2016.11.202>
- Deng, Y., Nordstrom, D. K., & Blaine McCleskey, R. (2011). Fluoride geochemistry of thermal waters in Yellowstone National Park: I. Aqueous fluoride speciation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75(16), 4476–4489. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.05.028>
- Devore, J. L. (2019). *Introducción a la probabilidad y estadística para ingeniería y ciencias* (Primera edición). Cengage Learning.
- Dissanayake, C. B. (1991). The fluoride problem in the ground water of Sri Lanka — environmental management and health. *International Journal of Environmental Studies*, 38(2–3), 137–155. <https://doi.org/10.1080/00207239108710658>

- Domínguez Soto, J. M., Román Gutiérrez, A. D., Prieto García, F., & Acevedo Sandoval, O. (2012). Sistema de Notación Munsell y CIELab como herramienta para evaluación de color en suelos. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 3, 141–155.
- Dotto, G. L., Salau, N. P. G., Piccin, J. S., Cadaval, T. R. S., & de Pinto, L. A. A. (2017). Adsorption Kinetics in Liquid Phase: Modeling for Discontinuous and Continuous Systems. En A. Bonilla-Petriciolet, D. I. Mendoza-Castillo, & H. E. Reynel-Ávila (Eds.), *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification* (pp. 53–76). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58136-1_3
- Edmunds, W. M., & Smedley, P. L. (2013). Fluoride in Natural Waters. En O. Selinus (Ed.), *Essentials of Medical Geology* (Revised Edition, pp. 311–336). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5>
- EPA. (2009). *National Primary Drinking Water Regulations*. United States Environmental Protection Agency. [https://doi.org/EPA 816-F-09-004](https://doi.org/EPA%20816-F-09-004)
- FAO. (2017). *Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura.
- Fitzpatrick, E. A. (1974). *An Introduction to Soil Science*. Oliver & Boyd.
- Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of Soil Science* (8th ed.). John Wiley & Sons.
- Freundlich, H. M. F. (1906). Over the Adsorption in Solution. *The Journal of Physical Chemistry*, 57, 385–471.
- Fuge, R. (2019). Fluorine in the environment, a review of its sources and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 100, 393–406. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.016>

- Gago, C., Romar, A., Fernández-Marcos, M. L., & Álvarez, E. (2012). Fluorine sorption by soils developed from various parent materials in Galicia (NW Spain). *Journal of Colloid and Interface Science*, 374(1), 232–236. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2012.01.047>
- García, M. G., Borgnino, L., Bia, G., & Depetris, P. J. (2014). Mechanisms of arsenic and fluoride release from Chacopampean sediments (Argentina). *International Journal of Environment and Health*, 7(1), 41. <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2014.060122>
- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M. L., Montanarella, L., Muñiz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M. I., & Vargas, R. (Eds.). (2014). *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe*. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Geretharan, T., Jeyakumar, P., Bretherton, M., & Anderson, C. W. N. (2018). Defining a standard method to measure the total and bioavailable concentration of fluorine in New Zealand soils. *Microchemical Journal*, 142, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2018.06.018>
- Gómez, G., Gómez, D., & Martín, M. (2002). *Flúor y fluorosis dental. Pautas para el consumo de dentríficos y aguas de bebida en Canarias* (1er ed.). Dirección General de Salud Pública del Servicio Canario de la Salud.
- Gomoro, K., Zewge, F., Hundhammer, B., & Megersa, N. (2012). Fluoride removal by adsorption on thermally treated lateritic soils. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*, 26(3), 361–372. <https://doi.org/10.4314/bcse.v26i3.5>
- Guiza, S., Brouers, F., & Bagane, M. (2021). Fluoride removal from aqueous solution by montmorillonite clay: Kinetics and equilibrium modeling using

new generalized fractal equation. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101187. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101187>

Gusain, D., & Bux, F. (Eds.). (2021). *Batch Adsorption Process of Metals and Anions for Remediation of Contaminated Water* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003006367>

Health Canada. (2010). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document —Fluoride / prepared by the Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment. En *Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch*. Minister of Health.

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 5, 101–110.

Hem, J. D. (1989). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. <https://doi.org/10.3133/wsp1473>

Hendricks, D. (2011). Adsorption. En *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological* (1a ed., pp. 457–510). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439895092>

Ho, Y. S., & McKay, G. (1998). Kinetic models for the sorption of dye from aqueous solution by wood. *Trans IChemE*, 76(Part B), 183–191.

Hofmann, A. (2018). *Physical Chemistry Essentials*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-74167-3>

Hokkanen, S., & Sillanpää, M. (2020). Nano- and microcellulose-based adsorption materials in water treatment. En M. Sillanpää (Ed.), *Advanced*

Water Treatment: Adsorption (pp. 1–83). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819216-0.00001-1>

INEGI. (1988). *Conjunto de datos vectoriales Geológicos serie I*.

INEGI. (1990). *Geología de la República Mexicana* (2da ed.). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática .

INEGI. (2005). Conjunto de datos edafológicos. Escala 1:1 000 000. Serie I. En *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*.

INEGI. (2007). *Anuario estadístico y geográfico de Guanajuato*.

INEGI. (2008). Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. En *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*.

INEGI. (2015). *Conjunto de datos vectoriales de información topográfica digital, por condensado estatal. Escala 1:250 000. Serie IV 11 (Guanajuato)*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI. (2017). *Diccionario de datos edafológicos. Escala 1:250 000 (versión 4)*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI. (2018). *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI. (2020). *Panorama sociodemográfico de Guanajuato: Censo de Población y Vivienda*.

INEGI. (2021a). *Diccionario de datos de climas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

- INEGI. (2021b). *Diccionario de datos del continuo nacional geológico : INEGI-SGM : escala 1:250 000*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. (2021c). *Marco Geoestadístico*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Islam, K. R. (2006). Carbon Content Assessment Methods. En R. Lal (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science* (2nd ed., Vol. 2, pp. 1164–1168). CRC Press. <https://doi.org/10.1081/E-ESS-120006660>
- Jafari, S., & Sillanpää, M. (2020). Adsorption of dyes onto modified titanium dioxide. En M. Sillanpää (Ed.), *Advanced Water Treatment* (1st ed., pp. 85–160). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819216-0.00002-3>
- Joseph, L., Jun, B.-M., Flora, J. R. V., Park, C. M., & Yoon, Y. (2019). Removal of heavy metals from water sources in the developing world using low-cost materials: A review. *Chemosphere*, 229, 142–159. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.198>
- Joseph, A., Rajan, R., Paul, J., Cherian, K. E., Kapoor, N., Jebasingh, F., Shyamsunder Asha, H., Thomas, N., & Paul, T. V. (2022). The continuing crippling challenge of skeletal fluorosis – Case series and review of literature. *Journal of Clinical and Translational Endocrinology: Case Reports*, 24, 100114. <https://doi.org/10.1016/j.jecr.2022.100114>
- Kanduti, D., Šterbenk, P., & Artnik, B. (2016). Fluoride: a Review of Use and Effects on Health. *Materia Socio Medica*, 28(2), 133. <https://doi.org/10.5455/msm.2016.28.133-137>
- Köppen, W. (1936). The Geographical System of the Climate. En W. Köppen & R. Geiger (Eds.), *Handbook of Climatology* (Bd. 1). Teil C.

- Labastida, I., Armienta, M. A., Beltrán, M., Caballero, G., Romero, P., & Rosales, M. A. (2017). Limestone as a sustainable remediation option for water contaminated with fluoride. *Journal of Geochemical Exploration*, 183, 206–213. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.12.001>
- Lacson, C. F. Z., Lu, M.-C., & Huang, Y.-H. (2021). Fluoride-containing water: A global perspective and a pursuit to sustainable water defluoridation management -An overview. *Journal of Cleaner Production*, 280, 124236. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124236>
- Lagergren, S. (1898). About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens, Handlingar*, 24, 1–39.
- Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American Chemical Society*, 38(11), 2221–2295. <https://doi.org/10.1021/ja02268a002>
- Lewis, C. W., & Milgrom, P. (2003). Fluoride. *Pediatrics in Review*, 24(10), 327–336. <https://doi.org/10.1542/pir.24-10-327>
- Liu, X., Wang, B., & Zheng, B. (2014). Geochemical process of fluorine in soil. *Chinese Journal of Geochemistry*, 33(3), 277–279. <https://doi.org/10.1007/s11631-014-0688-9>
- López-Ahumada, E., Salazar-Hernández, M., Talavera-López, A., Solis-Marcial, O. J., Hernández-Soto, R., Ruelas-Leyva, J. P., & Hernández, J. A. (2022). Removal of Anionic and Cationic Dyes Present in Solution Using Biomass of *Eichhornia crassipes* as Bioadsorbent. *Molecules*, 27(19), 6442. <https://doi.org/10.3390/molecules27196442>

- Magdoff, F., & Weil, R. R. (2004). Significance of soil organic matter to soil quality and health. En F. Magdoff & R. R. Weil (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press.
- Martinez, S. A., & Rodríguez, M. G. R. (2005). *Tratamiento de aguas residuales con MATLAB*. Reverté, Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco.
- Martínez-Mier, E. A., Cury, J. A., Heilman, J. R., Katz, B. P., Levy, S. M., Li, Y., Maguire, A., Margineda, J., O'Mullane, D., Phantumvanit, P., Soto-Rojas, A. E., Stookey, G. K., Villa, A., Wefel, J. S., Whelton, H., Whitford, G. M., Zero, D. T., Zhang, W., & Zohouri, V. (2011). Development of Gold Standard Ion-Selective Electrode-Based Methods for Fluoride Analysis. *Caries Research*, 45(1), 3–12. <https://doi.org/10.1159/000321657>
- Marzi, M., Towfighi, H., Shahbazi, K., Farahbakhsh, M., Rinklebe, J., & Lima, E. C. (2022). Adsorption and desorption characteristics of arsenic in calcareous soils as a function of time; equilibrium and thermodynamic study. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22310-7>
- Mendoza, R. B., & Espinoza, A. (2017). *Guía técnica para muestreo de suelos* (1er ed.). Universidad Nacional Agraria y Catholic Relief Services.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (G. Tchobanoglous, F. L. Burton, & H. D. Stensel, Eds.; 4th ed.). McGraw-Hill. <https://search.library.wisc.edu/catalog/999935704402121>
- Michalak, I., & Chojnacka, K. (2018). Fluorine and Silicon as Essential and Toxic Trace Elements. En K. Chojnacka & A. Saeid (Eds.), *Recent Advances in Trace Elements* (1er ed., pp. 207–218). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119133780>

- Mohapatra, M., Hariprasad, D., Mohapatra, L., Anand, S., & Mishra, B. K. (2012). Mg-doped nano ferrihydrite—A new adsorbent for fluoride removal from aqueous solutions. *Applied Surface Science*, 258(10), 4228–4236. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2011.12.047>
- Mukherjee, I., & Singh, U. K. (2018). Groundwater fluoride contamination, probable release, and containment mechanisms: a review on Indian context. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(6), 2259–2301. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0096-x>
- Mumtaz, N., Pandey, G., & Labhasetwar, P. K. (2015). Global Fluoride Occurrence, Available Technologies for Fluoride Removal, and Electrolytic Defluoridation: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(21), 2357–2389. <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1025638>
- Neris, J. B., Luzardo, F. H. M., da Silva, E. G. P., & Velasco, F. G. (2019). Evaluation of adsorption processes of metal ions in multi-element aqueous systems by lignocellulosic adsorbents applying different isotherms: A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 357, 404–420. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.125>
- Norma Mexicana. (2001). NMX-AA-077-SCFI-2001 Análisis de aguas-Determinación de fluoruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. *Diario Oficial de la Federación*.
- Norma Oficial Mexicana. (1996, enero 18). 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. *Diario Oficial de la Federación*.
- Norma Oficial Mexicana. (2002, diciembre 31). NOM-021-SEMARNAT-2000 Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de

suelos, estudio, muestro y análisis. *Diario Oficial de la Federación*.
<https://www.dof.gob.mx/>

ONU. (2017, septiembre 25). *The Global Environment Monitoring System for freshwater*. Monitoring water quality. <https://www.unep.org/explore-topics/water/what-we-do/monitoring-water-quality>

ONU. (2018). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2018: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. UNESCO.

Ortega-Guerrero, M. A. (2009). Presencia, distribución, hidrogeoquímica y origen de arsénico, fluoruro y otros elementos traza disueltos en agua subterránea, a escala de cuenca hidrológica tributaria de Lerma-Chapala, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 26, 143–161.

Ortiz, B. V., & Ortiz, C. A. S. (1980). *Edafología* (3ra ed.). Universidad Autónoma Chapingo.

Özcan, A. S., Erdem, B., & Özcan, A. (2005). Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto BTMA-bentonite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 266(1–3), 73–81.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.06.001>

Parnell, C., Whelton, H., & O'Mullane, D. (2009). Water Fluoridation. *European Archives of Paediatric Dentistry*, 10(3), 141–148.
<https://doi.org/10.1007/BF03262675>

Phantumvanit, P., Songpaisan, Y., & Möller, IJ. (1988). A defluoridator for individual households. *World Health Forum*, 9(4), 555–558.

Piccin, J. S., Cadaval, T. R. S., de Pinto, L. A. A., & Dotto, G. L. (2017). Adsorption Isotherms in Liquid Phase: Experimental, Modeling, and Interpretations. En

A. Bonilla-Petriciolet, D. I. Mendoza-Castillo, & H. E. Reynel-Ávila (Eds.), *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification* (pp. 19–51). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58136-1_2

Pickering, W. F. (1985). The mobility of soluble fluoride in soils. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, 9(4), 281–308. [https://doi.org/10.1016/0143-148X\(85\)90004-7](https://doi.org/10.1016/0143-148X(85)90004-7)

Pillai, P., Dharaskar, S., Pandian, S., & Panchal, H. (2021). Overview of fluoride removal from water using separation techniques. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101246. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101246>

Plazinski, W., & Plazinska, A. (2012). Equilibrium and Kinetic Modeling of Adsorption at Solid/Solution Interfaces. En A. Bhatnagar (Ed.), *Application of Adsorbents for Water Pollution Control* (pp. 31–80). Bentham science publishers. <https://doi.org/10.2174/97816080526911120101>

Ponikvar, M. (2008). Exposure of Humans to Fluorine and Its Assessment. En A. Tressaud & G. Hau (Eds.), *Fluorine and Health* (pp. 487–549). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53086-8.00012-6>

Prasad, S. R. L., Reddy, V. V., & Swamy, N. K. (2009). Fluoride and Environment - An Overview. *Nature Environment and Pollution Technology*, 8(4), 789–799. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9136-9>

Quintáns-Fondo, A., Ferreira-Coelho, G., Arias-Estévez, M., Nóvoa-Muñoz, J. C., Fernández-Calviño, D., Álvarez-Rodríguez, E., Fernández-Sanjurjo, M. J., & Núñez-Delgado, A. (2019). Chromium VI and Fluoride Competitive Adsorption on Different Soils and By-Products. *Processes*, 7(10), 748. <https://doi.org/10.3390/pr7100748>

- Rivera, M. de L., & Domínguez, A. M. (2011). *Análisis Técnico y Económico de Tecnologías para remoción de Fluoruros. Proyecto Interno TC1108.1.*
- Rodríguez, R., Morales-Arredondo, I., & Rodríguez, I. (2016). Geological Differentiation of Groundwater Threshold Concentrations of Arsenic, Vanadium and Fluorine in El Bajío Guanajuatense, Mexico. *Geofísica internacional*, 55(1), 5–15.
- Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). Los impactos de la contaminación del suelo en la cadena alimentaria y los servicios ecosistémicos. En *La contaminación del suelo: una realidad oculta* (pp. 47–53). FAO.
- Rosales, M., Coreño, O., & Nava, J. L. (2018). Removal of hydrated silica, fluoride and arsenic from groundwater by electrocoagulation using a continuous reactor with a twelve-cell stack. *Chemosphere*, 211, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.113>
- Rudra, S. (2021). Assessing Contamination of Groundwater with Fluoride and Human Health Impact. En P. P. Adhikary, P. K. Shit, P. Santra, G. S. Bhunia, A. K. Tiwari, & B. S. Chaudhary (Eds.), *Geostatistics and Geospatial Technologies for Groundwater Resources in India, Springer Hydrogeology* (1a ed., pp. 299–322). Springer Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-62397-5_15
- Saxena, V., & Ahmed, S. (2003). Inferring the chemical parameters for the dissolution of fluoride in groundwater. *Environmental Geology*, 43(6), 731–736. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0672-2>
- SIGMAS. (2021). *Sistema de Información Geográfica para el Manejo de Aguas Subterránea*. Comisión Nacional del Agua .

- SMAOT. (2020). *Documento Técnico Base del Inventario de Especies Vegetales Nativas del Estado de Guanajuato* (1er ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial.
- Solanki, Y. S., Agarwal, M., Gupta, A. B., Gupta, S., & Shukla, P. (2022). Fluoride occurrences, health problems, detection, and remediation methods for drinking water: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, *807*, 150601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150601>
- Sosa, A., Armienta, M. A., Aguayo, A., & Cruz, O. (2020). Evaluation of the influence of main groundwater ions on arsenic removal by limestones through column experiments. *Science of The Total Environment*, *727*, 138459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138459>
- SSSA. (1997). *Glossary of Soil Science Terms* ([rev. ed.]). Soil Science Society of America.
- Tiwari, S. C. (2004). *Soil*. AuthorHouse.
- Tor, A. (2006). Removal of fluoride from an aqueous solution by using montmorillonite. *Desalination*, *201*(1–3), 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.06.003>
- Tressaud, A. (2019). Fluorinated compounds in our environment: Fluorine, friend or foe for humanity? En *Fluorine* (Vol. 5, pp. 151–239). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812990-6.00003-9>
- USDA. (1999). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de Norteamérica.
- USDA-NRCS. (1999). *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys* (United States Department of

Agriculture & Natural Resources Conservation Service, Eds.; 2a ed., Vol. 436).

Wambu, E. W., Ambusso, W. O., Onindo, C., & Muthakia, G. K. (2016). Review of fluoride removal from water by adsorption using soil adsorbents – an evaluation of the status. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 6(1), 1–29. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.073>

Weber, W. J. (2021). *Control de la calidad del agua: Procesos Fisicoquimicos* (1a ed.). Editorial Reverte. <https://books.google.com.mx/books?id=TLpzh5HQYvgC>

Wei, Y., Wang, L., Li, H., Yan, W., & Feng, J. (2022). Synergistic Fluoride Adsorption by Composite Adsorbents Synthesized From Different Types of Materials—A Review. *Frontiers in Chemistry*, 10. <https://doi.org/10.3389/fchem.2022.900660>

WHO. (2002). *Environmental Health Criteria 227. Fluorides*. <https://doi.org/0250-863X>

WHO. (2006). Fluoride in Drinking-water. En J. Fawell, K. Bailey, J. Chilton, E. Dahi, & Y. Magara (Eds.), *World Health Organization*. IWA Publishing.

WHO. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano* (4a ed + 1a adenda). Organización Mundial de la Salud. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272403>

Wilke, B.-M. (2005). Determination of chemical and physical soil properties. En R. Margesin & F. Schinner (Eds.), *Monitoring and Assessing Soil Bioremediation* (Vol. 5, pp. 47–93). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/3-540-28904-6>

Yeung, C. A. (2008). A systematic review of the efficacy and safety of fluoridation. *Evidence-Based Dentistry*, 9(2), 39–43. <https://doi.org/10.1038/sj.ebd.6400578>

Zofková, I., Nemcikova, P., & Matucha, P. (2013). Trace elements and bone health. *Clinical Chemistry and Laboratory Medicine (CCLM)*, 51(8), 1555–1561. <https://doi.org/10.1515/cclm-2012-0868>

ANEXO 1

Tabla 17. Clave de unidades litológicas. Fuente: INEGI (2021b).

CLAVE	ERA	PERIODO	ROCA	LITOLOGÍA
Js(B)	Mesozoico	Jurásico	Extrusiva	Basalto
Js(D)				Diorita
Js(Tn)			Intrusiva	Tonalita
Js(Um)				Ultramáfica
JtKv(Mvs)		Jurásico-Cretácico	Metamórfica	Metavolcano-sedimentario
KapKa(D)		Cretácico	Intrusiva	Diorita
KbeKt?(cz-lu)			Sedimentaria	Caliza-Lutita
KbeKt?(vs)				Volcanosedimentarias
Ki(cz-lm)				Caliza-Limolita
Ki(cz-lu)				Caliza-Lutita
Ks(lu-cz)	Lutita-Caliza			
Qho(al)	Cenozoico	Cuaternario		Aluvial
Qho(Lh)			Extrusiva	Lahar
Qho(lq)			Sedimentaria	Lacustre
Qpt(A-B)				Andesita-Basalto
Qpt(B)			Basalto	
Qpt(Pc)		Extrusiva	Piroclástico	
Tm(A)		Terciario		Andesita
Tm(A-B)				Andesita-Basalto
Tm(ar-cgp)			Sedimentaria	Arenisca-Conglomerado poligénico
Tm(B)				Basalto
Tm(B-A)	Extrusiva		Basalto-Andesita	
Tm(R)			Riolita	

CLAVE	ERA	PERIODO	ROCA	LITOLOGÍA
Tm(R-Ig)				Riolita-Ignimbrita
Tm(TR)				Toba riolítica
TmTpl(TR)				
To(A)				Andesita
To(Ga)			Intrusiva	Gabro
To(La)			Extrusiva	Latita
To(Pr)			Intrusiva	Pórfido riolítico
To(R)				Riolita
To(R-Ig)				Riolita-Ignimbrita
To(R-TR)		Paleógeno		Riolita-Toba riolítica
To(Tqa)			Extrusiva	Traquiandesita
To(TR)				Toba riolítica
ToTm(R-Ig)				Riolita-Ignimbrita
ToTm(TR)		Terciario		Toba riolítica
TpaTe(cgp)			Sedimentaria	Conglomerado poligénico
TpaTe(cgp-ar)				Conglomerado poligénico-Arenisca
TpaTe (Gr)			Intrusiva	Granito
Tpl(A-B)			Extrusiva	Andesita-Basalto
Tpl(ar-cgp)			Sedimentaria	Arenisca-Conglomerado poligénico
Tpl(ar-TR)			Híbrida	Arenisca-Toba riolítica
Tpl(cz)			Sedimentaria	Caliza
Tpl(Ig-r)		Neógeno	Extrusiva	Ignimbrita-Riolita
Tpl(Iq)			Sedimentaria	Lacustre
Tpl(R-TR)				Riolita-Toba riolítica
Tpl(TR-TDa)			Extrusiva	Toba riolítica-Toba dacítica

CLAVE	ERA	PERIODO	ROCA	LITOLOGÍA
TplQpt(ar-cgp)		Neógeno-Cuaternario	Sedimentaria	Arenisca-Conglomerado poligénico

ANEXO 2

Tabla 18. Resultados de la determinación de humedad de los suelos S1-S3.

Suelo	PC	PSH	PC+PSH	PC+PSS	PSS	g	\bar{x}	σ
S1	14.07	3.01	17.07	16.86	2.79	7.86	8.00	0.08
	17.08	3.01	20.09	19.87	2.79	8.00		
	14.60	3.00	17.60	17.37	2.78	8.14		
S2	13.86	3.01	16.87	16.83	2.97	1.08	1.08	0.00
	13.93	3.01	16.93	16.90	2.98	1.01		
	13.28	3.01	16.29	16.25	2.97	1.14		
S3	15.12	3.00	18.12	18.03	2.91	2.99	2.73	0.15
	13.63	3.00	16.63	16.55	2.92	2.74		
	13.78	3.00	16.78	16.71	2.93	2.46		

Tabla 19. Resultados de la PPI₅₅₀ de los suelos S1-S3.

Suelo	PSS ₁₀₅	PC+PSS ₁₀₅	PSS ₅₅₀	CO	\bar{x}	σ	MO
S1	2.79	16.68	2.62	6.21	6.29	0.05	10.84
	2.79	19.69	2.60	6.53			
	2.78	17.20	2.61	6.12			
S2	2.97	16.71	2.85	4.30	4.28	0.01	7.38
	2.98	16.77	2.85	4.27			
	2.97	16.13	2.85	4.27			
S3	2.91	17.67	2.55	12.36	11.84	0.30	20.40
	2.92	16.24	2.60	10.89			
	2.93	16.35	2.57	12.25			

Tabla 20. Resultados de la PPI₉₅₀ de los suelos S1-S3.

Suelo	PC+PSS ₉₅₀	PSS ₉₅₀	PPI ₉₅₀	\bar{x}	σ	Carbonatos (%)
S1	16.63	2.56	2.01	1.83	0.10	2.50
	19.64	2.56	1.54			
	17.15	2.55	1.94			
S2	16.68	2.82	1.01	1.02	0.01	1.39
	16.74	2.82	1.04			
	16.10	2.82	1.01			

Suelo	PC+PSS ₉₅₀	PSS ₉₅₀	PPI ₉₅₀	\bar{x}	σ	Carbonatos (%)
S3	17.63	2.51	1.30	1.70	0.23	2.32
	16.16	2.53	2.57			
	16.32	2.54	1.23			

Tabla 21. Resultados de la determinación de pH de los suelos S1-S3.

Suelo	pH	\bar{x}	σ
S1	7.94	7.87	0.04
	7.87		
	7.79		
S2	6.49	6.48	0.01
	6.46		
	6.48		
S3	5.69	5.69	0.00
	5.71		
	5.68		

Tabla 22. Resultados de la determinación de conductividad eléctrica de los suelos S1-S3.

Suelo	CE ($\mu\text{S/cm}$)	CE (dS/m)	\bar{x}	σ
S1	545	0.55	0.52	0.01
	583	0.58		
	438	0.44		
S2	53	0.05	0.06	0.01
	71	0.07		
	66	0.07		
S3	103	0.10	0.10	0.00
	107	0.11		
	93	0.09		

Tabla 23. Resultados de la determinación de textura de los suelos S1-S3.

Suelo	Lectura									
	40 segundos					2 horas				
	Hidrómetro	Temperatura (°C)	Corrección	\bar{x}	σ	Hidrómetro	Temperatura (°C)	Corrección	\bar{x}	σ
S1	35	26	37.34	36.67	0.38	26	27	28.7	28.37	0.19
	33	26	35.34			25	27	27.7		
	35	26	37.34			26	27	28.7		
S2	15	27	17.70	17.37	0.19	8	27	10.7	9.49	0.70
	15	27	17.70			7	27	9.7		
	14	27	16.70			5	28	8.06		
S3	40	26	42.34	42.79	0.26	26	26	28.34	28.91	0.33
	40	27	42.70			26	28	29.06		
	41	26	43.34			27	26	29.34		

Tabla 24. Proporciones de las distintas fracciones granulométricas de los suelos S1-S3.

Suelo	% Arcilla + limo	% Arena	% Arcilla	% Limo
S1	73.35	26.65	56.73	16.61
S2	34.73	65.27	18.97	15.76
S3	85.59	14.41	57.83	27.76

Tabla 25. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S1 a pH 4.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0049	0.0004	0	0.0018	0.00	0	-0.04
1.07	0.0188	0.0293	0.0178	0.0220	0.01	97.95	20.96
1.97	0.0695	0.0568	0.0492	0.0585	0.01	97.03	38.23
3.08	0.12	0.142	0.123	0.1283	0.01	95.83	59.03
4.00	0.172	0.14	0.159	0.1570	0.01	96.08	76.86
5.13	0.237	0.167	0.149	0.1843	0.04	96.41	98.91
5.96	0.367	0.264	0.283	0.3047	0.04	94.89	113.11
6.93	0.316	0.368	0.338	0.3407	0.02	95.08	131.79

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
8.02	0.545	0.492	0.48	0.5057	0.03	93.69	150.29
8.90	0.65	0.612	0.67	0.6440	0.02	92.76	165.12
9.91	0.978	0.877	0.979	0.9447	0.05	90.47	179.31

Tabla 26. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S1 a pH 6.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0549	0.0543	0.0549	0.0547	0.00	0	-1.09
1.07	0.018	0.166	0.143	0.1090	0.07	89.81	19.22
1.97	0.206	0.257	0.219	0.2273	0.02	88.46	34.85
3.08	0.466	0.471	0.418	0.4517	0.02	85.34	52.57
4.00	0.634	0.565	0.516	0.5717	0.05	85.71	68.57
5.13	0.606	0.669	0.617	0.6307	0.03	87.71	89.99
5.96	1.1	1.08	1.26	1.1467	0.08	80.76	96.27
6.93	1.16	1.28	1.17	1.2033	0.05	82.64	114.53
8.02	1.52	1.58	1.67	1.5900	0.06	80.17	128.60
8.90	1.86	2	1.75	1.8700	0.10	78.99	140.60
9.91	2.32	2.02	2.36	2.2333	0.15	77.46	153.53

Tabla 27. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S2 a pH 4.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0658	0.0582	0.0276	0.0505	0.02	0	-1.01
1.07	0.131	0.126	0.128	0.1283	0.00	88.01	18.83
1.97	0.382	0.42	0.377	0.3930	0.02	80.05	31.54
3.08	1.04	1.13	1.15	1.1067	0.05	64.07	39.47
4.00	1.21	1.23	1.28	1.2400	0.03	69.00	55.20
5.13	1.46	1.51	1.62	1.5300	0.07	70.18	72.00
5.96	1.87	3.17	2.93	2.6567	0.56	55.43	66.07
6.93	3.47	3.26	3.35	3.3600	0.09	51.52	71.40
8.02	4.58	4.86	4.49	4.6433	0.16	42.10	67.53
8.90	5.64	5.34	5.37	5.4500	0.13	38.76	69.00
9.91	6.05	6.62	6.7	6.4567	0.29	34.85	69.07

Tabla 28. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S2 a pH 6.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0771	0.0655	0.0651	0.0692	0.01	0	-1.38
1.07	0.18	0.21	0.222	0.2040	0.02	80.93	17.32
1.97	0.711	0.689	0.628	0.6760	0.04	65.69	25.88
3.08	1.93	1.99	2.12	2.0133	0.08	34.63	21.33
4.00	2.47	2.44	2.4	2.4367	0.03	39.08	31.27
5.13	2.9	2.59	2.64	2.7100	0.14	47.17	48.40
5.96	4.34	4.6	4.81	4.5833	0.19	23.10	27.53
6.93	4.74	4.72	4.76	4.7400	0.02	31.60	43.80
8.02	6.87	6.5	6.52	6.6300	0.17	17.33	27.80
8.90	7.53	7.94	7.86	7.7767	0.18	12.62	22.47
9.91	9	8.52	8.88	8.8000	0.20	11.20	22.20

Tabla 29. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S3 a pH 4.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0036	0	0.0027	0.0021	0.00	0	-0.04
1.07	0.0475	0.0282	0.0211	0.0323	0.01	96.98	20.75
1.97	0.0541	0.0361	0.0307	0.0403	0.01	97.95	38.59
3.08	0.0821	0.116	0.0881	0.0954	0.01	96.90	59.69
4.00	0.107	0.147	0.133	0.1290	0.02	96.78	77.42
5.13	0.161	0.149	0.138	0.1493	0.01	97.09	99.61
5.96	0.353	0.362	0.421	0.3787	0.03	93.65	111.63
6.93	0.387	0.345	0.37	0.3673	0.02	94.70	131.25
8.02	0.674	0.554	0.585	0.6043	0.05	92.46	148.31
8.90	0.704	0.805	0.886	0.7983	0.07	91.03	162.03
9.91	1.09	1.05	0.999	1.0463	0.04	89.44	177.27

Tabla 30. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de S3 a pH 6.

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
0	0.0165	0.0421	0.0258	0.0281	0.01	0	-0.56
1.07	0.0369	0.0381	0.0345	0.0365	0.00	96.59	20.67
1.97	0.0987	0.111	0.0997	0.1031	0.01	94.76	37.34
3.08	0.204	0.258	0.223	0.2283	0.02	92.59	57.03
4.00	0.286	0.3	0.336	0.3073	0.02	92.32	73.85
5.13	0.301	0.338	0.294	0.3110	0.02	93.94	96.38
5.96	0.565	0.664	0.583	0.6040	0.04	89.87	107.12

C _o (mg/L)	C _e (mg/L)				σ	F ⁻ adsorbido (%)	q _e (mg/kg)
	R1	R2	R3	\bar{x}			
6.93	0.65	0.626	0.732	0.6693	0.05	90.34	125.21
8.02	1.01	1.07	1	1.0267	0.03	87.20	139.87
8.90	1.39	1.36	1.3	1.3500	0.04	84.83	151.00
9.91	1.69	1.5	1.65	1.6133	0.08	83.72	165.93

Tabla 31. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S1 a pH 6.

Tiempo (min.)	F ⁻ (mg/L)			σ
	R1	R2	\bar{x}	
0	10.5	10.5	10.50	0.00
3	10.7	10.9	10.80	0.10
5	10.5	10.8	10.65	0.15
10	10.3	10.1	10.20	0.10
15	10.3	10	10.15	0.15
20	10.3	10	10.15	0.15
25	10.1	9.9	10.00	0.10
30	9.92	9.8	9.86	0.06
45	10.1	9.6	9.85	0.25
60	10.2	10.1	10.15	0.05

Tabla 32. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S2 a pH 4.

Tiempo (min.)	F ⁻ (mg/L)			σ
	R1	R2	\bar{x}	
0	10.5	10.5	10.50	0.00
3	10.78	10.8	10.79	0.01
5	9.98	9.8	9.89	0.09
10	10.33	10	10.17	0.17
15	10.23	9.9	10.07	0.17
20	10.13	9.8	9.97	0.17
25	9.94	9.6	9.77	0.17
30	9.92	9.8	9.86	0.06
45	9.73	9.7	9.72	0.02
60	9.79	9.7	9.75	0.04

Tabla 33. Datos experimentales de la cinética de adsorción de S3 a pH 6.

Tiempo (min.)	F ⁻ (mg/L)			σ
	R1	R2	\bar{x}	
0	10.5	10.5	10.50	0.00
3	10.7	10.5	10.60	0.10
5	10.1	10.1	10.10	0.00
10	10.1	9.88	9.99	0.11
15	9.9	9.95	9.93	0.02
20	9.9	9.33	9.62	0.29
25	9.61	9.69	9.65	0.04
30	9.6	9.69	9.65	0.04
45	10	9.99	10.00	0.00
60	10	9.74	9.87	0.13

ANEXO 3

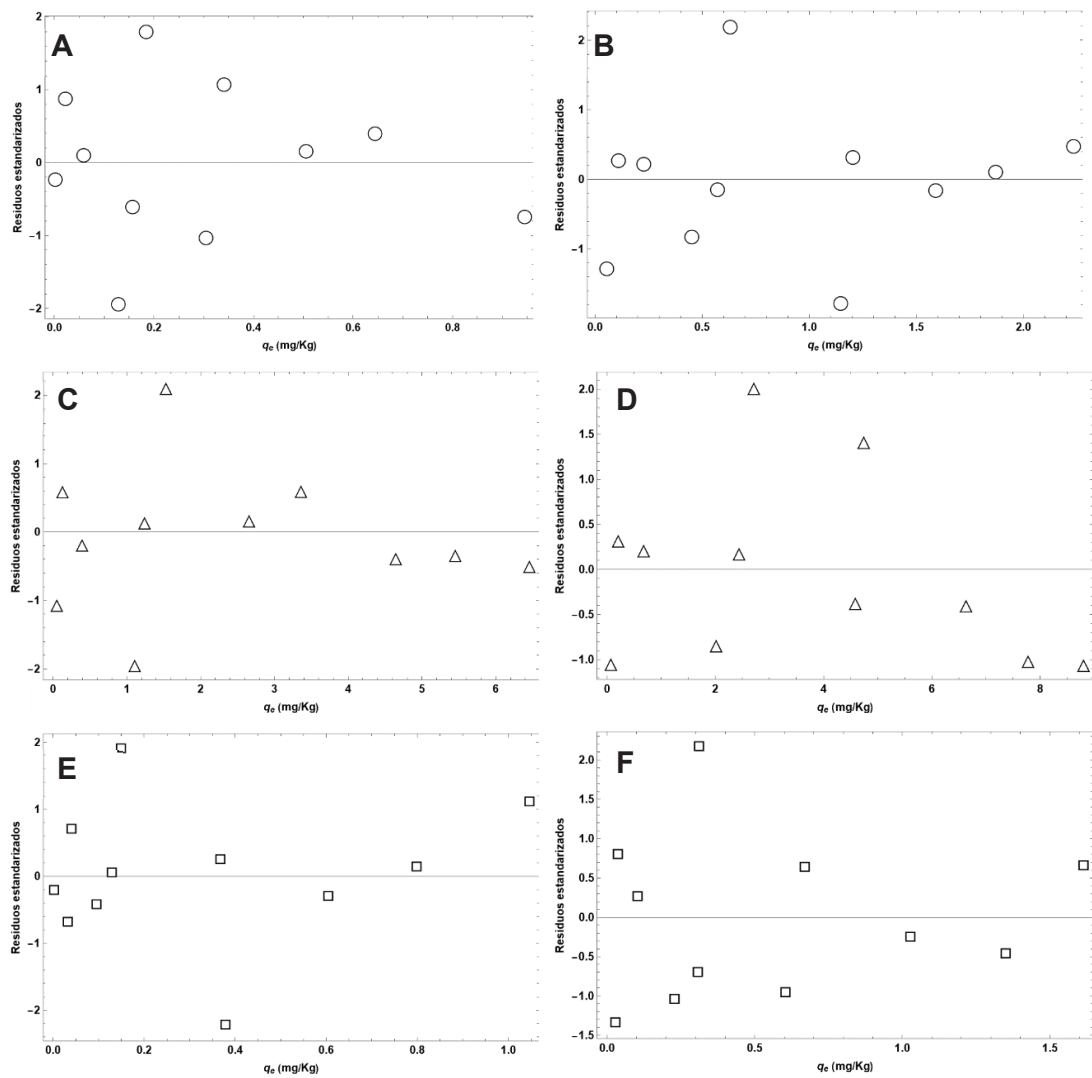


Figura 33. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de Langmuir para (A) S1 a pH 4, (B) S1 a pH 6, (C) S2 a pH 4, (D) S2 a pH 6, (E) S3 a pH 4 y (F) S3 a pH 6.

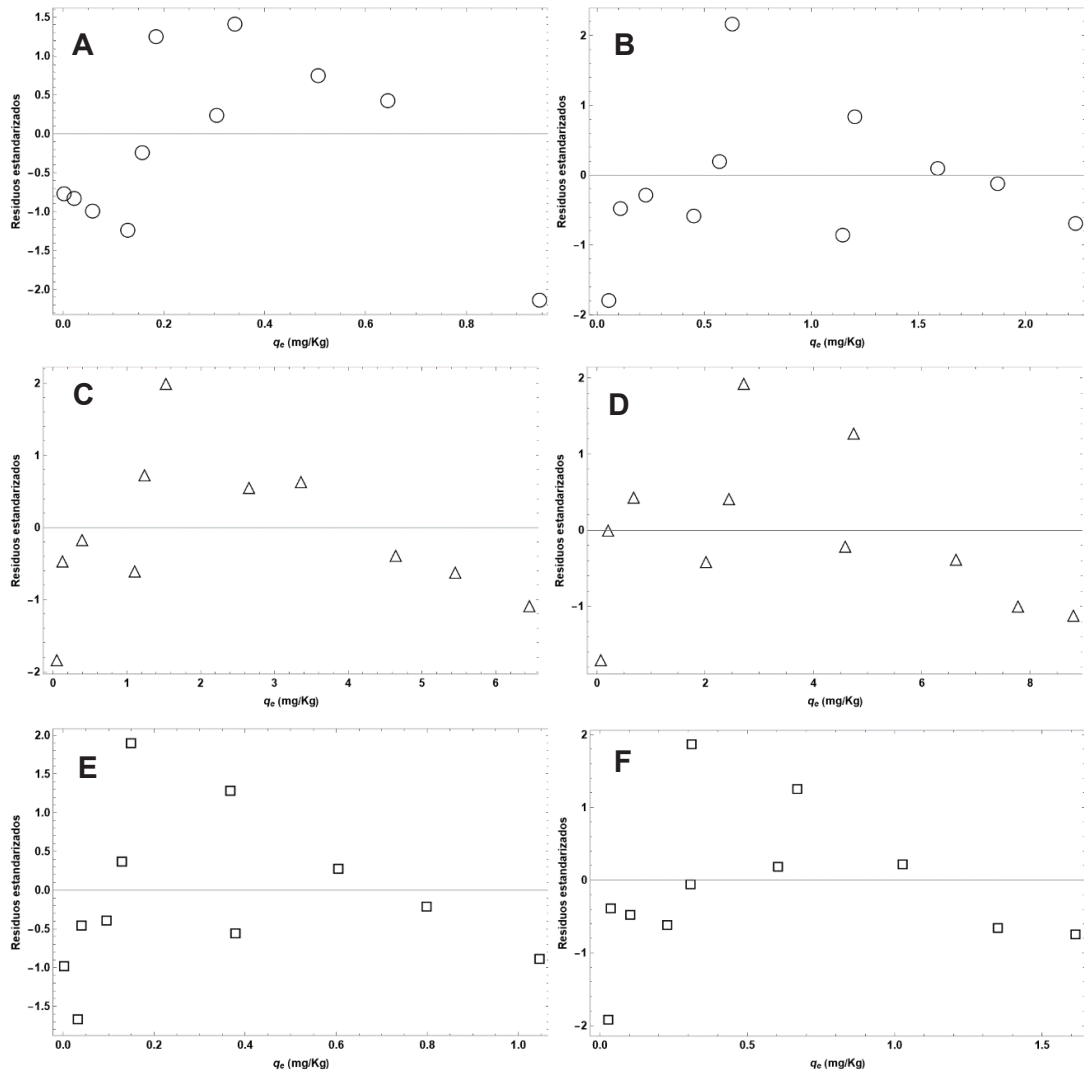


Figura 34. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de Freundlich para (A) S1 a pH 4, (B) S1 a pH 6, (C) S2 a pH 4, (D) S2 a pH 6, (E) S3 a pH 4 y (F) S3 a pH 6.

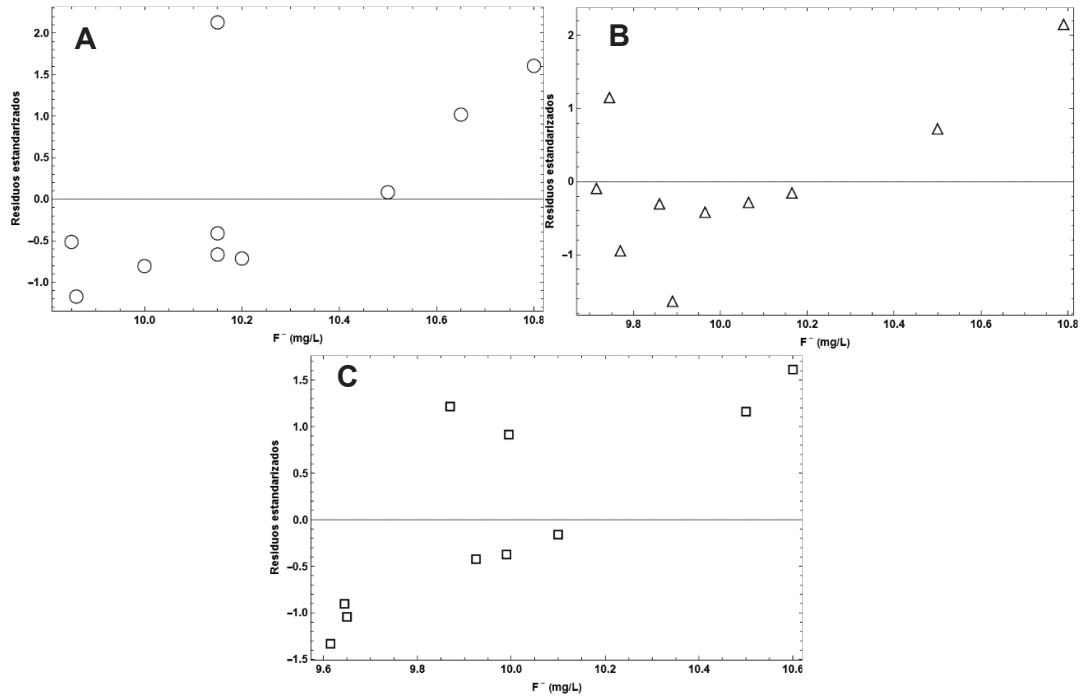


Figura 36. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de pseudo-primer-orden para (A) S1a pH 6, (B) S2 a pH 4 y (C) S3 a pH6.

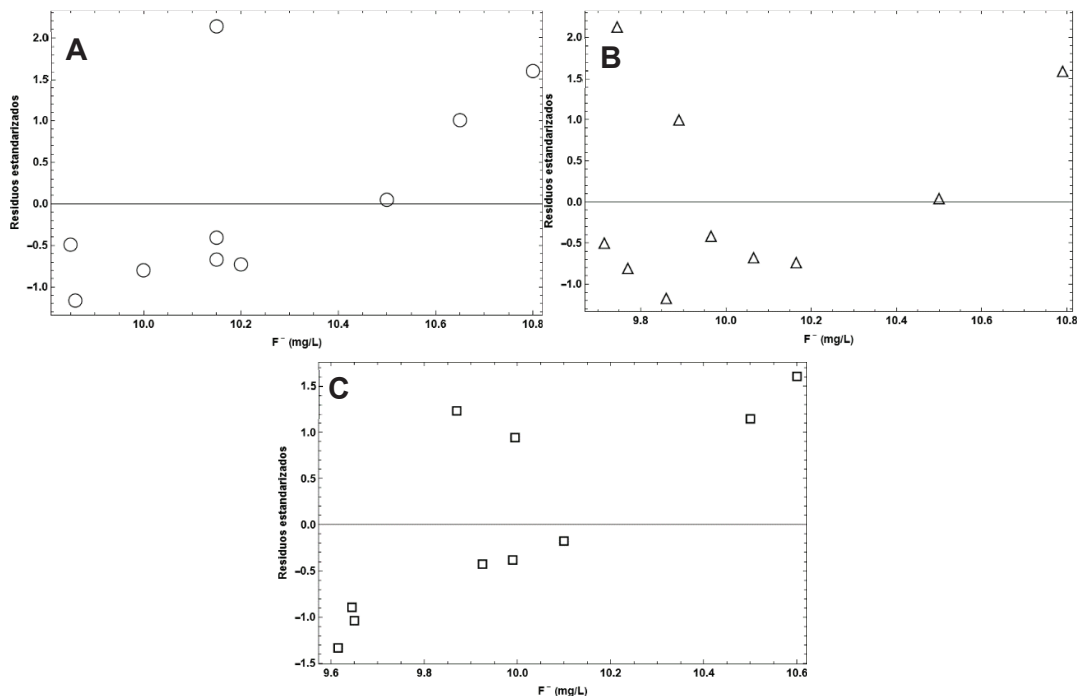


Figura 35. Gráfica de residuos estandarizados del modelo de pseudo-segundo-orden para (A) S1a pH 6, (B) S2 a pH 4 y (C) S3 a pH6.