

Análisis de aglomeración de los ácidos húmicos con arsénico en presencia de Fe^{3+} o Al^{3+} . Impacto en la alimentación

Agglomeration analysis of humic acids with arsenic in the presence of Fe^{3+} or Al^{3+} . Impact on food

E. Contreras-López^a, L. G. González-Olivares^a, A. Castañeda-Ovando^a, S. Nieto-Velázquez^{a,*}

^a Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, 42184, Pachuca, Hidalgo, México.

Resumen

En esta investigación se evaluó el efecto de interacción que presentan los ácidos húmicos (AHs) con el arsénico trivalente (As III) en la formación de aglomerados en presencia de sales de metales de Fe^{3+} o Al^{3+} (*AHs-Me-As*); con la finalidad de eliminar al metaloide junto con la materia orgánica (MO) en sistemas de agua que es destinada al uso de los alimentos.

En el análisis fisicoquímico previo de los AHs presentaron características poliácidas y estables, lo cual se corrobora con su capacidad de coagulación con el metal trivalente por medio de la formación de aglomerados, seguido de un proceso de microfiltración y obtención de datos por el equipo de espectroscopia ICP. Los datos obtenidos evidenciaron que existe una rápida interacción de los AHs, arsénico y el metal trivalente en un tiempo menor a 5 min y sobre todo al incrementar la concentración del metal coagulante a un pH de 5, eliminando el 99% de As en presencia del metal Fe.

Palabras Clave:

Ácido-húmico, arsénico, metal, interacción, coagulación.

Abstract

In this research, the interaction effect of humic acids (HAs) with trivalent arsenic (As III) in the formation of agglomerates in the presence of Fe^{3+} or Al^{3+} metal salts (*HAs-Me-As*) was evaluated; with the purpose of eliminating the metalloid together with the organic matter (OM) in water systems that are destined for the use of food.

In the previous physicochemical analysis of the HAs, they presented polyacid and stable characteristics, which is corroborated by their coagulation capacity with the trivalent metal through the formation of agglomerates, followed by a microfiltration process and data collection by the spectroscopy equipment. PCI. The data obtained showed that there is a rapid interaction of the AHs, arsenic and the trivalent metal in a time less than 5 min and especially when increasing the concentration of the coagulating metal at a pH of 5, eliminating 99% of As in the presence of the Fe metal.

Keywords:

Humic-acid, arsenic, metal, interaction, coagulation.

1. Introducción

Los ácidos húmicos (AHs) se encuentran en la biomasa vegetal en descomposición, es decir, como materia orgánica. Aparentemente se forman por la degradación bacteriana y química del tejido vegetal, pero en los suelos es muy probable que se forme por ciertos procesos secundarios como la polimerización de polifenoles lixiviados, por la lluvia de la hojarasca superficial y condensación de fenoles, quinonas y proteínas que son proporcionados por la acción de los microorganismos del suelo y pequeños animales (biomasa animal) sobre los carbohidratos del suelo (Figura 1) (Stevenson, 1994a; Steelink, 2001a).

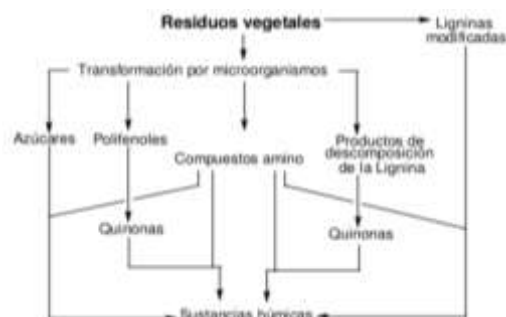


Figura 1: Teoría de Stevenson (Stevenson, 1994).

*Autor para la correspondencia: nieto@uaeh.edu.mx

Correos electrónicos: elizac@uaeh.edu.mx (Elizabeth Contreras-López), lgonzalez@uaeh.edu.mx (Luis Guillermo González-Olivares), ovandoa@uaeh.edu.mx (Araceli Castañeda-Ovando), nieto@uaeh.edu.mx (Silvia Nieto-Velázquez)

La definición comúnmente aceptada para los AHs, es que son macromoléculas que componen a las sustancias húmicas (SHs) y conforman aquella porción de la materia orgánica del suelo (MOS) que es soluble en medio alcalino e insoluble en medio ácido mineral y alcohol (Almendros, 2008; Kucerík *et al.*, 2004). Debido a su carácter anfifílico, los AHs forman estructuras similares a micelas en condiciones neutras a ácidas, siendo útiles en agricultura, remediación de la contaminación, medicina y productos farmacéuticos.

Los AHs tienen composiciones indefinidas que cambian según el origen, proceso de obtención y grupos funcionales presentes en sus estructuras, como quinonas, fenoles y ácidos carboxílicos (Gomes *et al.*, 2016). Aunque las propiedades de los AHs cambian un poco con el origen del suelo y el medio ambiente, existen ciertas propiedades características comunes a todas estas especies orgánicas. El material de color marrón oscuro es una macromolécula y un polielectrolito, cuyo peso molecular se ha estimado en un intervalo de 800 a 500,000 g/mol; pero cuyo peso molecular comúnmente citado parece estar en un intervalo de $2.0 - 5.0 \times 10^4$ (Steelink, 2001b). No obstante, el AH es la materia orgánica más representativa de los suelos, aguas superficiales y subterráneas, es una mezcla compleja de ácidos orgánicos polifuncionales en la que hay diferentes sitios con energías de unión variables (fracciones carboxílicas, amino, nitroso, sulfhídrido, hidróxilo y fenólicas). Estos grupos funcionales en el AH pueden unirse a metales y/o metaloides como es el caso del arsenico, a través de un mecanismo de complejación ternario y formación de AHs-Metal-As.

Por otro lado, el arsénico es uno de los metaloides más tóxicos presentes en el medio ambiente, su distribución y contaminación se debe a procesos naturales y antropogénicos. La principal problemática del arsénico es su fácil movilidad que presenta en el ambiente, y sus altas concentraciones pueden generar graves problemas a la salud humana, principalmente por la exposición al arsénico inorgánico como lo es el pentaóxido y trióxido de arsénico que está relacionado con diversos tipos de cáncer como de hígado, pulmones y piel, así como diabetes (Basu *et al.*, 2014). La biorremediación microbiana es una de las posibles alternativas para la solución de este problema, debido a que es una solución amigable con el ambiente.

Los microorganismos juegan un papel fundamental en la especiación del arsénico, debido a que gran número de microorganismos tienen la capacidad de transformar el arsénico a pesar de su toxicidad puesto que han desarrollado diversos mecanismos que les permiten usar arsénico en su metabolismo ya sea en su forma reducida de arsenito (As III) o en su forma oxidada como arseniato (As V) mediante reacciones de oxidación-reducción, transformación enzimática, metilación, quelación, exclusión e inmovilización. El arsénico ocupa el lugar 20 en abundancia de los elementos en la corteza terrestre y se distribuye de manera no uniforme por todo el mundo, su distribución se debe a procesos naturales (reacciones ambientales, actividad biológica y emisiones volcánicas) y procesos antropogénicos (actividad minera, uso de combustibles fósiles, pesticidas orgánicos, herbicidas, desecantes agrícolas, así como un aditivo de alimentos para ganado y aves de corral).

La materia orgánica disuelta (MOD), que comprende un componente predominante y ubicuo en el agua natural, es un candidato aparente para influir en la movilidad y biodisponibilidad del As. Se ha demostrado que MOD puede formar complejos MOD-As en ambientes acuáticos, lo que facilita

la liberación del metaloide en ambientes naturales. Por otro lado, los metales catiónicos unidos a los AHs como MO pueden servir como puentes en la unión de As (III), los pares de electrones libres ataca el centro del catión metálico formando un enlace covalente o se forma un puente de oxígeno entre el catión y el As por el ataque nucleofílico de un grupo hidróxido (desprotonado) en el catión o en el As. En la Figura 2 se muestran dos mecanismos de unión que involucran al ácido húmico, un catión metálico (Fe^{3+} o Al^{3+}) y el arsénico.

Se espera que el enlace Me-As formado (Figura 2, mecanismo (a)) sea bastante débil debido al impedimento estérico y la repulsión de los ligandos OH^- y debido a una pequeña diferencia en la electronegatividad de Pauling (ΔEN , de 0.35). En el caso del puente Me-O-As (Figura 2, mecanismo (b)), se espera un enlace estable (ΔEN de 1.26 para enlace O-As). Aquí, sin embargo, el ataque nucleofílico del grupo hidróxido podría ser difícil en el centro del As que exhibe un par solitario que induce repulsión (Buschmann *et al.*, 2006).

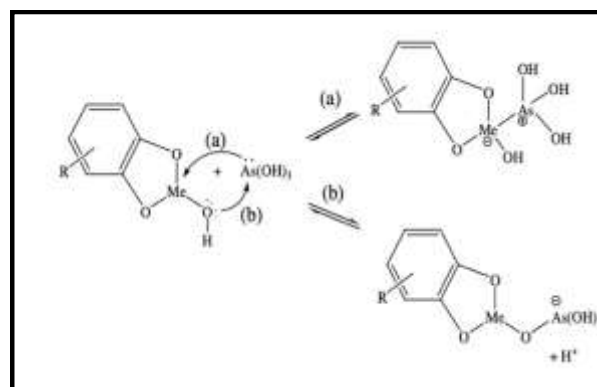


Figura 2: Mecanismos de reacción que involucran AHs-Me-As (Buschmann *et al.*, 2006).

La unión de metales con sustancias húmicas es un proceso muy complejo y variable que está influenciado por las propiedades de la solución (pH y fuerza iónica), la relación de concentración del ion metálico al ligando húmico, la heterogeneidad del grupo funcional de unión al metal y la variedad de moléculas húmicas: tamaño, forma, composición química, etc. Sin embargo, los grupos funcionales son los responsables de las propiedades ácidas de estos compuestos, cuyo hidrógeno es susceptible a las reacciones de sustitución. Entre los diversos cationes fijados por el complejo absorbente está el protón (H^+), es decir, la acidez o reacción de la materia orgánica viene determinada en su mayor parte por la cantidad de cationes hidrógeno fijados en relación con los demás iones, actuando como reguladores de pH (el pH de los suelos varía entre 5.5 y 8.5, siendo el pH ideal para un suelo entre 6.0 y 7.5). (Chan and Chan, 2003; Lead *et al.*, 2003).

El hidrógeno intercambiable de los grupos carboxílicos ($R-COOH$) se disocia a valores de pH entre 4-5 y a pH entre 8-9 se disocian los protones de los grupos $-OH$ del fenol y es posible también la disociación de grupos $-OH$ enólico, la amida ($=NH$) y de otros grupos funcionales, los cuales, contribuyen produciendo entre un 85 y 90% de la carga negativa del humus, considerando a los AHs como ácidos orgánicos de débil disociación (Plaza *et al.*, 2006). Adicionalmente los grupos protonados como $(R-OH_2)^+$ y $(R-NH_3)^+$, pueden producir cargas positivas, pero la carga global que permanece y predomina es negativa (Stevenson, 1994b). Para estabilizar la carga negativa de los AHs, deben interactuar con metales catiónicos formando complejos estables, modificando la

movilidad y fijación de los iones principalmente en los suelos (aumentando su fertilidad) y en agua (procesos de purificación). Tales procesos de formación de cargas negativas pueden explicar el incremento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), debido a la disociación de los protones de los grupos funcionales principales, carboxílicos (-COOH) e hidróxidos fenólicos (-OH).

En relación con todas las características que presentan los AHs como los componentes principales de la MO, es analizar las posibles interacciones (*AHs-Me-As* o *AHs-As-Me*) de estos compuestos con catiónicos metálicos (Me = Fe³⁺ o Al³⁺) y sustancias tóxicas como es el arsénico pero sobre todo es muy importante realizar una adecuada cuantificación de este metaloide posterior al procesos de tratamiento de agua (Troconis, 2010), mediante la cantidad disponible y que sea mínima de acuerdo a los parámetros establecidos por normas oficiales (Nom-127-SSA1, 1994a), de lo contrario presenta problemas graves para la salud humana, siendo el agua un recurso natural muy valioso en el mundo, dando un relevante impacto sobre la vida humana, animal, vegetal y de sobrevivencia en todos los aspectos. El agua resultante de este proceso puede utilizarse para diferentes propósitos de carácter alimenticio (Medina-Pizzali *et al.*, 2018a).

La principal forma de exposición al arsénico es a través de alimentos (pescado, mariscos, pollo, carne, arroz, entre otros) y agua, por lo tanto, la determinación del contenido de As_T como de especies arsenicales en ciertos alimentos merece más estudio, considerando que la acumulación de arsénico en alimentos dependerá de su concentración en el agua, en el suelo, del uso de pesticidas arsenicales, de las técnicas de procesamiento y cocción, entre otros factores.

La normativa referente al arsénico varía según el país, para el agua potable tenemos el estándar de la OMS y el Codex Alimentario, de 10 µg As_T/L. Se sabe que la exposición crónica al arsénico afecta casi todos los órganos y sistemas, causando principalmente cáncer de pulmón, vejiga, de piel, hígado, riñón y próstata. Su absorción es mayor si está en forma hidrosoluble, pero su bioaccesibilidad podría reducirse por compuestos de la matriz alimenticia (Medina-Pizzali *et al.*, 2018b).

En el presente trabajo de investigación se estableció una metodología enfocada principalmente a utilizar una concentración mínima pero efectiva de agente coagulante que son sales de Fe³⁺ o Al³⁺, estas sales son de uso común en el tratamiento de diferentes tipos de agua y aunque es un método un poco obsoleto, debido principalmente a la contaminación que presentan se sigue utilizando. Las soluciones obtenidas se ajustan a pH de 5 como un pH óptimo (He *et al.*, 2007; Ma *et al.*, 2018). Por otro lado, se analizó y evaluó la interacción de los AHs (*AHs-Me-As*) mediante el proceso de aglomeración y coagulación, así como la microfiltración y cuantificación por medio de lecturas obtenidas por espectroscopia de plasma de acoplamiento inductivo (ICP) y realizando la regresión lineal con estándares a diferentes concentraciones. Logrando reducir la concentración de As de 838 µg/l a 10 µg/l, eliminando un 99% de As con sales de Fe y un 60% con sales de Al.

2. Desarrollo Experimental

2.1. Obtención y preparación de las muestras de AHs

Se evaluaron cinco AHs, un AH comercial y cuatro AHs obtenidos de la extracción de diferentes suelos del estado de

Hidalgo (Atotonilco, Tulancingo, Tolcayuca y Huasca de Ocampo), etiquetados como AH-CH, AH-A, AH-T, AH-To y AH-Hu, caracterizados, evaluados y presentados en trabajos de investigación realizados con anterioridad (Nieto, 2010; Carpio, 2017; Nieto, 2017), sin embargo, es importante comentar la obtención de estos ácidos húmicos, que fue a partir de suelos identificados como no contaminados o nombrados como un suelo cero en relación con lugares alejados de la civilización y suelos de cultivo como es el caso del AH-To, ubicados en lugares boscosos o con una constante degradación y transformación de la biomasa vegetal y animal (Schnitzer, 1991; Schulten and Hempfling, 1992).

Para la extracción de los AHs se utilizó el método de Kononova (1982), es un método no agresivo, rápido, económico y eficiente, sin embargo, se sugiere utilizar muestras de suelos con un alto contenido de MO (Licona, 2007).

2.1.1. Preparación de la solución madre de AH

Se preparó una solución madre de AH de 1000 mg/l a partir de 10 mg de ácido húmico en 360 µl de NaOH 1N y se aforó con agua desionizada hasta 10 ml (Pacheco, 2002).

2.2. Evaluación de la interacción de los AHs-Me

Antes de iniciar con el proceso de aglomeración y coagulación de los AHs con el metaloide arsénico y el metal trivalente se realizaron algunos experimentos previos para analizar y evaluar la interacción del AH primero con el metal por potencial zeta (ζ) y espectroscopia de UV-VIS.

2.2.1. Evaluación de la interacción de los AHs-Me por potencial zeta

Para los experimentos por potencial zeta (ζ) se preparó un blanco y 3 muestras con una concentración establecida de 50 mg/l de AH y 15 mM de NaCl (marca SIGMA-ALDRICH con un $\geq 99.5\%$ de pureza) como electrolito soporte, modificando la concentración del metal (1, 2 y 3 mM) y ajustando todas las soluciones a pH de 5. Se dejaron reposar y se obtuvieron las correspondientes lecturas utilizando un equipo Malvern modelo Zetasizer nano series (Kloster *et al.*, 2013a; Watson *et al.*, 2016).

2.2.2. Evaluación de cinética de interacción de los AHs-Me por espectroscopia UV-VIS

Para los experimentos por espectroscopia UV-VIS, se partió de la misma concentración de AH (50 mg/l) que en el método de potencial zeta, se preparó un blanco y 7 muestras con una concentración de 3 mM del metal Fe o Al, ajustando todas las soluciones a pH de 5, se filtró la primera solución después de que transcurrieron 5 min y posteriormente, el resto de las soluciones cada 10 minutos de interacción del húmico con el metal hasta completar una hora. Finalmente, se corrieron los espectros de 200 a 700 nm de longitud de onda en un equipo Perkin Elmer modelo Lambda 40 (Chin *et al.*, 1994).

2.3. Proceso de aglomeración y coagulación de los AHs

En el proceso de coagulación de los AHs en estudio (AH-CH, AH-A, AH-T, AH-To y AH-Hu), al interactuar con el metal trivalente (Fe³⁺ y Al³⁺), fue necesario establecer las concentraciones permisibles del húmico, metal y metaloide en cada una de las muestras (Tabla 1), posteriormente, se ajustó el pH a 5 para

evaluar la carga negativa del AH y la aglomeración con la carga positiva del metal, formando las interacciones posibles de AH-Me-As o AH-As-Me.

2.3.1. Preparación de soluciones

La preparación de las soluciones madre de los metales Fe³⁺ y Al³⁺, fueron de 10 mM a partir de las correspondientes sales de Fe(ClO₄)₃ o Al(ClO₄)₃ · 9H₂O, con 98% de pureza, ambas sales de marca SIGMA-ALDRICH.

La preparación del blanco y nueve soluciones estándares de As (0.0, 0.005, 0.01, 0.025, 0.05, 0.075, 0.1, 0.5 y 1.0 mg/l) a partir de una solución estándar de 1000 mg/l, marca SIGMA-ALDRICH.

Tabla 1: Cantidades añadidas de AH, As y Me

Muestra	AH, 50 mg/l µl	As, 1.0 mg/l µl	Me, 3.0 mM µl
AH	500	-	-
AH-As	500	1000	-
AH-Me	500	-	3000
AH-Me-As	500	1000	3000

Una vez preparadas las soluciones, se prosiguió al ajuste del pH a 5, las soluciones con la presencia de Fe³⁺ o Al³⁺ se filtraron por la formación de los agregados y el precipitado, posteriormente, se dejaron reposar aproximadamente 16 h y se obtuvieron las correspondientes lecturas por el equipo de ICP (Optical emisión spectrometer, óptica 8300, PerkinElmer).

3. Resultados y Discusión

3.1. Evaluación de interacción de los AHs-Me

Con los experimentos realizados se evaluó el efecto de interacción y aglomeración de los AHs en presencia de Fe³⁺ o Al³⁺ por medio de su potencial zeta y por espectroscopia UV-VIS.

3.1.1. Evaluación de interacción de los AHs-Me por potencial zeta

Se observó que al aumentar la concentración del metal, el valor de ζ de los AHs se vuelve menos negativo o positivo, se explica por la reducción de la carga que se unen a los grupos carboxílicos y/o fenólicos negativamente cargados. La magnitud de esta diferencia puede relacionarse también con la afinidad entre la macromolécula y los iones metálicos, quienes presentan una mayor interacción con los grupos carboxílicos desprotonados (-COO-) a un pH de 5, tal y como se indica en la literatura (Kloster et al., 2013b; Shunan et al., 2021).

Así, es posible observar que los cambios en el valor del ζ no sólo es el efecto de la modificación en la fuerza iónica de la disolución y, por lo tanto, la compresión de la doble capa que rodea a la macromolécula, sino una medida de la atracción entre los AHs y el metal. Los resultados se observan en las siguientes figuras:

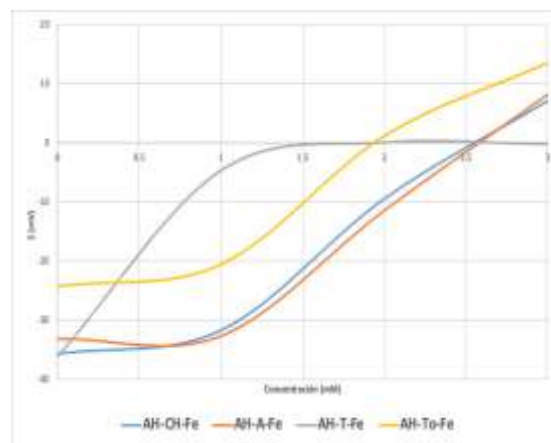


Figura 3: Gráfico del ζ de los AHs en presencia de Fe³⁺ a diferentes concentraciones: 1, 2 y 3 mM, pH = 5.

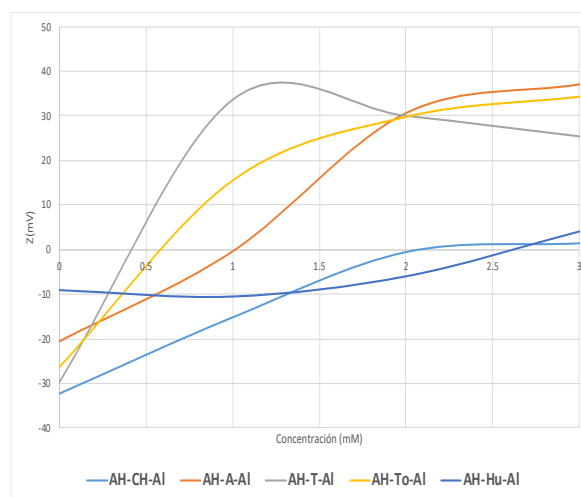


Figura 4: Gráfico del ζ de los AHs en presencia de Al³⁺ a diferentes concentraciones: 1, 2 y 3 mM, pH = 5.

En la Tabla 2 se presentan los valores promedio del ζ de los AHs en ausencia del metal (soluciones blanco) y en presencia del metal a una concentración de 3 mM, por ser la concentración en la cual se aprecia significativamente el cambio del potencial zeta de los ácidos, no obstante, se observa que los valores promedio del ζ de los mismos AHs si influye.

Tabla 2: Valores de ζ de los AHs en presencia del Metal (Me), 3 mM a pH de 5. (%DER de dos análisis)

Muestra	Potencial Zeta (ζ), Me 3mM a pH = 5				
	AH-CH	AH-A	AH-T	AH-To	AH-Hu
AH	-34.1 (2.45)	-27.0 (4.89)	-33.0 (3.52)	-25.4 (1.41)	-9.3 (5.63)
AH-Fe	7.0 (7.16)	8.2 (3.06)	-0.3 (4.67)	13.4 (5.15)	-6.9 (9.85)
AH-Al	1.4 (2.55)	37.0 (7.99)	25.5 (4.41)	34.2 (1.40)	3.9 (6.37)

La interacción AH-Me aumenta a mayor concentración y a un pH de 5, se observa como los valores del ζ resultan menos negativos o positivos, no obstante, las interacciones de Fe³⁺ y Al³⁺ son muy equitativas con el AH.

3.1.2. Evaluación cinética de interacción de los AHs-Me por espectroscopia UV-VIS

Se presentan los espectros de las cinéticas de interacción del AH-Me (Figura 5 y 6), se observa de forma cualitativa la rápida reacción y estabilidad de la macromolécula con el catión en un tiempo menor a 5 min de reacción.

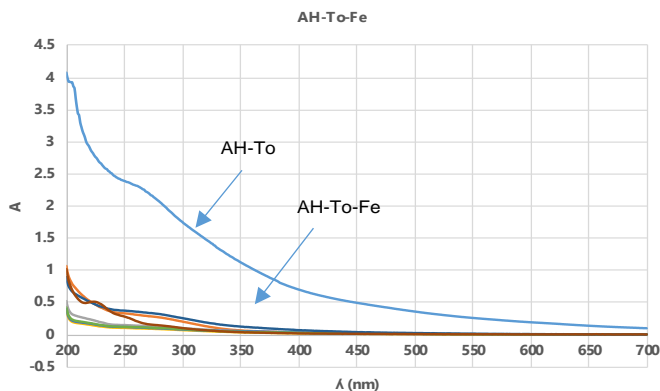


Figura 5: Espectros por espectroscopia UV-VIS del AH-To en presencia de Fe^{3+} , 3 mM y pH = 5.

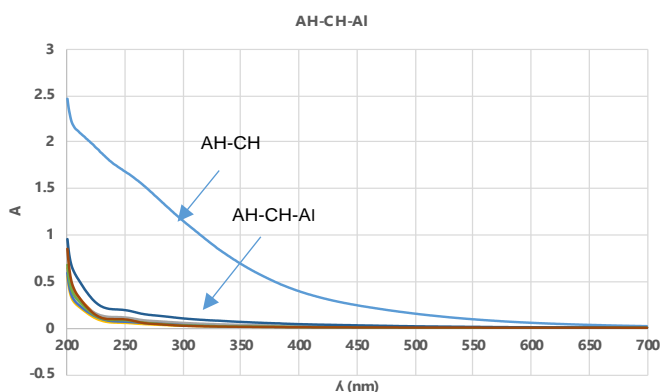


Figura 6: Espectros por espectroscopia UV-VIS del AH-CH en presencia de Al^{3+} , 3 mM y pH = 5.

Se analizaron los datos adquiridos y se corrobora la rápida interacción del metal con la macromolécula del húmico que es prácticamente en segundos, lo cual muestra un proceso no limitado por la cinética a pH de 5, coagulando $\approx 99\%$ de la materia orgánica (Nieto *et al*, 2019).

3.2. Proceso de aglomeración y coagulación de los AHs

A partir de las intensidades de absorbancia obtenidas por medio del equipo de ICP de los diferentes estándares de As, se obtuvo la línea de calibrado:

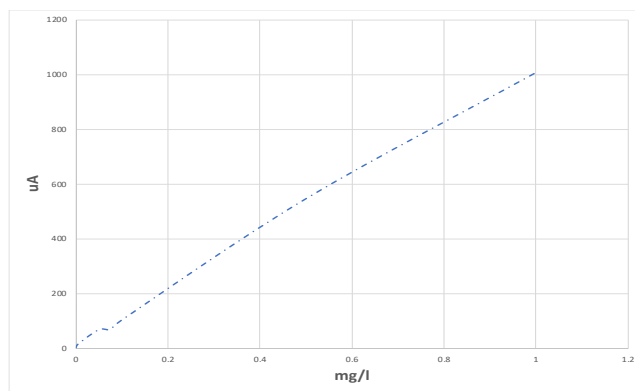


Figura 7: Línea de calibrado a partir de los estándares de As por ICP.

Se presentan los diferentes parámetros relacionados con el método de calibrado de las absorbancias (u.A.) contra la concentración de As en mg l^{-1} .

Tabla 3: Parámetros de regresión de la línea de calibrado

Parámetros Estadísticos	Línea de calibrado, As
Número de estándares, n	8
Regresión lineal, R^2	0.9981
Coefficiente de correlación, r	0.9990
Ordenada en el origen, b	7.0895
Pendiente, m	1014.7

En las Tablas 4 y 5 se presentan los resultados obtenidos de cada uno de los AHs en estudio, como primer paso se analiza la concentración de As en las soluciones donde sólo se tiene al ácido húmico (AH-As) aplicando el método de adición estándar y añadiendo una concentración conocida de 1.0 mg/l, sin embargo, por ICP se obtuvieron valores con un promedio de 0.838 mg/l, posteriormente, analizando las concentraciones de As al agregar el metal trivalente como Fe^{3+} o Al^{3+} se pudo corroborar que se presenta una mayor interacción con el metal Fe^{3+} (AH-Fe-As) en comparación con el metal Al^{3+} (AH-Al-As). Es una disminución considerable en la concentración de As en presencia de la sal de hierro (Fe^{3+}), formando interacciones electrostáticas muy fuertes de Fe-As y logrando eliminar en la agregación del húmico como un complejo terciario: AH-Fe-As.

Tabla 4: Parámetros de regresión de la línea de calibrado. (% DER entre paréntesis para un total de dos muestras. Resultados que no reportan %DER ≤ 1)

Muestra	AH-CH	AH-A	AH-T
	As mg l^{-1}		
AH-As	0.821	0.843	0.825
AH-Fe-As	0.0095 (6.2%)	0.013 (5.2%)	0.010 (1.9%)
AH-Al-As	0.522 (9.8%)	0.617 (16.0%)	0.820

Tabla 5: Parámetros de regresión de la línea de calibrado. (% DER entre paréntesis para un total de dos muestras)

Muestra	AH-To	AH-Hu
	As mg l ⁻¹	
AH-As	0.847	0.852
AH-Fe-As	0.010 (4.1%)	0.010 (9.1%)
AH-Al-As	0.562 (9.1%)	0.455 (1.8%)

El porcentaje de As que se está eliminado mediante una aglomeración-coagulación en presencia de húmico y de Fe es del 99 %, es decir, de 838 µg/l disminuye a 10 µg/l éste último entra en los parámetros permitidos de As en agua, mientras que con Al se elimina un 60 % de As (Nom-127-SSA1, 1994b).

4. Conclusiones

Los AHs analizados y evaluados presentan una gran capacidad de interacción con los metales trivalentes de Fe³⁺ y Al³⁺ (AH-Me), al incrementar la concentración a 3 mM y llevando a cabo el proceso de aglomeración y coagulación a pH de 5, provocando la disminución de la carga neta negativa de la macromolécula y permitiendo así se establezca, formando agregados o aglomerados y logrando la precipitación de los AHs como materia orgánica, eliminando entre un promedio de 95-98% y favoreciendo la interacción con el metal aluminio en comparación con el metal hierro. Por otro lado, las interacciones de los AHs con arsénico y en presencia del metal (AH-Me-As), mediante el proceso de aglomeración y coagulación, así como la microfiltración y cuantificación, presenta una eliminación considerable de As con sales de Fe³⁺ (99%) en comparación con las sales de Al³⁺ (60%).

Agradecimientos

Silvia Nieto Velázquez agradece el financiamiento PRODEP, convenio no. 511-6/18-8644.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Referencias

Almendros, G. (2008). Revisión analítica de sustancias húmicas en suelos y compost. *soilACE* 239-255. Recuperado el 2 de mayo de 2018 de: https://www.soilace.com/pdf/pon2008/d26/Cas/04_GAlmendros.pdf.

Basu, A., Saha, D., Saha, R., Ghosh, T., Saha, B. (2014). A review on sources, toxicity and remediation technologies for removing arsenic from drinking water. *Research on chemical intermediates* 40, 447-485.

Buschmann, J., Kappeler, A., Lindauer, U., Kistler, D., Berg, M., Sigg, L. (2006). Arsenite and arsenate binding to dissolved humic acids: influence of pH, type of humic acid, and aluminum. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 19, 6015-6020.

Carpio, D. K. (2017). Análisis fisicoquímico de ácidos húmicos y evaluación cinética de su agregación con iones Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

Chan, M. N., Chan, C. K. (2003). Hygroscopic properties of two model humic-like substances and their mixtures with inorganics of atmospheric importance. *Environ. Sci. Technol* 37(22), 5109-5115.

Chin, Y. P., Alken, G., Loughlin, E. O. (1994). Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol* 28, 1853 - 1858.

Gomes-de Melo, B. A., Lopes-Motta, F., Andrade-Santana, M. H. (2016). Humic acids: Structural properties and multiple functionalities for novel technological developments. *ScienceDirect* 62, 967-974.

He, Z., Traina, S. J., Weavers, L. (2007). Sonolytic desorption of mercury from aluminum oxide: effects of pH, chloride and organic matter. *Environ. Sci. Technol* 41, 779-784.

Kloster, N., Brigante, M., Zanini, G., Avena, M., (2013). Aggregation kinetics of humic acids in the presence of calcium ions. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 427, 76 - 82.

Kononova, M. M. (1982). *Materia orgánica del suelo*. 1ª Ed. Oikos-tau, Barcelona, España, 63-105.

Kucerík, J., Kovár, J., Pekar, M. (2004). Thermoanalytical investigation of lignite humic acids fractions. *J. of Termal Análisis and Calorimetry* 76, 6242-6252.

Lead, J. R., Starchev, K., Wilkinson, K. J. (2003). Diffusion coefficients of humic substances in agarose gel and in water. *Environ. Sci. Technol* 37(3), 482-487.

Licona, S. T. J. (2007). Extracción y análisis fisicoquímico de ácidos húmicos y su interacción con Cu(II) y Pb(II). Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

Ma, J., Guo, H., Weng, L., Li, Y., Lei, M., Chen, Y., (2018). Distinct effect of humic acid on ferrihydrite colloid-facilitated transport of arsenic in saturated media at different pH. *Chemosphere* 212, 794-801.

Medina-Pizzali, M., Robles, P., Mendoza, M., Torres, C. (2018). Ingesta de arsénico: el impacto en la alimentación y la salud humana. *Rev Peru Med Exp Salud Publica* 35, (1), 93-102.

Nieto, V. S. (2010). Estabilidad de los ácidos húmicos y su influencia en la interacción con Cu(II) y Pb(II). Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.

Nieto, V. S. (2017). Evaluación del efecto de las cinéticas de agregación de los ácidos húmicos (AHs) en presencia de Na⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺. *Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química* 3, 154 - 162.

Nieto-Velázquez, S., Villagrán-Manilla, A., Ibarra-Coria, E. D. (2019). Evaluación y análisis de cinéticas de agregación de los ácidos húmicos en presencia de Al³⁺ por espectroscopi UV-VIS. *Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales*, 6, 72-79.

Norma oficial mexicana: NOM-127-SSA1. (1994). Recuperado 30/05/2022: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/110520/MODIFICACION_A_LA_NORMA_NOM_127_SSA1_1994_22_NOVIEMBRE_2000.pdf.

Pacheco, M. L. (2002). Capillary Electrophoresis and MALDI-TOF mass spectrometry of humic acids. Tesis de Doctorado, Departamento de Química Analítica, Facultad de Ciencias, Universidad de Masaryk, República Checa.

Plaza, C., Brunetti, G., Senesi, N., Polo, A., (2006). Molecular and quantitative analysis of metal ion binding to humic acids from sewage sludge and sludge-amended soils by fluorescence spectroscopy. *Environ. Sci. Technol* 40(3), 917 - 923.

Schnitzer, M. (1991). Soil organic matter. *Soil Sci.* 151, 41 - 58.

Schulten, H. R., Hempfling, R. (1992). Influence of agricultural and management on humus composition and dynamics: Classical and modern analytical techniques. *Plant Soil* 142, 259 - 271.

Shunan, D., Wangwei, C., Jihong, X., Liting, S., Weimu, W., Hui, L. (2021). Aggregation kinetics of fragmental PET nanoplastics in aqueous environment: complex roles of electrolytes, pH and humic acid. *Environmental Pollution* 268.

Steelink, C., Ghabbour, E. A., Davies, G. (2001). Humic Acid: marvelous products of soil chemistry. *J. Chemical Education* 78, 12, 1609.

Stevenson, F. J., (1994). *Humus chemistry. Genesis, composition and reactions*. 2nd Ed. Wiley Interscience, New York, NY.

Troconis, A. (2010). Tratamiento de aguas residuales. Recuperado 14/05/2021 https://www.belzona.com/es/solution_maps/wastewater/money_map.pdf

Watson, M. A., Tubi'c, A., Agbaba, J., Niki'c, J., Maletić, S., Molnar, Jazi'c, J., Dalmacija, B., (2016). Response surface methodology investigation into the interactions between arsenic and humic acid in water during the coagulation process. *J. Hazardous Materials* 312, 150 -158.