



EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO®



Instituto Tecnológico de Toluca

**“EVALUACIÓN DE LA SORCIÓN DE ATRAZINA EN MUESTRAS DE SUELO
AGRÍCOLA TRATADAS Y SIN TRATAR”**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTORA
EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA:
ANADELY CUERVO PÉREZ
No. CONTROL:
D20280296**

**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARIA DEL CARMEN DÍAZ NAVA**

**CODIRECTOR DE TESIS:
DR. MARCOS JOSÉ SOLACHE RÍOS**

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, ENERO DE 2026



Educación
Secretaría de Educación Pública



TECNOLÓGICO
NACIONAL DE MÉXICO



Instituto Tecnológico de Toluca
División de Estudios de posgrado e Investigación

Metepec, Edo. de México, 05/Diciembre/2025
DEPI-3200-654/2025

ANADELY CUERVO PÉREZ
CANDIDATA AL GRADO DE DOCTORA
EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTE

De acuerdo con los Lineamientos para la Operación de los Estudios de Posgrado en el Tecnológico Nacional de México y las disposiciones en este Instituto, habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis Titulado: **"EVALUACIÓN DE LA SORCIÓN DE ATRAZINA EN MUESTRAS DE SUELO AGRÍCOLA TRTADAS Y SIN TRATAR"**, la División de Estudios de Posgrado e Investigación de este Instituto, concede la Autorización para que proceda al envío del trabajo final vía correo Institucional.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica
"Educación, integridad y ciencia"


JORGE SÁNCHEZ JAIME
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



ccp. Archivo
JSJ/mccl



Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México,
C.P. 52149, Tels. Dirección: 7222087205, Conmut.: 7222087200
e-mail: info@toluca.tecnm.mx | tecnm.mx | toluca.tecnm.mx





Educación
Secretaría de Educación Pública



Instituto Tecnológico de Toluca
Comunicación y Difusión

Metepec, Edo. de México, 21/Noviembre/2025
DEPI-3200-642/2025

DR. JORGE SÁNCHEZ JAIME
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

PRESENTE

Por este medio comunicamos a usted que la comisión Revisora designada para analizar la Tesis denominada "EVALUACIÓN DE LA SORCIÓN DE ATRAZINA EN MUESTRAS DE SUELO AGRÍCOLA TRATADAS Y SIN TRATAR", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Doctor en Ciencias Ambientales presenta el **C. ANADELY CUERVO PÉREZ** con número de control **D20280296** para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad para proceder a la impresión del mismo.

ATENTAMENTE

DRA. MARÍA DEL CARMEN DÍAZ NAVA
DIRECTORA DE TESIS

DR. JOSÉ MARCOS SOLACHE RÍOS
CODIRECTOR DE TESIS

DRA. YOLANDA ALVARADO PÉREZ
REVISORA DE TESIS

DRA. CLAUDIA ROSARIO MURO URISTA
REVISORA DE TESIS

DR. JOSÉ JUAN GARCÍA SÁNCHEZ
REVISOR DE TESIS

DR. GUILLERMO CARBAJAL FRANCO
REVISOR DE TESIS

ccp. Archivo
JSJ/mcd



2025
Año de
La Mujer
Indígena

Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, Metepec, Edo. de México,
C.P. 52149, Tels. Dirección: 7222087205, Conmut.: 7222087200
e-mail: info@toluca.tecnm.mx | tecnm.mx | toluca.tecnm.mx



AGRADECIMIENTOS

Al Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Toluca, por darme la oportunidad de formarme profesionalmente en dicha institución y haberme proporcionado todas las facilidades para llevar a cabo este proyecto.

A la Dra. María del Carmen Díaz Nava, por darme la oportunidad de seguir colaborando con usted en este proyecto, por el gran apoyo que me proporcionó durante mi estancia en el posgrado, por el tiempo, la dedicación, los consejos y sobre todo las enseñanzas brindadas académicamente.

Al Dr. Marcos José Solache Ríos por el valioso apoyo que me brindó durante la realización de mis estudios, con sus aportaciones, tiempo y consejos para la realización de esta investigación.

A mis revisores: Dra. Yolanda Alvarado Pérez, Dra. Claudia Rosario Muro Urista, Dr. Guillermo Carbajal Franco y al Dr. José Juan García Sánchez, por sus aportaciones realizadas en esta investigación y el tiempo brindado.

A la M. en C. Maribel Verónica Albíter López por su gran apoyo en los análisis realizados en el LIIA.

Al Ing. Irving Ruiz Aguilar (ANSA) por habernos proporcionado el estándar de Atrazina.

A la SECIHTI por el apoyo otorgado, a través de la beca No.890407.

Al proyecto TecNM clave 22879.25-P por el financiamiento para la realización de esta investigación.

RESUMEN

La atrazina es un herbicida ampliamente utilizado en México para la eliminación de malezas de hoja ancha en cultivos de caña de azúcar, maíz y sorgo, entre otros. El uso inadecuado presenta riesgos para el ambiente y la salud humana. Es considerada un fuerte contaminante debido a sus características fisicoquímicas. Los residuos de atrazina con el tiempo pueden generar riesgos de contaminación ambiental, ocasionando algunos problemas de salud, de ahí la importancia de conocer el comportamiento de la atrazina en los suelos. Por lo expuesto anteriormente el objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento de la sorción de atrazina en soluciones acuosas en contacto con muestras de suelos agrícolas tratados y sin tratar del Estado de México.

Se obtuvieron dos muestras de suelo agrícola provenientes del Estado de México, Metepec y Mexicaltzingo, se realizaron caracterizaciones físicas y químicas siguiendo la metodología que marca la NOM-021-RENACT-2000, los suelos fueron tratados para eliminar la materia orgánica, posteriormente se realizaron las curvas de calibración para la cuantificación de atrazina por UPLC, una con un estándar de SIGMA ALDRICH y otra de atrazina grado técnico de ANSA, para la evaluación de la retención de atrazina en las muestras de suelo se obtuvieron las cinéticas e isothermas de adsorción en los suelos, los suelos tratados, así como los suelos tratados y lavados.

Los resultados de la densidad real indican la presencia de yeso o de materia orgánica en las muestras. Los valores de densidad aparente fueron de 0.79 g/cm^3 (Metepec) y de 1.15 g/cm^3 (Mexicaltzingo). La porosidad de las muestras de suelo se encuentra en un intervalo de 40 a 60 %, lo que indica una porosidad de media a muy alta. Los valores de conductividad eléctrica fueron menores a 1 dS m^{-1} . Se obtuvo la composición elemental por EDS y con DRX se identificó la presencia de

arcillas en las muestras de suelo. En la cuantificación del Carbono Orgánico Total (COT) se observó que la muestra con mayor materia orgánica fue la de Metepec.

Los resultados indican que las muestras de suelo completo presentaron mayor remoción de atrazina (18 y 14 %) con respecto, a las muestras tratadas (7 y 8%) y lavadas (6 y 9 %) de Metepec y Mexicaltzingo, respectivamente. Se observó que el sistema alcanza el equilibrio a partir de las 6 h de contacto. El modelo cinético que describe la adsorción de atrazina en las muestras de suelos evaluadas fue el de pseudo segundo orden (Ho-Mckay), lo que indica que predomina un mecanismo de quimisorción.

En las isothermas de adsorción la muestra de suelo sin tratar de Metepec presentó una capacidad de adsorción de $17.47 \pm 1.95 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y la muestra de Mexicaltzingo $15.07 \pm 0.28 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$. En las muestras tratadas y lavadas la remoción fue de $12.63 \pm 0.52 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ para Metepec y $11.80 \pm 0.72 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$, para Mexicaltzingo.

Los datos experimentales de las isothermas se ajustaron al modelo de Freundlich con un valor de $R^2=0.9350$ para Metepec y Mexicaltzingo de $R^2=0.9986$ en las muestras de suelo completo, para las muestras de suelo tratado y lavado estos valores fueron de $R^2=0.8398$ y $R^2=0.9910$, en el mismas muestras, este modelo asume que la sorción de atrazina ocurre en una superficie heterogénea con la posibilidad de sorción de múltiples capas.

SUMMARY

Atrazine is an herbicide widely used in Mexico for the elimination of broadleaf weeds in sugarcane, corn and sorghum crops, among others. Improper use presents risks to the environment and human health. It is considered a strong pollutant due to its physicochemical characteristics. Atrazine residues over time can generate environmental contamination, causing some health problems. Therefore, it is important to know the behavior of atrazine in soils. Based on the above, the objective of this work is to determine the sorption behavior of atrazine in treated and untreated samples of agricultural soils in aqueous solutions.

Two samples of agricultural soil were obtained from the state of Mexico, following the methodology established by NOM-021-RENACT-2000 that establishes the specifications of fertility, salinity and classification of soils, sampling and analysis; the pH, apparent and real density, electrical conductivity, porosity of each sample was determined following the methodology of the aforementioned standard, granulometric analysis, analysis was carried out by scanning electron microscopy (SEM) and elemental microanalysis by energy disperse X-ray spectrometry (EDS). In the untreated and treated samples, infrared absorption spectroscopy (IF-TR), X-ray diffraction (XRD) and thermogravimetric analysis (TGA); subsequently the Total Organic Carbon (TOC) of samples was quantified. The elimination of organic matter was carried out using the methodology established by NOM-021-RENACT-2000.

The actual density results indicate the presence of gypsum or organic matter in the samples. The apparent density values were 0.79 (Metepec) and 1.15 g/cm³ (Mexicaltzingo). The porosity of the soil samples is in the range of 40 and 60%, indicating medium to very high porosity. The electrical conductivity values were lower than 1 dS m⁻¹. The results of the EDS and FTIR analyzes indicate the presence of clays in the soil samples. The sample with the highest organic matter was the one of Metepec. The complete soil samples presented higher removal of atrazine (18 and 14%) compared to the treated (7 and 8%) and washed (6 and 9%) samples, from Metepec and Mexicaltzingo. respectively, the system reaches equilibrium after

6 h of contact. The kinetic model that describes the adsorption of atrazine in the soil samples was the Lagergren model, which indicates a chemisorption mechanism.

In the adsorption isotherms, the maximum adsorption occurred at an initial concentration of 1 mg/L in both soil samples, with removal percentages (55% Metepec and 47% Mexicaltzingo) in complete soil samples and in treated samples. Metepec was 46% and Mexicaltzingo 41% in samples analyzed after 6 days of the experiment. The samples analyzed after 81 days of carrying out the experiment had a similar behavior.

The results of the experimental data of the adsorption isotherms were best fitted to the Freundlich model, this model assumes that the sorption of atrazine occurs on a heterogeneous surface with the possibility of multilayer sorption.

ÍNDICE

1. FUNDAMENTOS.....	3
1.1 Producción agrícola.....	10
1.2 Herbicidas en México.....	12
1.3 Atrazina.....	13
1.4 Contaminación por atrazina.....	14
1.5 Suelo.....	16
1.5.1 Características físicas y químicas del suelo.....	17
1.6 Cromatografía de Líquidos Ultra Alta Resolución.....	20
1.7 Adsorción.....	22
1.7.1 Cinéticas de adsorción.....	23
1.7.2 Isotermas de adsorción.....	25
2. MÉTODO.....	28
2.1 Obtención de las muestras de suelo	29
2.2 Características físicas y químicas de los suelos.....	30
2.2.1 Medición de pH.....	30
2.2.2 Densidad real (DR).....	30
2.2.3 Densidad aparente (DA).....	31
2.2.4 Porosidad de suelo.....	31
2.2.5 Conductividad eléctrica.....	32
2.2.6 Análisis granulométrico.....	32
2.3 Separación de la fase inorgánica de las muestras de suelo.....	33
2.4 Microscopía electrónica de barrido (MEB) y microanálisis elemental por espectrometría de rayos x de energía dispersa (EDS).....	34
2.5 Difracción de rayos X (DRX).....	34
2.6 Espectroscopia de absorción infrarroja (FT-IR).....	35
2.7 Análisis termogravimétrico (TGA).....	35
2.8 Determinación del carbono orgánico total en suelos.....	35
2.9 Curva de calibración de atrazina.....	36
2.10 Cinéticas de adsorción de atrazina en muestras de suelo.....	37
2.11 Isotermas de adsorción de atrazina sorción de atrazina.....	37

3. RESULTADOS.....	38
3.1 Obtención de las muestras de suelo.....	38
3.2 Características físicas y químicas de los suelos.....	40
3.2.1 Medición de pH.....	40
3.3.2 Densidad real (DR).....	41
3.3.3 Densidad aparente (DA).....	41
3.3.4 Porosidad del suelo.....	41
3.3.5 Conductividad eléctrica (CE).....	42
3.3.6 Análisis granulométrico.....	43
3.3 Separación de la fase inorgánica de las muestras de suelo.....	46
3.4 Microscopía electrónica de barrido (MEB) y microanálisis elemental por espectrometría de rayos X de energía dispersa (EDS).....	50
3.5 Espectroscopia de absorción infrarroja (IF-TR).....	55
3.6 Difracción de rayos X (DRX).....	58
3.7 Análisis termogravimétrico (TGA).....	60
3.8 Determinación del carbono orgánico total en suelos.....	64
3.9 Curva de calibración de atrazina.....	66
3.10 Cinéticas de sorción de atrazina en muestras de suelo.....	68
3.11 Isoterma de sorción de atrazina en muestras de suelo.....	86
4. CONCLUSIONES.....	95
5. REFERENCIAS.....	98

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Superficie sembrada por cultivo.....	11
Figura 1.2 Estructura química de la atrazina (ATR) y sus principales productos de degradación (Mudhoo <i>et al.</i> , 2011)..	15
Figura 1.3 Representación de un sistema UPLC.....	21
Figura 2.1 Etapas experimentales desarrolladas en este proyecto.....	28
Figura 2.2 Ubicación de la zona de muestreo de Mexicaltzingo y Metepec..	29
Figura 2.3 Ubicación geoespacial de la parcela de Mexicaltzingo.....	30
Figura 2.4 Tamices ordenados en forma descendente.....	33
Figura 3.1 Esquema de distribución en tresbolillo de los incrementos a tomar para la formación de una muestra compuesta.....	38
Figura 3.2 Muestra de suelo de Mexicaltzingo, Estado de México.....	39
Figura 3.3 Muestra de suelo tamizado de Metepec, Estado de México.....	39
Figura 3.4 Muestra de suelo tamizado de Mexicaltzingo, Estado de México.	40
Figura 3.5 Curva granulométrica por medio del tamizado del suelo de Metepec.....	44
Figura 3.6 Curva granulométrica por medio del tamizado del suelo de Mexicaltzingo.....	45
Figura 3.7 Tratamiento de la muestra de Metepec.....	46
Figura 3.8 Tratamiento de la muestra de Mexicaltzingo.....	47
Figura 3.9 Muestra de suelo de Metepec: a) tratada y b) tamizada malla No. 200.....	47
Figura 3.10 Muestra de suelo de Mexicaltzingo: a) tratada y b) tamizada malla No. 200.....	48
Figura 3.11 Muestra de suelo de Metepec tratada con peróxido de hidrógeno	48
Figura 3.12 Muestra de suelo de Mexicaltzingo tratada con peróxido de hidrógeno.....	49
Figura 3.13 Micrografía de la muestra de suelo de Metepec a) muestra completa b) tratada por el método de Jiménez et al. 2014 y c) tratado con peróxido de hidrógeno.....	51

Figura 3.14 Micrografía de la muestra de suelo de Mexicaltzingo a) muestra completa y b) tratada por el método de Jiménez et al. 2014 y c) tratada con peróxido de hidrógeno.....	52
Figura 3.15 Micrografía de la muestra de suelo de Metepec.....	54
Figura 3.16 Micrografía de la muestra de suelo de Mexicaltzingo.....	54
Figura 3.17 Espectro IR-TF muestra de suelo Metepec a) MT b) MTP y c) MTPL.....	56
Figura 3.18 Espectro IR-TF muestra de suelo de Mexicaltzingo, a) MX, b) MXP y c) MXPL.....	57
Figura 3.19 Difractograma de la muestra de suelo de Metepec: a) MT y b) MTP.....	58
Figura 3.20 Difractograma de la muestra de suelo de Mexicaltzingo: a) MX y b) MXP.....	59
Figura 3.21 Termograma de la muestra de suelo MT.....	61
Figura 3.22 Termograma de la muestra de suelo MTP.....	61
Figura 3.23 Termograma de la muestra de suelo MTPL.....	62
Figura 3.24 Termograma de la muestra de suelo MX.....	62
Figura 3.25 Termograma de la muestra de suelo MXP.....	63
Figura 3.26 Termograma de la muestra de suelo MXPL.....	63
Figura 3.27 Carbono orgánico total en las muestras de suelo de Metepec...	65
Figura 3.28 Carbono orgánico total en las muestras de suelo de Mexicaltzingo.....	65
Figura 3.29 Curva de calibración para las soluciones del estándar de atrazina SIGMA ALDRICH.....	67
Figura 3.30 Curva de calibración para las soluciones de atrazina marca ANSA.....	68
Figura 3.31 Cinética de sorción de Atrazina ALDRICH en la muestra de suelo de Metepec con una concentración de 2 mg/L.....	70
Figura 3.32 Cinética de sorción de Atrazina ALDRICH en la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una concentración de 2 mg/L.....	71

Figura 3.33 Cinética de sorción de Atrazina marca ANSA en la muestra de suelo de Metepec con una concentración de 1.2 mg/L.....	73
Figura 3.34 Cromatograma de los compuestos de deisopropilatrazina (1), deetilatrazina (2), atrazina (3).....	73
Figura 3.35 Cromatograma de solución estándar de 25.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ que contiene los cinco compuestos de triazina en agua desionizada (Zarpon et al. 2006)...	74
Figura 3.36 Cinética de sorción de Atrazina marca ANSA en la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una concentración de 1.2 mg/L.....	78
Figura 3.37 Ajuste a los modelos cinéticos en la muestra de Metepec.....	85
Figura 3.38 Ajuste a los modelos cinéticos en la muestra de Mexicaltzingo..	85
Figura 3.39 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec.....	87
Figura 3.40 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo..	88
Figura 3.41 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec.....	90
Figura 3.42 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo..	91
Figura 3.43 Modelo de isothermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MT y b) MTPL.....	92
Figura 3.44 Modelo de isothermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MX y b) MXPL.....	92
Figura 3.45 Modelo de isothermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MT y b) MTPL.....	93
Figura 3.46 Modelo de isothermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MX y b) MXPL.....	94

ÍNDICE DE TABLA

Tabla 1.1 Registros sanitarios de herbicidas altamente peligrosos en México, 2020.....	13
Tabla 1.2 Valores de referencia para prueba de Densidad Apparente (NOM-021-RECNAT-2000)	18
Tabla 1.3 Conductividad eléctrica de los suelos.....	20
Tabla 1.4 Parámetros para el UPLC.....	22
Tabla 3.1 Parámetros de las muestras de suelo.....	42
Tabla 3.2 Granulometría por tamizado de la muestra de suelo de Metepec.	43
Tabla 3.3 Granulometría por tamizado de la muestra suelo de Mexicaltzingo.	44
Tabla 3.4 Límites del tamaño de suelos separados.....	45
Tabla 3.5 Nomenclatura de las muestras de suelo	50
Tabla 3.6 Análisis elemental por EDS de las muestras de suelo.....	53
Tabla 3.7 Principales bandas observadas en la muestra de suelo de MT.....	55
Tabla 3.8 Principales bandas observadas en la muestra de suelo de MX.....	57
Tabla 3.9 Componentes minerales de la muestra de suelo MT.....	59
Tabla 3.10 Componentes minerales de la muestra de suelo MX.....	60
Tabla 3.11 Pérdida de peso de las muestras de suelo	64
Tabla 3.12 Valores de área obtenidos por UPLC para cada concentración de atrazina SIGMA ALDRICH	66
Tabla 3.13 Valores para la curva de calibración del estándar de atrazina marca ANSA.....	67
Tabla 3.14 Sorción de atrazina (SIGMA ALDRICH $C_i = 2$ mg/L) en la muestra de Metepec.....	69
Tabla 3.15 Sorción de atrazina (SIGMA ALDRICH $C_i = 2$ mg/L) en la muestra de Mexicaltzingo	70
Tabla 3.16 Sorción de atrazina marca ANSA con una concentración inicial de 1.2 mg/L, en la muestra de Metepec.....	72
Tabla 3.17 Cromatograma de la muestra de suelo de Metepec a diferentes tiempos.....	75

Tabla 3.18 Sorción de atrazina marca ANSA con una concentración inicial de 1.2 mg/L, en la muestra de Mexicaltzingo.....	77
Tabla 3.19 Cromatograma de la muestra de suelo de Mexicaltzingo.....	80
Tabla 3.20 Parámetros cinéticos para la adsorción de atrazina.....	83
Tabla 3.21 Datos de la isoterma de sorción de Metepec.....	87
Tabla 3.22 Datos de la isoterma de sorción de Mexicaltzingo.....	88
Tabla 3.23 Resultados de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec.....	89
Tabla 3.24 Resultados de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo.....	90
Tabla 3.25 Parámetros de isoterma determinados para la adsorción de atrazina de Metepec.....	91
Tabla 3.26 Parámetros de isoterma determinados para la adsorción de atrazina.....	93

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el crecimiento demográfico ha generado que haya más demanda de alimentos, lo que ha ocasionado modificaciones en las prácticas agrícolas y aumente la innovación tecnológica provocado que el uso de agroquímicos se incremente de manera significativa. El aumento de estas sustancias ha provocado problemas en el medio ambiente como la contaminación de suelos y agua tanto superficial como subterráneas por herbicidas.

Dentro del sector agrícola uno de los principales contaminantes son los herbicidas donde se puede encontrar el uso de la atrazina que es empleado para el control de malezas de hoja ancha, en cultivos como sorgo, caña de azúcar y uno de los cultivos más importantes en el que se utiliza dicho herbicida es el maíz. Es uno de los herbicidas más utilizados en casi todo el mundo, hasta ahora se ha registrado en más de 70 países. La atrazina es resistente en el medio ambiente y como resultado causa graves problemas de contaminación en agua superficial, agua subterránea y en el suelo, se estima que dura más de 20 años en degradarse. Algunos problemas de salud relacionados a la presencia de triazinas en el agua son irritación ocular, dolor abdominal y diarrea, o efectos crónicos como daño reproductivo y en el crecimiento fetal, puede actuar como cancerígeno tanto en humanos como en animales.

En México existen herbicidas que no están regulados dentro de estos se encuentra la atrazina y su uso se está extendiendo a diferentes zonas de cultivo, se han encontrado residuos de atrazina en cuerpos de agua superficial y subterránea con concentraciones que rebasan los límites establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), la Comunidad Europea y la Organización Mundial de la Salud para agua de consumo humano. Debido a la contaminación que la atrazina provoca, es necesario conocer los mecanismos de adsorción en los suelos debido a las diferentes características que los suelos presentan, buscando alternativas de remediación en áreas afectadas y así disminuir riesgos ambientales, ya que se ha observado un incremento de su concentración en aguas superficiales y subterráneas.

Por lo que la hipótesis de este trabajo fue determinar si la capacidad de sorción de atrazina en soluciones acuosas de muestras de suelo depende de la composición mineralógica y de la materia orgánica presente en el suelo agrícola y de las propiedades fisicoquímicas de las muestras de suelo, principalmente el pH y la capacidad de intercambio catiónico.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la sorción atrazina en soluciones acuosas en contacto con muestras de suelo de cultivo agrícola del Estado de México. Para conocer los mecanismos en la adsorción de la atrazina en estos suelos provenientes del Estado de México y plantear alternativas sustentables para la remoción de este herbicida en el ambiente.

La presente investigación se compone de tres capítulos, siendo el primero de éstos el marco teórico y referencial, donde se concentró en describir las investigaciones realizadas con anterioridad acerca de la contaminación de atrazina, la sorción y desorción en muestras de suelo agrícola.

El segundo capítulo se enfoca principalmente en la descripción del método desarrollado en dicha investigación, como es la obtención de las muestras de suelo, la caracterización, obtención de la curva de calibración y los experimentos de las cinéticas e isothermas de adsorción.

En tercer capítulo de la investigación se dan a conocer los resultados obtenidos aplicando las herramientas necesarias para su análisis y la discusión de estos comparándolos con otros autores.

1. FUNDAMENTOS

El uso excesivo de sustancias químicas como los herbicidas, así como las malas prácticas agrícolas, son algunas de las actividades humanas que han ocasionado el deterioro del suelo (Salazar-Ledesma et al., 2018). Dentro de los herbicidas más utilizados se encuentra la atrazina (6-cloro-N-etil-N'-1-metiletil-triazina-2,4-diamina) se usa ampliamente para controlar malezas de hoja ancha y gramíneas, principalmente en cultivos de maíz, caña de azúcar, sorgo, trigo, soya, frijol, piña, plátano entre otros (ATSDR, 2022).

La atrazina es un herbicida que se patentó en suiza en 1958, su uso comercial se registró en Estados Unidos 1959 y se empezó a utilizar en casi todo el mundo (Gagneten et al., 2021), en México se comenzó a utilizar en 1975 y es el tercer herbicida más utilizado (Guillén et al., 2017). El nombre comercial más conocido de este producto es Gesaprim y es vendido al consumidor en varias presentaciones como Gesaprim Combi 500 FW o Gesaprim 90 SC, entre otros (Bravo, 2017).

La exposición de los seres humanos a la atrazina se ha relacionado con afectaciones agudas como irritación de piel, ojos, nariz y garganta. Efectos crónicos, como alteraciones en las funciones del corazón, hígado y riñón, así como problemas de reproducción y modificaciones en los niveles de hormonas que afectan la ovulación, provocando mal formaciones, asimismo se considera un posible cancerígeno (Guillén et al., 2017). La OSHA ha establecido un límite de 5 miligramos de atrazina por metro cúbico de aire (5 mg/m³) mientras que la EPA recomienda una cantidad máxima de atrazina en el agua potable de 3 µg/L (ATSDR, 2022).

En muchos países se ha detectado la atrazina y sus productos de degradación, debido a que se infiltran a aguas subterráneas, y mediante escorrentías a aguas superficiales, asimismo se contaminan los suelos y sedimentos (Hansen et al., 2019). El comportamiento ambiental de la atrazina en el suelo depende de varios factores, como la volatilización, la biodegradación y la degradación química (Deng et al., 2010), así como las diferentes propiedades del suelo, como la capacidad de intercambio catiónico, el pH, materia orgánica, contenido y tipo de arcilla, estructura porosa del suelo y el área superficial específica de las partículas (Yu et al., 2020; Li

et *al.*, 2021; Martins et *al.*, 2018). También existen otros mecanismos físicos y químicos de interacción plaguicida-adsorbente que están involucrados en la adsorción tales como, intercambio iónico, enlaces de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals y los enlaces hidrofóbicos (Olave, 2019).

La adsorción y desorción de herbicidas en los suelos juega un papel importante al influir en el destino de los herbicidas en los diferentes tipos de suelo (Lesan y Bhandari, 2003; Wu et *al.*, 2011). La adsorción de atrazina y las sustancias húmicas del suelo de acuerdo con Kulikova y Perminova (2002) están estrechamente relacionada con la aromaticidad de la materia orgánica del suelo. Se demostró que la cantidad de la materia orgánica del suelo juega un papel importante en los procesos de adsorción e histéresis de la atrazina (Kempf y Brusseau, 2009). Prado et *al.*, (2014) estudiaron el transporte, sorción y degradación de atrazina en dos suelos arcillosos: Andosol proveniente de la cuenca de Valle de Bravo, estado de México y Vertisol Municipio de Penjamo, estado de Guanajuato, con características contrastantes en cuanto al contenido de materia orgánica y grado de descomposición, así como tipos de arcilla. Donde mencionan que la materia orgánica del suelo fue el principal sorbente de la atrazina, seguida de las arcillas de montmorillonita en el Vertisol y los óxidos de hierro y alófanos en el Andosol. Barriuso et *al.* (1994) mostraron que las esmectitas absorben atrazina principalmente a través de fuerzas de Van Der Waals relativamente débiles o enlaces de hidrógeno. Sin embargo, se sabe poco sobre los mecanismos implicados en la adsorción de atrazina en los suelos.

Lesan y Bhandari (2003) estudiaron el comportamiento de sorción-desorción de atrazina en dos suelos superficiales ubicados en la cuenca del embalse Hillsdale del noreste de Kansas. El tiempo de contacto de sorción se evaluó utilizando los parámetros de la isoterma de sorción de Freundlich. El parámetro de K_F para el suelo del bosque fue significativamente más alto que para el suelo agrícola. El parámetro del índice de histéresis aparente (IAH) se utilizó para cuantificar la histéresis de sorción-desorción que surge de la sorción fuera de equilibrio. El suelo del bosque absorbió más herbicida debido a su mayor contenido de materia

orgánica. Sin embargo, una fracción mayor del herbicida sorbido en este suelo se liberó rápidamente (dentro de las 24 h) después de la sorción. Las diferencias en el comportamiento de sorción-desorción de la atrazina en los dos suelos parecen estar relacionadas con variaciones en el tipo y localización la materia orgánica en los dos suelos. Lo que coincide con Ben-Hur et al. (2003) quienes indicaron que entre mayor es el contenido de MOS, mayor es la afinidad de la atrazina por la fase sólida del suelo.

Yue et al. (2016) evaluaron las características de sorción-desorción de atrazina en tres suelos, laterita y arrozal provenientes de Danzhou y Qiongzong, respectivamente, provenientes de la provincia de Hainan, China, y el suelo aluvial perteneciente a Sixth Ring Road, Beijing, China. Los resultados mostraron que la cinética de adsorción de la atrazina en los suelos se lleva a cabo en dos pasos: una sorción "rápida" y una sorción "lenta" y pudo describirse mediante un modelo de pseudo-segundo orden. Las capacidades máximas de sorción de atrazina se comportaron de la siguiente manera: suelo de arroz>suelo aluvial>laterita. El valor de pH más bajo de la solución favoreció la adsorción de atrazina en los suelos

Por otro lado, Park et al. (2004) estudiaron los efectos del envejecimiento sobre la sorción y desorción de atrazina por mecanismos específicos en suelos y lodos de arcilla provenientes de Michigan y Alabama. El tiempo de envejecimiento para la sorción de atrazina en suelo esterilizado y lodos de arcilla varió de 2 días a 8 meses. Las isotermas de sorción de atrazina fueron casi lineales ($r^2 \geq 0.97$) y los coeficientes de sorción están fuertemente correlacionados con el contenido de carbono orgánico del suelo. Los coeficientes de distribución de sorción (K_d) aumentaron con el aumento de la edad en los cinco suelos estudiados, pero no para la K-montmorillonita.

Salazar-Ledesma et al. (2018) estudiaron la movilidad de la atrazina en suelos cultivados con maíz regados con aguas residuales municipales sin tratar durante más de 100 años en el Valle del Mezquital, México. Donde el herbicida atrazina se ha aplicado en el cultivo de maíz para el control de malezas durante 20 años.

Monitorearon la persistencia y migración de la atrazina y sus principales metabolitos hidroxiatrazina (HyA) y detilatrastina (DEA) a lo largo de un ciclo de cultivo; evaluaron su comportamiento de sorción en experimentos por lotes; y determinaron la degradación de la atrazina en condiciones de campo. Se detectó HyA sólo en las muestras de suelo del primer y tercer evento de riego ($\sim 0.08 \text{ mg kg}^{-1}$) mientras que DEA se encontró en el agua de percolación del segundo evento de riego (0.03 mg L^{-1}) y en agua subterránea ($\sim 0.02 \text{ mg L}^{-1}$). Los experimentos por lotes mostraron que el suelo tiene una mayor afinidad por la atrazina ($K_d=5 \text{ L kg}^{-1}$) que por HyA y DEA ($K_d=1.3 \text{ L kg}^{-1}$). El valor de la vida media de la atrazina fue de 16 días en condiciones de campo. Prata et al. (2003) informaron que HyA es el metabolito más importante de la atrazina y muestra una mayor retención en el suelo que los otros metabolitos y es el producto de degradación menos móvil de la atrazina. En los experimentos de sorción-desorción de atrazina y simazina en montmorillonita, ferrihidrita y ácido húmico de acuerdo con Celis et al., (1997) donde realizaron experimentos en lote, reportan que la sorción de atrazina y simazina fue mayor en ácido húmico que en montmorillonita, y para la desorción tuvo una mayor histéresis en el ácido húmico que en la montmorillonita, lo que indica que estos herbicidas se desorben más difícilmente de la materia orgánica que de la montmorillonita.

Huerta (2016) evaluó el comportamiento de atrazina y sus metabolitos: hidroxiatrazina (HA) y desetilatrastina (DEA), en una parcela agrícola en el Estado de Hidalgo regada con agua residual, durante un ciclo de maíz, y determinar así, si el suelo posee la capacidad de retener o degradar, por medio de la actividad microbiana, a este compuesto. En esta parcela se realizó un monitoreo para el cual se tomaron muestras de suelo a dos diferentes profundidades, cada 28 días durante un ciclo completo de maíz. Mediante las extracciones, se encontró que el herbicida permaneció en el suelo de la parcela alrededor de dos meses. En lo referente a la formación de subproductos, en el suelo sólo se detectó la presencia del compuesto hidroxiatrazina. En los experimentos de adsorción se observaron comportamientos similares de los tres compuestos, atrazina, HA y DEA. Los datos obtenidos en los

experimentos de sorción y desorción fueron descritos adecuadamente con el modelo lineal ($R^2 > 0.95$).

La biodegradación de atrazina pura y comercial (gesaprim) en muestras de suelo agrícola del estado de Morelos, fue evaluado por Guillén et al. (2017) donde realizaron caracterizaciones físicas y químicas de los suelos, asimismo obtuvieron cinéticas de biodegradación con el ingrediente activo de atrazina al 100 % y con el Gesaprim producto comercial que contiene el 43 % de atrazina como ingrediente activo. La vida media para el Gesaprim en los suelos Moyotepec, Yecapixtla y Huautla fue de 126, 18 y 40 d y para los porcentajes de biodegradación fue de 21.4, 71.8 y 50.1 % respectivamente. Para la atrazina con el ingrediente activo al 100 %, fueron de 17, 16 y 6 d y los porcentajes de biodegradación de 52.7, 72.9 y 65.8 %, respectivamente.

Mudhoo et al. (2011) realizaron una revisión sobre la sorción, transporte y transformación de atrazina en suelos, minerales y en abonos, donde mencionan que los tipos principales de superficies sorbentes que están disponibles para los herbicidas son materia orgánica del suelo, arcilla, óxidos e hidróxidos. La materia orgánica soluble (MOS) se puede dividir en fracciones sólidas y disueltas en agua, las cuales pueden asociarse con herbicidas. La distribución de la asociación de herbicidas entre estas dos fracciones afecta significativamente la absorción y movilidad de herbicidas en el suelo. Son pocos los trabajos recientes que se han reportado relacionados con la adsorción y desorción de atrazina, lo que ofrece un área de oportunidad importante para el desarrollo de este proyecto, principalmente para buscar alternativas de biorremediación de suelos contaminados por herbicidas.

Un estudio reciente como el de Wang et al. (2023) evaluó el impacto que tiene la atrazina en la supervivencia de las abejas y el consumo del polen y la sacarosa, donde determinó que una exposición elevada de atrazina (37.3 mg/L) reduce el consumo de polen y sacarosa, esta exposición altera sustancialmente la composición y el tamaño de la comunidad microbiana intestinal de las abejas, volviéndose más susceptibles a la infección por patógenos como *Serratia marcescens*. Por lo tanto, la atrazina podría afectar negativamente a las poblaciones

de abejas en todo el mundo, lo que podría afectar negativamente a la seguridad alimentaria mundial.

Hennig et al. (2023) realizaron una revisión de los efectos tóxicos del herbicida atrazina en organismos no objetivo, donde mencionan que las algas no muestran sensibilidad a la ATZ nanoencapsulada, mientras que muchos vertebrados e invertebrados terrestres y acuáticos, microorganismos y plantas tienen una alta sensibilidad a la AZT nanoencapsulada. Los resultados de la distribución de sensibilidad de especies (SSD) indicaron que *D. similis* es la especie más sensible a la ATZ nanoencapsulada, seguida de *C. elegans*, *E. crypticus* y *P. subcapitata*. Sin embargo, las limitaciones en términos de número de especies y criterios de valoración disponibles para elaborar el SSD reflejan poca información en el conocimiento de los efectos de la nATZ en diferentes ecosistemas.

Urseles et al. (2022) realizaron un estudio de la contaminación de atrazina en aguas subterráneas y leche bovina cruda, donde evaluaron la calidad del agua, bioacumulación y los riesgos ocasionados en los seres humanos. Ellos analizaron dieciocho establecimientos lecheros de la llanura pampeana de Argentina, donde el total de las muestras analizadas el 89 % presentaron residuos de atrazina en concentraciones de 2.51 y 20.97 µg/L en leche bovina, y el 50 % de las muestras de agua subterránea (valores entre 0.07 y 1.40 µg/L), además los niveles de atrazina en el 44.4 % de las muestras de agua subterránea y el 11.1 % de las muestras de leche bovina excedieron los límites establecidos internacionalmente como seguros para el consumo humano (Urseles et al, 2022). Los resultados presentados aquí indican que se debe seguir monitoreando el estado de la contaminación por atrazina en el área para evaluar su impacto a largo plazo en la salud pública.

Rostami et al. (2021) realizaron una revisión de los métodos y tecnologías actuales para la degradación de la atrazina en suelos y agua contaminados, el objetivo principal fue mostrar el progreso reciente de los métodos de degradación de la atrazina, junto con sus principales ventajas, desventajas, eficiencia potencial y vías de degradación, para proporcionar información a los investigadores para elegir el mejor método de degradación de la atrazina.

Whang et al. (2023) realizaron un estudio donde evaluaron que la atrazina promueve el desarrollo del cáncer de mama al suprimir la función inmune y regular positivamente la expresión de metaloproteinasas de la matriz (MMP), determinaron que la atrazina afectó el desarrollo de células de cáncer de mama, al ser expuestos a dicho herbicida. Los índices de timo y bazo, los porcentajes de linfocitos CD4+ y CD3+ provenientes del bazo y de los ganglios linfáticos inguinales, y la relación CD4+/CD8+ fueron notablemente más bajos que en el grupo de control. Es importante destacar que los linfocitos infiltrantes de tumores, como CD4+, CD8+ y células NK, disminuyeron mientras que las células *Tregs* aumentaron. Además, la IL-4 aumentó y el IFN- γ y el TNF- α disminuyeron en el microambiente sérico y tumoral. Estos resultados sugirieron que la atrazina puede suprimir la función inmune tumoral sistémica local y regular positivamente las MMP para promover el desarrollo de tumores de mama.

Gonçalves et al. (2024) evaluaron el destino de la atrazina en la sucesión de soja (*Glycine max L.*) y maíz (*Zea mays L.*) en condiciones subtropicales brasileñas, la movilidad de la atrazina se evaluó utilizando un lisímetro de drenaje en condiciones de precipitación simulada. Se realizaron análisis foliares de maíz para medir la cantidades residuales de atrazina. Además, se realizaron estudios de laboratorio de sorción (equilibrio y termodinámica). La vida media ($t_{1/2}$) de la atrazina en suelo en condiciones controladas indica un pesticida no persistente, con 14 días. Sin embargo, el herbicida puede persistir en las capas profundas del suelo durante más de 93 días. Cuando se producen lluvias de alta intensidad 24 h después de la aplicación, grandes proporciones de atrazina se pierden por escorrentía dentro de los primeros 20 minutos de lluvia. Al mismo tiempo, se observan pérdidas significativamente inferiores cuando las precipitaciones ocurren 48 h después de la pulverización. El alto contenido de materia orgánica en el suelo y la variación de temperatura influye directamente en la retención de atrazina en el suelo. Las prácticas agronómicas conservacionistas que protegen el suelo, especialmente durante los períodos iniciales del cultivo del maíz, son esenciales para reducir las pérdidas de atrazina por escorrentía o lixiviación. Además, aumentar la concentración de materia orgánica en el suelo puede resultar sumamente

prometedor para aumentar la retención de este pesticida a los coloides del suelo, evitando su pérdida en suelos con un bajo contenido de minerales arcillosos.

Li et al. (2024) estudiaron la adsorción-desorción de atrazina con 9 suelos agrícolas en China, los datos de sorción de atrazina mostraron mejores ajustes al modelo de Freundlich, la capacidad de adsorción se correlacionó positivamente con el contenido de materia orgánica (MO) y negativamente con la capacidad de intercambio catiónico (CEC) y el pH. La espectroscopía UV-visible mostró que la materia orgánica disuelta (DOM) en el suelo mejora la sorción de atrazina. Los espectros infrarrojos revelaron diferencias en los grupos funcionales de los suelos y estos grupos funcionales pueden impulsar el proceso de sorción a través de enlaces de hidrógeno y coordinación con los grupos $-NH_2$ en la atrazina.

1.1 Producción agrícola

La agricultura desempeña un papel vital en el desarrollo económico de los países y la seguridad alimentaria, más aún en los países menos desarrollados porque la mayoría de su población depende de ella para su subsistencia (Bula, 2020).

En México el sector agropecuario ha sufrido cambios importantes durante varios años, pero la apertura relativa del sector agropecuario en el país genera una dinámica de competencia que ha fortalecido la producción de ciertos cultivos y debilitado las capacidades de algunos otros (CEDRSSA, 2020a). La producción de maíz en el año agrícola 2018 fue de 27.2 millones de toneladas, lo que significó una reducción del 2.1% en relación con el año agrícola 2017, por lo que la producción disminuyó por segundo año consecutivo, después de un máximo histórico logrado en 2016 cuando superó las 28.0 millones de toneladas (CEDRSSA, 2019).

En el 2018 México se encuentra conformado por 24.6 millones de hectáreas, de las cuales se cultivan un total de 21.6 millones de hectáreas; se destinan 10.9 millones de hectáreas a la ganadería, en cuanto a la pesca se tienen 11 mil km para esa actividad y 125 mil hectáreas para la acuicultura; 6 millones de mexicanos trabajan en actividades agrícolas, 777 mil personas en la cría y explotación de especies

ganaderas y 172 mil trabajadores en la pesca y acuacultura (CEDRSSA, 2020b). En el 2019 la superficie sembrada de maíz de grano blanco fue de 6, 672,098.2 toneladas ocupando el 53% de la superficie como se puede observar en la figura 1.1, con una producción de maíz blanco de 25, 811,328.1 toneladas (INEGI, 2019).

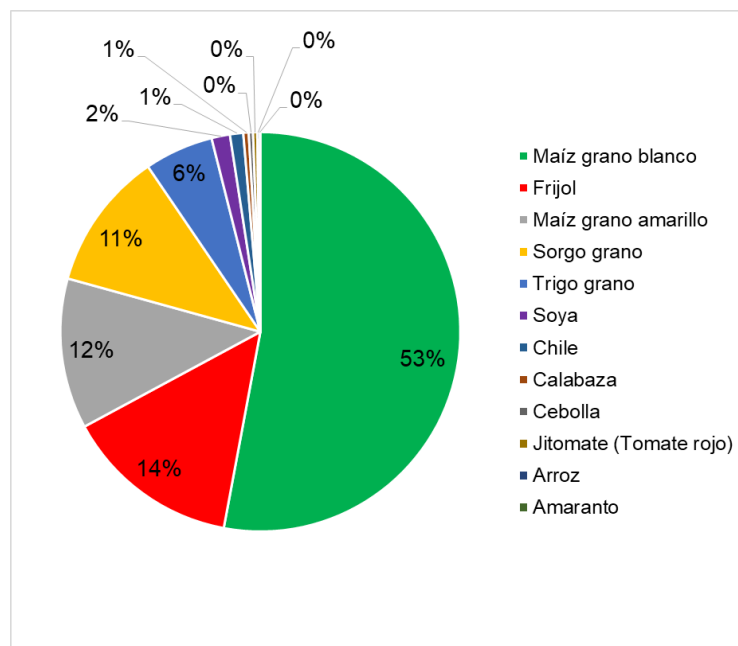


Figura 1.1 Superficie sembrada por cultivo

El Estado de México se localiza en la porción sur de la altiplanicie meridional de la República Mexicana; abarca una superficie de 22,357 km²; integra 125 municipios (INEGI, 2008); la agricultura ocupa 46% de la superficie total, de la cual 80% es de temporal, 61% tiene régimen de propiedad social (INEGI, 2009) y domina el sistema de producción de maíz para autoconsumo; este se comprende por ocho Distritos de Desarrollo Rural (DDR) dentro de los cuales se encuentra Toluca, Valle de Bravo, Texcoco, Otejupilco, Atlacomulco, Coatepec Harinas, Zumpango y Jilotepec. L. (Orozco-Hernández et al. 2017). En el sector agrícola tiene un descenso en la contribución al producto interno bruto nacional (SAGARPA, 2013), desplazamiento en la producción de maíz grano blanco, primer productor de flor de invernadero y creciente cultivo de hortalizas y forrajes (SIAP, 2012). En el municipio de Metepec en el 2020, en la producción anual de maíz de grano contó con una superficie

sembrada de 1,741 ha, el cual cosecho 1,075 ha, la producción obtenida en toneladas fue de 4,622 y el rendimiento de ton/ha obtenido fue de 4.300, y en Mexicaltzingo la superficie sembrada fue de 689 ha, el cual sólo cosecho 455 ha, y obtuvo una producción de 1,786 toneladas y un rendimiento ton/ha de 3.925 (SIAP, 2020).

1.2 Herbicidas utilizados en México

El crecimiento de la población demanda gran cantidad de alimentos, aunado a esto, la degradación de los ecosistemas, el cambio climático y la contaminación, ha disminuido y degradado las tierras de cultivo y ha incrementado los daños ocasionados por plagas, afectándose la producción alimentaria; con respecto a esto, los herbicidas desempeñan un papel importante en el ámbito agrícola, ya que permiten controlar las malezas de los cultivos, al mismo tiempo que reducen y evitan las pérdidas en la producción agrícola, sin embargo, debido a sus propiedades tóxicas y la persistencia de sus ingredientes activos, se considera una de las principales causas de contaminación del agua subterránea por lixiviación, debido a las diferentes propiedades del suelo (CEDRSSA, 2020). Los plaguicidas se pueden clasificar de diferentes formas, pero la más común es considerando la plaga de control a la que se dirigen, los mas utilizados son los herbicidas, fungicidas, insecticidas, bactericidas, acaricidas, entre otros.

Existen diferentes maneras de clasificar a los plaguicidas, sin embargo, la más común y conocida de todas es considerando la plaga de control a la que se dirigen como: herbicidas, insecticidas, acaricidas, bactericidas, fungicidas, entre otros.

Los estados que reportan el 80 por ciento del total de plaguicidas utilizados son (Albert, 2005): Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco, Nayarit, Colima, Sonora, Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México, Puebla y Oaxaca (González-Arias et al. 2012). El consumo de plaguicidas en México aumenta constantemente, para el 2015 se utilizaron 55.8 mil toneladas, 28.9 mil ton de insecticidas y 26.9 mil ton de herbicidas y defoliantes (SEMARNAT, 2020). En la actualidad en México, existen 183 ingredientes activos de plaguicidas altamente peligrosos autorizados que se utilizan en la agricultura, jardinería, uso doméstico, y

en la industria, de los cuales 4 pertenecen a herbicidas, en el cual se cuenta con 341 registros sanitarios (Tabla 1.1).

Tabla 1.1 Registros de herbicidas en México altamente peligrosos en 2020.

#	Ingrediente activo	Categoría toxicológica	Clasificación	Cultivos utilizados	Total de Registros	Porcentaje
1	Atrazina	IV	Trianzina	14	144	42.2
2	Diurón	IV	Derivado de la urea	4 ^a	3	0.9
3	Glifosato	IV	Fosfometilglicina	82	165	48.4
4	Trifluralina	IV	Nitrosamina	36	29	8.5
Total	4	IV	4	136*	341	100.0

*Se pueden repetir los cultivos. a/No se especifica todos los cultivos. Fuente: (CEDRSSA, 2020).

Los herbicidas, así como cualquier plaguicida causa diversos daños ecológicos, al introducirse al ambiente siguen diversas rutas en el suelo, el agua, la flora, fauna y en la atmósfera. Los mecanismos de destino y transporte de los plaguicidas en el medio ambiente incluyen la sorción, biodegradación, volatilización, migración horizontal y vertical y la fotólisis (CEDRSSA, 2020). En el agua presenta contaminación por la escorrentía y mal manejo de los envases vacíos y en el suelo, la ruta que sigue un herbicida es por disolución o arrastre mecánico por el agua, difusión, lixiviación y evaporización (CEDRSSA, 2020).

1.3 Atrazina

Entre los herbicidas, la atrazina ha recibido mucha atención en el pasado y en los últimos años, es utilizada principalmente para combatir malezas que dañan el cultivo de maíz, caña de azúcar y sorgo, entre otros. El nombre científico de la atrazina es 6-Cloro-N²-etil-N⁴-isopropil-1, 3, 5, triazina-2, 4-diamina es un herbicida triazínico selectivo pre y post emergente a la vez, es decir, que puede utilizarse sobre la maleza en sus primeros días de desarrollo o antes de que la maleza se presente (Guillén et al., 2017, Celis, 2018). El uso de la atrazina empezó en México en 1975

y son diversas las empresas productoras del herbicida en el país, Gesaprim es el nombre comercial más conocido; es un herbicida que es empleado en casi todo el mundo y en México ocupa el tercer lugar (Hernández-Antonio et al., 2011, Celis, 2018).

Como consecuencia de la detección de atrazina en cuerpos de agua superficial y subterránea, entidades como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) y la Unión Europea, establecieron límites para este compuesto en agua para el consumo humano (Poonia et al., 2022). Los límites permisibles de atrazina en agua para el consumo humano en la comunidad Europea son de $0.10 \mu\text{g}/\text{L}^{-1}$, Estados Unidos de América de $3 \mu\text{g}/\text{L}^{-1}$, Canadá $5 \mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ y la OMS $2 \mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ (Hansen et al., 2013).

1.4 Contaminación por atrazina

Cuando la atrazina entra en contacto con el suelo una parte es absorbida por la planta y el resto queda expuesta a procesos de sorción-desorción (Celis, 2018). La molécula de atrazina es muy estable, presenta una alta resistencia al ataque microbiano, no obstante, en el suelo se dan procesos que pueden influir en la degradación del herbicida atrazina tanto en la superficie, con la participación del proceso de fotólisis (degradación del herbicida por medio de la luz solar), como en el subsuelo con la presencia de algunos microorganismos degradadores que utilizan la molécula como fuente de nitrógeno, varios autores han informado de la presencia de atrazina y sus metabolitos en aguas superficiales y subterráneas, de los cuales los cuatro principales son la desetilatrazina (DEA), deisopropilatrazina (DIA), didealquilatrazina (DDA) e hidroxatrazina (HYA) como se puede observar en la figura 1.2 (Mudhoo et al., 2011). La vida media de la atrazina en agua fluctúa entre 30 a 86 días y en sedimentos es de alrededor de 75 días, otros autores informan valores de vida media que dependen del pH del medio y radica desde los 35 días (pH= 2.9), 174 días (pH=4.5), 398 días (pH=6.0) hasta 742 días (pH=7.0) (Celis, 2018).

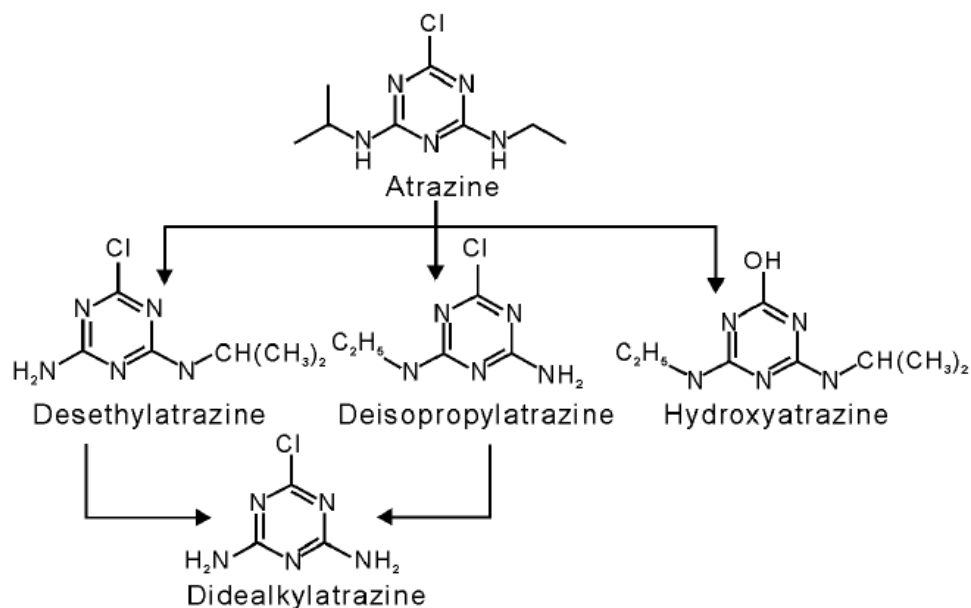


Figura 1.2 Estructura química de la atrazina (ATR) y sus principales productos de degradación (Mudhoo *et al.*, 2011).

Durante el proceso de lixiviación de atrazina (migración del herbicida a los mantos freáticos), participan varios factores como características del herbicida y del cultivo, la temperatura y manejo del suelo. Por ejemplo, un suelo que contenga un alto contenido de arena, carencia de materia orgánica y arcilla, pierde la habilidad para atenuar el movimiento del herbicida, entonces éste es desplazado a zonas más bajas donde los microorganismos degradadores están ausentes y se ha comprobado el hecho que el compuesto atrazina es más persistente en el subsuelo que en la superficie, esta situación representa un riesgo de contaminar los mantos freáticos (Celis, 2018).

1.5 Suelo

Los suelos se forman por la desintegración de las rocas y diversos materiales a través del tiempo, es un recurso indispensable para la reproducción de la vida en el planeta, este ofrece soporte y sustento para las plantas y seres vivos, proporcionando nutrientes, agua y minerales para el desarrollo, es el reservorio natural para la producción de alimentos y materias primas de los cuales depende la sociedad y el espacio donde se desarrollan actividades socioeconómicas (Moreno,2022). El suelo es un organismo que comprende a sólidos como minerales y materia orgánica, líquidos y gases que se encuentran en la superficie terrestre, que ocupa un espacio y que se caracteriza por tener horizontes que se distinguen del material parental (FAO, 2024, Moreno, 2022, Porta et *al.*, 2015).

La gran presión sobre los suelos que la humanidad ejerce para satisfacer sus necesidades de alimento ha promovido su uso intensivo que, junto con las malas prácticas de manejo (tales como la labranza intensiva, monocultivo, aplicación indiscriminada de agroquímicos, entre otros), han provocado deterioro y degradación edáfica (López et *al.*, 2015). En México existen 26 de los 32 grupos de suelo reconocidos por el Sistema Internacional Base Referencial Mundial del Recurso de Suelo (IUSS, 2014). El suelo está constituido de tres fases, la fase sólida que puede dividirse en orgánica e inorgánica, el agua y el aire. Los componentes orgánicos comprenden una mezcla heterogénea de hojas y residuos de plantas llamada materia orgánica el cual está constituida por aminoácidos, carbohidratos, aceites, grasas, resinas, proteínas, lignina, entre otros y la mayor parte están conformadas por sustancias húmicas. Estos constituyentes son fuente de carbono, oxígeno, nitrógeno, hidrógeno, hierro y fósforo; los cuales son aprovechados por las plantas y microorganismos (Cuervo, 2020). Las sustancias húmicas se dividen en grupos de acuerdo con su solubilidad en soluciones ácidas y básicas: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas (Islam et *al.*, 2020).

Los componentes inorgánicos del suelo están constituidos principalmente por minerales primarios y secundarios, estos últimos corresponden al material fino del suelo, los minerales de arcillas que son los llamados silicatos (Cuervo, 2020).

Algunos de los minerales más comunes del suelo son el cuarzo, feldespato, caolinita, esmectita, illita, goetita, hematita, calcita, yeso, y los elementos más abundantes en los suelos son el oxígeno y el silicio, estos dos se combinan químicamente para formar los silicatos (Sposito, 2008). La arcilla constituye el componente más importante de la fracción mineral del suelo, productos finales de la meteorización, los minerales que la componen son los aluminosilicatos que están constituidos básicamente por Si, Al y O, además de otros elementos, como Na, K, Ca, Mg, Fe, etc. (Jordán, 2006).

1.5.1 Características físicas y químicas del suelo

pH del suelo

A valores de pH 6, los suelos son considerados ligeramente ácidos, son suelos en los cuales se desarrollan la mayoría de las plantas, por lo que en este intervalo los nutrientes están disponibles en la estructura de los suelos, aquellos valores inferiores a 6.0 presentan deficiencias de Ca, K, Mg, y un aumento de Fe, Mn y Al que en exceso son tóxicos (Pinos, 2022).

Densidad real del suelo

La densidad se refiere a la cantidad de masa en cierta unidad de volumen y se mide en gr/cm^3 (Coyote, 2021). Este parámetro considera sólo la fracción sólida del suelo (mineral y orgánica), se puede determinar a partir del conocimiento de la masa y el volumen de una cierta cantidad del suelo (Coyote, 2021). La masa se determina pesando directamente el suelo; el volumen se hace de manera indirecta calculando la masa y densidad del agua desplazado por la muestra de suelo (Diario Oficial de la Federación, 2002).

Determinar esta variable podría permitir estimar la composición mineralógica del suelo, el peso de sus componentes es variado, por ejemplo, valores menores de 2,5 gr/cm^3 (humus y yeso), de 2,5 a 3,0 (arcillas, cuarzo, feldespatos, calcitas, micas), de 3,0 a 4,0 (limonitas, piroxenos, olivinos) y mayor de 4,0 (hematitas y magnetitas) (Coyote, 2021). Se considera mayormente que los componentes del suelo poseen

una densidad oscilante entre 2,6 y 2,7 g/cm³ y se toma un valor medio de 2,65 gr/cm³ (Coyote, 2021).

Densidad aparente

Este parámetro determina el volumen de una fracción de suelo considerando el espacio poroso existente y es importante para el manejo de suelo debido a que refleja el nivel de compactación, filtración y circulación de gases (Coyote, 2021). La DA varia principalmente debido a la textura suelo y el contenido de MO y estacionalmente varia a causa de labranzas y porcentaje de humedad sobre todo cuando existen arcillas expandibles (Taboada y Álvarez, 2008).

El efecto de la labranza y el manejo de suelo son más notorios en la capa superficial del suelo (capa arable); mientras que en las capas más profundas la DA tiende a ser similar que en los suelos de cero labranza y con labranza convencional (Verhulst et al., 2015).

Tabla 1.2 Valores de referencia para prueba de Densidad Aparente (NOM-021-RECNAT-2000)

Tipos de suelo	g/cm ³
Orgánicos y volcánicos	Menor de 1.00
Arcillosos	1.0-1.19
Francos limosos	1.20-1.32
Arenosos	Mayor a 1.32

Una densidad aparente alta indica un suelo compacto que limita la capacidad de aireación, infiltración de agua y crecimiento de raíces, en tanto que si la DA es baja indica una adecuada capacidad de aireación, drenaje e intercambio gaseoso pues la presencia de poros es mayor haciendo el suelo óptimo para las actividades agrícolas (Coyote, 2021). Así también, un valor bajo de DA indicará una mayor

cantidad de espacio poroso y también una mayor cantidad de MO y viceversa (Coyote, 2021).

Porosidad

La porosidad se refiere al volumen ocupado por las fases líquidas o gaseosas en el suelo (Coyote, 2021). Los suelos se componen de tres diferentes tipos de partículas minerales menores a 2 mm de tamaño, las cuales se clasifican en arena, limo y arcilla (de manera descendente), generalmente los suelos de texturas finas (arcillosos) contienen mayor cantidad de MO y un gran número de pequeños poros llamados microporos, teniendo así un mayor porcentaje de espacio poroso (Coyote, 2021). En tanto que los suelos de textura arenosa tienen poros más grandes llamados macroporos pero en menor cantidad (Ibáñez, 2007).

En los suelos hay una mezcla de los 3 tipos de partícula, por lo que existen macroporos y microporos en su conjunto (Coyote, 2021). En los macroporos el flujo del aire es más constante, aunque no retienen agua ya que esta se filtra rápidamente por lo que no poseen humedad, los microporos son los que logran conservar la humedad del suelo (Coyote, 2021).

Conductividad eléctrica del suelo

La salinidad de un suelo se refiere a la cantidad de sales presentes en solución, y puede ser estimada indirectamente mediante la medición de la conductividad eléctrica (CE). El valor de CE es influenciado por la concentración y composición de las sales disueltas (González-Jiménez et al., 2020). A mayor valor de CE, mayor es la salinidad presente en los suelos, la salinidad es un fenómeno indeseable ya que afecta el crecimiento de las plantas y como consecuencia hay una disminución de rendimiento de los cultivos (Sifuentes-Rodríguez et al., 2020). Se recomienda que la CE de un sustrato sea baja, en lo posible menor a 1 dS m^{-1} ya que una CE baja facilita el manejo de la fertilización y se evitan problemas por fitotoxicidad en el cultivo. Los suelos afectados por sales y sodio son tradicionalmente evaluados a

partir de la Conductividad Eléctrica (CE), se obtienen mediante el método de extracción a partir de la pasta de saturación del suelo (Coyote, 2021).

La tabla 1.3 muestra la interpretación de la conductividad eléctrica en los suelos.

Tabla 1.3 Conductividad eléctrica de los suelos

Dsm ⁻¹ a 25 °C	Efectos
≤ 1.0	Efectos despreciables de la 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

1.6 Cromatografía de Líquidos de Ultra Alta Resolución

La cromatografía fue descrita en 1906 por el italiano Mikhail Tswett nacido en Rusia, se utilizó inicialmente para separar pigmentos vegetales, clorofilas y xantofilas, mediante el empleo de un tubo de vidrio (en vertical) relleno de carbonato cálcico en polvo (fase estacionaria) y usando éter como eluyente (fase móvil) (García-Rodríguez 2025). La Cromatografía de Líquidos de Ultra Alta Resolución (UPLC) viene desarrollándose a pasos agigantados, debido principalmente a su versatilidad, alta sensibilidad, fácil adaptabilidad, precisión, la posibilidad de utilizar especies no volátiles o inestables térmicamente, y su gran aplicabilidad a sustancias de interés para la industria, la investigación y en general para la sociedad actual (Giraldo, 2017). Es una técnica comúnmente utilizada cuando se trata de separar componentes que se encuentran dentro de una mezcla, basado en la distribución de los componentes de una mezcla entre dos fases, una fija o estacionaria y otra móvil. En la fase móvil es un líquido que fluye a través de una columna generalmente

de vidrio que contiene a la fase fija (Faife, 2009). Luego de sembrar la muestra en la parte superior, se hace fluir la fase móvil a través de la columna por efecto de la gravedad. Con el objeto de aumentar la eficiencia en las separaciones, el tamaño de las partículas de la fase fija se va disminuyendo hasta el tamaño de los micrones, lo cual genera la necesidad de utilizar altas presiones para lograr que fluya la fase móvil (Faife, 2009). El sistema ACQUITY UPLC, permite que las columnas rellenas de partículas más pequeñas 1.7-1.8 μm alcancen su rendimiento, al tiempo que suministran fase móvil con precisión a presiones de hasta 15000 psi, permite lograr mejoras en la resolución, la sensibilidad y la velocidad sin sacrificar nada. En la figura 1.3 se observa la representación del sistema UPLC, donde una combinación de muestras se transfiere de un vial de muestra a una corriente del sistema de fluidos en movimiento [fase móvil]. A continuación, la fase móvil transporta la muestra al cabezal de una columna cromatográfica mediante una bomba de alta presión. La fase móvil y la combinación de muestras inyectada entran en la columna, pasan a través del lecho de partículas y salen, transfiriendo la mezcla separada a un detector, generando un cromatograma que es una representación de la separación que se ha producido químicamente en el sistema HPLC, Cada pico representa la respuesta del detector para un compuesto (Waters, 2024).

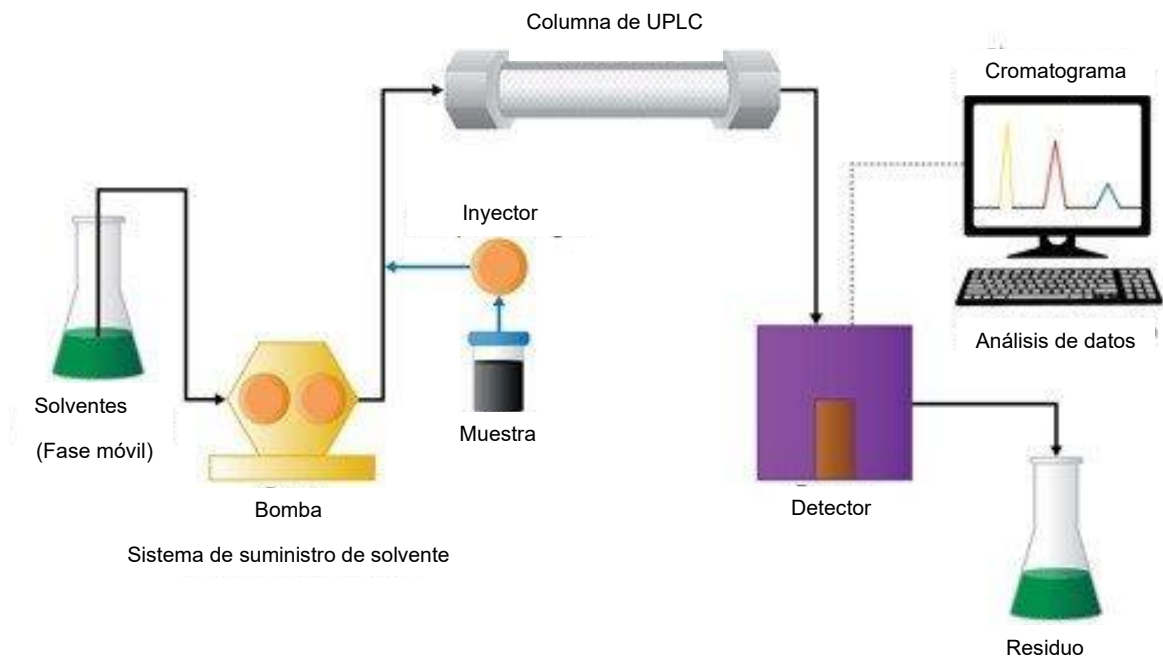


Figura 1.3 Representación de un sistema UPLC

En la tabla 1.4 se presentan los parámetros considerados para el método de medición de la atrazina.

Tabla 1.4 Parámetros para el UPLC

Parámetros de UPLC	
Flujo (mL/min)	0.3
Volumen de inyección (μL)	9
Temperatura de la columna (°C)	30
Temperatura de la muestra (°C)	20
Longitud de onda (nm)	222
Fase móvil	50 acetonitrilo/50 agua

1.7 Sorción

La sorción es un método de remoción, es un tratamiento eficaz para efluentes contaminados. Es un fenómeno de interfase de sólido-líquido, la sorción se da entre la fase líquida que tiene el componente que se desea eliminar y el adsorbente. El material que se encuentra en la superficie o se sorbe se llama sorbato y la fase que lo sorbe se llama sorbente (Ortega, 2018). Existen dos tipos de sorción el primero es la adsorción física o fisisorción el cual se caracteriza por tener fuerzas de Van der Waals entre las partículas, las cuales los enlaces son débiles entre el adsorbato y el adsorbente y de esta manera puede ser reversibles, este tratamiento puede ser lento o rápido y el segundo es la sorción química o quimisorción que es el resultado de la formación de asociaciones químicas fuertes entre las moléculas o iones de adsorbato a la superficie del adsorbente y por lo general estos enlaces son irreversibles (Aranda, 2019).

El proceso de sorción de plaguicidas por el suelo se refiere a la interacción entre estos compuestos y las partículas del suelo por lo que estará íntimamente relacionado con la superficie específica y con las propiedades físico-químicas de estas partículas y en consecuencia con el tamaño de las mismas; por lo que la fracción coloidal será la más activa en este proceso, o sea, la que tendrá mayor facilidad para retener moléculas de plaguicidas, esta fracción coloidal del suelo está constituida por una parte orgánica y una parte inorgánica (Pazmiño, 2016). Las interacciones entre las moléculas de plaguicidas y las fracciones coloidales del suelo están influidas considerablemente por la humedad, temperatura, pH, y contenido de minerales y materia orgánica del suelo (Pila, 2018).

1.7.1 Cinéticas de sorción

El estudio de la cinética es la velocidad de sorción de un contaminante sobre la superficie activa (sorbente), donde permite determinar para el sistema el mecanismo mediante el cual el sorbato se sorbe en el sorbente, donde también se determina el tiempo de equilibrio entre las fases (sólido y líquido) y determinar si el proceso de

sorción es rápido o lento (Ortega, 2018 y Domínguez, 2015). Dentro de los modelos cinéticos más conocidos para interpretar los mecanismos involucrados en los procesos de sorción se encuentran el modelo cinético de pseudo primer orden (Lagergren), el modelo cinético de segundo orden (Elovich) y el modelo cinético de pseudo segundo orden (Ho-Mckay) (Cuervo, 2020).

El modelo de pseudo-primer orden (Lagergren) ecuación (1) se caracteriza por presentar un mecanismo de sorción semejante a una de reacción química de primer orden, se basa principalmente en la capacidad de sorción del sorbente (Ho et al., 1999).

Las ecuaciones se pueden expresar como:

$$q_t = q_e(1 - e^{-K_L t}) \dots \dots \dots (\text{Ec.1})$$

Donde:

q_e = Es la cantidad de soluto removido en el equilibrio por la cantidad de material sorbente (mg/g).

q_t = Es la cantidad de soluto removido en el tiempo t por cantidad de material sorbente (mg/g).

K_L = Constante de velocidad en el equilibrio de una sorción de primer orden (h)

t = Tiempo (h)

El modelo de primer orden (Elovich) ecuación 2 parte de los siguientes criterios, se ha utilizado para cinéticas de quimisorción, se aplica a sistemas de sorción líquido-sólido, en sistemas heterogéneos (Ho et al., 1999).

$$qt = \frac{1}{\beta} \ln(1 + (\alpha\beta t)) \dots \dots \dots (\text{Ec.2})$$

q_t = La cantidad de soluto removido en el tiempo t (mg/g)

α = La velocidad de sorción (mg/g)

β = La constante de desorción (g/mg)

t=Tiempo (h)

Finalmente, el modelo de pseudo segundo orden (Ho-McKay) ecuación 3 hace las siguientes consideraciones, donde la capacidad de sorción es proporcional al número de centros activos del sorbente y la velocidad de sorción, se basa en la capacidad de sorción al equilibrio, el mecanismo dominante en el sistema es la quimisorción (Ho et *al.*, 1999).

$$qt = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \dots \dots \dots (Ec.3)$$

Donde:

q_e = Es la cantidad de soluto removido en el equilibrio (mg/g)

q_t = Es la cantidad de soluto removido en un tiempo t (mg/g)

K_2 = Es la constante de velocidad en el equilibrio de una sorción de pseudo-segundo orden (g/mg*min).

7.1.2 Isotermas de sorción

Las isotermas de sorción describen la cantidad de material que se encuentra unido a la superficie del sólido, en función de la cantidad inicial o de la concentración en equilibrio de este, siempre a temperatura constante (Ortega, 2018, Delgado 2021 y Cuesta et *al.*, 2022). Para describir el proceso de sorción y obtener los valores de los parámetros, se han desarrollado modelos matemáticos que se ajustan a distintas isotermas de sorción, como son las ecuaciones propuestas por Freundlich, Langmuir, Langmuir-Freundlich, que a continuación se describen (Cuervo,2020).

Isoterma de Langmuir

Es un modelo de sorción que asume que todos los sitios de sorción son energéticamente homogéneos y supone que el sorbato atrapado en la superficie

sólida del sorbente forma una capa lineal única la cual tiene la misma energía de sorción-activación en cualquier parte de sí misma. La sorción se produce en determinados lugares y este modelo asume que las moléculas que son sorbidas no interactúan entre ellas, sino sólo con el adsorbente y que este último no presenta la capacidad de retener $n > 1$ moléculas en cada punto de sorción o sitio activado (Toledo 2015 y Cuesta et al., 2022).

La ecuación que describe el modelo antes mencionado es la siguiente:

$$q_e = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e} \dots\dots\dots (Ec.4)$$

Donde:

q_e = La capacidad de sorción (mg/g)

q_{max} = La máxima sorción posible (mg/g)

C_e = Cantidad de soluto en medio líquido al momento del equilibrio (mg/L)

K_L = Constante de Langmuir relacionada con la energía de sorción

Isoterma de Freundlich

Este modelo describe el comportamiento de sorción, donde menciona que la superficie del sorbente se desordena para formar varias capas compuestas por moléculas sorbidas (sorbatos), es decir, se dice que el sorbente presenta energías de sorción-activación en superficies heterogéneas no uniforme (Cuesta et al., 2022). La expresión matemática del modelo de Freundlich se presenta a continuación:

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \dots\dots\dots (Ec.5)$$

Donde:

q_e = Cantidad de sorbato por unidad de peso adsorbente (mg/g)

C_e = Concentración del sorbato en solución al equilibrio (mg/L)

K_F = Constante de equilibrio que indica la capacidad de sorción

n = Constante de sorción, el recíproco indica la intensidad de sorción

La constante n de Freundlich es una medida de la desviación de la linealidad de sorción y se utiliza para verificar tipos de sorción. Se sugiere que, si n es igual a la unidad, la sorción es lineal. Pero si n está por debajo de la unidad, indica que la sorción es un proceso químico, mientras que, por encima de la unidad, n se asocia con una sorción favorable y un proceso físico (Reyes, 2015).

Isoterma de Langmuir-Freundlich

Es la combinación de los modelos de Langmuir y Freundlich lo que indica que se lleva a cabo una sorción por mecanismos combinados sobre materiales heterogéneos (Cuervo, 2020). La expresión matemática de este modelo se presenta a continuación.

$$q_e = \frac{K_{LF} C_e^{\frac{1}{n}}}{1 + a C_e^{\frac{1}{n}}} \dots \dots \dots (Ec.6)$$

Donde:

q_e = Es la cantidad de soluto removido por unidad de peso de sorbente (mg/g)

C_e = Es la concentración de soluto en solución al equilibrio (mg/L)

K = Es la constante relativa a la afinidad

a = Es la constante empírica adimensional

n = Es la constante de sorción, el recíproco indica la intensidad de sorción

Las constantes de la ecuación LF tienen un significado físico, n está relacionado con el índice de heterogeneidad que va de 0 a 1. Si n es igual a la unidad, es un sistema homogéneo, cuando n es menor a uno el sistema es heterogéneo (Reyes, 2015).

2. MÉTODO

En la Figura 2.1 se observan las etapas experimentales determinadas en la presente investigación.

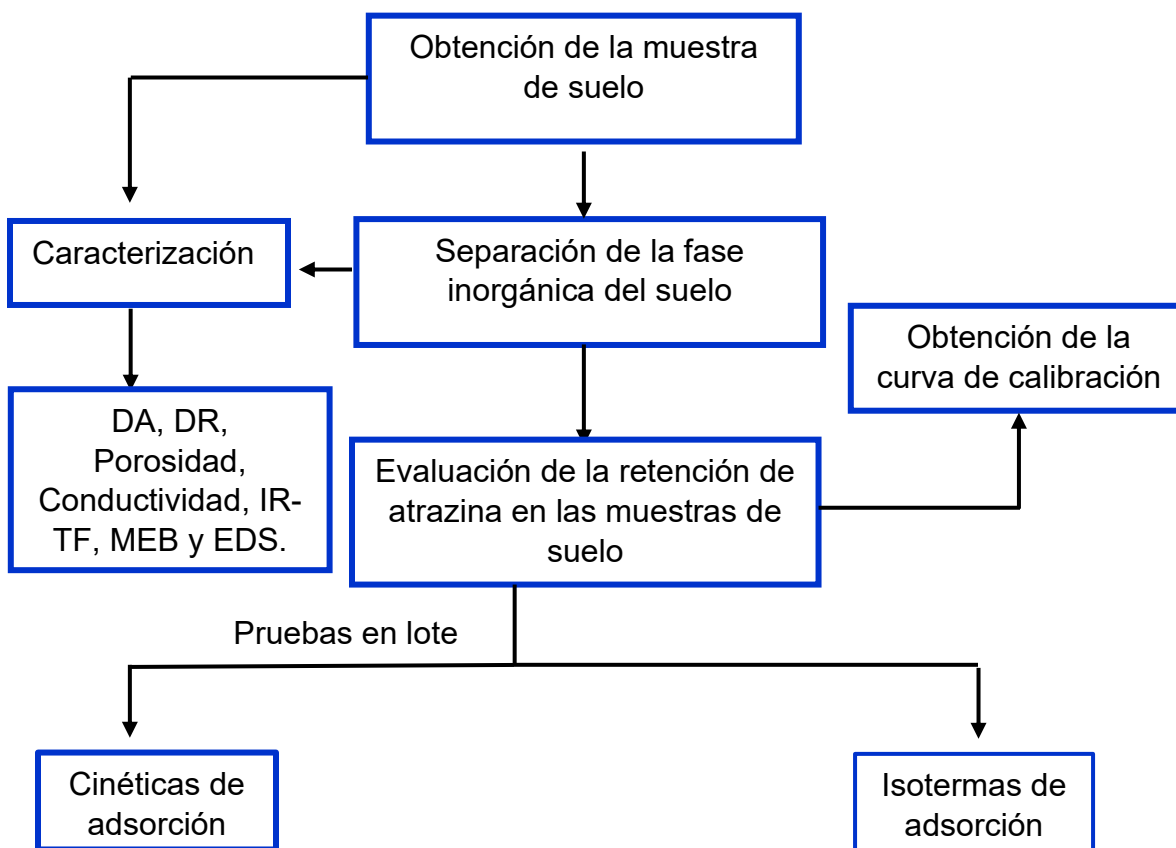


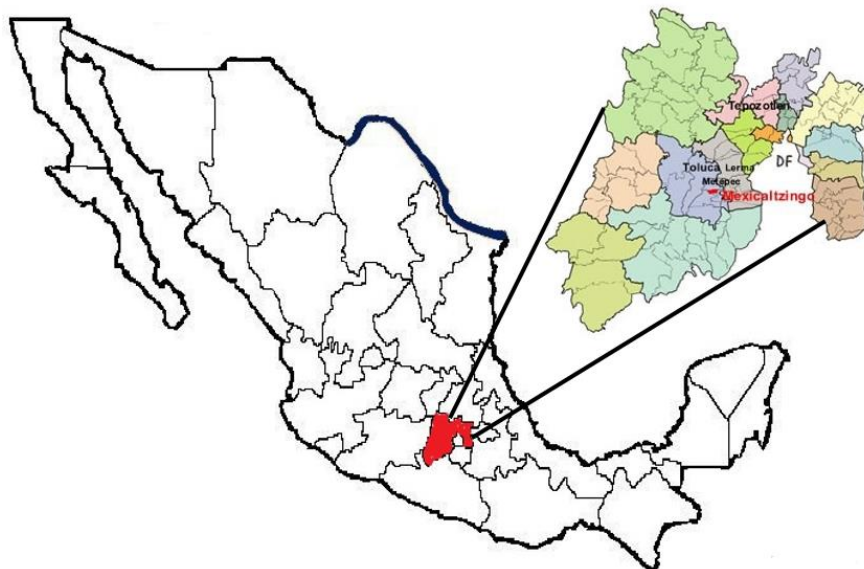
Figura 2.1 Etapas experimentales desarrolladas en este proyecto

2.1 Obtención de las muestras de suelo

Se obtuvieron tres muestras de suelos agrícolas, a una profundidad de 0 a 30 cm siguiendo la metodología que marca la NOM-021-RENACT-2000, cabe destacar que se trabajó con dos muestras de suelo (Meteppec y Mexicaltzingo) figura 2.2.

La muestra (MT) proveniente de Metepec, Estado de México, con las siguientes coordenadas 19°14'29" N, 99°34'21" W, una altura de 2,670 msnm, el clima predominante de la zona es templado subhúmedo con lluvias en verano, la precipitación anual es de aproximadamente 1,000 mm, de acuerdo con la carta topográfica clave: 15054 escala: 1:50 000 de la base de datos digitales del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) la unidad del suelo se clasifica como Phaeozems, esta muestra fue previamente muestreado por Cuervo (2020).

La muestra (MX) proveniente de San Mateo Mexicaltzingo, Estado de México, con las siguientes coordenadas 19°12'46"N, 99°35'24" W, una altura de 2,600 msnm, el clima predominante de la zona es templado subhúmedo con lluvias en verano (Figura 2.3). La precipitación anual es de aproximadamente 1,000 mm clasificada como un suelo Phaeozems.



2.2 Ubicación de la zona de muestreo de Mexicaltzingo y Metepec



Figura 2.3 Ubicación geoespacial de la parcela de Mexicaltzingo

2.2 Características físicas y químicas de los suelos

2.2.1 Medición de pH

El análisis de pH en suelo se realizó en agua utilizando un potenciómetro, el cual está descrito en la NOM-021-RENACT-2000. Por lo que la muestra de suelo se secó a temperatura ambiente, posteriormente en una balanza analítica se pesaron 10 g de suelo, la muestra se colocó en un vaso de precipitado de 50 mL y se le agregaron 20 mL de agua desionizada. La mezcla de suelo se agitó manualmente con una varilla de vidrio a intervalos de 5 min durante 30 min. Se dejó reposar 15 min, transcurrido el tiempo nuevamente se agitó la suspensión. Posteriormente se realizó la medición con el potenciómetro previamente calibrado registrando el pH al momento en que la lectura se estabilizó (NOM-021-RENACT-2000).

2.2.2 Densidad real

Para la determinación de la densidad real se utilizó el método del picnómetro descrito en la NOM-021-RENACT-2000, en donde la densidad real se calcula a partir de dos parámetros: la masa y el volumen de una cierta cantidad de suelo.

Se pesó un matraz limpio y perfectamente seco, en el interior del matraz se colocaron 5 g de suelo, se prosiguió a registrar el peso del matraz con el suelo;

luego se le adicionó agua desionizada hasta la mitad del volumen del matraz y fue colocado en el desecador de vacío, se realizó vacío durante 15 minutos para eliminar todo el aire retenido en el suelo, posteriormente se dejó reposar 30 minutos, transcurrido el tiempo se retiró el matraz y se prosiguió a llenar hasta aforo con agua desionizada y se registró el peso. Se tomó la temperatura de la suspensión para corregir la densidad del agua por efecto de la temperatura, se vació el matraz, se enjuagó perfectamente y se llenó hasta aforo con agua desionizada y se registró el peso. Se realizaron los cálculos correspondientes para obtener el resultado de la densidad real (NOM-021-RENACT-2000).

2.2.3 Densidad aparente

Para la medición de la densidad aparente (DA) se utilizó el Manual de laboratorio para el manejo físico de suelos 1991 descrito por Coyote 2021, donde indica que la DA varía principalmente debido a la textura suelo, contenido de MO y el porcentaje de humedad sobre todo cuando existen arcillas expandibles.

Se pesó una probeta de 10 mL, se le agregó suelo hasta la marca de los 10 mL y se golpeó sobre una franela, posteriormente se volvió a agregar el suelo restante hasta los 10 mL, se pesó la probeta con el suelo y de ahí se restó el peso de la probeta y se realizaron los cálculos correspondientes (Coyote, 2021).

$$Densidad\ aparente = \frac{Peso\ del\ suelo}{Volumen} = g/mL \quad \dots\dots\dots Ec. (7)$$

2.2.4 Porosidad de suelo

Una vez obtenidos los valores de ambas densidades el valor del porcentaje de porosidad se obtiene con la siguiente fórmula (Coyote, 2021).

$$\% P = \frac{Dr - Da}{Dr} \times 100 \quad \dots\dots\dots Ec. (8)$$

2.2.5 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica se determinó en el sobrenadante de una muestra de suelo saturado con agua según el método NOM-021-RECNAT-2000. Para lo cual se pesaron 10 g de suelo y se les añadió 100 mL de agua desionizada removiendo con una espátula, hasta llegar al punto de saturación. Tras reposar durante 24 horas aproximadamente con el recipiente tapado, se procedió a la obtención del extracto de saturación (sobrenadante) mediante una bomba de succión. Una vez recogido el extracto, se midió la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) mediante un conductímetro y se expresó en dSm^{-1} a 25 °C (NOM-021-RECNAT-2000).

2.2.6 Análisis granulométrico

Para realizar el análisis granulométrico por tamizado se utilizó el método de carteo esto para reducir la muestra representativa a un tamaño conveniente de tamizar. Se realizó sobre todo en muestras cuya grava no es limpia, sino que contiene mucho material arcilloso que rodea al agregado grueso, se disgregaron los terrones arcillosos del material y se secó a temperatura ambiente. Posteriormente se colocaron los tamices ordenados en forma descendente en cuanto a su diámetro para que los diámetros mayores queden arriba, siendo la última en colocar la malla N° 200, debajo de la cual se coloca una base como se muestra en la figura 2.4.



Figura 2.4 Tamices ordenados en forma descendente

El material que queda retenido en cada uno de los tamices se pesa, anotando el peso de cada uno. También se anota el material que queda en la base de bajo de la malla N° 200. El tamizado se puede realizar tanto en seco como en húmedo.

2.3 Separación de la fase inorgánica de las muestras de suelo

a) Tratamiento alcalino por el método de Swift (1996) y modificado Jiménez y col. (2014).

Se pesaron 10 g de suelo y se suspendieron en 100 mL de agua desionizada, el pH se ajustó a 2 con una solución 1 M de HCl. La suspensión se agitó por 1 hora a 60 rpm, el sólido se recuperó por centrifugación a 4500 rpm durante una 1 hora y se decantó. Se le añadió una solución 0.1 M de NaOH al sólido, manteniendo la misma proporción, se agitó por 4 horas y se dejó sedimentar toda la noche. Los sólidos (materiales inorgánicos) y el sobrenadante (ácidos húmicos) se separaron por centrifugación a 4500 rpm durante 1 h y se decantó (Jiménez y col. 2014). Los sólidos que contenían materiales inorgánicos se lavaron con agua desionizada hasta que el pH de la solución de lavado este neutro (7 y 8). El sólido se recuperó por decantación y se puso a secar en un horno para vacío a 60 °C. Este tratamiento

se realizó dos veces a las muestras de suelo para eliminar toda la materia orgánica que pudiera estar presente.

b) Tratamiento con peróxido de hidrógeno

Para este tratamiento se utilizó el método AS-09 descrito en la NOM-021-RENACT-2000, donde se pesaron 30 g de suelo de textura fino en un vaso de precipitado de 500 mL, se le agregaron 20 mL de peróxido de hidrógeno al 30% y se puso a evaporar a temperatura de 60 °C hasta sequedad, se agregaron otros 20 mL y observó si aun presentaba efervescencia, posteriormente se evaporó nuevamente hasta sequedad. Se repitió este procedimiento hasta que no hubo efervescencia al peróxido de hidrógeno.

2.4 Microscopía electrónica de barrido (MEB) y microanálisis elemental por espectrometría de rayos x de energía dispersa (EDS)

El análisis se realizó directamente sobre las muestras, se colocó una pequeña porción de polvo fino sobre cinta de cobre previamente fijada en una placa de aluminio. Las muestras se analizaron utilizando un microscopio electrónico de barrido marca Jeol, modelo JSM-6610LV acoplado a un sistema de espectroscopía de energía dispersiva (EDS) (Cuervo, 2020).

2.5 Difracción de rayos X (DRX)

Se utilizó la técnica de difracción de rayos X para identificar la composición mineralógica presente, en las muestras. Las muestras se colocaron en un porta muestras y se analizaron en un difractómetro de polvos. Se utilizó un equipo Difractómetro D8 ADVANCE, BRUKER, bajo las siguientes condiciones, rango de 5-75 2 θ , paso de 0.03, voltaje de 35 kV y corriente del tubo de 35 mA (Cuervo, 2020). Los difractogramas de los materiales se compararon con diferentes patrones de difracción de rayos X correspondientes a la biblioteca PDF (Powder Diffraction Files, por sus siglas en inglés) para identificar las principales fases cristalinas que los componen.

2.6 Espectroscopia de absorción infrarroja (FT-IR)

La espectroscopia infrarroja es una técnica analítica no destructiva que se emplea para determinar de manera cualitativa los compuestos moleculares de muestras sólidas. Las muestras de suelo fueron tamizadas para lograr un número de malla 100, fueron secadas a un horno de vacío a una temperatura de 45 °C, posteriormente las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de infrarrojo (FT-IR) en un equipo marca Varian 640-IR.

2.7 Análisis termogravimétrico (TGA)

Se determinó el análisis termogravimétrico de las muestras de estudio para determinar la pérdida de materia orgánica, se empleó un equipo SDT Q600 V20.9 Build 20, el cual se pesaron aproximadamente 5 mg de muestra de suelo, fueron analizadas en un intervalo de temperatura ambiente a 800°C en atmósfera inerte de helio, utilizando una velocidad de calentamiento de 10°C/min.

2.8 Determinación del carbono orgánico total en suelos

Para la cuantificación de carbono orgánico total (COT) se utilizó el método del colorimétrico reportado por Alemán et al. (2015), donde se realizó una curva de calibración utilizando soluciones patrón de sacarosa grado analítico, $K_2Cr_2O_7$ 1 N y ácido sulfúrico 96%. Se prepararon ocho estándares de trabajo en matraces de 50 mL, en los que se añadieron alícuotas que van de 0 a 6 mL, se adicionó 2.5 mL de $K_2Cr_2O_7$, posteriormente se adicionó 3.75 mL de H_2SO_4 ; se dejó reposar durante 30 minutos transcurrido el tiempo se aforaron los matraces, se observó la secuencia de colores que van de amarillo (estándar 1) hasta verde (estándar 8). Transcurridas las 24 horas de preparación de las muestras se procedió a leer a una longitud de onda a 590 nm. Para la determinación de COT en las muestras de suelo se pesaron 0.5 g, se transfirió en un matraz de 50 mL, se le adicionó 2.5 mL de $K_2Cr_2O_7$, posteriormente se le adicionó 3.75 mL de H_2SO_4 . Se llevó a digestión durante 30 min a una temperatura de 135°C, transcurrido el tiempo se dejó enfriar y después se aforó con agua desionizada; se centrifugó a 3600 rpm durante 10 minutos,

posteriormente se cuantificó el COT mediante un espectrofotómetro UV-Vis a una longitud de onda de 590 nm.

2.9 Curva de calibración de atrazina

Se preparó una solución madre de concentración inicial de 100 mg/L de estándar atrazina marca SIGMA ALDRICH, esta se disolvió en 10 mL de metanol grado HPLC posteriormente se aforó en un matraz de 50 mL con agua desionizada, a partir de esta solución se prepararon disoluciones de 0.4, 0.6, 0.8, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8 y 2 mg/L, posteriormente se utilizó una jeringa de 5 mL, la solución se filtró con una membrana de 0.22 μ m, y se almacenó en viales de 2 mL, para su posterior análisis en un equipo de UPLC marca ACQUITY WATERS con software Empower 3, las condiciones de operación fueron: fase móvil 50/50 (V/V) de acetonitrilo/agua, tasa de flujo 0.3 mL/min, temperatura de columna 30°C y de la muestra 20 °C con una longitud de onda del detector a 225 nm. El tiempo de retención para la atrazina fue de 3 minutos, se generó una curva de calibración, leyendo secuencialmente los patrones preparados, posteriormente se graficó y ajustó a una regresión lineal para obtener la curva de calibración mediante una gráfica.

Se preparó una segunda curva de calibración con una solución madre de concentración inicial de 100 mg/L de estándar de atrazina marca ANSA, esta se disolvió en 10 mL de metanol grado HPLC posteriormente se aforó en un matraz de 50 mL con agua desionizada, a partir de esta solución se prepararon disoluciones de 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1, 1.2, 1.4, 1.6, 1.8 y 2 mg/L, posteriormente se utilizó una jeringa de 5 mL, la solución se filtró con una membrana de 0.22 μ m, y se almacenó en viales de 2 mL, para su posterior análisis en un equipo de UPLC marca ACQUITY WATERS con software Empower 3, las condiciones de operación fueron: fase móvil 50/50 (V/V) de acetonitrilo/agua, tasa de flujo 0.3 mL/min, temperatura de columna 30°C y de la muestra 20 °C con una longitud de onda del detector a 225 nm. El tiempo de retención para la atrazina fue de 3 minutos; se generó una curva de calibración.

2.10 Cinéticas de sorción de atrazina en muestras de suelo

Se realizó una cinética de sorción de concentración inicial de 1.2 mg/L de estándar atrazina SIGMA ALDRICH, se pusieron en contacto 0.5 g de suelo tratados con el método de peróxido de hidrógeno, en viales ámbar de 20 mL, se le adicionó 10 mL de solución de atrazina bajo las siguientes condiciones: en un baño de agitación a temperatura de 25 °C, 100 rpm, por 30 min, 1, 3, 6, 9, 12, 24 y 48 h. Transcurrido el tiempo de contacto se separaron los sobrenadantes mediante la decantación, se centrifugó a 4500 rpm durante 15 minutos, se filtraron en membranas de 0.22 µm y se almacenaron en viales de 2 mL para posteriormente analizar los sobrenadantes mediante UPLC marca ACQUITY WATERS.

Se realizó otra cinética de adsorción de concentración inicial de 1.9 mg/L de atrazina grado técnico de la marca ANSA, se pusieron en contacto 0.5 g de suelo completo y tratados con el método de peróxido de hidrógeno, en viales ámbar de 20 mL, se le adicionaron 10 mL de solución de atrazina bajo las siguientes condiciones: en un baño de agitación a temperatura de 25 °C, 100 rpm, por 30 min, 1, 3, 6, 9, 12, 18 h. Transcurrido el tiempo de contacto se separaron los sobrenadantes mediante decantación, se centrifugó a 4500 rpm durante 15 minuto, se filtraron en membranas de 0.22 µm y se almacenaron en viales de 2 mL para posteriormente analizar los sobrenadantes mediante UPLC ACQUITY WATERS.

2.11 Isotermas de adsorción de atrazina en muestras de suelo

Se realizó una isoterma de adsorción de concentración inicial de 0.5, 1, 1.5, 2 y 2.5 mg/L de estándar atrazina de la marca ANSA, se pusieron en contacto 0.5 g de suelo completo y tratados con el método de peróxido de hidrógeno, en viales ámbar de 20 mL, se le adicionaron 10 mL de solución de atrazina bajo las siguientes condiciones: en un baño de agitación a temperatura de 25 °C, 100 rpm, por 24 h. Transcurrido el tiempo de contacto se separaron los sobrenadantes mediante decantación, se centrifugaron a 4500 rpm durante 15 minutos y se filtraron en membranas de 0.22 µm y se almacenaron en viales de 2 mL para posteriormente analizar los sobrenadantes mediante UPLC.

3. RESULTADOS

3.1 Obtención de las muestras de suelo

El muestreo se realizó a una profundidad de 30 cm donde se obtuvieron 5 submuestras como se puede observar en la figura 3.1, para posteriormente homogenizarlas y obtener una muestra compuesta de acuerdo con la NOM-021-RENACT-2000 y NMX-AA-132-SCFI-2006.

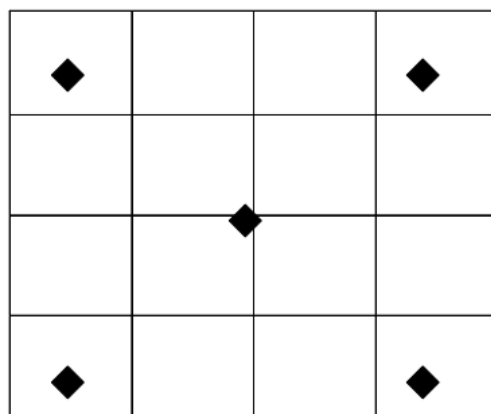


Figura 3.1 Esquema de distribución en tresbolillo de los incrementos a tomar para la formación de una muestra compuesta.

Para horizontes mayores a 30 cm deben tomarse tantas muestras de 30 cm como sean necesarias para cubrir el espesor total. Para profundidades mayores a 2 m el intervalo de muestreo deberá ser definido con su justificación correspondiente. En el muestreo de detalle, cada muestra compuesta se constituye con cinco muestras simples tomadas en tresbolillo (ver figura 3.1) distribuidas uniformemente. El proceso de homogeneización se puede desarrollar en campo asegurando que las muestras simples tengan masa o volumen similares. En caso de presencia de restos de plantas, se deben retirar antes del muestreo, salvo que se consideren importantes para el caso en estudio (NMX-AA-132-SCFI-2006). El homogeneizado puede lograrse utilizando bolsas de polietileno, haciendo girar la muestra en todas direcciones o en una tina de plástico, evitando la contaminación de otros materiales.

En la figura 3.2 se puede observar que se realizó un pozo para obtener las muestras de suelo mediante unas palas, donde se puede apreciar al momento de obtener las muestras estos tenían humedad, al secarlos a temperatura ambiente estos cambiaron de color.



Figura 3.2 Muestra de suelo de Mexicaltzingo, Estado de México

Las muestras de suelo se pusieron a secar en la sombra a temperatura ambiente, se tamizó a diferentes mallas y se almacenaron para su posterior uso como se puede observar en las figuras 3.3 y 3.4.

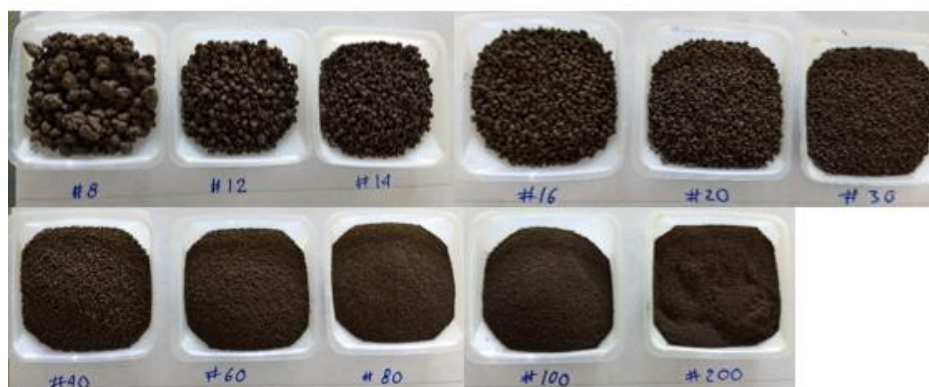


Figura 3.3 Muestra de suelo tamizado de Metepec, Estado de México

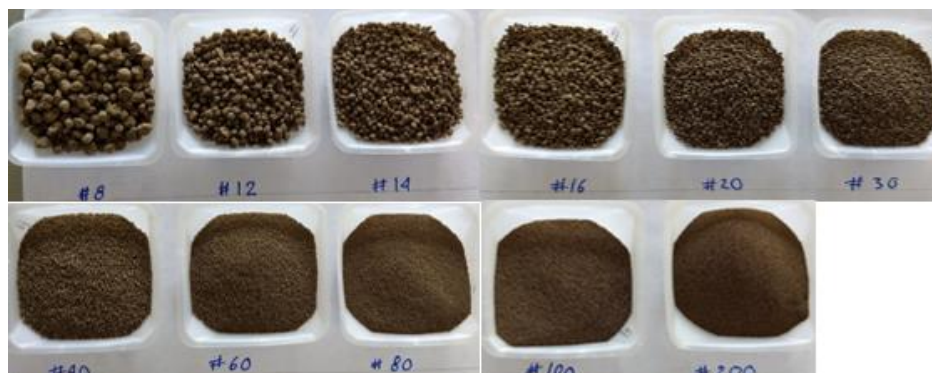


Figura 3.4 Muestra de suelo tamizado de Mexicaltzingo, Estado de México

3.2 Características físicas y químicas de los suelos

3.2.1 Medición de pH

En la tabla 3.1 se reportan los valores de pH determinados mediante el método AS-02 descrito en la NOM-021-RENACT-2000 para las muestras de suelo. De acuerdo con la interpretación de los resultados descritos en la norma ya antes mencionada los suelos con valores de pH menores a 5 son considerados fuertemente ácidos, en el rango de 5.1 a 6.5 son considerados moderadamente ácidos y de 6.6 a 7.3 son neutros (NOM-021-RENACT-2000). En un estudio realizado Martínez (2013) reporta pH de 5.2 y 6.2 de uso agrícola en municipio de Toluca, Estado de México. De acuerdo con los resultados obtenidos las muestras de los suelos de Metepec y Mexicaltzingo son suelos moderadamente ácidos.

El pH es un parámetro que permite saber que tan ácida o alcalina es la solución del suelo, ya que es donde las plantas toman los nutrimentos necesarios para su crecimiento, desarrollo y producción. Existen cuatro intervalos de pH que permiten tener una idea de lo que ocurre en el suelo: 1) pH menor a 4 indica la presencia de ácidos libres como producto de la oxidación de sulfuros, 2) valores por debajo de 5 sugiere la presencia de aluminio intercambiable o exceso de manganeso, 3) pH entre 7.3 y 8.4 señala la posibilidad de tener carbonato de calcio (CaCO_3), y 4) pH mayor a 8.2 la posible presencia de concentraciones elevadas de sodio intercambiable (INTAGRI, 2018).

3.3.2 Densidad real (DR)

En la tabla 3.1 se muestran los valores promedios obtenidos de la DR determinada mediante el método SA-04 descrito en la NOM-021-RENACT-2000, determinar esta variable permite estimar la composición mineralógica del suelo. Coyote 2021 menciona que a valores menores de 2.5 g/cm^3 se encuentra humus y yeso, de 2.5 a 3.0 arcillas, cuarzo, feldespatos, calcitas y micas, de 3.0 a 4.0 limonitas, piroxenos y olivinos, mayor de 4.0 hematitas y magnetitas. De acuerdo con los valores obtenidos en las dos muestras de suelo éstas no sobrepasan a 2.5 g/cm^3 por lo que nos indica que hay presencia de humus y yeso. Estos valores son similares a los reportados por Coyote (2021) que obtuvo densidades reales de 2.40 a 2.85 g/cm^3 en muestras de suelos de uso agrícola del Municipio de Calimaya, Estado de México, al igual que Cardoso (2019) que reporta una densidad real de 2.38 g/cm^3 en el suelo proveniente de Temascaltepec, México.

3.3.3 Densidad aparente (DA)

Los valores de DA se muestran en la tabla 3.1, de acuerdo con la interpretación de la NOM-021-RECNAT-2000, donde indica que menor a 1 g/cm^3 son suelos de tipo orgánico y volcánico, 1.0-1.19 suelos arcillosos, 1.20-1.32 suelos francos limosos y mayor a 1.32 g/cm^3 son suelos arenosos. Los resultados obtenidos indican que la muestra de Metepec es un suelo de tipo orgánico y volcánico debido a que presenta una densidad aparente de 0.79 g/cm^3 , la muestra de Mexicaltzingo presenta una DA de 1.15 g/cm^3 lo que indica que son suelos arcillosos.

3.3.4 Porosidad del suelo

Con los valores obtenidos de DA y DR se obtuvo el porcentaje de porosidad, los valores de este parámetro se muestran en la tabla 3.1, donde se puede observar que ambas muestras de suelo presentan porosidades esto es de acuerdo con Flores 2010 donde indica que valores menores a 30% tienen muy baja porosidad, 30-40 baja, 40-50 media, 50-60 alta y mayores a 60 muy alta porosidad. Brady 2010 menciona que alrededor de 40 y 60% de porosidad contienen un alto contenido de arcillas en los suelos. El espacio poroso del suelo influye directamente la retención de humedad del suelo afectando la disponibilidad de agua, nutrientes y la aireación.

3.3.5 Conductividad eléctrica (CE)

En la tabla 3.1 se muestran los resultados que se obtuvieron de la conductividad eléctrica utilizando el método AS-18 descrito en la NOM-021-REACT-2000 en donde se indica que valores menores a 1 decisiemens por metro (dS m^{-1}) son característicos de suelos no salinos, en el rango de 1 a 2 dS m^{-1} son ligeramente salinos y de 2.1 a 4.0 dS m^{-1} se identifican como moderadamente salinos (NOM-021-REACT-2000). De acuerdo con los valores obtenidos de las cuatro muestras de suelo se puede indicar que todas corresponden a suelos no salinos; estos resultados no sobrepasan a los valores reportados por Vaca y colaboradores en 2014 que fue de 0.8 dS m^{-1} en suelos de uso agrícola en el estado de México. Valverde (2020) reporta valores de conductividad eléctrica de 0.20 a 0.30 dSm^{-1} en muestras de suelo provenientes del Campus Experimental El Cerrillo de la Facultad de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma del Estado de México.

En estos tipos de suelo es favorable que los suelos no sean salinos debido a que, si los suelos tienen una alta salinidad y con bajo contenido de arcillas o con bajo porcentaje de MO, la movilidad de la atrazina aumenta, ya que disminuye la adsorción en suelo (Márquez, 2009).

En la tabla 3.1 se presentan los resultados de los parámetros antes mencionados.

Tabla 3.1 Parámetros de las muestras de suelo

Parámetro	MT	MX
pH	6.1	5.1
Densidad Real (DR)	$2.43 \pm 0.05 \text{ g/cm}^3$	$2.34 \pm 0.07 \text{ g/cm}^3$
Densidad aparente (DA)	$0.79 \pm 0.02 \text{ g/cm}^3$	$1.15 \pm 0.16 \text{ g/cm}^3$
Porosidad del suelo	68 %	51 %
Conductividad eléctrica	$0.0842 \pm 0.02 \text{ dSm}^{-1}$	$0.0515 \pm 0 \text{ dSm}^{-1}$

3.3.6 Análisis granulométrico

El análisis granulométrico se determinó con mallas de N° 8, 12, 16, 20, 30, 40, 60, 80, 100 y 200, tomando una cantidad medida de suelo seco pulverizado y haciéndolo pasar a través de las mallas con aberturas cada vez más pequeñas que se va almacenando en la base de los tamices. Se pesó la cantidad de suelo retenido en cada malla y se determinó el porcentaje acumulado del suelo que pasa a través de cada una, en las tablas 3.2 y 3.3 se muestran los resultados obtenidos de las dos muestras de suelo. En las figuras 3.5 y 3.6 se presentan las curvas granulométricas el cual nos indican la distribución del tamaño de las partículas de nuestras muestras de suelo, ayudándonos a entender como la textura del suelo (composición de partículas de diferentes tamaños) puede afectar la movilidad y el destino de los diferentes productos químicos que ingresan al suelo.

Tabla 3.2 Granulometría por tamizado de la muestra de suelo de Metepec

MT					
Malla No.	Abertura (mm)	Masa retenida (g)	% retenido	% retenido acumulado	% que pasa
8	2.38	195	8	8	92
12	1.68	312	12	20	80
14	1.41	111	4	24	76
16	1.19	202	8	32	68
20	0.841	186	7	40	60
30	0.595	314	12	52	48
40	0.420	259	10	62	38
60	0.25	272	11	73	27
80	0.177	96	4	77	23
100	0.149	109	4	81	19
200	0.074	137	5	87	13
Base		338	13	100	
Peso del suelo		2531	100		

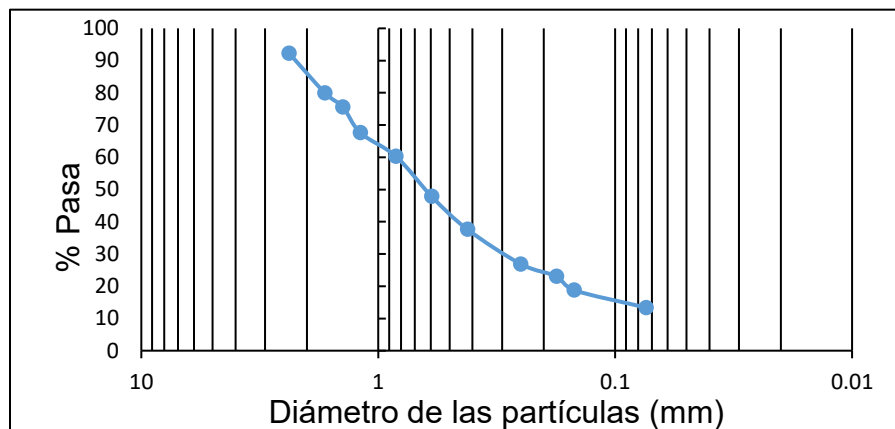


Figura 3.5 Curva granulométrica por medio del tamizado del suelo de Metepec

Tabla 3.3 Granulometría por tamizado de la muestra suelo de Mexicaltzingo

MX					
Malla No.	Abertura (mm)	Masa retenida (g)	% retenido	% retenido acumulado	% que pasa
8	2.38	488	10	10	90
12	1.68	391	8	17	83
14	1.41	135	3	20	80
16	1.19	209	4	24	76
20	0.841	323	6	30	70
30	0.595	665	13	43	57
40	0.420	545	11	54	46
60	0.25	656	13	67	33
80	0.177	355	7	74	26
100	0.149	230	4	78	22
200	0.074	452	9	87	13
Base		675	13	100	
Peso del suelo		5124	100		

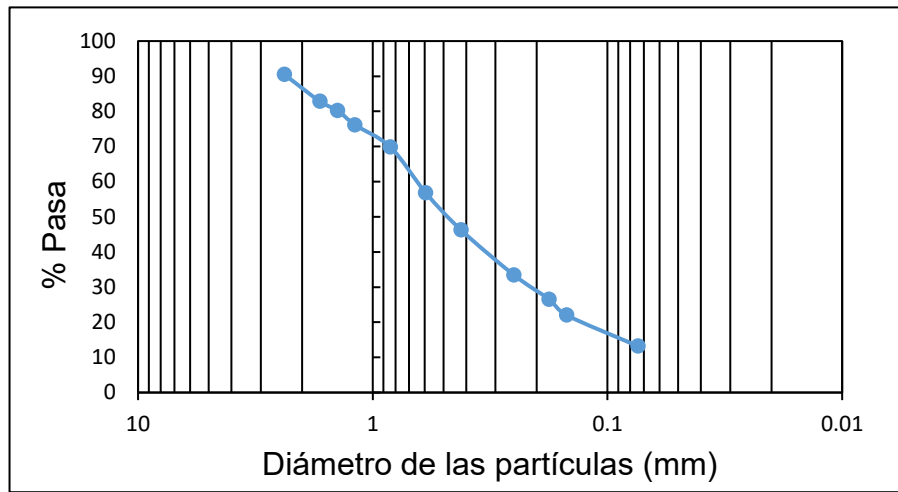


Figura 3.6 Curva granulométrica por medio del tamizado del suelo de Mexicaltzingo

En la tabla 3.4 se presentan los límites de los tamaños recomendados por la Asociación Estadounidense de Transporte y Carreteras Estatales Oficiales (AASHTO) y de la Clasificación Unificada de Suelos (Cuerpo de Ingenieros, Departamento del Ejército y Oficina de Recuperación).

Tabla 3.4 Límites del tamaño de suelos separados

Sistema de clasificación	Tamaño del grano (mm)
Unificado	Grava: 75 a 4.75 mm
	Arena: 4.75 a 0.075 mm
	Limo y arcilla (finos): menor a 0.075 mm
ASHTO	Grava: 75 a 2 mm
	Arena: 2 a 0.05 mm
	Limo: 0.05 a 0.002 mm
	Arcilla: menor a 0.002 mm

En este caso, las tres muestras pertenecen a la fracción de grava y arena debido a que están en un intervalo de 75 mm a 0.05 mm de acuerdo con el sistema de clasificación ASHTO (Alvitez et al., 2016). Para los porcentajes que pasan por el

tamiz N° 200 mayor al 50%, pertenecen a un suelo de partículas finas que contiene limos y arcillas (González, 2020).

3.3 Separación de la fase inorgánica de las muestras de suelo

Los componentes inorgánicos del suelo incluyen arena, arcilla y piedra caliza. Los componentes orgánicos son ácidos fúlvicos (FA), solubles en soluciones de pH = 1; ácidos húmicos, que son los más abundantes y solubles en soluciones de pH = 10; y huminas (insoluble en soluciones de pH 1 o 10), que pueden permanecer con los componentes inorgánicos cuando la separación se basa en alternar el pH de las soluciones (Jiménez et *al.*, 2014), en las figuras 3.7 y 3.8 se pueden observar los colores de las soluciones que van de café claro a negro después de realizar el tratamiento de las muestras.



Figura 3.7 Tratamiento de la muestra de Metepec



Figura 3.8 Tratamiento de la muestra de Mexicaltzingo

Jiménez y colaboradores (2014), mencionaron el 1% del material orgánico y los principales componentes inorgánicos fueron feldespatos, cuarzo y montmorillonita. Además de los elementos de estos minerales (Na, Mg, Al, Si y Ca), las partículas tratadas fueron de malla 8 como se pueden observar en las figuras 3.10 y 3.11.



Figura 3.9 Muestra de suelo de Metepec: a) tratada y b) tamizada malla No. 200

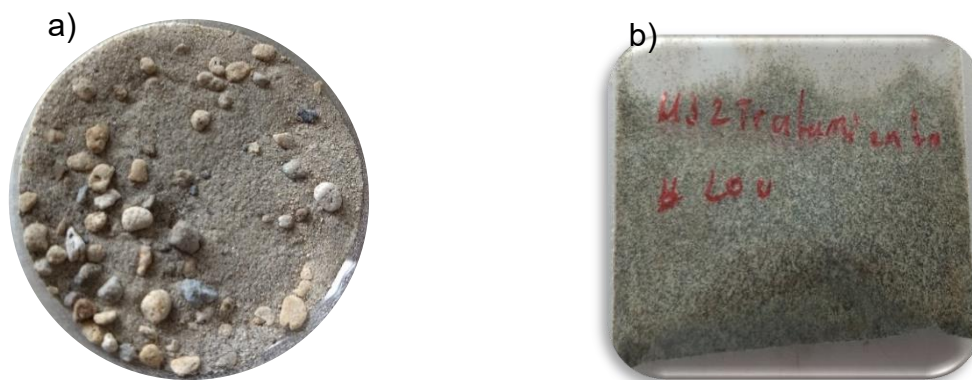


Figura 3.10 Muestra de suelo de Mexicaltzingo: a) tratada y b) tamizada malla No. 200

Para la eliminación de materia orgánica con peróxido de hidrógeno se utilizó el método AS-09 descrito en la NOM-021-RENACT-2000, este tratamiento se realizó para la medición de la densidad real, y posteriormente comparar si hay alguna diferencia entre los dos métodos para la eliminación de la materia orgánica, en la figura 3.11 se observa la muestra de Metepec que presentó mayor efervescencia esto es atribuido a que tal vez contiene más materia orgánica, en la figura 3.12 se observa la muestra de suelo de Mexicaltzingo donde presenta poca efervescencia lo que indica menor cantidad de materia orgánica.



Figura 3.11 Muestra de suelo de Metepec tratada con peróxido de hidrógeno

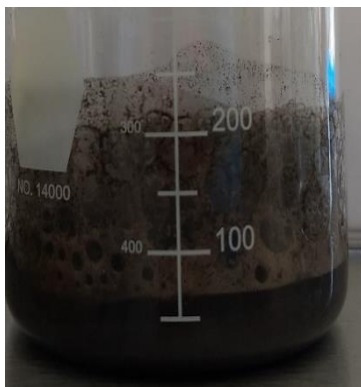


Figura 3.12 Muestra de suelo de Mexicaltzingo tratada con peróxido de hidrógeno

De acuerdo con Gómez et al, 2019 y Guevara 2017 mencionan que el color es una característica relevante en los suelos, los componentes orgánicos (materia orgánica), presentan una coloración parda, gris o negra, por lo que tiñen al suelo de oscuro, los óxidos ferricos y oxihidróxidos de hierro férrico dan colores entre el rojo y el amarillo y las sales como el CaCO_3 o CaSO_4 otorgan colores blanquecinos.

Los colores en las diferentes muestras de suelo presentan características morfológicas diferentes que están determinados por el tipo de material parental, el tipo y cantidad de materia orgánica. El color de los suelos a una profundidad de 0-30 cm por lo general son suelos arcillosos y franco arcillosos ya que presentan colores oscuros debido a los elevados contenidos de materia orgánica humificada. Los ácidos húmicos presentes en esta materia orgánica poseen un fuerte poder de coloración negra. Sin embargo, no todos los horizontes ricos en humus son negros. Además, el color del suelo depende de los minerales expuestos y acumulados por disgregación a partir del material parental (Bermeo B. C.J. 2020).

Todas las muestras de suelo fueron tratadas 5 veces, también se preparó un lote que se lavó después del tratamiento realizado; se secaron a 60°C , se tamizaron a diferentes mallas y fueron almacenadas para posteriormente utilizarlos en los experimentos, cabe destacar que en los experimentos de sorción sólo se utilizaron las muestras de suelo completo, muestras tratadas con peróxido de hidrogeno y las muestras tratadas y lavadas.

En la tabla 3.5 se presenta la nomenclatura de las muestras con los diferentes tratamientos realizados en la eliminación de la materia orgánica.

Tabla 3.5 Nomenclatura de las muestras de suelo

Nomenclatura	
MT	Suelo de Metepec
MTP	Suelo de Metepec tratado con peróxido de hidrógeno
MTPL	Suelo de Metepec tratado con peróxido de hidrógeno y lavado
MTPATZ	Suelo de Metepec tratado con peróxido de hidrógeno con atrazina
MTPLATZ	Suelo de Metepec tratado con peróxido de hidrógeno y lavado con atrazina
MX	Suelo de Mexicaltzingo
MXP	Suelo de Mexicaltzingo tratado con peróxido de hidrógeno
MXPL	Suelo de Mexicaltzingo tratado con peróxido de hidrógeno y lavado
MXPATZ	Suelo de Mexicaltzingo tratado con peróxido de hidrógeno con atrazina
MXPLATZ	Suelo de Mexicaltzingo tratado con peróxido de hidrógeno y lavado con atrazina

3.4 Microscopía electrónica de barrido (MEB) y microanálisis elemental por espectrometría de rayos x de energía dispersa (EDS)

La estructura del suelo es definida por la forma en que se agrupan las partículas de arena, limo y arcilla. En la Figura 3.13 se presentan las micrografías de la muestra de suelo de Metepec a un aumento de x3000, tamizada a número de malla 100. Donde se puede observar en la figura 3.13 a) partículas de forma irregulares que varían de tamaño, agrupados en granos minerales angulares pequeños y grandes sobresaliendo en las estructuras agregadas (USDA, 1999 y Jiménez, 2016), en la figura 3.13 b) se muestra de suelo sin materia orgánica donde se puede observar en la superficie poros, lo que sugiere que estaban cubiertos con materiales húmicos de acuerdo con Moretti (2020) y Laird (2001), la figura 3.13 c) presenta la micrografía de la muestra tratada con peróxido de hidrógeno a un aumento de x500, donde se puede observar partículas agrupadas de forma irregulares que varían de tamaño,

formando aglomerados (Jiménez et al., 2016, Moretti, 2020, Laird, 2001, Melo et al., 2013).

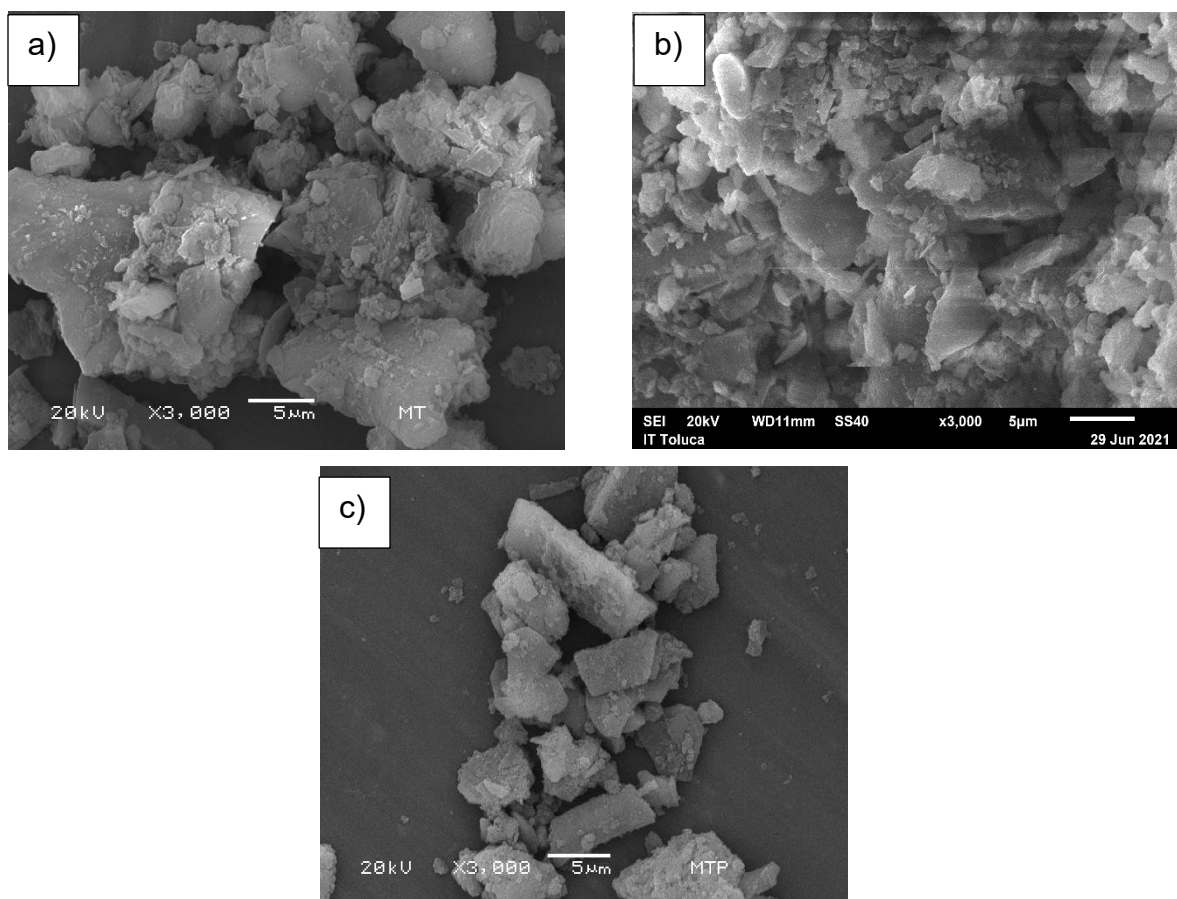


Figura 3.13 Micrografía de la muestra de suelo de Metepec a) muestra completa b) tratada por el método de Jiménez et al.2014 y c) tratado con peróxido de hidrógeno.

En la figura 3.14 a) se puede observar la micrografía de la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una morfología aparentemente granular, la figura 3.14 b) muestra el suelo sin materia orgánica donde se puede observar las partículas más lisas en forma de pequeñas laminas y en la figura 3.14 c) se puede observar la micrografía de la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una morfología aparentemente granular que varía en formas y tamaños de partícula (Négre, 2004).

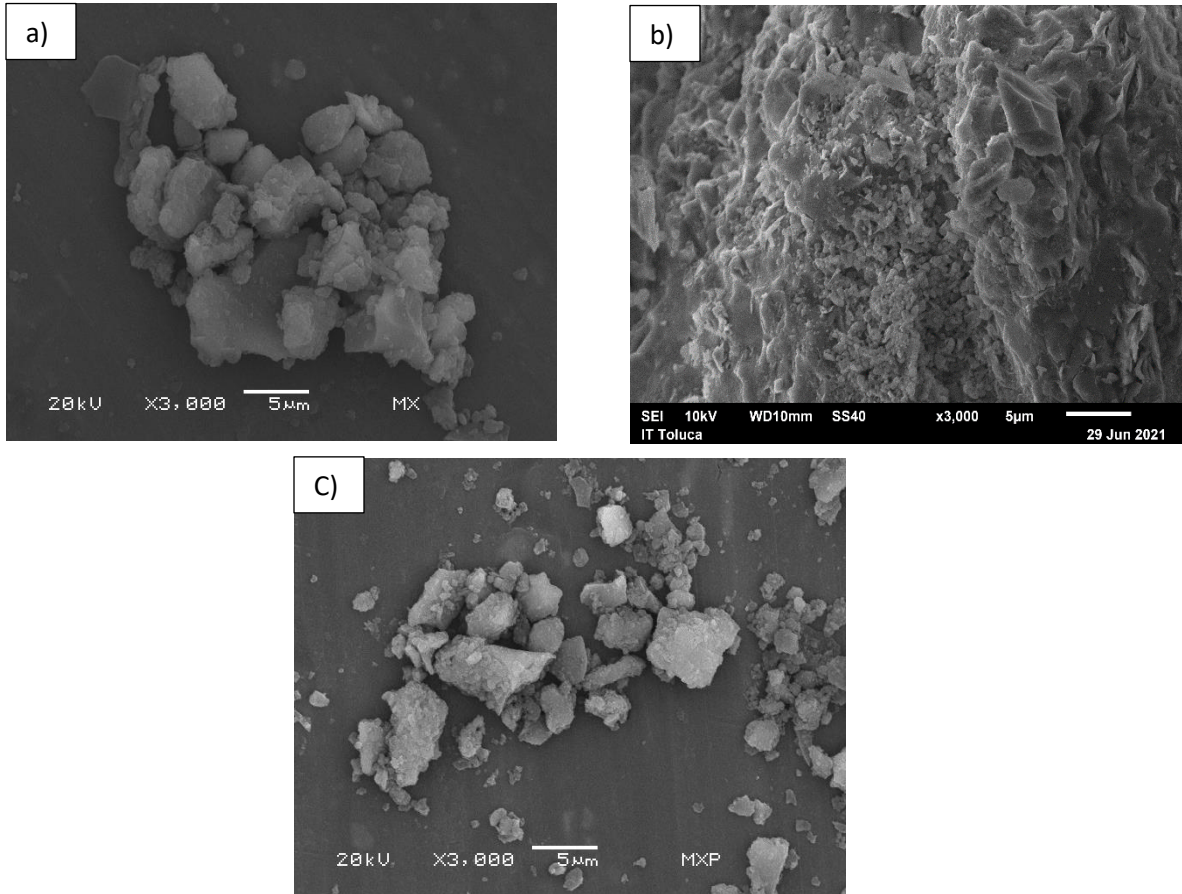


Figura 3.14 Micrografía de la muestra de suelo de Mexicaltzingo a) muestra completa y b) tratada por el método de Jiménez et al.2014 y c) tratada con peróxido de hidrógeno

En la Tabla 3.6 se presenta el contenido elemental en las muestras de suelo sin tratamiento y tratadas en las cuales se eliminó la materia orgánica con el peróxido de hidrógeno. Se puede observar que hay una mayor cantidad oxígeno, silicio y aluminio, elementos principales que se encuentran en las arcillas (Berumen, 2021) y en menor cantidad se encuentran fósforo, potasio, sodio, calcio y hierro, etc., que son elementos necesarios para el crecimiento y la supervivencia de las plantas. El carbono aun presente en la muestra de Metepec después del tratamiento con peróxido de hidrogeno para la eliminación de la materia orgánica se puede deber a sustancias orgánicas insolubles como son las huminas (Jiménez et al., 2014). En

cuanto a la muestra de Mexicaltzingo no se detectó la presencia de carbono, en esta muestra se encontraron algunos metales como cobre, cromo, níquel y sorprendentemente se encontró oro.

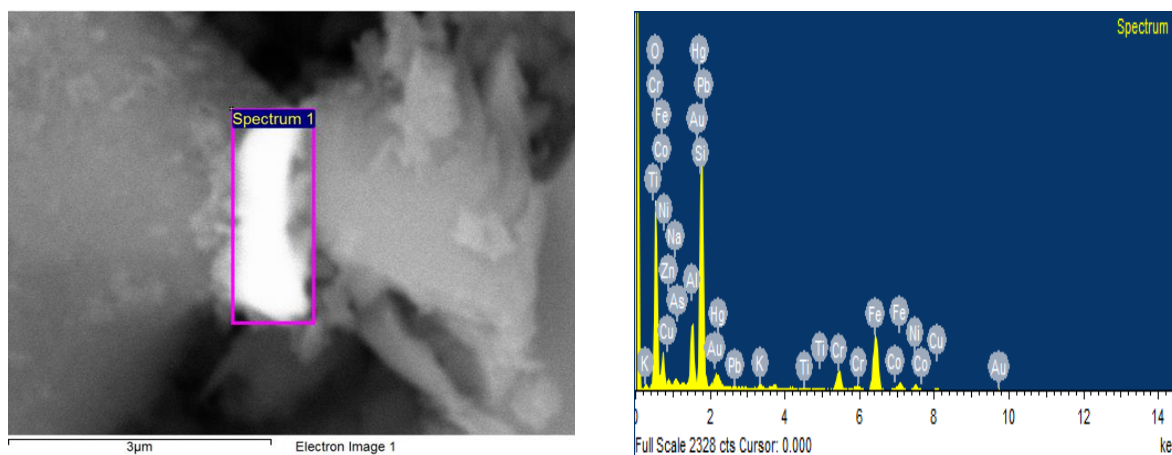
Tabla 3.6 Análisis elemental por EDS de las muestras de suelo

ELEMENTOS (%)	MUESTRAS			
	METEPEC		MEXICALTZINGO	
	MT	MTP	MX	MTP
C	10.35 ± 1.55	9.04±7.94	5.72 ± 1.87	0
O	45.64 ± 22.75	55.25±1.38	57.14 ± 3.04	56.15±1.52
Na	0.51 ± 0.66	0.30±0.51	0.85 ± 0.20	1.28±0.24
Mg	0.23 ± 0.13	0.13±0.22	0.30 ± 0.04	0
Al	3.15 ± 1.43	4.36±0.79	8.11 ± 0.67	9.80±0.57
Si	27.98 ± 4.23	26.01±5.67	22.44 ± 3.14	24.90±1.25
P	0.03 ± 0.07	0	0.19 ± 0.03	0
K	0.26 ± 0.10	0.26±0.45	0.51 ± 0.13	0.48±0.42
Ca	1.37 ± 0.83	0.92±0.09	0.98 ± 0.40	2.06±0.30
Ti	0.11 ± 0.06	0	0.39 ± 0.07	0.28±0.49
Fe	1.44 ± 0.47	2.13±0.60	3.34 ± 0.82	4.65±0.97
Cu	0	1.61±1.39	0	1.24±0.94
Cr	0	0	0	3.37±1.24
Ni	0	0	0	1.84±0.91
Au	0	0	0	3.65

MT= suelo de Metepec completo, MTP= suelo tratado con peróxido de hidrógeno, MX= suelo de Mexicaltzingo completo, MXP= suelo tratado con peróxido de hidrógeno.

The SEM image shows a granular surface with a 100µm scale bar. The EDS spectrum overlay shows peaks for Fe, O, Si, Al, Cu, and C. The spectrum is labeled 'Spectrum 1' and 'Spectrum'.

En la figura 3.16 se muestra la micrografía del suelo de Mexicaltzingo donde se encontró en las partículas algunos metales como cobre, cromo, níquel y oro.



54

3.5 Espectroscopia de absorción infrarroja (IF-TR)

El análisis de espectroscopia IF-TR se hizo en las dos muestras de suelo, Metepec y Mexicaltzingo tamizadas a número de malla 100, tratadas y sin tratar.

En la figura 3.17 se muestran los espectros de la muestra de suelo completo de Metepec, tratada con peróxido de hidrógeno y la muestra tratada y lavada, donde se puede observar los principales grupos funcionales. En la Tabla 3.7 se muestran los grupos funcionales, así como la longitud de onda.

Tabla 3.7 Principales bandas observadas en la muestra de suelo de MT

Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional	Citado
1629	Vibración por la flexión de grupos -OH, correspondientes a montmorillonita.	Ghebleh et <i>al.</i> , 2021 López, 2020
1030-950	Vibraciones Si-Al, indicadora de presencia de hematita	Sánchez, 2018, López, 2020
800-780	Vibración de estiramiento de Si-O-Al, generalmente de cuarzo.	Sánchez, 2018, López, 2020

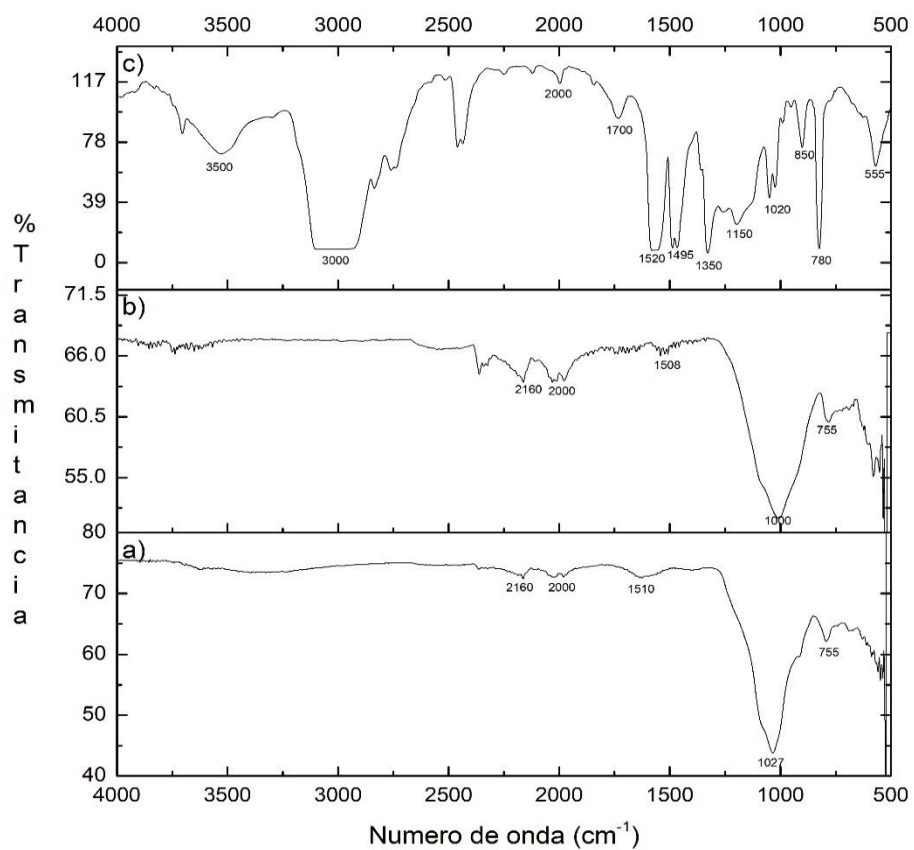


Figura 3.17 Espectro IR-TF muestra de suelo Metepec a) MT b) MTP y c) MTPL

En la figura 3.18 se muestran los espectros de la muestra de suelo completo de Mexicaltzingo, tratada con peróxido de hidrógeno y la muestra de suelo tratada y lavada, donde se puede observar los principales grupos funcionales. En la Tabla 3.8 se muestran los grupos funcionales, así como la longitud de onda.

Tabla 3.8 Principales bandas observadas en la muestra de suelo de MX

Longitud de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional	Citado
1656	Estiramiento de C=C y al estiramiento asimétrico de -COO ⁻ en acetonas, carboxilos y lignina.	Ghebleh et <i>al.</i> , 2021, López, 2020
1030-950	Atribuido a minerales arcillosos de Si-O-Al	Sánchez, 2018
800-780	Vibraciones de Si-O, generalmente para el cuarzo	Sánchez, 2018

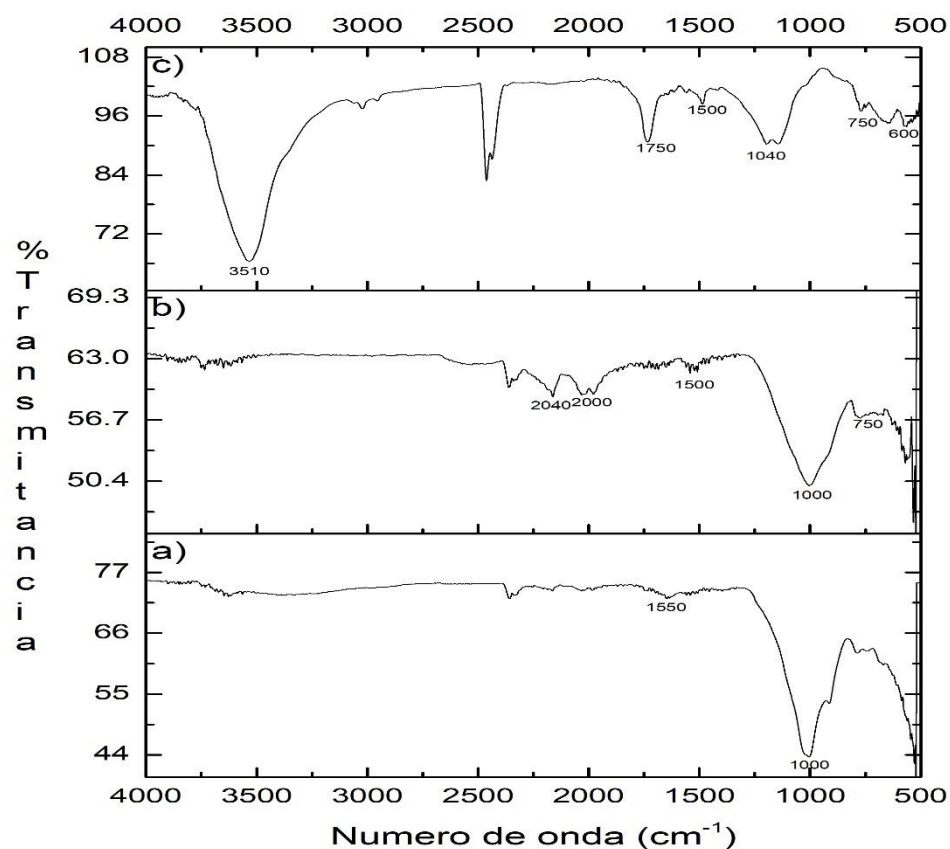


Figura 3.18 Espectro IR-TF muestra de suelo de Mexicaltzingo, a) MX, b) MXP y c) MXPL

3.6 Difracción de rayos X (DRX)

En la Figura 3.19 se presenta el difractograma de la muestras de suelo completo y la muestra tratada para la eliminación de la materia orgánica de Metepec, donde se puede observar que ambas muestras presentaron una composición similar con fuertes intensidades en las señales correspondientes a albita y con menor intensidad al cuarzo, sin embargo, se distingue un cambio en la intensidad de los picos, este tipo de cambios en la intensidad se deben a las variaciones en la distribución electrónica del cristal producidas por las alteraciones en la composición química del mismo (Díaz-Nava et al., 2012).

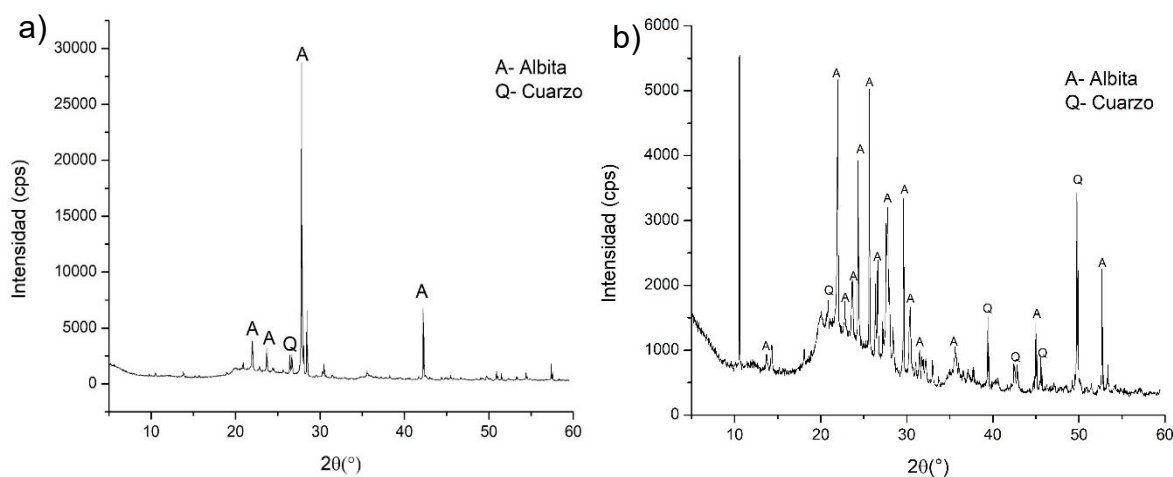


Figura 3.19 Difractograma de la muestra de suelo de Metepec: a) MT y b) MTP

En la Tabla 3.9 se pueden observar los componentes minerales de las muestras de suelo de Metepec, y la muestra tratada con peróxido de hidrógeno, así como la formula química de cada mineral.

Tabla 3.9 Componentes minerales de las muestras de suelo Metepec

Metepec			
Tratamiento	Minerales	Tarjeta	Fórmula
Suelo completo	Albita	PDF 89-6430	Na (AlSi ₃ O ₈)
	Cuarzo	PDF 05-0490	Si O ₂
Peróxido de hidrógeno	Albita cálcica	PDF 09-0456	(Na, Ca) (Si, Al) ₄ O ₈
	Cuarzo	PDF 03-0419	Si O ₂
	Albita	PDF 19-1184	Na Al Si ₃ O ₈
	Albita	PDF 01-0739	Na Al Si ₃ O ₈

El difractograma de la muestra de suelo de Mexicaltzingo se presentan en la figura 3.20 la muestra de suelo completo y la muestra tratada con peróxido de hidrógeno, donde se puede observar que las señales presentaron una fuerte intensidad correspondientes al mineral de albita y con menor intensidad el cuarzo.

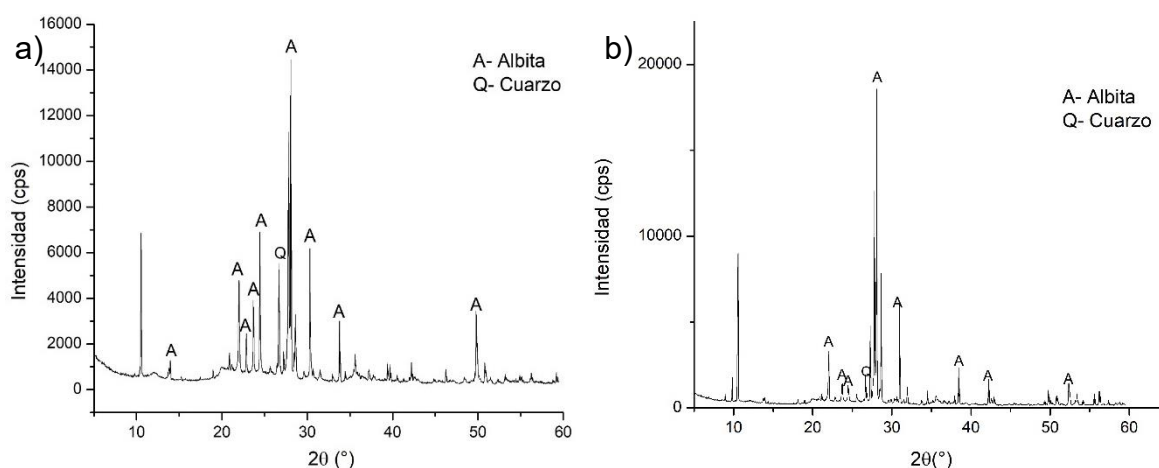


Figura 3.20 Difractograma de la muestras de suelo de Mexicaltzingo: a) MX y b) MXP

Tabla 3.10 Componentes minerales de la muestras de suelo MX

Mexicaltzingo			
Tratamiento	Minerales	Tarjeta	Fórmula
Suelo completo	Albita	PDF 89-6430	Na (AlSi ₃ O ₈)
	Albita	PDF 10-0393	Na (Si ₃ Al) O ₈
	Cuarzo	PDF 33-1161	SiO ₂
Peróxido de hidrógeno	Albita	PDF 89-6430	Na (Si ₃ Al) O ₈
	Cuarzo	PDF 33-1161	SiO ₂
	Albita	PDF 10-0393	Na (Si ₃ Al) O ₈

Los minerales encontrados por medio de los difractograma de rayos X en las dos muestras de suelo fue albita y cuarzo lo que indica que ambas muestras tienen componentes similares, aunque se les haya hecho los tratamientos para la eliminación de la materia orgánica no presentaron diferencias. De acuerdo con los trabajos reportados por Jiménez et *al.*, 2014 y Figueiredo et *al.*, 2011 encontraron en muestras de suelo albita de calcio, cuarzo, montmorillonita, illita y halita.

3.7 Análisis termogravimétrico (TGA)

El análisis termogravimétrico se realizó en las dos muestras de suelo Metepec y Mexicaltzingo. En las Figuras 3.21, 3.22 y 3.23 se observan las diferentes pérdidas de masa que ocurrieron en la muestra de suelo de Metepec y en las figuras 3.24, 3.25 y 3.26 las pérdidas de masa en un rango de temperatura ambiente a 800 °C.

En la primera región (≤ 100 °C) la pérdida de masa se debe principalmente al agua; en la segunda región (200 a 400 °C), la pérdida de masa se debe a la degradación térmica de la materia orgánica, principalmente grupos funcionales carboxílico y fenólicos, así como compuestos de hidrocarburos. También podría deberse a la liberación de compuestos orgánicos de bajo peso molecular. En la tercera región (400 a 580 °C) la pérdida de masa es debido a la descomposición de los compuestos orgánicos recalcitrantes (Chauhan et *al.*, 2020). En la cuarta región (580 a 640 °C), la pérdida de masa se debe principalmente a la deshidratación de hidróxidos metálicos y componentes derivados del carbonato (Chauhan et *al.*, 2020).

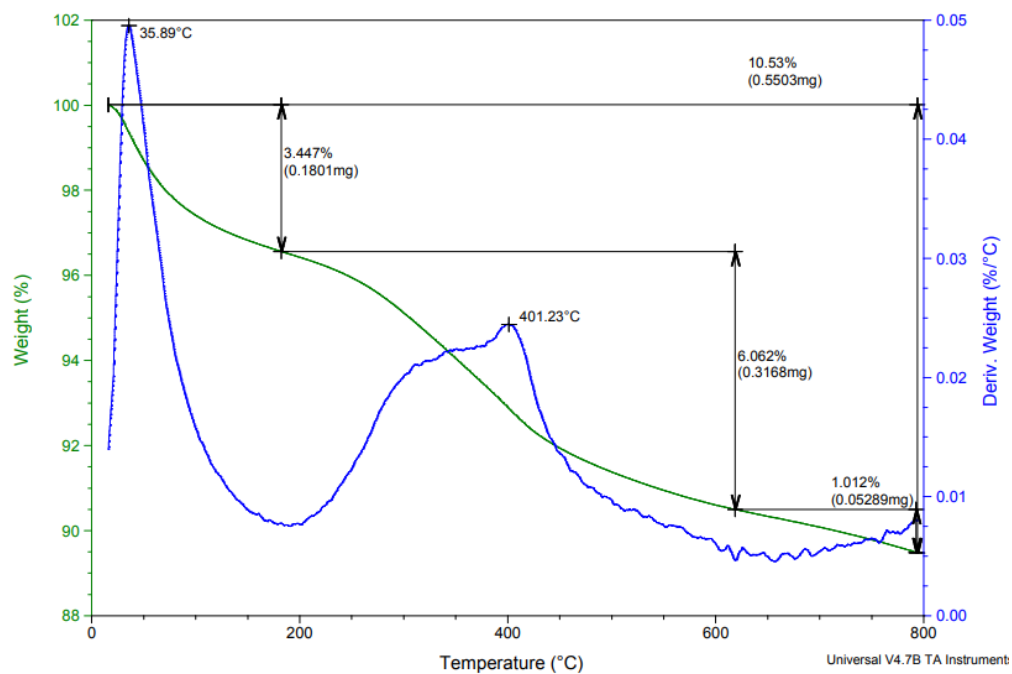


Figura 3.21 Termograma de la muestra de suelo MT

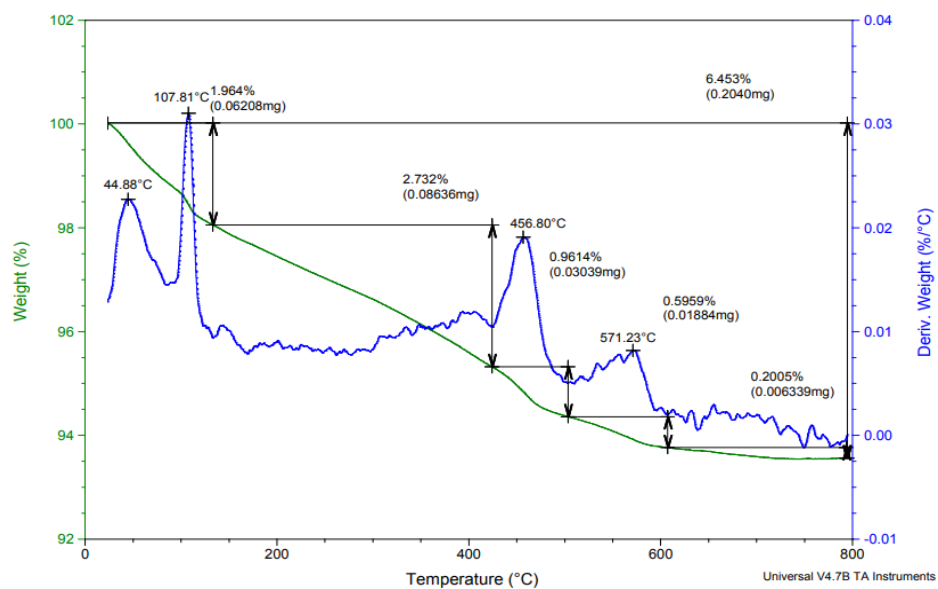


Figura 3.22 Termograma de la muestra de suelo MTP

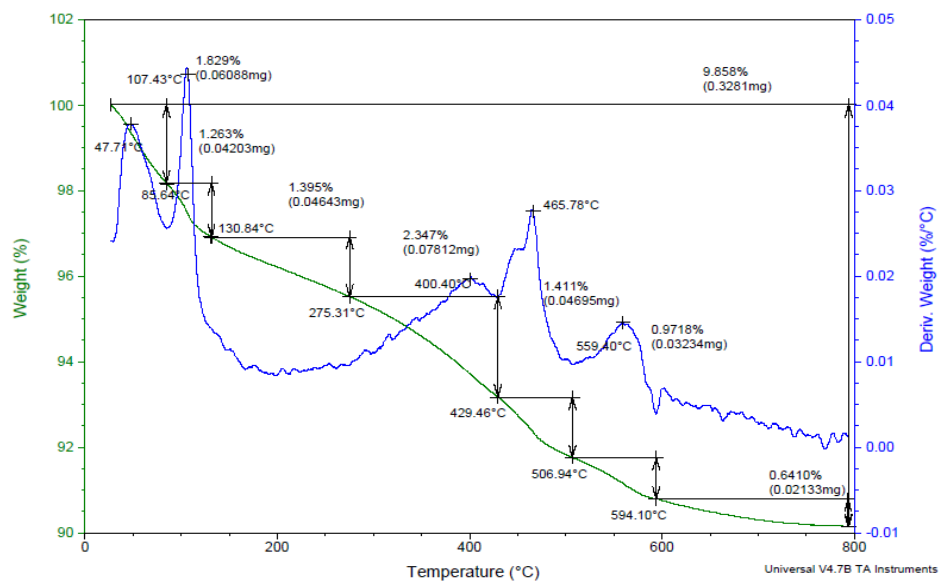


Figura 3.23 Termograma de la muestra de suelo MTPL

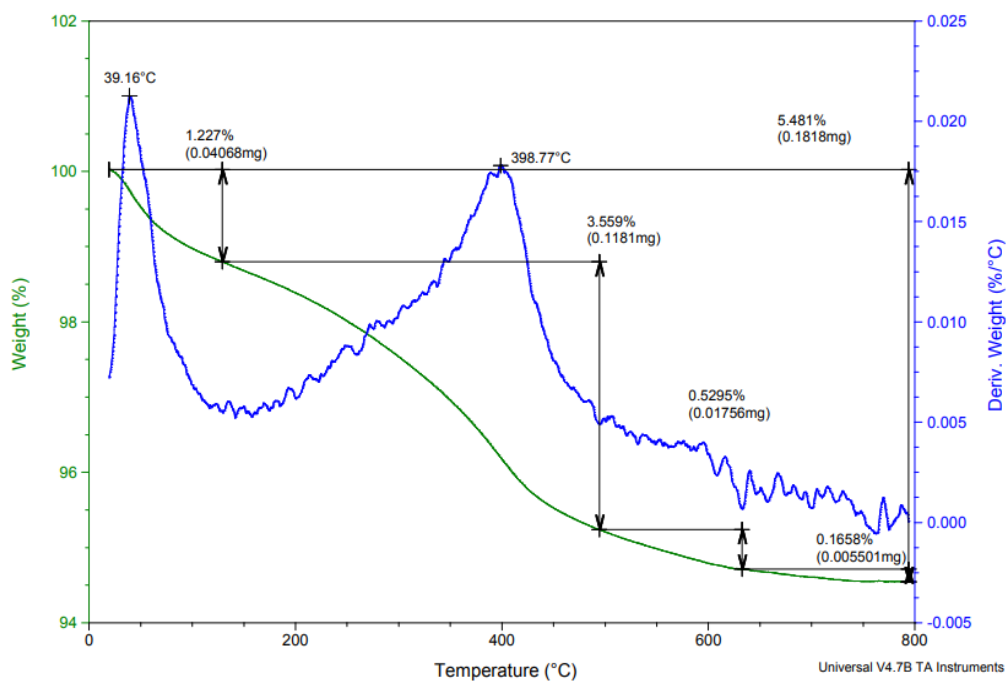


Figura 3.24 Termograma de la muestra de suelo MX

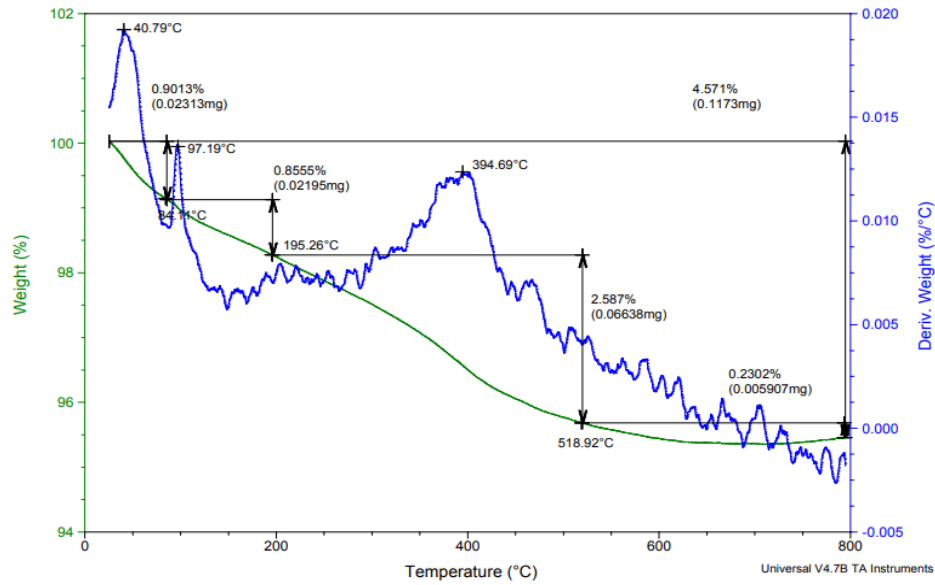


Figura 3.25 Termograma de la muestra de suelo MXP

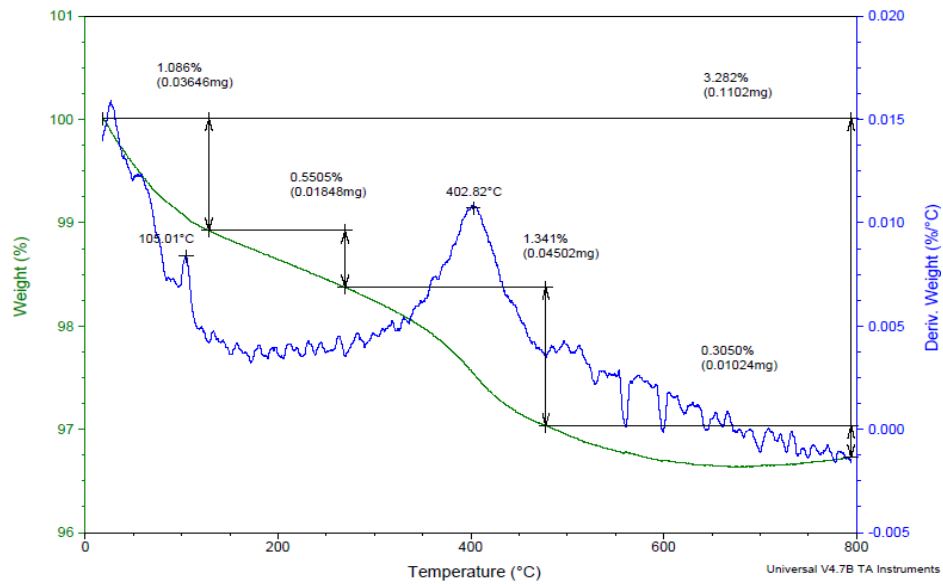


Figura 3.26 Termograma de la muestra de suelo MXPL

En la tabla 3.11 se presentan las temperaturas a las cuales ocurren los diferentes cambios de peso en los suelos tanto de Metepec como de Mexicaltzingo.

Tabla 3.11 Pérdida de peso de las muestras de suelo

MT			MTP			MTPL		
Temperatura (° C)	Pérdida de masa (%)	mg	Temperatura (° C)	Pérdida de masa (%)	mg	Temperatura (° C)	Pérdida de masa (%)	Mg
175	3.4	0.180	125	2.0	0.062	85	1.8	0.061
625	6.1	0.317	425	2.7	0.086	130	1.3	0.042
800	1.0	0.053	500	1.0	0.030	275	1.4	0.046
			600	0.6	0.019	429	2.3	0.078
			800	0.2	0.006	506	1.4	0.047
						594	1.0	0.032
						800	0.6	0.021
MX			MXP			MXPL		
Temperatura (° C)	Pérdida de masa	mg	Temperatura (° C)	Pérdida de masa	mg	Temperatura (° C)	Pérdida de masa (%)	Mg
175	1.2	0.041	80	0.901	0.023	125	1.1	0.036
500	3.6	0.118	195	0.856	0.022	260	0.6	0.018
650	0.5	0.018	515	2.587	0.066	470	1.3	0.045
800	0.2	0.006	800	0.230	0.006	800	0.3	0.010

3.8 Determinación del carbono orgánico total en suelos

En la figura 3.27 se observan los resultados obtenidos de la determinación de COT en las muestras de suelo agrícola del estado de México, donde se puede observar que la muestra del municipio de Metepec presentó mayor contenido de carbono, , estos resultados corresponden a lo observado cuando se trata el suelo con peróxido de hidrógeno para la eliminación de la materia orgánica debido a que se observa mayor efervescencia, en cuanto al tratamiento con el peróxido y las muestras lavadas con agua desionizada indican que es mejor lavarlas, ya que en las 2 muestras de suelo presentaron un 2 % de materia orgánica aproximadamente, mientras que sólo con el tratamiento con peróxido de hidrógeno, la muestra de Metepec presentó 8 % y la de Mexicaltzingo (figura 3.28) 3 % de materia orgánica.

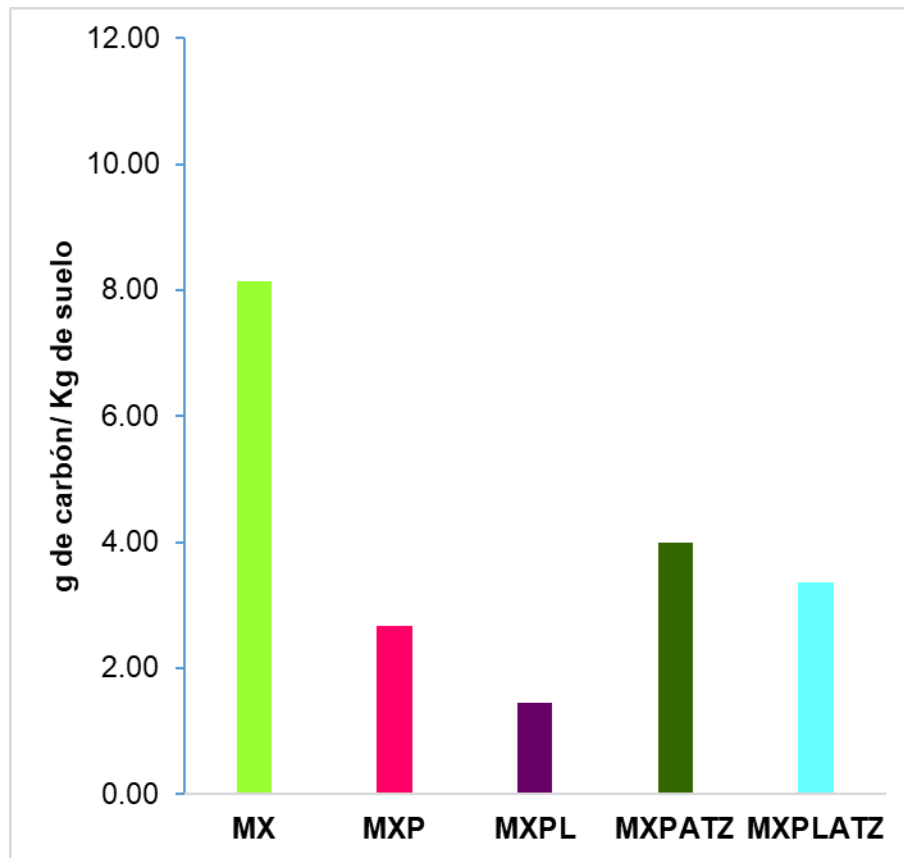


Figura 3.27 Carbono orgánico total en las muestras del suelo de Metepec.

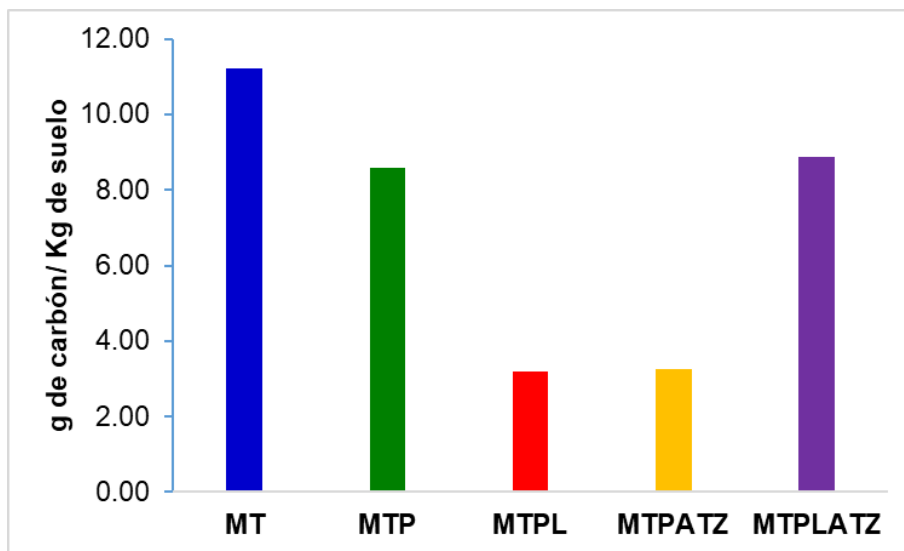


Figura 3.28 Cantidad de carbono orgánico total en las muestras del suelo de Mexicaltzingo.

3.9 Curva de calibración de atrazina

En la tabla 3.12 se muestran los datos obtenidos del área y concentración del estándar de atrazina SIGMA ALDRICH, empleadas para la elaboración de la curva de calibración y en figura 3.29 se presenta la curva obtenida, de la regresión lineal y el ajuste por mínimos cuadrados se obtuvo la ecuación de la recta y un coeficiente de determinación $R^2 = 0.9902$, leídas en el UPLC.

Tabla 3.12 Valores de área obtenidos por UPLC para cada concentración de atrazina SIGMA ALDRICH

Concentración (mg/L)	Área
0.4	162579.3
0.6	223400.9
0.8	250031.04
1.2	353376.38
1.4	366477.82
1.6	411160.79
1.8	439028.82
2	481571.88

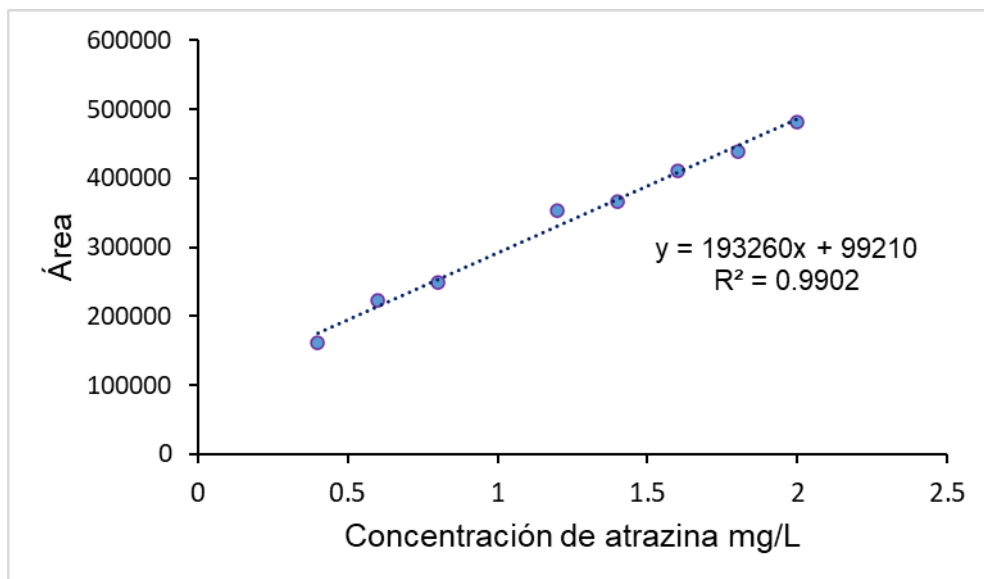


Figura 3.29 Curva de calibración para las soluciones del estándar atrazina SIGMA ALDRICH

En la tabla 3.13 se muestra los datos obtenidos del área y concentración del estándar de atrazina marca ANSA, empleados para la elaboración de la curva de calibración y en la figura 3.30 se observa la curva de calibración, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.9958$, leídas en el UPLC.

Tabla 3.13 Valores de área obtenidas por UPLC para cada concentración de atrazina marca ANSA

Concentración (mg/L)	Área
0.2	158141.881
0.4	251689.913
0.6	307806.429
0.8	380440.867
1	438768.831
1.2	489305.769
1.4	542824.339
1.6	599817.717
1.8	662598.149
2	720592.104

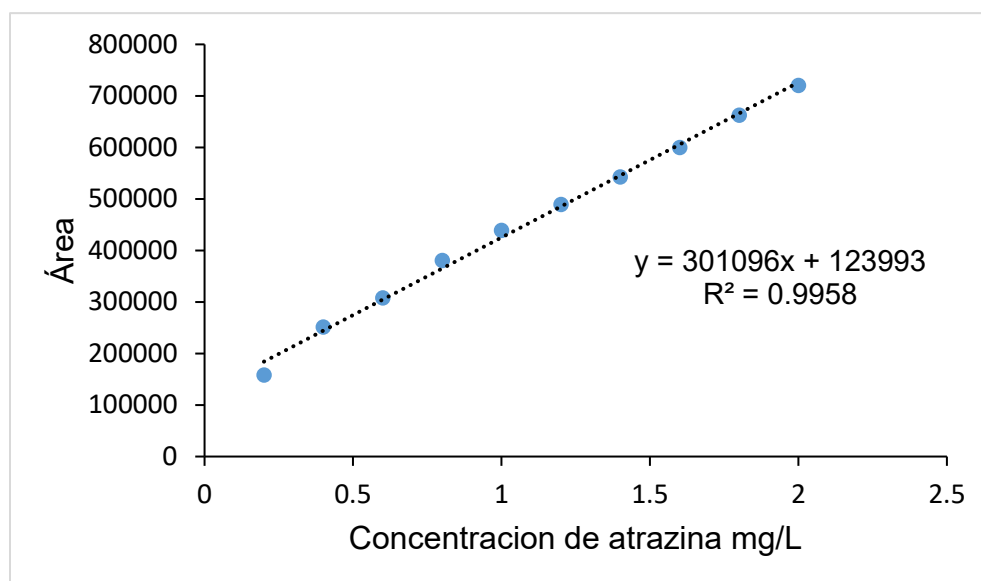


Figura 3.30 Curva de calibración para las soluciones de atrazina marca ANSA

3.10 Cinéticas de sorción de atrazina en muestras de suelo

El primer experimento cinético se realizó con las tres muestras de suelo completo y tratados con peróxido de hidrógeno. En la Tabla 3.14 se presentan los resultados de las capacidades de remoción obtenidas en la cinética de sorción a una concentración inicial de 2 mg/L a diferente tiempo de contacto, cabe destacar que este experimento se realizó en el mes de octubre 2022 y por dificultades técnicas con el equipo UPLC las muestras se analizaron en febrero 2023. En la muestra de Metepec la mayor remoción de atrazina se obtuvo a las 9 horas tanto para el suelo completo como para la muestra tratado con peróxido de hidrógeno, en la figura 3.31 se muestra la cinética a diferentes tiempos.

Tabla 3.14 Sorción de atrazina (SIGMA ALDRICH $C_i = 2 \text{ mg/L}$) en la muestra de Metepec

Tiempo (h)	MTP		MT	
	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción
1	0.05±0.03	0.11	1.77±1.45	4.00
3	8.96±0.33	20.36	9.64±9.89	21.91
6	1.45±0.04	3.18	5.81±1.17	12.60
9	26.02±0	54.30	13.23±7.30	27.82
12	3.18±0.39	6.98	6.21±1.19	13.52
24	10.02±0.06	18.42	9.84±0.30	18.02
48	0	0	4.76±2.57	11.48

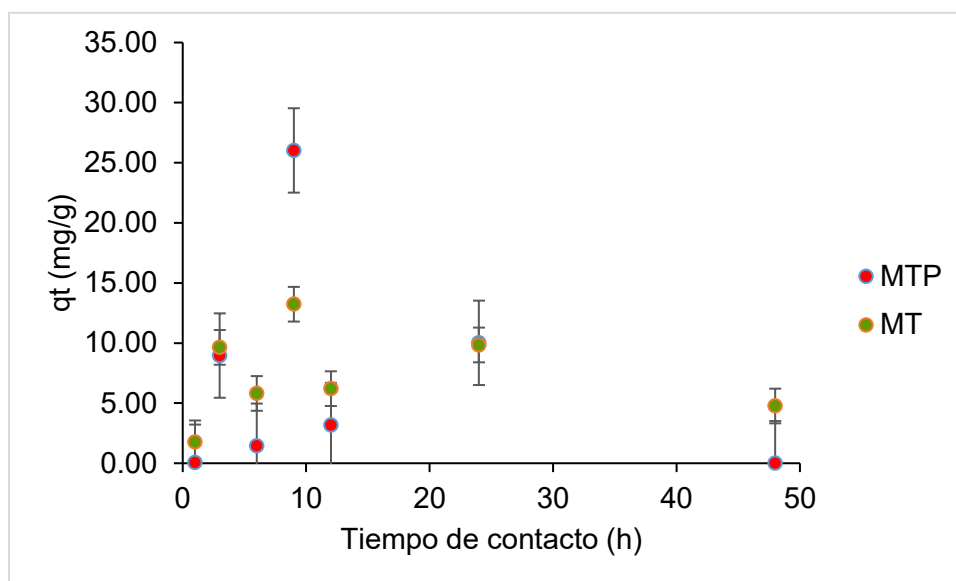


Figura 3.31 Cinética de sorción de Atrazina ALDRICH en la muestra de suelo de Metepec con una concentración de 2 mg/L.

En la tabla 3.15 se muestra los resultados obtenidos de la cinética a 48 horas de la muestra de suelo de Mexicaltzingo donde la muestra tratada a la primera hora ya presento remoción, mientras que en el suelo completo la mayor remoción se dio a las 6 horas, en la figura 3.32 se muestra la cinética.

Tabla 3.15 Sorción de atrazina (SIGMA ALDRICH $C_i = 2$ mg/L) en la muestra de Mexicaltzingo

Tiempo (h)	MXP		MX	
	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción
1	15.58±0	35.58	12.46±0	13.37
3	4.90±0.74	11.15	8.84±6.75	13.47
6	15.12±2.70	32.83	10.52±4.52	17.24
9	7.41±0	15.51	10.71±2.92	13.64
12	2.52±0	5.47	2.99±0.32	3.85
24	12.83±0.12	23.65	16.21±0.40	16.54
48	0	0	0.69±0.21	0.87

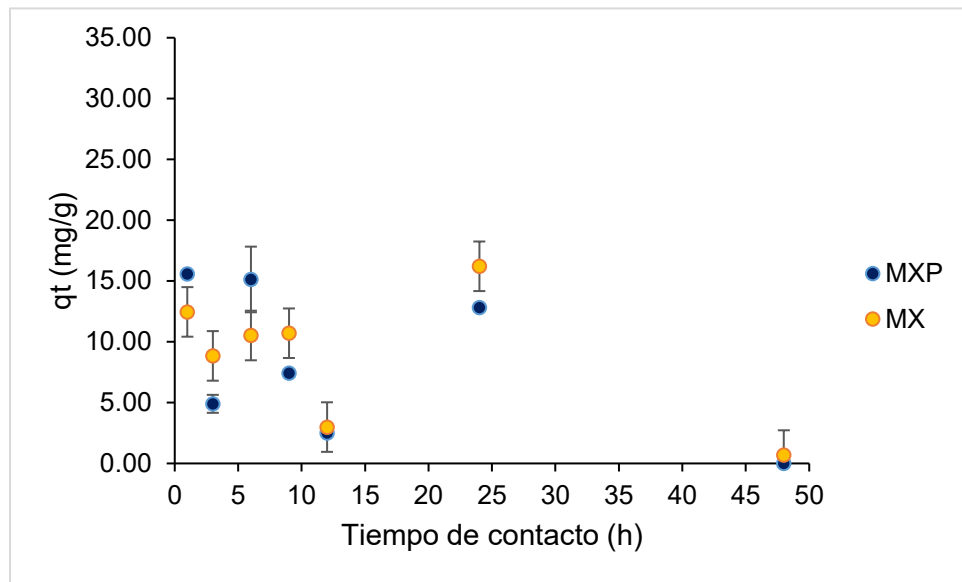


Figura 3.32 Cinética de sorción de Atrazina ALDRICH en la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una concentración de 2 mg/L.

El segundo experimento cinético se realizó con dos muestras de suelo completo, tratados con peróxido de hidrógeno y lavados con agua desionizada. En la Tabla 3.16 se presentan los resultados de las capacidades de remoción obtenidas en la cinética de adsorción a una concentración inicial de 1.2 mg/L a diferente tiempo de contacto, donde se puede observar que la muestra de suelo completo presentó una mayor remoción de atrazina a las 9 horas del 19 %, mientras que en la muestra tratada con peróxido y la muestra tratada y lavado a las 3 horas fue de 12 % y 9 %, en la figura 3.33 se presenta la cinética a las 18 horas.

Tabla 3.16 Sorción de atrazina marca ANSA con una concentración inicial de 1.2 mg/L, en la muestra de Metepec

Tiempo (h)	MT		MTP		MTPL	
	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción
30	3.06±1.1	13	0.44±0.2	2	0.78±0.04	3
1	2.48±0.4	10	0.41±0.2	2	0.69±0.03	3
3	3.99±0.6	16	2.87±0.7	12	2.22±0.66	9
6	4.28±0.2	18	1.67±0.5	7	1.44±0.04	6
9	4.68±0.5	19	1.75±0.3	7	1.74±0.04	7
12	3.50±0.4	15	0.95±0.2	4	1.49±0.39	6
18	4.47±0.5	18	1.56±0.6	6	1.20±0.09	5

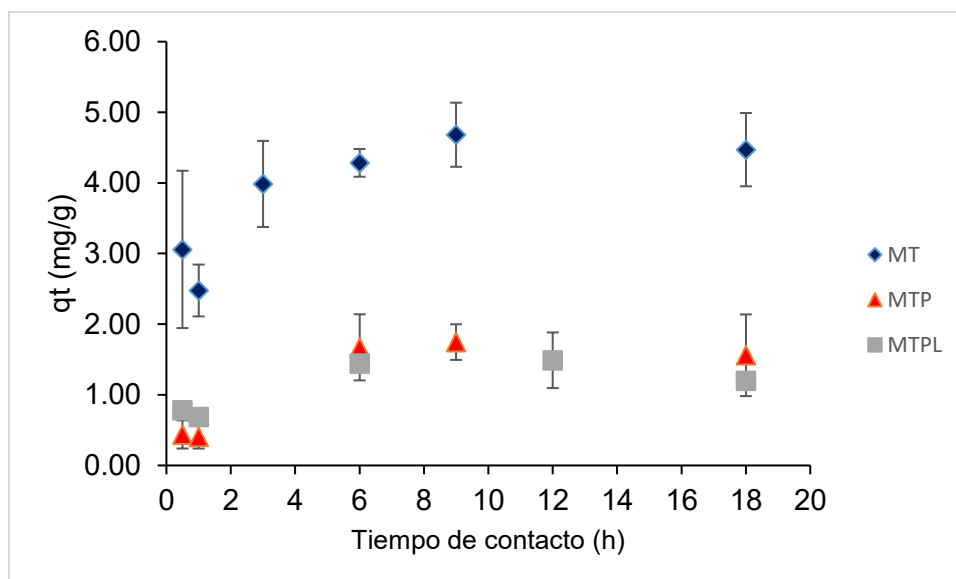


Figura 3.33 Cinética de sorción de Atrazina marca ANSA en la muestra de suelo de Metepec con una concentración de 1.2 mg/L

Pérez, 2004 reportó que la atrazina puede formar metabolitos, por HPLC se ha identificado a la deetilatrizona (DEA) con tiempo de retención de 3.30 minutos, deisopropilatrizona (DIA) de 2.27 minutos y la hidroxiatrizona (HIA) 3.66 minutos. Otros autores como Oloarte et al. (1999) han encontrado también por HPLC tiempos de retención más cortos para los metabolitos DIA con 1.8 min, DEA de 2.4 minutos y para la atrazina con un tiempo de retención de 5.7 minutos, como se puede observar en la figura 3.34.

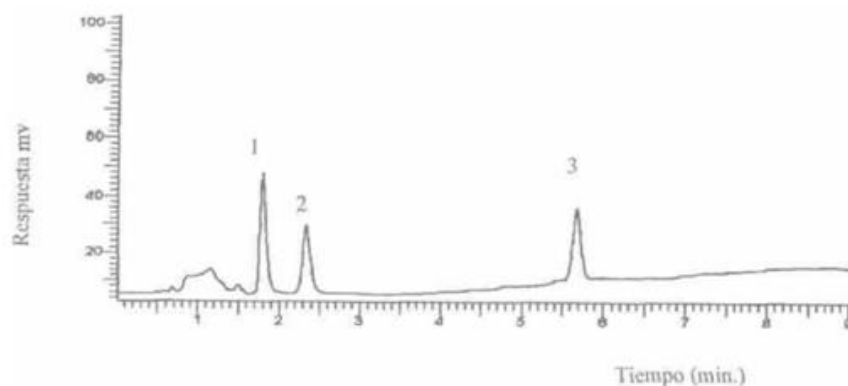


Figura 3.34 Cromatograma de los compuestos deisopropilatrizona (1), deetilatrizona (2), atrazina (3).

En la tabla 3.17 se presentan los cromatogramas que se obtuvieron por UPLC para las muestras de tres tiempos de contacto que se obtuvieron en las cinéticas de adsorción de Atrazina marca ANSA ($C_i=1.2$ mg/L), con las muestras de suelo de Metepec sin tratar (MT), muestras de suelo tratadas con peróxido de hidrógeno (MTP) y las muestras de suelo tratadas y lavadas (MTPL). En los cromatogramas de las muestras en contacto con el suelo sin tratar de Metepec, se puede observar la atrazina y además la formación de los metabolitos, los cuales podrían corresponder a la deisopropilatrastina (DIA) con tiempo de retención de 0.40 minutos y para la deetilatrastina (DEA) de 0.50 minutos de acuerdo con Oloarte et al. (1999) y la hidroxiatrazina (ATOH) con un tiempo de retención de 0.60 minutos que corresponde a lo reportado por Zarpon et al. (2006) ver figura 3.35. En las muestras tratadas con peróxido y lavadas, también se observa la formación de metabolitos, sin embargo, no se logra observar la separación entre ellos.

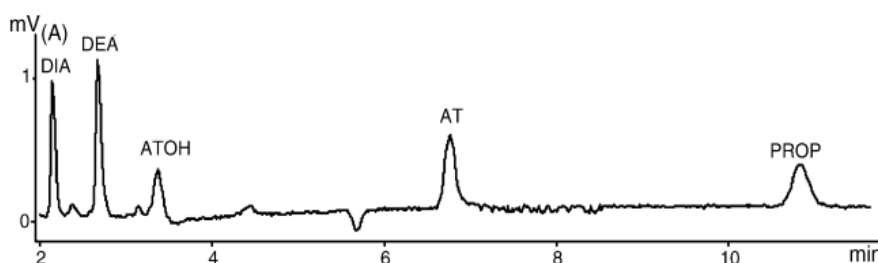
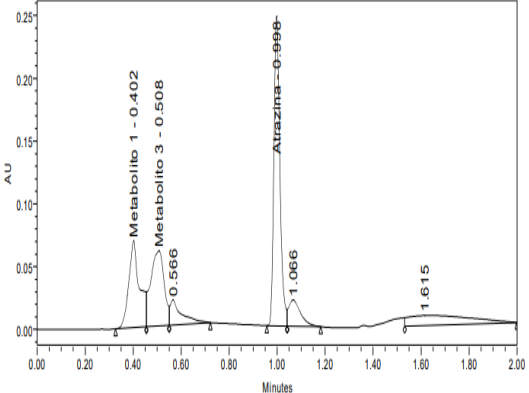
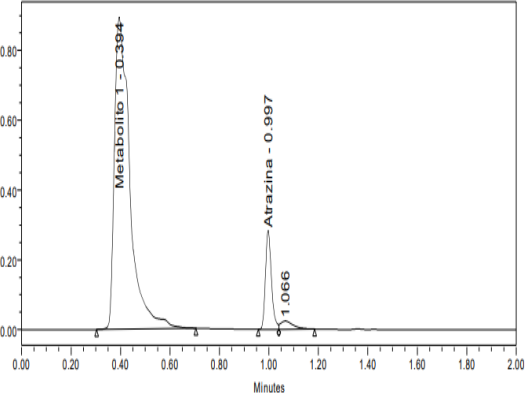
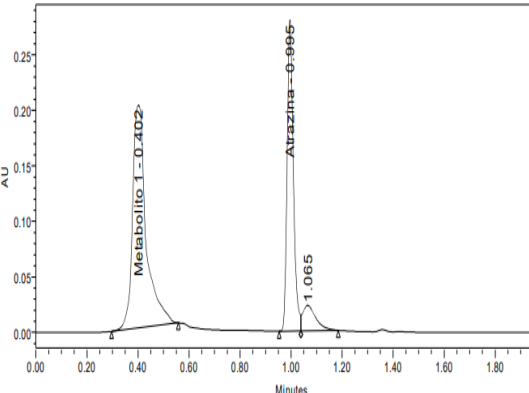
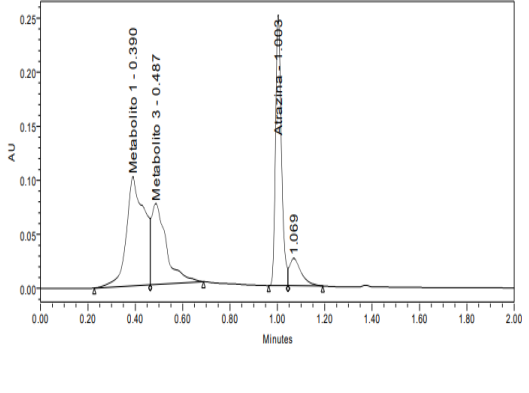
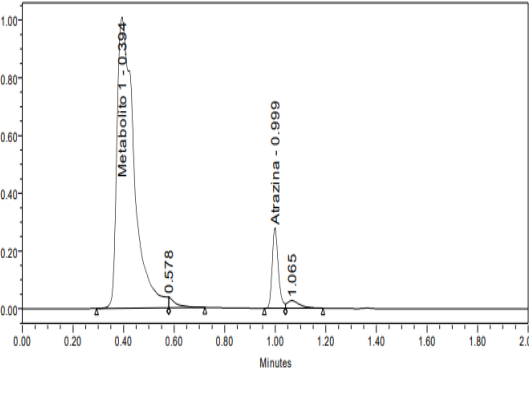
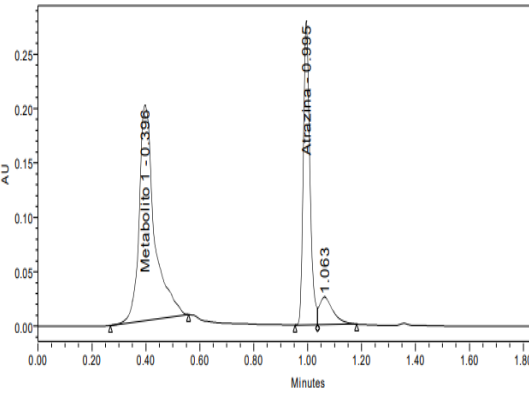
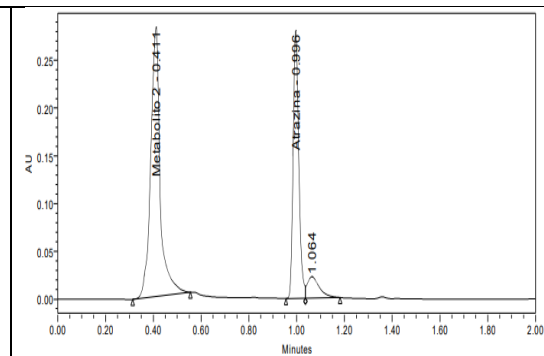
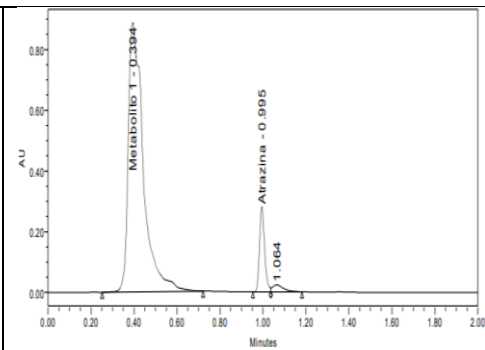
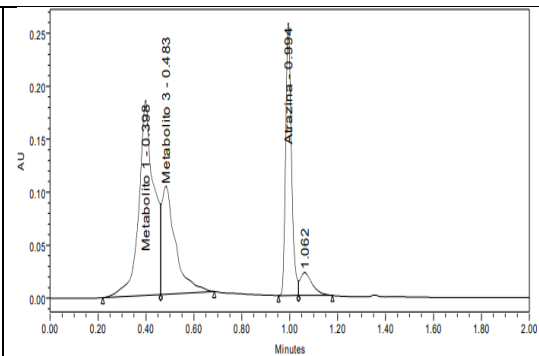


Figura 3.35 Cromatograma de solución estándar de $25.0 \mu\text{gL}^{-1}$ que contiene los cinco compuestos de triazina en agua desionizada (Zarpon et al. 2006).

Tabla 3.17 Cromatogramas de la muestra de suelo de Metepec a diferentes tiempos

Tiempo	MET	METP	METPL
30 min	 Chromatogram for MET at 30 min. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 0.25). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.402, Metabolito 3 - 0.508, Atrazina - 0.998, and a small peak at 1.615.	 Chromatogram for METP at 30 min. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 0.80). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.394 and Atrazina - 0.997.	 Chromatogram for METPL at 30 min. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 0.25). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.402 and Atrazina - 0.995.
9 h	 Chromatogram for MET at 9 h. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 0.25). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.390, Metabolito 3 - 0.487, Atrazina - 1.003, and a small peak at 1.069.	 Chromatogram for METP at 9 h. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 1.00). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.394, a small peak at 0.578, and Atrazina - 0.999.	 Chromatogram for METPL at 9 h. The x-axis represents time in minutes (0.00 to 2.00) and the y-axis represents AU (0.00 to 0.25). Peaks are labeled: Metabolito 1 - 0.396 and Atrazina - 0.995.

18 h



En la Tabla 3.18 se presentan los resultados de las capacidades de remoción obtenidas en la cinética de adsorción a una concentración inicial de 1.2 mg/L a diferente tiempo de contacto, donde se puede observar que la muestra de suelo completo presentó una mayor remoción de atrazina a las 3 horas con el 19%, en la muestra tratado con peróxido fue a las 18 horas con el 13% y la muestra tratado y lavado el mayor porcentaje de remoción fue a las 9 horas con el 12 %, en la figura 3.36 se presenta la cinética de adsorción de la muestra de Mexicaltzingo a las 18 horas, donde se puede observar que a partir de las 6 horas se alcanza el equilibrio de adsorción.

Tabla 3.18 Sorción de atrazina marca ANSA con una concentración inicial de 1.2 mg/L, en la muestra de Mexicaltzingo

Tiempo (h)	MX		MXP		MXPL	
	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción	qt (mg/g)	% Remoción
0.5	4.53±1.3	19	1.82±0.2	8	1.45±0.5	6
1	2.93±0.4	12	2.39±0.8	10	1.91±0.1	8
3	4.46±0	19	1.82±0.3	8	2.09±0.1	9
6	3.31±0	14	1.89±0.1	8	2.08±0.1	9
9	3.14±0.6	13	1.78±0.2	8	2.74±0.2	12
12	3.43±0	14	1.83±0	8	2.39±0.4	10
18	3.37±0	14	3.12±1.3	13	1.80±0.2	8

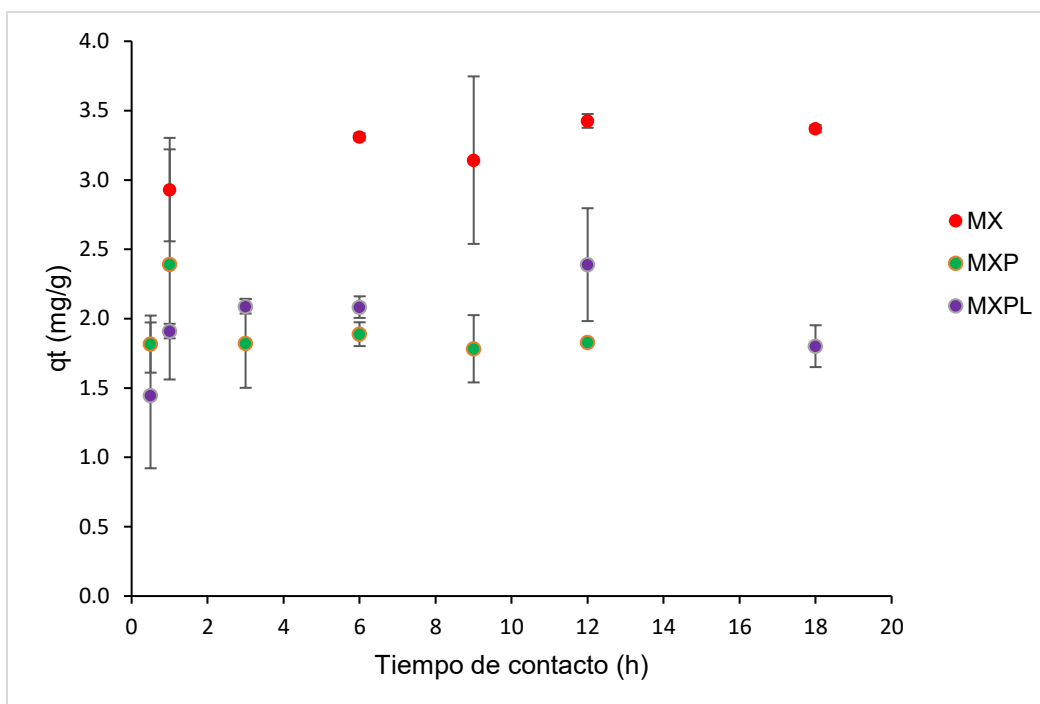
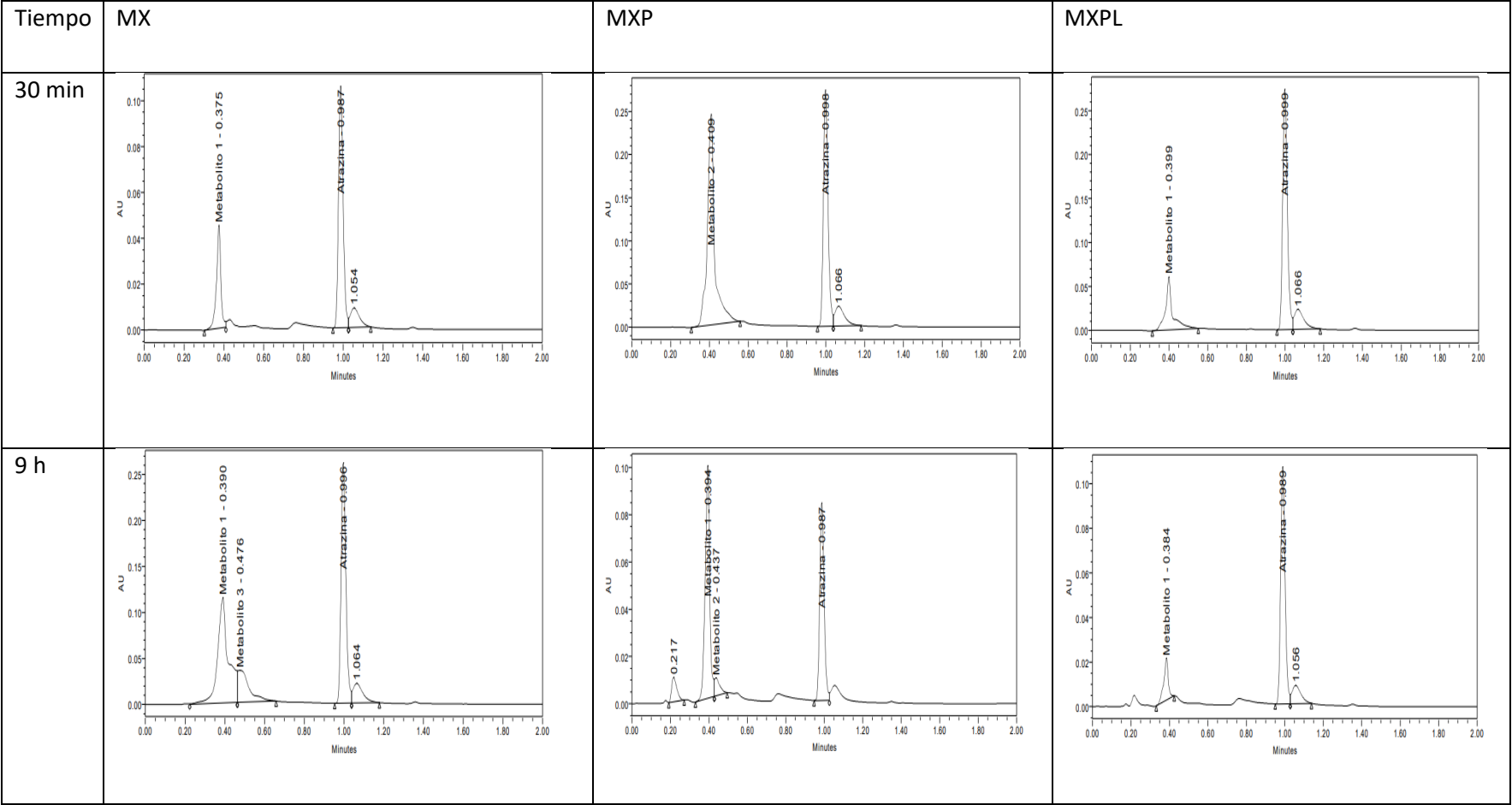


Figura 3.36 Cinética de sorción de Atrazina marca ANSA en la muestra de suelo de Mexicaltzingo con una concentración de 1.2 mg/L

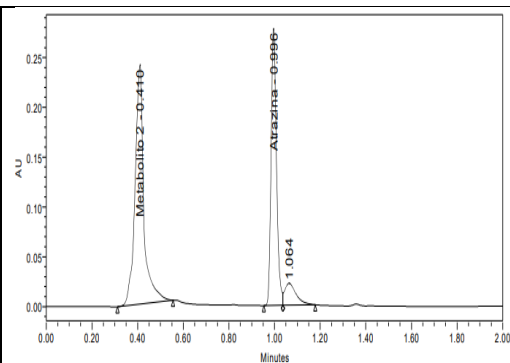
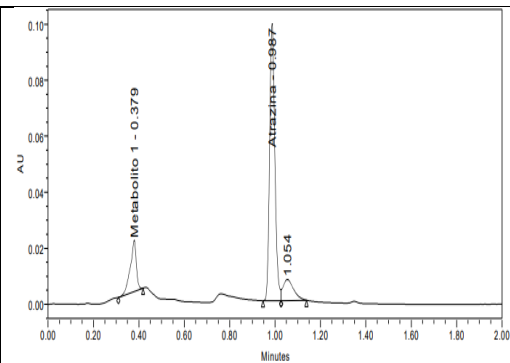
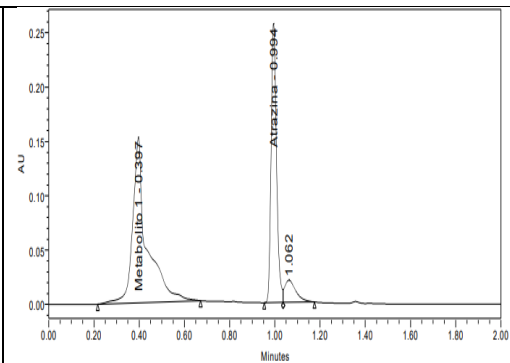
En la tabla 3.19 se presentan los cromatogramas de las cinéticas de adsorción de atrazina en la muestra de suelo de Mexicaltzingo, a tres tiempos (30 min, 9 h y 18 h) donde se pueden observar los metabolitos de degradación de la atrazina presentes en la muestra de suelo completo, suelo tratado con peróxido de hidrógeno y suelo tratado y lavado, donde se puede observar los cromatogramas obtenidos de los sobrenadantes de la muestra de suelo de Mexicaltzingo donde el tiempo de retención para atrazina fue de 1 minuto y para los metabolitos se obtuvieron tiempos de retención de 0.30 y 0.50 minutos lo que podrían estar presentes metabolitos como la deisopropilatrizona y deetilatrizona. Mientras que Zarpon et al. (2006) encontraron tiempos de retención de atrazina de 6.70 minutos, en tanto que los metabolitos presentes fueron deetilatrizona con un tiempo retención de 2.65 minutos, deisopropilatrizona fue de 2.12 minutos, hidroxiatrizona de 3.34 minutos (figura 3.35).

En los cromatogramas de ambas muestras de suelo (Metepéc y Mexicaltzingo) se puede observar que los picos de los metabolitos no se alcanzan a separar bien, esta situación podría atribuirse a que estos compuestos son más susceptibles de presentarse simultáneamente en la forma molecular o ionizada (Pérez, 2004).

Tabla 3.19 Cromatograma de la muestra de suelo de Mexicaltzingo



18 h



De acuerdo con Yue et *al.*, en el 2016 donde ellos estudiaron el comportamiento de la adsorción y desorción de atrazina en suelos agrícolas pertenecientes de China mencionan que la adsorción ocurre como una reacción rápida, determinaron que el tiempo de equilibrio fue de aproximadamente 24 horas. Este fenómeno podría deberse a que la sorción de atrazina ocurrió en la superficie de la materia orgánica del suelo. De acuerdo con los modelos de ajustes obtuvieron q_t (mg/g) de los tres tipos de suelo laterita (0.009), suelo de arroz (0.007) y suelo aluvial (0.005). Como se puede observar en los resultados de los experimentos se obtuvieron valores superiores a los reportados, indicando que estos tipos de suelos son susceptibles a que se contaminen fácilmente con la atrazina y se contaminen aguas subterráneas mediante la infiltración y así mismo mediante la escorrentía por las lluvias los ríos y lagos.

Los datos experimentales de las cinéticas de sorción se ajustaron a modelos de pseudo-primer orden (Lagergren), primer orden (Elovich) y de pseudo-segundo orden (Ho-McKay), los resultados se presentan en la tabla 3.20. El ajuste se realizó mediante el programa de OriginPro 8.6.

Tabla 3.20 Parámetros cinéticos para la adsorción de atrazina

Material	Qe exp	Lagergren			Elovich			Ho-McKay		
		Qe	K ₁	R ²	A	B	R ²	Qe	k ₂	R ²
MT	4.2	4.32	1.44	0.8817	135.9	1.75	0.9424	4.61	0.50	0.9283
MTP	1.7	1.70	0.42	0.9652	1.42	2.17	0.8830	2.00	0.23	0.9311
MTPL	1.2	1.37	1.04	0.8898	14.7	5.00	0.8759	1.44	1.11	0.8974
MX	3.3	3.31	2.16	0.9937	2.26E+07	6.38	0.9946	3.37	1.98	0.9943
MXP	1.8	1.94	6.35	0.9086	2.51E+43	54.73	0.8966	1.92	5.4E+34	0.9056
MXPL	2.08	2.09	2.38	0.9450	47540.34	7.17	0.9001	2.16	2.30	0.9341

Se puede observar que los datos experimentales de la cinética obtenidas se ajustaron al modelo de pseudo segundo orden (Ho-McKay) con $R^2 = 0.9283$ Metepec y $R^2 = 0.9943$ Mexicaltzingo en muestras de suelo completo, este modelo indica que el comportamiento de adsorción de la atrazina y la velocidad durante el proceso de adsorción está controlado por procesos químicos, además la sorción se lleva a cabo por la disponibilidad de sitios activos en la superficie del suelo en lugar de por la concentración.

Para las muestras tratadas con peróxido de hidrógeno y las muestras tratadas y lavadas, el mejor ajuste se dio en el modelo de pseudo segundo orden (Ho-McKay), para Metepec fue de $R^2 = 0.9311$ y Mexicaltzingo fue de $R^2 = 0.9056$, en cuanto a las muestra tratadas y lavadas fueron de $R^2 = 0.8974$ en Metepec y $R^2 = 0.9341$ en Mexicaltzingo. Este modelo cubre todos los procesos de adsorción como la difusión externa de películas líquidas, la difusión interna de partículas y la adsorción superficial, que pueden reflejar el mecanismo de sorción de la atrazina en el suelo, los contaminantes necesitan superar las películas de difusión de las moléculas de agua en la superficie de las partículas del suelo hacia los microporos del suelo y

difundirse en los poros de las partículas del suelo a través de la matriz (Yue et *al.*, 2014; Yu et *al.*, 2020 y Cheng et *al.* 2021). Las interacciones electrostáticas formadas entre los minerales arcillosos y el anillo de s-triazina permiten que la AT protonada interactúe con las partículas de arcilla. Además, las cadenas alquílicas de AT interactúan con la superficie del mineral arcilloso, lo que resulta la formación de micrositios hidrofóbicos, lo cual se pueden desarrollar interacciones significativas a través de enlaces de hidrógeno entre los átomos de N de AT y los átomos de H de las moléculas de agua presentes dentro de las capas intermedias de láminas de minerales en el suelo (Bhatti et al, 2022).

Los plaguicidas como la atrazina quedan retenido en el suelo al adsorberse sobre las arcillas y la materia orgánica, por mecanismos de adsorción que puede ser por intercambio iónico, enlaces por puentes de hidrógeno o puentes de agua, cambio de ligando, enlace por transferencia, fuerzas de Van del Waals, interacciones hidrofóbicas e influencia de pH. Las triazinas y otros herbicidas básicos que poseen en su mayoría cargas positivas, a pH bajos se unen a los coloides mediante enlaces fuertes. El pH es decisivo en la adsorción de aquellos herbicidas que se disocian débilmente en la materia orgánica. Las moléculas de los herbicidas sin cargas, como las triazinas, a pH iguales o mayores de 5, se adsorben a los coloides mediante enlaces de “Van Der Waals”, enlaces hidrógenos, complejos coordinados con cationes polivalentes o complejos asociados con moléculas de agua (Lebrón, 2007, Bhatti et *al.*, 2022, Cheng et *al.*, 2021).

En las figuras 3.37 y 3.38 se muestran las gráficas del ajuste a los modelos cinéticos de sorción para las cinéticas de concentración inicial de 1.2 mg/L de atrazina evaluadas en las diferentes muestras de suelo.

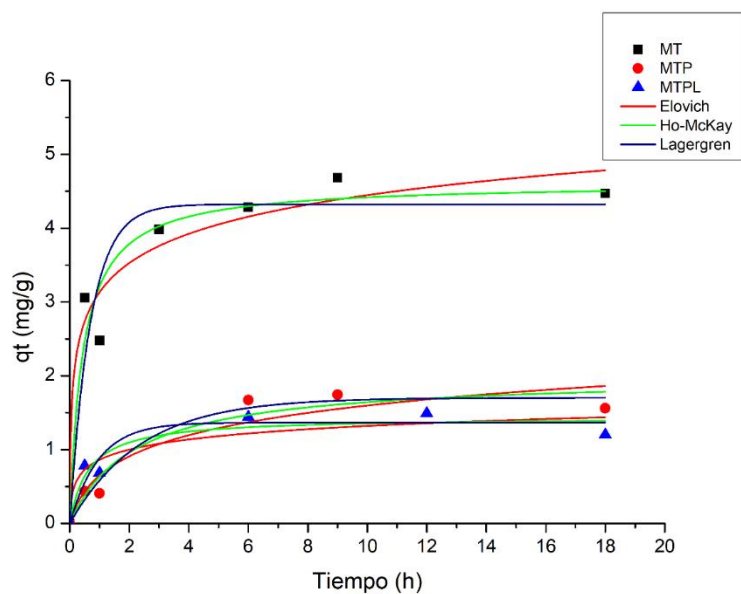


Figura 3.37 Ajuste a los modelos cinéticos en la muestra de Metepec

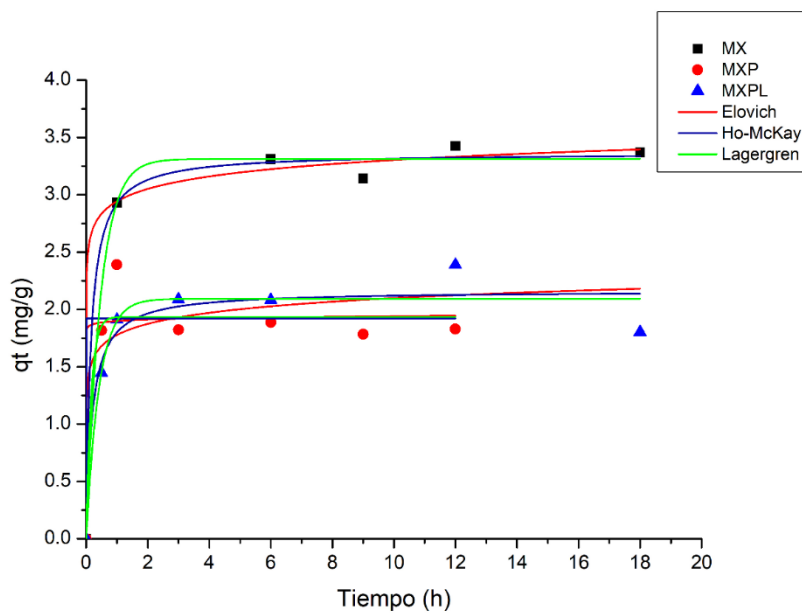


Figura 3.38 Ajuste a los modelos cinéticos en la muestra de Mexicaltzingo

En un trabajo realizado por Yue et *al.*, 2014 evaluaron la adsorción y desorción de atrazina en suelos agrícolas de China, mencionan que la cinética de sorción de

atrazina se describió satisfactoriamente mediante un modelo de pseudo segundo orden, donde indican que el paso limitante de la velocidad era la adsorción química (Qiu et al., 2009). Además, sugirió que la sorción se regía por la disponibilidad de sitios de sorción en la superficie del suelo en lugar de por la concentración de atrazina en solución (Liu, 2008).

Yu et al. (2020) estudiaron el equilibrio, la cinética y la termodinámica de la adsorción de atrazina en suelos, donde emplearon el modelo cinético de pseudo segundo orden, el cual indica que el comportamiento de adsorción de la atrazina y la velocidad durante el proceso de adsorción están controlados por procesos químicos. El modelo cinético de pseudo segundo orden cubre todos los procesos de adsorción, como la difusión en las películas líquidas externa, la difusión en la partícula interna y la adsorción superficial, entre otros, que pueden reflejar el mecanismo de adsorción de la atrazina en el suelo de manera más precisa y completa (Ho et al., 1999, y Chang et al., 2004).

3.11 Isotherma de adsorción de atrazina en muestras de suelo

Para la realización de las isothermas de adsorción de atrazina se utilizaron los mismos materiales utilizados en la cinética, donde se variaron las concentraciones de 0.5 a 2.5 mg/L de atrazina grado técnico marca ANSA, a un determinado tiempo de contacto que fue de 24 h. Donde q_e representa la cantidad de atrazina adsorbido en el suelo y C_e es la concentración de atrazina en la solución al equilibrio. Una vez realizado el experimento las muestras se analizaron después de 81 días de almacenamiento, los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.21.

Tabla 3.21 Datos de la isoterma de adsorción de Metepec

C_i	MT			MTPL		
	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	% de remoción	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	% de remoción
0.5	0.16 ± 0.13	6.77 ± 2.55	68	0.23 ± 0.21	5.33 ± 0	53
1	0.28 ± 0.02	14.18 ± 0.55	72	0.24 ± 0.01	15.05 ± 0.26	76
1.5	0.42 ± 0.04	21.56 ± 0.78	72	0.52 ± 0.10	19.47 ± 2.05	65
2	0.61 ± 0.16	27.76 ± 3.35	70	0.92 ± 0.14	21.64 ± 2.76	54
2.5	0.98 ± 0.01	30.11 ± 0.38	61	1.15 ± 0.04	27.06 ± 0.73	54

En la figura 3.39 se presenta la gráfica de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec donde se puede observar que el material MT presentó una capacidad máxima de remoción de 30.11 ± 0.38 mg_{atrazina}/g_{suelo} y para la muestra MTPL fue 27.06 ± 0.73 mg_{atrazina}/g_{suelo}.

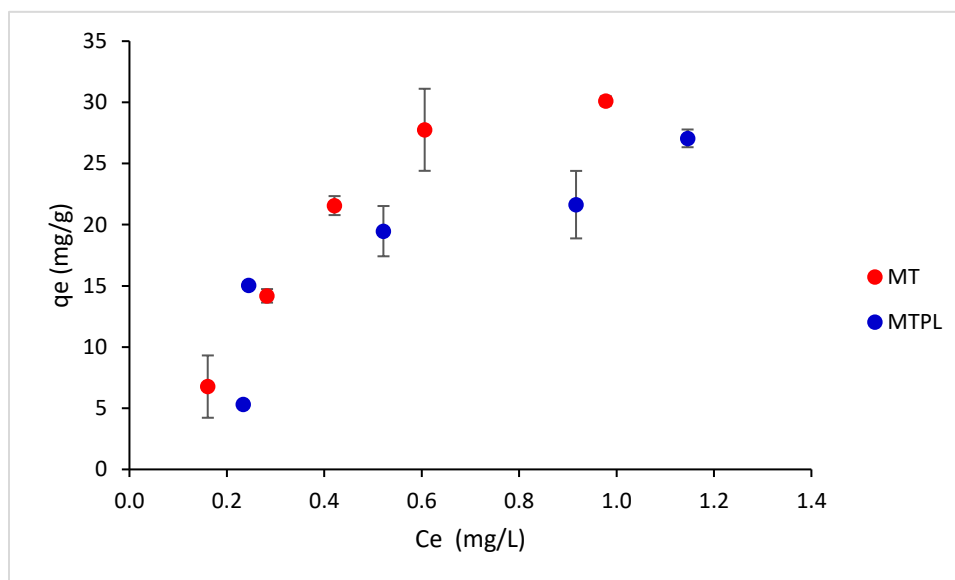


Figura 3.39 Isotherma de sorción de la muestra de suelo de Metepec

En la tabla 3.22 se presentan los resultados de la isoterma de sorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo analizadas después de 81 días del experimento.

Tabla 3.22 Datos de la isoterma de sorción de Mexicaltzingo

C_i	MX			MXPL		
	$C_e(\text{mg/L})$	$q_e (\text{mg/g})$	% de remoción	$C_e(\text{mg/L})$	$q_e (\text{mg/g})$	% de remoción
0.5	0.23 ± 0.03	4.95 ± 0	53	0.13 ± 0.37	7.33 ± 0	73
1	0.33 ± 0.0	8.42 ± 6.99	67	0.21 ± 0.08	15.85 ± 1.6	79
1.5	0.42 ± 0.27	21.64 ± 5.34	72	0.62 ± 0.13	17.58 ± 2.5	59
2	0.71 ± 0.20	25.72 ± 4.03	64	0.84 ± 0.15	23.09 ± 2.9	58
2.5	1.01 ± 0.16	29.52 ± 2.96	59	1.31 ± 0.13	23.68 ± 2.6	47

En la figura 3.40 se presenta la gráfica de la isoterma de sorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo, donde se puede observar que, al aumentar la concentración inicial, la capacidad de sorción aumenta, debido a que la cantidad de moléculas de la atrazina es mayor, por lo que los sitios activos del material tienden a saturarse, por lo que el proceso de sorción se lleva a cabo de forma más eficiente (Yagub et al., 2014).

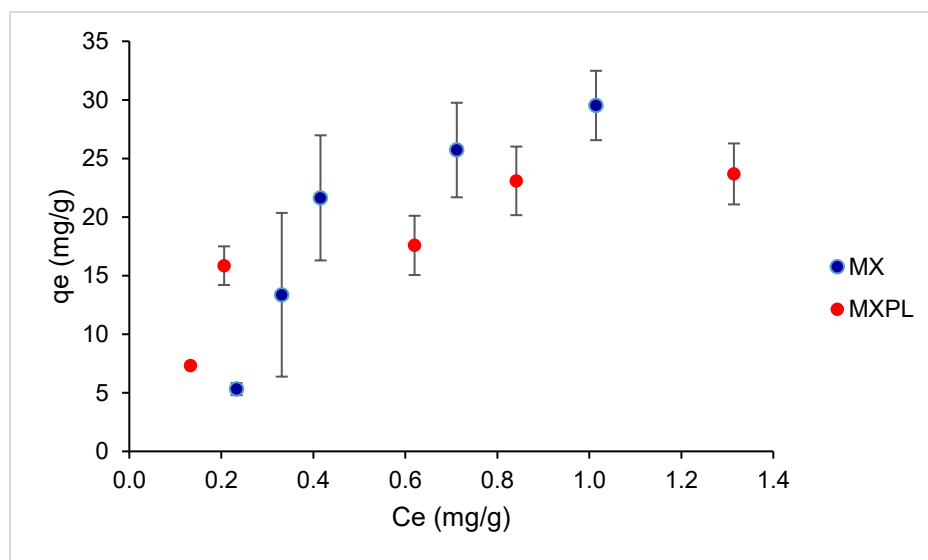


Figura 3.40 Isotherma de sorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo

A continuación, se presentan los resultados obtenidos del segundo experimento, en la tabla 3.23 se presentan los datos obtenidos analizadas en el equipo de UPLC después de 6 días del experimento. En la figura 3.41 se puede observar la gráfica de la isoterma de la muestra MT donde la menor capacidad de adsorción fue de $4.6 \pm 0.03 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y conforme aumento la concentración inicial, la capacidad máxima de adsorción fue de $17.47 \pm 1.95 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ en el suelo completo, para la muestra MTPL la capacidad de adsorción baja fue de $2.98 \pm 0 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ mientras que la máxima fue de $12.63 \pm 0.52 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$. De acuerdo con los resultados se puede observar que al aumentar la concentración inicial de atrazina la capacidad de adsorción del material aumenta.

Tabla 3.23 Resultados de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec.

C_i	MT			MTPL		
	$C_e \text{ (mg/L)}$	$q_e \text{ (mg/g)}$	% de remoción	$C_e \text{ (mg/L)}$	$q_e \text{ (mg/g)}$	% de remoción
0.5	0.27 ± 0	4.63 ± 0.03	46	0.43 ± 0.11	2.98 ± 0	14
1	0.45 ± 0.04	11.05 ± 0.69	55	0.54 ± 0.02	9.26 ± 0.42	46
1.5	0.87 ± 0.03	12.48 ± 0.55	42	0.99 ± 0.04	10.18 ± 0.82	34
2	1.29 ± 0.04	14.12 ± 0.83	36	1.38 ± 0.07	12.45 ± 1.48	31
2.5	1.63 ± 0.10	17.47 ± 1.95	35	1.87 ± 0.03	12.63 ± 0.52	25

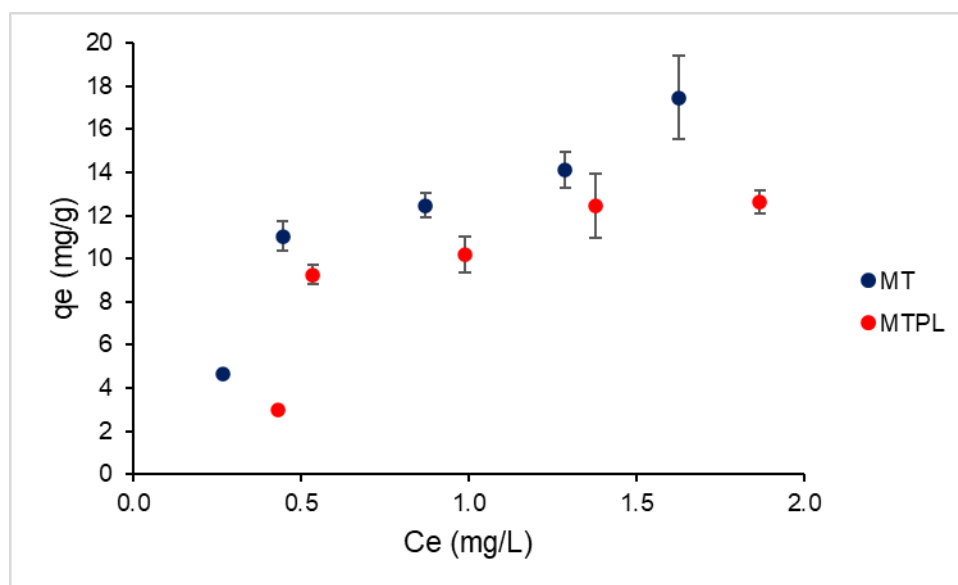


Figura 3.41 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Metepec

En la tabla 3.24 se presentan los resultados de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo analizadas en el UPLC después de 6 días del experimento y en la figura 3.42 se presenta la gráfica de la muestra de suelo de Mexicaltzingo donde se observa que la capacidad de adsorción fue 9.44 ± 1.38 mg_{atrazina}/g_{suelo} y la mayor capacidad de adsorción fue de 15.07 ± 0.28 mg_{atrazina}/g_{suelo} en suelo completo y para la muestra de suelo tratada y lavada la baja capacidad de adsorción fue de 8.12 ± 0.82 mg_{atrazina}/g_{suelo} y la capacidad de adsorción alta fue de 11.80 ± 0.72 mg_{atrazina}/g_{suelo}.

Tabla 3.24 Resultados de la isoterma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo

Ci	MX			MXPL		
	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	% de remoción	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	% de remoción
0.5	0.91±0.14	0	0	0.89±0.08	0	0
1	0.53±0.07	9.44±1.38	47	0.59±0.04	8.12±0.82	41
1.5	0.90±0.04	12.02±0.88	40	0.99±0.05	10.27±0.93	34
2	1.31±0.08	13.84±1.61	35	1.42±0.05	11.63±1.02	29
2.5	1.74±0.01	15.07±0.28	30	1.91±0.04	11.80±0.72	24

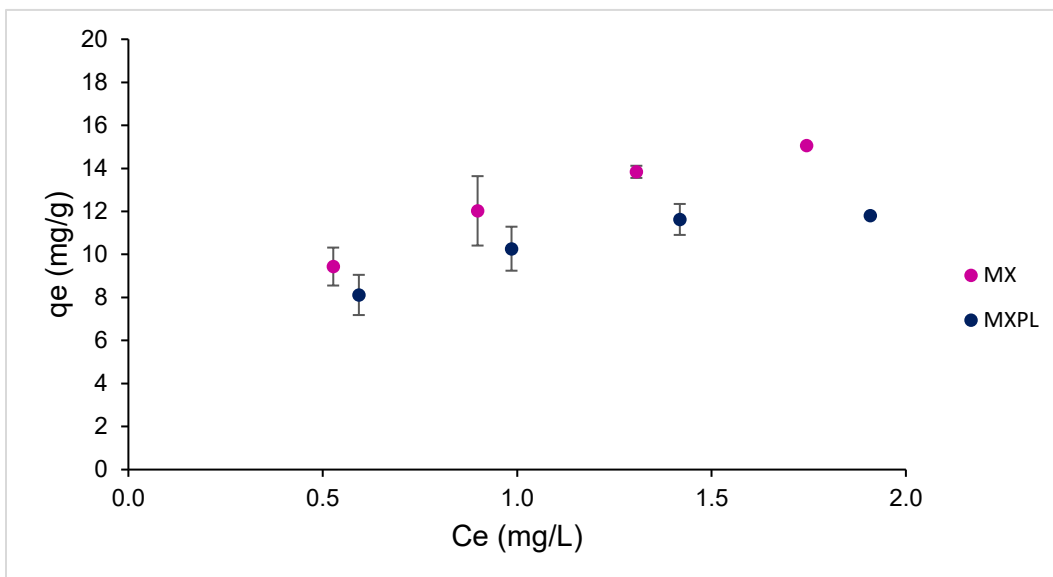


Figura 3.42 Isotherma de adsorción de la muestra de suelo de Mexicaltzingo

En cuanto al análisis de datos experimentales de las isotermas se ajustaron a modelos de Langmuir, Freundlich y Langmuir-Freundlich como se presentan en la tabla 3.25, los resultados de los ajustes de los modelos de isoterma obtenidos después de 81 días de almacenados.

Tabla 3.25 Parámetros de isoterma determinados para la adsorción de atrazina
Metepec

Material	Qe exp	Langmuir			Freundlich			Langmuir-Freundlich			
		Qmax	k _L	R ²	k _F	N	R ²	K	a	N	R ²
MT	0.022	0.585	1.2	0.9598	0.033	1.6	0.9308	0.050	0.855	0.693	0.9465
MTPL	0.015	0.051	0.893	0.7431	0.024	1.6	0.7573	2.89E+40	5.63E+41	6.31E+41	0.6574
MX	0.015	0.073	0.8	0.865	0.031	1.3	0.8456	6.80E-02	9.28E-01	1.29E-01	0.8206
MXPL	0.012	0.028	4.0	0.930	0.224	2.7	0.9153	4.71E+43	1.68E+45	4.15E+44	0.9070

Dónde: Q_{max}:mg/g K_L: L/mg K_F: L^{1/n}/(g·mg^{1/n-1}) K: L^{1/n}/(g·mg^{1/n-1}) a: L/mg

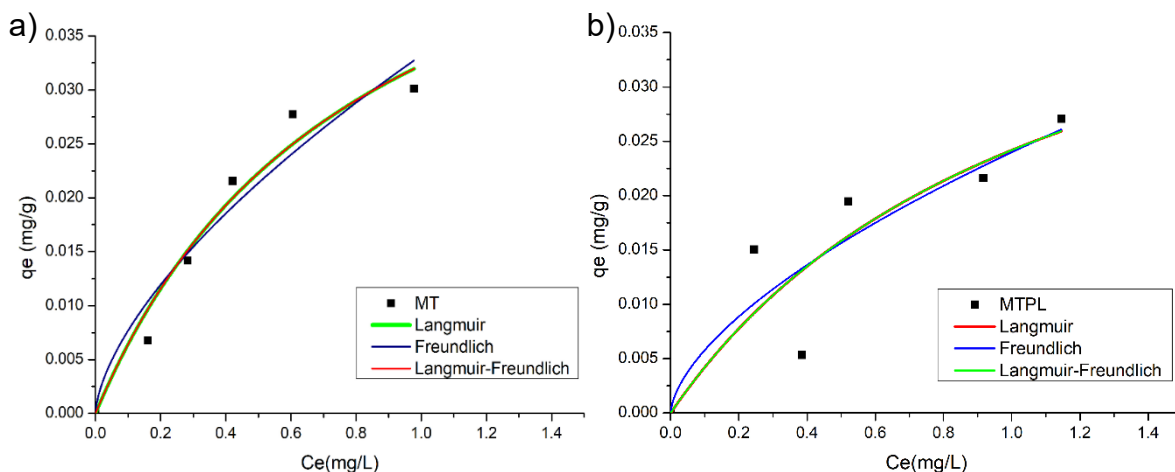


Figura 3.43 Modelo de isotermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MT y b) MTPL

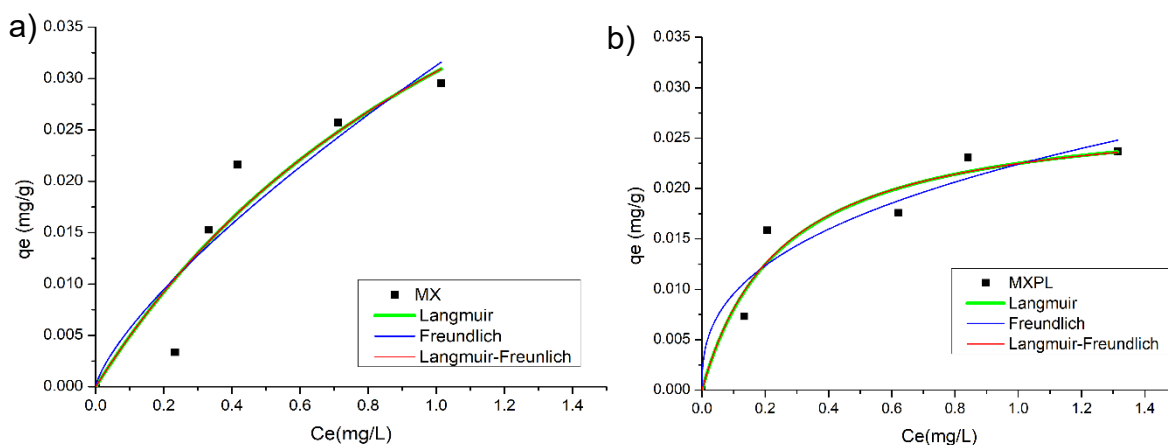


Figura 3.44 Modelo de isotermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MX y b) MXPL

En la tabla 3.26 se presentan los parámetros obtenidos de los modelos que se ajustaron, las muestras fueron analizadas después de 6 días de almacenados, donde se puede observar que el mejor ajuste se dio con el modelo de Freundlich, para la muestra de Metepec en suelo completo presentó una $R^2=0.9350$ y para Mexicaltzingo $R^2=0.9986$. Para las muestras de suelo tratado y lavado se obtuvo una $R^2=0.8398$ en la muestra de Metepec y para Mexicaltzingo una $R^2=0.9910$. En las figuras 3.43 y 3.44, se presentan las gráficas a los ajustes de los diferentes modelos para las isotermas realizadas.

Tabla 3.26 Parámetros de isoterma determinados para la adsorción de atrazina
Mexicaltzingo

Material	qe exp	Langmuir			Freundlich			Langmuir-Freundlich			
		Qmax	k _L	R ²	k _F	N	R ²	K	A	N	R ²
MT	17.47	25.22	1.3	0.9427	13.02	1.9	0.935	18.1	7.296	5.814	0.9236
MTPL	12.63	21.61	0.8668	0.8613	9.66	1.81	0.8398	1.74	0.0805	0.0928	0.8150
MX	15.07	20.34	1.63	1.0000	12.32	2.60	0.9986	2.27	0.1115	0.0684	0.9999
MXPL	11.80	15.25	2.01	0.9966	10.00	3.19	0.9910	2.25	0.1477	0.0734	0.9948

Dónde: Q_{max}:mg/g K_L: L/mg K_F: L^{1/n}/(g·mg^{1/n-1}) K: L^{1/n}/(g·mg^{1/n-1}) a: L/mg

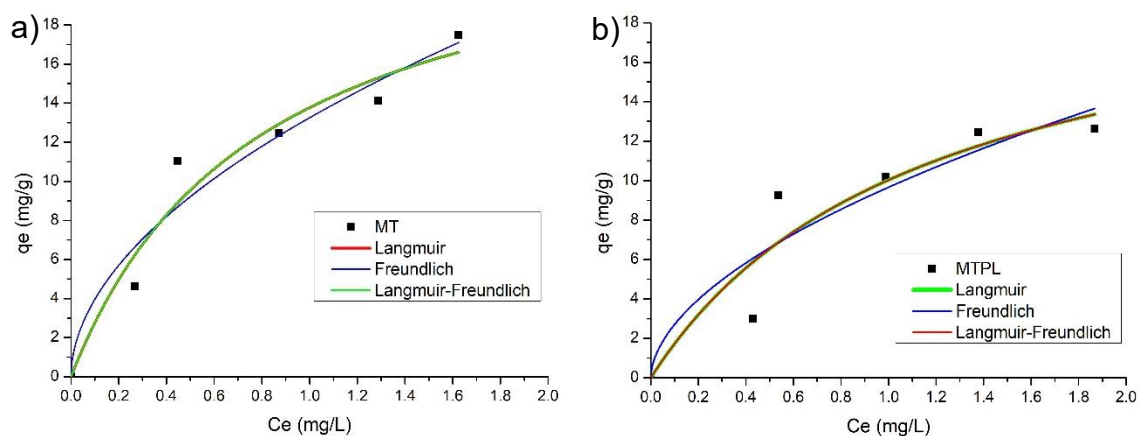


Figura 3.45 Modelo de isotermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina
para a) MT y b) MTPL

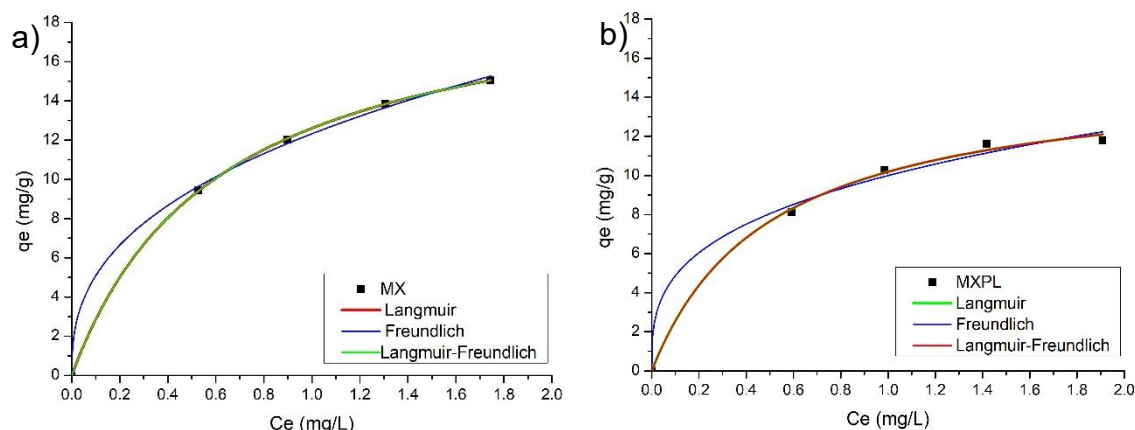


Figura 3.46 Modelo de isotermas aplicados al proceso de adsorción de la atrazina para a) MX y b) MXPL

En la tabla 3.25 y 3.26 se observan los resultados del experimento que fue de 81 y 6 días después del experimento donde se puede observar que todas las muestras se ajustaron al modelo de Freundlich, este modelo asume que la sorción de atrazina ocurre en una superficie heterogénea con la posibilidad de sorción de múltiples capas (Yue et *al.*, 2014). Los valores de $1/n$ mayores a 1 ($1/n < 1$), lo que indica una fuerte interacción entre el suelo y las moléculas de atrazina y una tendencia decreciente de sorción al aumentar la concentración de equilibrio, lo que sugiere que la sorción de la atrazina en todas muestras de suelo fue favorable (Yu et *al.*, 2022, Suku et *al.*, 2008).

En los resultados de los experimentos de los 81 y 6 días de almacenamiento podemos observar que la atrazina se empieza a degradar en la solución esto puede deberse a diferentes factores como el pH, la temperatura, la composición del suelo y la presencia de la materia orgánica. La degradación de la atrazina puede ser mas peligroso que la molécula original, dentro de los metabolitos de degradación de la atrazina se encuentra la deetilatrizona (DEA), desipropilatrizona (DIA) y la Hidroxiatrizona (HA).

4. CONCLUSIONES

Las muestras de suelo agrícola de Metepec y Mexicaltzingo presentan una textura gruesa con una buena aireación y drenaje, donde se puede observar diferentes colores, desde un suelo negro a un suelo café claro, el suelo de Metepec presentó un pH de 6.1 y el de Mexicaltzingo de 5.1, lo que indica que es un suelo moderadamente ácido. La densidad real de las muestras de suelo de Metepec y Mexicaltzingo fue inferior a 2.65 g/cm^3 lo que indica presencia de yeso o de MO.

Las porosidades de las muestras de suelo van desde 44% hasta 68%, lo cual se considera porosidades altas y muy altas, lo que se relaciona adecuadamente con el alto contenido de arcillas en los suelos, todas las muestras de suelo presentan una conductividad eléctrica menor a 1 dS m^{-1} lo que indica que son suelos no salinos.

En el análisis granulométrico indica que suelos pertenecen a granos finos descartando por completo la clasificación de grano grueso, debido a que más del 50% del suelo pasó por el tamiz N° 200, de acuerdo con el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS).

Por medio de la técnica MEB y EDS se observaron las diferentes muestras de suelo en la que se pueden visualizar la presencia de partículas en forma irregulares de tamaños diferentes y también se determinaron los principales componentes minerales que contienen cada una de las muestras analizadas como son O, Si, Na, Al, C, K, Fe, Ca, Mg y Ti.

En la determinación de carbono orgánico total se pudo observar que la muestra con mayor materia orgánica fue la de Metepec.

La sorción de la atrazina en las muestras de suelo Metepec y Mexicaltzingo presenta un comportamiento “lento” lo que está relacionada con la difusión gradual de compuestos orgánicos en los microporos del suelo o en las regiones altamente reticuladas de la materia orgánica. Las muestras de suelo completo son las que presentaron mayor adsorción de atrazina ($4.68 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo Metepec}}$ y $4.53 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo Mexicaltzingo}}$), con respecto a las muestras tratadas de ambos suelos fue de $2.87 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo Metepec}}$ y $3.12 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo Mexicaltzingo}}$, y para las muestras

tratadas y lavadas fue de $2.22 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ Metepec y $2.74 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ Mexicaltzingo. En todos los casos el proceso de adsorción alcanzó el equilibrio a partir de las 6 horas.

El modelo cinético que mejor se ajustó a los datos experimentales fue el de pseudo segundo orden (Ho-Mckay), con $R^2 = 0.9283$ Metepec y $R^2 = 0.9943$ Mexicaltzingo en muestras de suelo completo, lo que indica que el paso limitante de la velocidad es la disponibilidad de sitios de sorción en la superficie del suelo, por otro lado, la sorción química se debe a la materia orgánica y los minerales presentes en el suelo.

En cuanto a las muestras de suelo tratados con peróxido de hidrógeno y de acuerdo con los datos experimentales obtenidos en la cinética de adsorción de atrazina, el mejor ajuste se dio con el modelo Ho-Mckay con coeficientes de determinación de $R^2 = 0.9311$ para Metepec y $R^2 = 0.9056$ para Mexicaltzingo, con respecto a las muestra tratadas y lavadas fueron de $R^2 = 0.8974$ y $R^2 = 0.9341$ respectivamente, los procesos de adsorción de la molécula de la atrazina en las arcillas del suelo está dada por enlaces hidrofóbicos entre las cadenas alquílicas y los micrositios hidrofóbicos de las arcillas, indicando un comportamiento más homogénea en la adsorción del herbicida debido a que la muestra de suelo ya no cuenta con materia orgánica como cuando se considera el suelo completo.

En las isotermas de adsorción la muestra de suelo de Metepec presentó una capacidad de adsorción de $17.47 \pm 1.95 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y la muestra de Mexicaltzingo $15.07 \pm 0.28 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ en suelo completos, en muestras tratadas y lavadas la capacidad máxima de adsorción fue de $12.63 \pm 0.52 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y $11.80 \pm 0.72 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$, respectivamente.

Los resultados de los datos experimentales en las isotermas se ajustaron al modelo de Freundlich con un valor de $R^2 = 0.9350$ para Metepec y Mexicaltzingo de $R^2 = 0.9986$ en muestras de suelo completo, en muestras de suelo tratado y lavado fueron de $R^2 = 0.8398$ y $R^2 = 0.9910$, respectivamente, este modelo asume que la

sorción de atrazina ocurre en una superficie heterogénea con la posibilidad de sorción de múltiples capas.

La variación de los resultados de los experimentos de 81 y 6 días de almacenado para la muestra de suelo de Metepec y Mexicaltzingo tanto en las cinéticas como en las isotermas se debe probablemente a la degradación de la atrazina, factores como la temperatura, pH y presencia de la materia orgánica. Para los 81 días en la cinética de Metepec la mayor remoción fue a las 9 horas $13.23 \pm 7.30 \text{ mg}_{\text{atz}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ mientras que para los 6 días fue de $4.68 \pm 0.2 \text{ mg}_{\text{atz}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ en suelos completos, con respecto a las muestras tratadas la mayor remoción se dio a las 9 horas y fue de $26.02 \pm 0 \text{ mg}_{\text{atz}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ a los 81 días y para los 6 días fue de $2.87 \pm 0.7 \text{ mg}_{\text{atz}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ donde alcanzo la mayor remoción a las 3 horas. Para las muestras de Mexicaltzingo suelo completo con 81 días de almacenado fue de $10.52 \pm 4.52 \text{ mg}_{\text{atz}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ para las 6 horas mientras que para las de 6 días fue de $3.12 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ Mexicaltzingo a las 18 horas en las muestras tratadas.

Para las isotermas de adsorción las muestras que fueron leídas a los 81 días para Metepec en suelo completo fue de $30.11 \pm 0.38 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ mientras que para el suelo tratado y lavado fue de $27.06 \pm 0.73 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ con respecto a las muestras leídas a los 6 días fueron de $17.47 \pm 1.95 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y para la muestra tratada y lavado fue de $12.63 \pm 0.52 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$. Para muestra de Mexicaltzingo en suelo completo fue de $29.52 \pm 2.96 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ y para el suelo tratado y lavado fue de $23.68 \pm 2.6 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ leídas a los 81 días, para las muestras que fueron leídas después de 6 días de la experimentación los resultados fueron $15.07 \pm 0.28 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$ en suelo completo y en la muestras tratadas y lavadas fue de $11.80 \pm 0.72 \text{ mg}_{\text{atrazina}}/\text{g}_{\text{suelo}}$, por lo que las diferentes variaciones en la cuantificación de la atrazina se debe a que la atrazina se empieza a degradar en la solución formando metabolitos.

5. REFERENCIAS

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). 2022. Reseña Toxicológica de la Atrazina (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.

Albert L. (2005). Panorama de los plaguicidas en México, Séptimo Congreso de Actualización en Toxicología Clínica, Tepic, Nayarit 1 y 2 de septiembre de 2005.

Albiter, L. M. V., Ramírez, G. J. J., Balderas, H. P., Pavón, R. S. H. (2020). Characterisation of floriculture soil contaminated by the frequent use of organophosphorus pesticides and quantification of pesticide methamidophos. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. ISSN: 0306-7319, pp. 1029-0397.

Al-Degs, Y., Al-Ghouti, M.A., El-Sheikh, A.H. (2009). Simultaneous determination of pesticides at trace levels in water using multiwalled carbon nanotubes as solid-phase extractant and multivariate calibration. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 169, pp. 128–135.

Alvitez, Y. S. P. y Bravo, C. R. (2016). Aprovechamiento del sedimento proveniente de la planta de tratamiento de aguas ácidas, mezclado con arena limosa y arcilla en la obtención de un suelo de baja permeabilidad para el cierre del sector este del depósito de material inadecuado de minera la zanja, abril 2015. Tesis para optar el título profesional de ingeniero de minas. Universidad Privada del Norte.

Barriuso, E., Laird, D. A., Koskinen, W. C., Dowdy, R.H. (1994). Atrazine desorption from smectites. *Soil Science Society of America Journal*. Volume 58, pp. 1632–1638.

Bula, A. (2020). Importancia de la agricultura en el desarrollo socio-económico. *Observatorio Económico Social*. ISSN (serie Informes del Observatorio UNR): 2683-9067.

Ben-Hur, M., Letey, J., Farmer, W. J., Williams, C. F. and Nelson, S. D. (2003). Soluble and solid organic matter effects on atrazine adsorption in cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Volume 67, pp. 1140–1146.

Bermeo, B. C. J. (2020). Determinación de carbono orgánico en el suelo andino de Ichubamba y Guargualla, Parroquia Cebadas. Tesis para optar al grado Químico. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Berumen, B. M. R. (2021). Manejo de la humedad en el suelo, con materiales orgánicos, por efecto de tamaño de partícula. Tesis para obtener de grado de Maestro en Manejo Sostenible de Agroecosistemas. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Bhatti, P., Duhan, A., Pal, A., Beniwal, R. K., Kumawat, P. and Yadav, D. B. (2022). Ultimate fate and possible ecological risks associated with atrazine and its principal metabolites (DIA and DEA) in soil and water environment. *Ecotoxicology and environmental safety*. 248, 114299.

Bravo, Y. N. P. (2017). Estudio de la degradación electroquímica de atrazina mediante el proceso electro-fenton/BDD en un reactor tipo filtro prensa. Tesis para obtener el grado de Magister en Ambiental. Escuela Politécnica Nacional.

Cardoso, M. O. J. (2019). Fertilización orgánica con composta de residuos biológicos y biodigestor, en la producción de maíz (*Zea Mays L.*) en Temascaltepec, México. Tesis para obtener el título de Ingeniero Agrónomo Zootecnista.

CEDRSSA. (2020a). Situación actual del sector agropecuario en México. Palacio Legislativo de San Lazara, Ciudad de México.

CEDRSSA. (2020b). Uso y regulación de herbicidas en México. Palacio Legislativo de San Lazara, Ciudad de México.

CEDRSSA. (2019). Producción de granos básicos y suficiencia alimentaria 2019-2024. Palacio Legislativo de San Lazara, Ciudad de México.

Celis, B. K. (2018). Degradación fotocatalítica de atrazina con dióxido de titanio sensibilizado con una ftalocianina de zinc asimétrica tipo A₃B. Tesis para obtener el título de licenciatura en ingeniería ambiental. Universidad Autónoma de Puebla.

Celis, R., Cornejo, J., Hermosín, M. C., Koskinen, W. C. (1997). Sorption–desorption of atrazine and simazine by model soil colloidal components: Soil Science Society of America Journal, 61(2), 436–443.

CICOPLAFEST. (2005). Catálogo Oficial de Plaguicidas. Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. México, D. F. pp. 483.

Coyote, C. A. (2021). Captura de carbono y su relación con las prácticas agrícolas en cultivos de maíz cacahuazintle (*Zea Mays, L.*) en la localidad de Zaragoza municipio de Calimaya, Estado de México. Tesis que para obtener el título de licenciada en ciencias ambientales. Universidad Autónoma del Estado de México.

Cuesta, Z. E. E. (2022). Evaluación de la Capacidad de Adsorción de Arcillas Naturales Mediante Cinetic e Isotermas de Adsorción en la Remoción de Colorantes. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Ambiental. Universidad Nacional de Chimborazo.

Chang, M. Y. and Juang, R. S. (2004). Adsorption of tannic acid, humic acid, and dyes from water using the composite of chitosan and activated clay. Journal of colloid and interface science, 278(1), 18-25.

Chen, L., Hu, X. Yang, Y., Jiang, C. Bian, C., Liu, C., Zhang, M. Cai, T. (2018). Degradation of atrazine and structurally related s-triazine herbicides in soils by ferrous-activated persulfate: Kinetics, mechanisms and soil-types effects. Chemical Engineering Journal, Volume 351, pp. 523–531.

Chen, N., Valdes, D. Marlin, C., Ribstein, P., Alliot, F. Aubry, E. Blanchoud, H. (2019). Transfer and degradation of the common pesticide atrazine through the unsaturated zone of the Chalk aquifer (Northern France). Environmental Pollution. Volume 255, pp. 113125.

Cheng, H., Zhang, R., and Chen, G. (2021). Sorption of four s-triazine herbicides on natural zeolite and clay mineral materials with microporosity. Fundamental Research. 1(3), 285-295.

Chung, N., Alexander, M. (2002). Effect of soil properties on bioavailability and extractability of phenanthrene and atrazine sequestered in soil. *Chemosphere* Volume 48, pp. 109–115.

Chauhan, R., Kumar, R., Diwan, P. K., & Sharma, V. (2020). Thermogravimetric analysis and chemometric based methods for soil examination: Application to soil forensics. *Forensic Chemistry*, 17, 100191.

Cuervo, P. A. (2020). Evaluación de la retención de cobalto en las fases inorgánicas de muestras de suelo. Tesis para obtener el grado de maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca.

Deng, J.C., Jiang, X., Hu, W.P., Hu, L.M. (2010). Quantifying hysteresis of atrazine desorption from a sandy loam soil. *Journal of Environmental Sciences*, Volume 22, pp. 1923–1929.

Delgado M. P. J. (2021). Análisis comparativo mediante isoterma de adsorción: Freundlich y Langmuir para remoción de PB^{2+} en medio acuoso. Tesis para obtener el grado de Químico. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Díaz, O. C. J. Gaceta oficial órgano del gobierno del estado de Veracruz de Ignacio de la Llave. Programa sectorial alimentando Veracruz 2019-2024. SEDARPA (Secretaría de Desarrollo Agropecuario, Rural y Pesca).

Díaz-Nava, M. C., Olguín, M. T., y Solache-Ríos M. (2012). Adsorption of phenol onto surfactants modified bentonite. *J Incl Phenom Macrocycl Chem*, 74:67–75.

Diario Oficial de la Federación. (2002). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. México: Secretaría de Gobernación. Tomado de http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=717582&fecha=31/12/2002.

Domínguez, F. A. (2015). Estudio cinético de la adsorción de Zn con hidrogeles. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Químico. Universidad Autónoma de Puebla

Faife, L. A. (2009). Validación del Método Analítico por Cromatografía Líquida de Alta Presión para la cuantificación de Mupirocina 2 % ungüento en Laboratorio

Ceguel en el periodo comprendido de Mayo a Noviembre 2009. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.

Figueiredo, M. O., Silva, T. P., Batista, M. J., Leote, J., Ferreira, M. L., Limpo V. (2011). Uranium in surface soils: An easy-and-quick assay combining X-ray diffraction and X-ray fluorescence qualitative data. *Journal of Geochemical Exploration* 109, 134–138.

Gagneten, A. M., Regaldo, L., Carriquiriborde, P., Reno, U., Kergaravat, S. V., Butinof, M. and Harte, A. (2021). Informe técnico-científico sobre el uso e impactos del herbicida atrazina en Argentina. Programa Naciones Unidas Para El Desarrollo, 1.

García-Rodríguez. (2025). Cromatografía. Revista de divulgación de la Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. <https://www.sabermas.umich.mx/archivo/la-ciencia-en-pocas-palabras/296-numero-34/534-cromatografia.html>

Giraldo, B. L. J. (2017). Aplicación de un método analítico rápido y confiable para la cuantificación de medroxiprogesterona acetato suspensión inyectable. Tesis para optar el Título de segunda especialidad profesional en Industria Farmacéutica. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

González, G. L. I. (2020). Estudio de propiedades físico-mecánicas de arcillas existentes en el cantón gonzanamá como material impermeabilizante en pequeños embalses de uso agrícola. Tesis de grado previa a la obtención del título de Ingeniero Agrícola. Universidad Nacional de Loja.

González-Arias. (2012). Patrón de uso y venta de plaguicidas en Nayarit, México. *Revista. Internacional de Contaminación Ambiental*. Volumen 26, Num. 3, pp. 221-228.

Gómez, S. M., Comerio, M., Boff, L., Montes, M. L., Mercader, R. C. y Bidegain, J. C. (2019). Estado de oxidación del hierro y mineralogía de suelos gley de la llanura costera del río de la plata. V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie.

Gonçalves Jr, A. C., Junior, E. C., Schwantes, D., Braccini, A., Pinheiro, A., & Conradi, G. (2024). Fate of atrazine in soybean (*Glycine max* L.) and corn (*Zea mays* L.) succession in Brazilian subtropical conditions. *Soil and Tillage Research*, 237, 105958.

González-Jiménez S. L., A. M. Castillo-González, M. R. García-Mateos, L. A. Valdez-Aguilar, C. Ybarra-Moncada y E. Avitia-García (2020). Respuesta de fresa cv. Festival a la salinidad. *Revista Fitotecnia Mexicana* 43:53-60, <https://doi.org/10.35196/rfm.2020.1.53-60>

Guillén, G. R. A., Lizama, B. C., Ortega, H. A. G., Moeller, C. G. L., Treviño, Q. L. G. (2017). Evaluación de la biodegradación de atrazina pura y comercial (Gesaprim) en suelos arenosos, limosos y arcillosos. *Revista internacional de Contaminación Ambiental*. Volumen 33, pp. 63-72.

Graymore, M., Stagnitti, F, and Alison, G. (2011). Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 26 (7), pp. 483-495.

Guevara, A. B. E. (2017). Color de cámara de germinación en la producción de germinado hidropónico de cebada (*Hordeum Vulgare* L.) y maíz (*Zea mays* L.). Tesis para obtener el grado de Ingeniero Zootecnista. Universidad Nacional “Pedro Ruiz Gallo”.

Ghebleh, G. M., Taghizadeh-Mehrjardi, R., Asghar, A. J., Triantafyllis, J., Lado, M. (2021). Using environmental variables and Fourier Transform Infrared Spectroscopy to predict soil organic carbon. *CATENA*, Volume 202,105280. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105280>.

Hansen, A., Treviño-Quintanilla, L., Márquez-Pacheco, H., Villada-Canela, M., González-Márquez, L., Guillen-Garcés, R., y Hernández, A. (2013). Atrazina: Herbicida Polémico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Volumen 33 (2), pp. 65-84.

Hansen, S. P., Messer, L. T., Aaron R. M., (2019). Mitigating the risk of atrazine exposure: Identifying hot spots and hot times in surface waters across Nebraska,

USA, Journal of Environmental Management, Volume 250, 109424. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109424>.

Hernández–Antonio, A. y Hansen, A. M. (2011). Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Volumen 27, pp. 115–127.

Hennig T.B., Bandeira F.O., Puerari R.C., Fraceto L.F., Matias W. G. (2023). A systematic review of the toxic effects of a nanopesticide on non-target organisms: Estimation of protective concentrations using a species sensitivity distribution (SSD) approach - The case of atrazine. *Sci Total Environ.* 1;871:162094. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.162094.

Hildebrandt, A., Guillamon, M., Lacorte, S., Tauler, R., Barcelo, D. (2008). Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research*. Volume 42, pp. 3315–3326.

Huerta, J. A. (2016). Monitoreo de atrazina, hidroxiatrazina y desetilatrazina, en una parcela agrícola regada con agua residual, durante un ciclo de maíz. Para obtener el título de bióloga. Universidad Nacional Autónoma de México.

Ho, Y. S. and McKay. G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*. 34, 451-465.

Ibáñez, J.J (2007). Poros del suelo: Tamaños y funciones. Madrid Blog. Tomado de <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2007/03/20/61764>.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2009). Censos Agropecuarios. Censo Agrícola, Ganadero y Forestal.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. (2019). Encuesta Nacional Agropecuaria.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (2008). Información estadística municipal de uso del suelo.

INTAGRI. (2018). Disponibilidad de Nutrientes y el pH del suelo. Serie Nutrición Vegetal. Núm. 113. Artículos Técnicos de INTAGRI. México. 4 p.

IUSS. (2014). Working Group WRB: World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 106, FAO, Rome. ISBN 978-92-5-108369-7.

Islam, M. A., Morton, D. W., Johnson, B. B. and Angove, M. J. (2020). Adsorption of humic and fulvic acids onto a range of adsorbents in aqueous systems, and their effect on the adsorption of other species: A review. Separation and Purification Technology, 247, 116949.

Jantunen, A.P.K., Tuikka, A., Akkanen, J., Kukkonen, J.V.K. (2008). Bioaccumulation of atrazine and chlorpyrifos to *Lumbriculus variegatus* from lake sediments. Ecotoxicology and Environmental Safety. Volume 71, pp. 860–868.

Jiménez-Reyes, M., y Solache-Ríos, M. (2014). Chemical Behavior of Lanthanum in the Presence of Soils Components: Adsorption and Humate Complexes. Water Air Soil Pollut. Volume 2213, pp. 1-13.

Jiménez-Reyes M. and Solache-Ríos M. (2016). Chemical behavior of cobalt and cesium in the presence of inorganic components of semiarid soil using water of nuclear purity. Process Safety and Environmental Protection.

Kempf, A. and Brusseau, M. L. (2009). Impact of non-ideal sorption on low-concentration tailing behavior for atrazine transport in two natural porous media. Chemosphere. Volume 77, pp. 877–882.

Kulikova, N. A. and Perminova, I. V. (2002). Binding of atrazine to humic substances from soil, peat and coal related to their structure. Environmental Science & Technology. Volume 36, pp. 3720–3724.

Labrada, R. (2004). Manejo de malezas para países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Laird David. (2001). Nature of Clay–Humic Complexes in an Agricultural Soil: II. Scanning Electron Microscopy Analysis. Soil Science Society of America Journal. Volume 65, pp. 1419–1425.

- Lebrón O. R. (2007). Adsorción de paraquat con polímeros naturales. Tesis para obtener el título de Ingeniera técnica Industrial. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Lesan, H. M. and Bhandari, A. (2003). Atrazine sorption on surface soils: time-dependent phase distribution and apparent desorption hysteresis. *Water Research*. Volume 37, pp. 1644–1654.
- Li, J., Cao, L., Xu, J., Dou, Y., Yu, J., He, J. and Wu, W. (2024). Adsorption–desorption of Atrazine with 9 Agricultural Soils in China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 112(2), 1-9.
- Li, W., Shan, R., Fan, Y. and Sun, X. (2021). Effects of tall fescue biochar on the adsorption and desorption of atrazine in different types of soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 4503-4514.
- Liu, Y. (2008). New insights into pseudo-second-order kinetic equation for adsorption. *Colloids and surfaces A: physicochemical and engineering aspects*, 320(1-3), 275-278.
- López, D. M. y Estrada, M. H. (2015). Propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Departamento de Manejo y Conservación de Recursos Naturales Tropicales. Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Volume 8, Número 1.
- López D. R. (2020). Estudio electroosmótico de la migración de hidrocarburos en suelos finos. Tesis para obtener el grado de maestra en Ciencias de la Ingeniería. Instituto Tecnológico de Ciudad Madero.
- Márquez, P. H. (2009). Atenuación natural de atrazina en perfiles de suelo de Guazave, SIN. Tesis para obtener el título de maestro en Ingeniería Ambiental-Agua. Universidad Nacional Autónoma de México.
- McGlamery, M. D., Slife, F.W. (1966). The adsorption and desorption of atrazine as affected by pH, temperature, and concentration. *Weeds*. Volume 14, pp. 237–239.
- Mohamad, H. O., Noubissié, E., Benoît, N. M. (2020). Mobility studies of atrazine in the soil-plant system in two cameroonian vegetables *Amaranthus hybridus* and

Corchorus olitorius. Environmental and Sustainability Indicators. Volume 6, pp.100036.

Moretti Laura, Stefano Natali, Alice Tiberi and Antonio D'Andrea. (2020). Proposal for a Methodology Based on XRD and SEM-EDS to Monitor Effects of Lime-Treatment on Clayey Soils. Applied sciences,10, 2569.

Martínez, L. F. (2013). Efecto de la diatomita en las propiedades del suelo para reducir el impacto ambiental causado por el uso de fertilizantes químicos. Tesis para obtener el grado de maestra en ciencias ambientales. Universidad Autónoma del Estado de México Toluca, México.

Martins, E. C., Melo, V. F., Bohone, B. J., Abate, G. (2018). Sorption and desorption of atrazine on soils: The effect of different soil fractions, Geoderma, Volume 322, Pages 131-139, ISSN 0016-7061, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.028>.

Moreau, C., Mouvet, C. (1998). Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, and hydroxyatrazine by soil components. Journal Environmental Qualit. Volume 27, pp. 46–53.

Melo L. A. A., Veloz, R. M. A., Reyes, C. V. E., Flores, S. C. J. y Legorreta, G. F. (2013). Caracterización de arcillas del municipio de agua blanca de Iturbide del Estado de Hidalgo (Mexico). Encuentro de investigación del Área Académica de Ciencias de la Tierra y Materiales.

Mudhoo, A. and Garg, V. K. (2011). Sorption, Transport and Transformation of Atrazine in Soils, Minerals and Composts: A Review. Pedosphere. Volume 21, pp. 11-25.

Moreno, M. T. (2022). Caracterización espectral de suelos de Colombia a través de la espectroscopia de infrarrojo cercano (NIR). Tesis para obtener el título de Magister en Ingeniería de Biosistemas. Universidad Nacional de Colombia.

Négre, M., P. Leone, J. Trichet, C. Défarge, V. Boero, M. Gennari. (2004). Characterization of model soil colloids by cryo-scanning electron microscopy. Geoderma. Volume 121, pp.1–16

Norma Oficial Mexicana NOM-021-RENACT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

NMX-AA-132-SCFI-2006. Muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Olave, S. C. E. (2019). Estudio de adsorción de plaguicidas en sedimentos fluviales y optimización de técnicas de recuperación. Tesis para obtener el grado de Magíster en ciencias químicas. Universidad de Chile.

Orozco-Hernández, M. E., García-Fajardo, B., Álvarez-Arteaga, G., & Mireles-Lezama, P. (2017). Tendencias del sector agrícola, Estado de México. Quivera Revista de estudios territoriales, 19(1), 99-121.

Ortega A. S. (2018). Remoción del colorante amarillo 6 con una zeolita modificada y soportada en una matriz polimérica. Tesis para obtener el grado de maestra en ciencias en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca.

Oloarte, I., Guerrero, J. A., Fuentes, C., (1999). Determinación de atrazina y algunos de sus productos de degradación en suelos y agua por medio de cromatografía líquida de alta resolución. Revista Colombiana de Química. Volumen 28, No. 2.

Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura (FAO). (2024). Propiedades físicas del suelo. Portal de suelos de la FAO. Tomado de: <https://www.fao.org/search/en/?cx=018170620143701104933%3Aqq82jsfba7w&q=Propiedades+f%C3%ADsicas+del+suelo&cof=FORID%3A9>.

Park, J. H., Feng, Y. Cho, Y. S., Voice, C. T., Boyd, S. A. (2004). Sorbed atrazine shifts into non-desorbable sites of soil organic matter during aging. Water Research, Volume 38, pp. 3881–3892.

Pazmiño, R. D. A. (2016). Uso de agroquímicos y acumulación de cadmio y plomo en suelos dedicados a la producción de tabaco. Tesis para obtener el grado académico de Magister en Desarrollo y Medio Ambiente. Universidad Técnica Estatal de Quevedo.

Piccolo, A., Celano, G. and De Simone, C. (1992). Interactions of atrazine with humic substances of different origins and their hydrolysed products. *Sci. Total Environ.* Volume 117-118, pp. 403–412.

Pila, N. A. (2018). Estudio cinético y de transporte de herbicidas en agua y suelo utilizados en los cultivos de arroz. Tesis para optar el Título de Doctor de la UNNE en Química. Universidad Nacional del Nordeste

Pinos S. S. D. (2022). Calidad del suelo a partir de indicadores físicos y químicos aplicado a tres usos de suelo para la generación de propuestas de gestión por impactos en el suelo por acciones antrópicas en el bosque y vegetación protectores de Sunsun-Yanasacha. Tesis para optar el título de Ingeniero Ambiental. Universidad Politécnica Salesiana.

Prado, B., Duwig, C., Hidalgo, C., Müller, K., Mora, L., Raymundo, E., Etchevers, J. D. (2014). Transport, sorption and degradation of atrazine in two clay soils from Mexico: Andosol and Vertisol. *Geoderma*. Volume 232–234, pp. 628–639.

Prata, F., Lavorenti, A., Vanderborght, J., Burauel, P. and Vereecken, H. (2003). Miscible displacement, sorption and desorption of atrazine in a Brazilian oxisol. *Vadose Zone J.* Volume 2, pp. 728–738.

Pérez, P. D. M. (2004). Extracción del herbicida atrazina y sus metabolitos en suelos chilenos mediante ultrasonido. Tesis para obtener el título de Químico Ambiental. Universidad de Chile.

Porta, J., M. López-Aceved y C. Roquero. (2015). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. España, Ediciones Mundi Prensa.

Qiu, H., Lv, L., Pan, B. C., Zhang, Q. J., Zhang, W. M. and Zhang, Q. X. (2009). Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 10(5), 716-724.

Ramírez, G. J. A. (2018). Síntesis de un compuesto polimérico a partir de una arcilla modificada para la remoción de atrazina. Tesis para obtener el grado de maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca.

Reyes, F. A. V. (2015). Remoción del colorante rojo 40 de soluciones acuosas utilizando una zeolita férrica. Tesis para obtener el grado de maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca.

Rostami, S., Jafari, S., Moeini, Z., Jaskulak, M., Keshtgar, L., Badeenezhad, A., ... & Dehghani, M. (2021). Current methods and technologies for degradation of atrazine in contaminated soil and water: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 102019.

Sales, D. B. (2006). Caracterización de la materia orgánica de suelos representativos de ecosistemas amazónicos del Perú, departamento de Ucayali, e influencia de su uso y manejo. Tesis para optar a grado de Doctor en Ciencias Químicas en el secuestro del carbono. Universidad de Sevilla.

Sánchez, F. L. (2018). Caracterización de la materia orgánica de suelos y sedimentos sometidos a lluvia simulada por espectroscopía infrarroja. Tesis para obtener el grado de Bióloga. Universidade da Coruña.

SAGARPA. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural y Pesca. (2013) 3er trimestre PROCAMPO productivo, Reporte de Avances al mes de septiembre de 2013, México.

SEMARNAT. Secretaría de Medio ambiente y Recursos Naturales. (2020). Glifosato, el pesticida más peligroso del mundo.

SIAP, Servicio de Información y Estadística agroalimentaria y pesquera. (2012). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

SIAP, Servicio de Información y Estadística agroalimentaria y pesquera (2020). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).

Salazar- Ledesma, M., Mora, L., Chávez, B., Gómez, D., Zamora, O., Prado, B. (2018). Susceptibilidad del suelo al impacto humano: caso del herbicida atrazina. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. Volumen 70, pp. 95-119.

Salazar-Ledesma, M. Prado, B. Zamora, O. Siebe, C. (2018) Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Volume 255, pp. 73–83.

Seol, Y., Lee, L.S. (2000). Effect of dissolved organic matter in treated effluents on sorption of atrazine and prometryn by soils. *Soil Science Society of America Journal*. Volume 64, pp. 1976–1983.

Sifuentes-Rodriguez, Nidia S., Pedroza-Sandoval, Aurelio, Zegbe, Jorge A., & Trejo-Calzada, Ricardo. (2020). Indicadores de productividad y calidad de gel de sábila en condiciones de estrés salino. *Revista fitotecnica mexicana*, 43(2), 181-187. Epub 24 de marzo de 2021. <https://doi.org/10.35196/rfm.2020.2.181>

Sukul, P., Lamshöft, M., Zühlke, S. and Spiteller, M. (2008). Sorption and desorption of sulfadiazine in soil and soil-manure systems. *Chemosphere*, 73(8), 1344-1350.

Sposito, G., Martin-Neto, L. and Yang, A. (1996). Atrazine complexation by soil humic acids. *J. Environ. Qual.* Volume 25, pp. 1203–1209.

Sposito, G. (2008) *The Chemistry of Soils*. 2nd Edition, Oxford University Press, New York.

Tang, J., Hoagland, K. D., Siegfried, B. D. (1998). Uptake and bioconcentration of atrazine by selected freshwater algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Volume 17, pp. 1085–1090.

Toledo, J. H. P. (2015). Remoción de atrazina con una zeolita tipo clinoptilolita modifica con HDTMA. Tesis para obtener el grado de Maestra en ciencias en ingeniería ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca.

Taboada, M. A y Álvarez, C.R. (2008). *Fertilidad física de los suelos*. 2da Ed. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.

Ureña-Amate, M. D., Socías-Viciano, M., González-Pradas, E., Saifi, M. (2005). Effects of ionic strength and temperature on adsorption of atrazine by a heat treated kerolite. *Chemosphere*. Volume 59, pp. 69–74.

Urseler, N., Bachetti, R., Biolé, F., Morgante, V., & Morgante, C. (2022). Atrazine pollution in groundwater and raw bovine milk: Water quality, bioaccumulation and human risk assessment. *Science of the Total Environment*, 852, 158498.

U.S. Environmental Protection Agency. (1994). Atrazine, simazine and cyanazine; notice of initiation of special review. *Federal Register*. Volume 59, pp. 60412–60443.

USDA. (1999). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo*.

Wang, P., Keller, A. (2008). Soil particle-size dependent partitioning behavior of pesticides within water–soil–cationic surfactant systems. *Water Research*. Volume 42, pp. 3781–3788.

Waters. (2024). Guía de iniciación a UPLC. <https://www.waters.com/nextgen/mx/es/education/primers/beginner-s-guide-to-uplc.html>.

Wang K., Cai M., Sun J., Chen H., Lin Z., Wang Z., Niu Q., Ji T. (2023). Atrazine exposure can dysregulate the immune system and increase the susceptibility against pathogens in honeybees in a dose-dependent manner. *J Hazard Mater.* 15; 452: 131179. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.131179.

Wang, M., Chen, J., Zhao, S., Zheng, J., He, K., Liu, W. & Zhao, L. (2023). Atrazine promotes breast cancer development by suppressing immune function and upregulating MMP expression. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 253, 114691.

Wu, C. X., Zhang, S. Z., Nie, G., Zhang, Z. M., Wang, J. J. (2011). Adsorption and desorption of herbicide monosulfuron-ester in Chinese soils. *Journal of Environmental Sciences*. Volume 23, pp. 1524–1532.

Wu, W.H., Wang, H.Z., Xu, J.M., Xie, Z.M., 2009. Adsorption characteristic of bensulfuron-methyl at variable added Pb^{2+} concentrations on paddy soils. *Journal of Environmental Sciences*. Volume 21, pp. 1129–1134.

Vaca G. V. M. (2014). Compactación del suelo debido al tránsito de maquinaria agrícola. Respuesta de un vertisol a pruebas de compresión uniaxial en tres sistemas de labranza. Universidad Autónoma del estado de México.

Valverde, V. L. A. (2020). Impacto del uso de biofertilizantes sobre la Calidad de un suelo cultivado con gladiolo (*Gladiolus grandifloras L.*). Tesis para obtener el grado de Ingeniero agrónomo en floricultura. Universidad Autonoma del Estado de México.

Verhulst, N., Francois, I., y Govaerts, B. (2015). Agricultura de conservación, ¿mejora la calidad del suelo a fin de obtener sistemas de producción sustentables? CIMMYT.

Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S. and Ang, H. M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. Advances in colloid and interface science, 209, 172-184.

Yue, L., Ge, C., Feng, D., Yu, H., Fu, B. (2016). Adsorption–desorption behavior of atrazine on agricultural soils in China. Journal of environmental sciences. Volume 57, pp. 180-189.

Yu, H., Liu, Y., Shu, X., Fang, H., Sun, X., Pan Y., Ma L. (2020). Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of atrazine in soils of the water fluctuation zone in the Three-Gorges Reservoir. Environmental Sciences Europe, 32, 27. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00303-y>.

Zarpon L., Abate G., Dos Santos L. B. O. and Masini J. C. (2006). Montmorillonite as an adsorbent for extraction and concentration of atrazine, propazine, deethylatrazine, deisopropylatrazine and hydroxyatrazine. Analytica Chimica Acta. Volume 579. Issue 1. Pages 81-87. ISSN 0003-2670. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.07.011>.

