



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

Variación temporal de indicadores del Cambio Global en la laguna Estero de Urías: flujos de metales pesados y materia orgánica

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:

QUIM. GIOVANNI ALDANA GUTIÉRREZ

TUTORA PRINCIPAL:

DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNÁNDEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. FRANCISCOJAVIER FLORES VERDUGO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DR. FEDERICO PÀEZ OSUNA

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DR. CARLOS GREEN RUIZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM

DRA. MARÌA LUISA MACHAÌN CASTILLO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD DE PROCESOS OCEÁNICOS Y COSTEROS, UNAM

MAZATLÁN, SINALOA, FEBRERO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Universidad Nacional Autónoma de México
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Unidad Académica Mazatlán



Variación temporal de indicadores del Cambio Global en la laguna Estero de Urías: flujos de metales pesados y materia orgánica

T E S I S

Que para obtener el grado académico de:
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

Presenta:

Quim. Giovanni Aldana Gutiérrez

Directora de Tesis:

Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Comité Tutor:

Dr. Francisco Javier Flores Verdugo

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Dr. Federico Páez Osuna

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Dr. Carlos Green Ruiz

Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM

Dra. María Luisa Machaín Castillo

*Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad de Procesos Oceánicos y Costeros,
UNAM*

Mazatlán, Sinaloa, Febrero 2019

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por las facilidades brindadas para concluir con éxito y con orgullo mis estudios de maestría dentro de mi alma mater la Universidad Nacional Autónoma de México.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo brindado en la beca nacional de maestría (829432/620601) en el periodo 2017-2018, así como a la financiación de la investigación por el proyecto CONACYT PDCAPN 2015-473 “Carbono azul en ambientes costeros de México” y la Red PRODEP “Contaminación acuática: niveles y efectos” (año 3).

Agradezco a mi directora de tesis, la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández por la oportunidad brindada para la realización de mi trabajo de maestría en el laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología en la Unidad Académica Mazatlán y por todo el apoyo y las facilidades que me dio durante mi formación académica dentro de su grupo de trabajo.

Agradezco a los integrantes de mi comité de tesis, al Dr. Francisco Javier Flores Verdugo, Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Carlos Green Ruiz y la Dra. María Luisa Machaín Castillo, por permitirme trabajar con ellos, brindarme el conocimiento junto con sus observaciones y comentarios para poder enriquecer y forjar gran parte del presente trabajo, y de mi formación académica y científica.

Agradezco al M. en C. Libia Hascibe Pérez Bernal por brindarme todo el apoyo necesario para la realización de los análisis para la culminación del presente trabajo.

Agradezco al Dr. Joan Albert Sanchez Cabeza por el apoyo y asesoramiento durante el trabajo de maestría para la realización del fechado de los núcleos, así como de los conocimientos brindados.

Agradezco al Dr. Vladislav Carnero Bravo y a la M. en C. Perla Guadalupe López Mendoza por el apoyo, asesoramiento y conocimientos brindados durante la realización del trabajo de maestría.

Agradezco al Dr. Sergio Aguíñiga García y al Tec. Ángel Humberto Ruvalcaba Díaz por el apoyo y asesoramiento durante la realización de la estancia de investigación en el Laboratorio de Espectrometría de Masas de Razones Isotópicas en el CICIMAR-IPN (La Paz, Baja California Sur) dentro del proyecto SIP20180551.

Agradezco al Dr. Leonardo Moroyoqui Rojo, a la M. en C. Odette Guzmán Rodríguez, al Biol. Luis Lara y la Biol. Yosahandy Vázquez Molina por su ayuda en los muestreos de los núcleos realizados en el Estero de Urías.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mis padres: Cristina Gutiérrez y Juan Aldana, por seguir siendo los pilares en mi vida, no me cansaré de agradecerles por haberme dado TODO en esta vida para lograr mis metas y tratar de realizar mis sueños, sin ellos no sería nada.

A mi hermana Vianney Aldana, por ser mi compañera y mi cómplice en la vida, por su amor, su apoyo y seguir siendo el soporte en mi vida desde que tengo memoria.

A toda mi familia en general por ser tan cálidos, cercanos y cariñosos conmigo y por brindarme todo el apoyo a lo largo de mi vida.

A mis mejores amigas Ana, Lupita y Nancy, por siempre estar conmigo en las buenas y en las malas, por apoyarme, por darme su amistad, su amor y a pesar de tenerlas lejos siempre han podido estar para mí.

A mi mejor amigo Oscar, que siempre ha sido un ejemplo de superación y esfuerzo, le agradezco siempre su apoyo, su amistad y a pesar de estar lejos siempre hemos podido mantener fuerte nuestros lazos.

A Hasci que desde el primer momento en que llegué al laboratorio siempre me brindó su apoyo, y con el paso del tiempo su amistad y su cariño, convirtiéndose en una persona muy especial a la cuál le agradezco por todo lo que me ha dado desde que llegué a Mazatlán, por todos los momentos que vivimos y compartimos juntos, por haberme abierto las puertas de su vida, de su casa, de su familia, a ella le agradezco por TODO.

A todas las personas que conocí en el Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología que me brindaron su amistad convirtiéndose en mis amigos o que ya lo eran con las cuales pasé increíbles momentos dentro y fuera del laboratorio: Donají, Martín, Perla, el “dactar” Vladislav, Tomy, Lizzy, Carlos, Andrea, Diana, Raúl, Melisa, Roberto, Antonio, Arath, Rosa, Lupita, Humberto, al “Horax”, al “Jerry” y a todas las personas que conocí en Mazatlán (Odette, Alejandra Marcos, Ana, Laura, Luis, Trixie, Marcela, Argelia, Ahtziri, doctores investigadores y mucha más gente) y en La Paz (Karla, Jaime, Dilian).

Y por último quiero agradecer a mi compañera Yosahandy María Enamorada Erica Yahaira Yamileth (alias la Yosa, la Yasa o la Giosa), mi amiga, mi cómplice, mi morrita, mi tocaya, la que me dio todo, por apoyarme cuando más lo necesitaba, por estar conmigo, por su amistad, su compañía, por los excelentes momentos que pasamos y seguiremos pasando, por todo lo que vivimos y seguiremos viviendo, por todos esos momentos, por compartirlo todo conmigo y ser lo mejor de mi 2018.

A todas las personas que conozco y conocí en CDMX y en Mazatlán que dejaron algo en mi vida.

A Mazatlán, ¡Ay mi Mazatlán!

DEDICATORIA

Les dedico el presente trabajo a todas aquellas mujeres que han formado parte de mi vida y que han sido ejemplos de superación y fuerza para mí y para todos.

No nacemos como mujer, sino que nos convertimos en una.

-Simone de Beauvoir-

Me pinto a mí misma porque soy a quien mejor conozco.

-Frida Kahlo-

La vida no es fácil, para ninguno de nosotros. Pero... ¡qué importa! Hay que perseverar y, sobre todo, tener confianza en uno mismo.

-Marie Curie-

Envejecer no es para los débiles.

-Bette Davies-

Cuando una puerta de felicidad se cierra, otra se abre.

-Hellen Keller-

Cada persona debe vivir su vida como un modelo para otras.

-Rosa Parks-

La vida es el proceso de llegar a ser.

-Anaïs Nin-

Índice	Página
Resumen	
Abstract	
1. Introducción	1
2. Marco Teórico	3
2.1. Sedimentos: Acumulación y contenido de oxígeno	
2.2. Edad de los sedimentos	5
2.3. Tamaño de grano de los sedimentos	7
2.4. Metales Pesados	9
2.5. Origen de los sedimentos (indicadores geoquímicos)	10
2.6. Composición Isotópica de C y N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)	11
2.7. Factor de enriquecimiento	12
2.8. Carbono azul	13
3. Antecedentes	16
4. Justificación	19
4.1. Justificación académica	
4.2. Justificación personal	
5. Objetivos	20
5.1. Objetivo General	
5.2. Objetivos Particulares	
6. Preguntas de investigación	
7. Área de Estudio	21
8. Metodología	23
8.1. Muestreo	
8.2. Tratamiento de muestras	25
8.3. Análisis de laboratorio	26
8.3.1. Humedad	
8.3.2. Profundidad y masa acumulada	
8.3.3. Determinación de la concentración de metales	27
8.3.4. Concentración de carbono inorgánico, carbono orgánico y nitrógeno	28
8.3.5. Distribución de tamaño de grano	
8.3.6. Susceptibilidad magnética	29
8.3.7. Radiocronología con ^{210}Pb	
8.3.7.1. Análisis de ^{210}Po	
8.3.7.2. Análisis de ^{137}Cs	30
8.3.8. Flujos de carbono orgánico, inventarios de carbono orgánico y valoración económica del secuestro de carbono azul	
8.3.9. Determinación de isótopos estables de C y N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)	31
8.4. Análisis estadístico	33
8.5. Control de calidad	34
8.5.1. Cartas de control de calidad de los análisis de materiales de referencia certificados	
9. Resultados	36
9.1. Radiocronología	
9.2. Caracterización del material sedimentario	38
9.2.1. Distribución de tamaño de grano	
9.2.2. Susceptibilidad magnética	40
9.3. Composición elemental	41
9.3.1. Elementos de origen marino	

9.3.2. Elementos de origen terrígeno	45
9.3.3. Elementos redox-sensibles	46
9.3.4. Elementos contaminantes	47
9.3.4.1. Factor de enriquecimiento (FE)	50
9.3.4.2. Flujos de elementos contaminantes	53
9.4. Análisis de factores	57
9.5. Concentración de carbono orgánico y carbono inorgánico	60
9.5.1. Isótopos estables de C y N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C/N)	61
9.5.2. Flujos de carbono orgánico	63
9.5.3. Inventarios de carbono orgánico	
9.5.4. Evaluación de las potenciales emisiones de CO_2	
10. Discusión	66
10.1. Elementos contaminantes en sedimentos de manglar	
10.1.1. Concentración de elementos contaminantes en sedimentos	
10.1.2. Evaluación de riesgo a la biota bentónica	
10.1.3. Procedencia de los elementos contaminantes	68
10.1.4. Factor de enriquecimiento	69
10.1.5. Flujos de elementos contaminantes	70
10.2. Carbono orgánico en sedimentos de manglar	71
10.2.1. Concentración de carbono orgánico en sedimentos	
10.2.2. Tasas de enterramiento de carbono orgánico	73
10.2.3. Procedencia del carbono orgánico	
10.2.4. Inventarios de carbono	75
10.2.5. Evaluación de las potenciales emisiones de CO_2	
11. Conclusiones	77
12. Bibliografía	79
13. Anexos.	96
13.1. Descripción de una carta de control de calidad analítica	
13.2. Gráficos de CCCA de MRC para indicadores marinos	
13.3. Gráficos de CCCA de MRC para indicadores terrígenos y redox-sensibles	97
13.4. Gráficos de CCCA de MRC para elementos potencialmente tóxicos	98
13.5. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-V	99
13.6. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VI	100
13.7. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VII	101
13.8. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VIII	102
13.9. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-V	103
13.10. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VI	
13.11. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VII	104
13.12. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VIII	
13.13. Actividad (Bq kg^{-1}) de ^{226}Ra (Pb_{base}) en los núcleos EU-V, EU-VI, EU-VII y EU-VIII	105
13.14. Actividad (Bq kg^{-1}) y perfiles de ^{137}Cs en los núcleos EU-V y EU-VI	106
13.15. Actividad (Bq kg^{-1}) y perfiles de ^{137}Cs en los núcleos EU-VII y EU-VIII	107

13.16. Resultados del fechado con ^{210}Pb , tasa de acumulación másica y tasa de acumulación sedimentaria para el núcleo EU-V	108
13.17. Resultados del fechado con ^{210}Pb , tasa de acumulación másica y tasa de acumulación sedimentaria para el núcleo EU-VI	109
13.18. Resultados del fechado con ^{210}Pb , tasa de acumulación másica y tasa de acumulación sedimentaria para el núcleo EU-VII	110
13.19. Resultados del fechado con ^{210}Pb , tasa de acumulación másica y tasa de acumulación sedimentaria para el núcleo EU-VIII	111
13.20. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-V	113
13.21. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VI	114
13.22. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VII	115
13.23. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VIII	116
13.24. Valores de susceptibilidad magnética (SM) volumétrica k ($\times 10^{-6}$ CGS) para los núcleos EU-V, EU-VI, EU-VII, EU-VIII	117
13.25. Concentración elemental del núcleo EU-V	118
13.26. Concentración elemental del núcleo EU-VI	119
13.27. Concentración elemental del núcleo EU-VII	120
13.28. Concentración elemental del núcleo EU-VIII	121
13.29. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-V	122
13.30. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VI	122
13.31. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VII	124
13.32. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VIII	125
13.33. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-V	126
13.34. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VI	
13.35. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VII	127
13.36. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VIII	128
13.37. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-V	129
13.38. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VI	130
13.39. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VII	131
13.40. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VIII	132
13.41. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los núcleos sedimentarios del Estero de Urías	133

Índice de Figuras

Figura 1. Degradación de materia orgánica y estratificación vertical según la utilización de diferentes aceptores de electrones	4
Figura 2. Serie de desintegración radiactiva del ^{238}U	5
Figura 3. Esquema simplificado del decaimiento radiactivo del ^{238}U	6
Figura 4. Aumento del área específica de contacto con respecto al tamaño de las partículas sedimentarias	8
Figura 5. Escala de tamaño de grano	
Figura 6. Matrices con las que los metales interactúan en la columna de agua y sedimentos	9
Figura 7. Ecosistemas de carbono azul	13
Figura 8. Inventarios de carbono almacenado en ecosistemas terrestres y costeros	14
Figura 9. Distribución de los manglares en México y Sinaloa en 2015	15
Figura 10. Nucleadores	23
Figura 11. Localización de la zona de estudio en el Estero de Urías	24
Figura 12. Tratamiento del núcleo sedimentario	25
Figura 13. Análisis por fluorescencia de rayos X, sistema Spectro TM Xepos-3	27
Figura 14. Analizador elemental modelo Elemental Vario MICRO select	28
Figura 15. a) Balanza analítica Mettler Toledo XPR2U, b) Analizador elemental Costech 4010, c) Espectrómetro de masas con relación de isótopos Finningan Delta V Plus	32
Figura 16. Perfiles de actividad de ^{210}Pb de los núcleos sedimentarios de zonas de manglar en la laguna Estero de Urías	37
Figura 17. Perfiles de tamaño de grano en sedimentos de núcleos del Estero de Urías	38
Figura 18. Gráficos de caja y bigotes para tamaño de grano (arcillas, limos y arenas) de los núcleos sedimentarios	39
Figura 19. Perfiles de susceptibilidad magnética de los núcleos de la zona de manglar en la laguna Estero de Urías	40
Figura 20. Gráficos de caja y bigotes para susceptibilidad magnética (SM) de los núcleos sedimentarios	41
Figura 21. Gráficos de caja y bigotes para elementos de origen marino (Br, Cl y Na) de los núcleos sedimentarios	42
Figura 22. Perfiles de variables geoquímicas (tamaño de grano, arcillas, limos y arenas, susceptibilidad magnética, SM, C_{org} , C_{inorg} y composición elemental, Al, As, Br, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, S, Th, Ti, V, Zn, Zr) de los núcleos sedimentarios EU-V y EU-VI del Estero de Urías	43
Figura 23. Perfiles de variables geoquímicas (tamaño de grano, arcillas, limos y arenas, susceptibilidad magnética, SM, C_{org} , C_{inorg} y composición elemental, Al, As, Br, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, S, Th, Ti, V, Zn, Zr) de los núcleos sedimentarios EU-VII y EU-VIII del Estero de Urías	44
Figura 24. Gráficos de caja y bigotes para metales de origen terrígeno (Al, Rb, Th, Ti, y Zr) de los núcleos sedimentarios	46
Figura 25. Gráficos de caja y bigotes para metales redox-sensibles (Fe y Mn) de los núcleos sedimentarios	47
Figura 26. Gráficos de caja y bigotes para elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios	49

Figura 27. Perfiles de factor de enriquecimiento (FE) de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-V y EU-VI del Estero de Urías	51
Figura 28. Perfiles de factor de enriquecimiento (FE) de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-VII y EU-VIII del Estero de Urías	52
Figura 29. Concentración de elementos contaminantes y factor de enriquecimiento en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías	53
Figura 30. Flujos de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-V y EU-VI	55
Figura 31. Flujos de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-VII y EU-VIII	56
Figura 32. Gráficos resultados del análisis de factores de los núcleos sedimentarios	59
Figura 33. Gráficos de caja y bigotes para C_{org} y C_{inorg} de los núcleos sedimentarios	61
Figura 34. Perfiles de relación molar C/N en núcleos sedimentarios	62
Figura 35. Perfiles de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en núcleos sedimentarios	63
Figura 36. Variación temporal de los flujos de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios	64
Figura 37. Inventarios de carbono orgánico, C_{org} , en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías	65
Figura 38. Distribución espacial de valores de $\delta^{13}C$ vs C/N en núcleos sedimentarios	74

Índice de Tablas

Tabla 1. Inventarios de C_{org} reportados en sedimentos en México	18
Tabla 2. Ubicación de sitios de muestreo y características de los núcleos recolectados en zonas de manglar del Estero de Urías, Sinaloa	24
Tabla 3. Actividades de $^{210}Pb_{base}$ y $^{210}Pb_{exceso}$ en núcleos de zona de manglar en la laguna Estero de Urías	36
Tabla 4. Resultados de análisis de varianza para tamaño de grano (arcillas, limos y arenas)	39
Tabla 5. Resultado de análisis de varianza para susceptibilidad magnética (SM) en núcleos sedimentarios	41
Tabla 6. Resultado de análisis de varianza para Na, Cl y Br en sedimentos	42
Tabla 7. Resultados del análisis de varianza para elementos de origen terrígeno en los núcleos de sedimentos de manglar	45
Tabla 8. Resultados del análisis de varianza para elementos redox-sensibles en los núcleos de sedimentos de manglar	47
Tabla 9. Resultados de análisis de varianza para elementos potencialmente tóxicos (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) en los núcleos de sedimentos de manglar	48
Tabla 10. Flujo de metales ($\mu g\ cm^{-2}\ año^{-1}$) en sedimentos de los núcleos de la zona de manglar en la laguna Estero de Urías	54
Tabla 11. Resultados de Análisis de Factores para la composición elemental en sedimentos de manglar	58
Tabla 12. Resultados de análisis de varianza para la concentración de C_{org} y C_{inorg} en sedimentos de manglar	60

Tabla 13. Inventarios de carbono (a 1 m de profundidad), CO ₂ equivalente y SCC (costo social de carbono en dólares) asociado a la emisión potencial de CO ₂ en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías	65
Tabla 14. Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de manglar alrededor del mundo	67
Tabla 15. Concentraciones de C _{org} reportados en sedimentos de manglar y marismas en México y el mundo	72
Tabla 16. Inventarios de carbono en sedimentos de manglar y su especie abundante alrededor del mundo	76

RESUMEN

Los manglares, junto con los pastizales marinos y las marismas, se encuentran entre los ecosistemas costeros intermareales conocidos como ecosistemas de carbono azul. Estos ecosistemas son relevantes para la mitigación del calentamiento global debido a que son capaces de secuestrar importantes cantidades de CO₂ para producción de biomasa, así como de almacenar materia orgánica en sus sedimentos durante muy largo plazo. Se presentan los resultados de la evaluación temporal de los flujos (g m⁻² año⁻¹) e inventarios (Mg ha⁻¹) de carbono orgánico (C_{org}) en manglares asociados a la laguna costera Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), realizado a partir del análisis de núcleos sedimentarios. La estrategia del trabajo incluyó la caracterización geoquímica de sedimentos de cuatro núcleos sedimentarios mediante el análisis de composición elemental por espectrometría de fluorescencia de rayos-X para evaluar cambios en el origen de los sedimentos ya sea de origen terrígeno (Al, Rb, Th, Ti y Zr) o marino (Br, Cl y Na) y la presencia de elementos potencialmente (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn), la determinación de la distribución de tamaño de grano para evaluar cambios en la hidrodinámica de los sitios de estudio, y la cuantificación de las concentraciones de C_{org} mediante un analizador elemental. Por último, se realizó una estimación económica de los impactos de las emisiones potenciales de CO₂ como consecuencia de la oxidación del C_{org} debido a las potenciales perturbaciones de los sitios de estudio. Los intervalos de concentración de los elementos contaminantes en los cuatro núcleos fueron: As (7-54 µg g⁻¹), Co (3-28 µg g⁻¹), Cr (18-60 µg g⁻¹), Cu (16-65 µg g⁻¹), Ni (22-74 µg g⁻¹), Pb (12-40 µg g⁻¹), V (53-248 µg g⁻¹), y Zn (40-120 µg g⁻¹), los cuales son comparables en su mayoría, entre los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII. Las concentraciones de elementos contaminantes observadas en las zonas de estudio son comparables con otras zonas de manglar en México y el mundo; sin embargo, metales como Cu, Ni y V muestran una tendencia a aumentar en los sedimentos. En los cuatro núcleos los intervalos de concentración de C_{org} fueron: 5-15% EU-V, 2-21% EU-VI, 10-21% EU-VII y 9-14% EU-VIII. Los intervalos de concentración de C_{org} son comparables (p > 0.05) entre los núcleos EU-V y EU-VIII, recolectados en la zona de predominancia de manglar tipo borde (mangle alto), y son significativamente (p < 0.05) más bajos que los encontrados en los núcleos EU-VI y EU-VII correspondientes a la zona de predominancia de manglar tipo matorral (mangle chaparro) cuyas concentraciones fueron comparables debido la predominancia de sedimentos finos en estos núcleos.

La mayoría de los núcleos mostraron flujos de elementos contaminantes y tasas de enterramiento de carbono orgánico en constante aumento entre los años 1900 y 1972; pero posteriormente se observaron cambios abruptos asociados con el aumento de la sedimentación en los núcleos EU-VI y EU-VIII, que podrían estar relacionados con modificaciones en el uso del suelo en los alrededores de la laguna Estero de Urías, promovido por la agricultura, la ganadería y el desarrollo de granjas camaroneras. El presente trabajo mostró que las reservas de carbono en la zona, representarían un 0.32% de las emisiones de CO₂ en México en caso de la pérdida de 410.1 ± 31.3 MgC ha⁻¹ (potencial emisión de 1497.5 ± 114.9 Mg de CO_{2eq} ha⁻¹ año⁻¹). El costo social de carbono asociado a esta pérdida estaría valuado entre \$909,019 y \$1,078,660 millones de dólares (\$993,800 valor promedio) por daños relacionados al aumento del CO₂.

ABSTRACT

Mangroves, along with marine grasslands and salt marshes, are among the intertidal coastal ecosystems known as blue carbon ecosystems. These ecosystems are relevant for the mitigation of global warming because they are capable of sequestering significant amounts of CO₂ for biomass production, as well as of storing organic matter in their sediments for a very long time. We present the results of the temporal evaluation of the flows (g m⁻² year⁻¹) and stocks (Mg ha⁻¹) of organic carbon (C_{org}) in mangroves sediments associated with the coastal lagoon Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), made from the analysis of sedimentary cores. The strategy of the work included the geochemical characterization of sediments of four sedimentary cores through the analysis of elemental composition by X-ray fluorescence spectrometry to evaluate changes in the origin of the sediments either of terrigenous origin (Al, Rb, Th, Ti and Zr) or marine (Br, Cl and Na) and the presence of pollutants elements (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn), the determination of the grain size distribution to evaluate changes in the hydrodynamics of the study sites, and the quantification of C_{org} concentrations by means of an elemental analyzer. Finally, an economic estimate was made of the impacts of potential CO₂ emissions as a consequence of C_{org} oxidation due to the potential perturbations of the study sites. The concentration intervals of the pollutants elements in the four cores were: As (7-54 µg g⁻¹), Co (3-28 µg g⁻¹), Cr (18-60 µg g⁻¹), Cu (16 -65 µg g⁻¹), Ni (22-74 µg g⁻¹), Pb (12-40 µg g⁻¹) V (53-248 µg g⁻¹), and Zn (40-120 µg g⁻¹), which are mostly comparable, between the EU-V, EU-VI and EU-VII cores. The concentrations of pollutant elements observed in the study areas are comparable with other mangrove zones in Mexico and the world; however, metals such as Cu, Ni and V show a tendency to increase in sediments. In the four cores the C_{org} concentration ranges were: 5-15% EU-V, 2-21% EU-VI, 10-21% EU-VII and 9-14% EU-VIII. The C_{org} concentration ranges are comparable (p > 0.05) between the EU-V and EU-VIII cores, collected in the edge mangrove predominance zone (high mangrove), and are significantly (p < 0.05) lower than those found in the EU-VI and EU-VII cores corresponding to the area of predominance of scrub-type mangrove (dwarf mangrove) whose concentrations were comparable due to the predominance of fine sediments in these cores.

The majority of the cores showed flows of pollutants elements and burial rates of organic carbon in constant increase between the years 1900 and 1972; but later there were abrupt changes associated with the increase of sedimentation in the EU-VI and EU-VIII cores, which could be related to land use modifications in the surroundings of the Estero de Urías lagoon, promoted by agriculture, livestock and the development of shrimp farms. The present work showed that the carbon reserves in the zone, would represent 0.32% of the CO₂ emissions in Mexico in case of the loss of $410.1 \pm 31.3 \text{ MgC ha}^{-1}$ (potential emission of $1497.5 \pm 114.9 \text{ Mg of CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The social cost of carbon associated with this loss would be valued between \$909,019 and \$1,078,660 million dollars (\$993,800 average value) for damages related to the increase in CO₂.

1. INTRODUCCIÓN

El Cambio Global (CG) es el resultado de las alteraciones que ha sufrido el planeta Tierra a causa de la intervención del hombre. Las manifestaciones del CG se pueden ver en el cambio climático originado por la emisión de gases de efecto invernadero; en la alteración física de los ecosistemas y la movilización de sedimentos originados por los cambios en el uso del suelo; en la producción excesiva de residuos urbanos, industriales y agrícolas; y en el incremento de la concentración de contaminantes orgánicos, metales y actividades de radionúclidos (SEDUMA, 2015).

La contaminación de los ecosistemas, es uno de los impactos más graves del CG, cuya evaluación es posible mediante el estudio de *indicadores*, para lo que es necesario conocer los niveles naturales (o de referencia), es decir, previos a la intervención humana. Tomando en cuenta que el periodo de mayor impacto en la naturaleza ha sido la era industrial, se requeriría contar con medidas de un indicador determinado durante, al menos, los últimos 100 años. Sin embargo, los programas de monitoreo de largo plazo son escasos o abarcan sólo algunas décadas (Ruiz-Fernández *et al.*, 2014).

Los archivos ambientales son de utilidad para el estudio del impacto de las actividades del hombre, ya que los cambios en las características fisicoquímicas del ambiente pueden quedar registrados en los anillos de los árboles, el hielo de las zonas polares y los sedimentos. En particular, los *núcleos sedimentarios*, son una excelente forma y muchas veces la única, de estudiar las condiciones ambientales en el pasado (Ruiz-Fernández *et al.*, 2014).

La reconstrucción ambiental a través de los sedimentos se basa en el principio de que los estratos del sedimento se encuentran en el mismo orden en el que se depositaron: los más antiguos debajo de los más recientes (principio de superposición); y si estos estratos no se han mezclado después de haberse depositado, reflejarán la secuencia temporal de eventos que tuvieron lugar en el pasado. Así, si a un archivo sedimentario inalterado se le establece un marco temporal confiable, es decir, la fecha en que se formó cada estrato, es posible, mediante ciertos indicadores reconstruir las condiciones ambientales que prevalecían en el momento de la formación de los estratos (Ruiz-Fernández *et al.*, 2014).

Los ecosistemas costeros brindan importantes servicios ambientales, entre los que se incluyen la protección de costas, la purificación de agua, el sustento de pesquerías, la conservación de la biodiversidad y el secuestro de carbono. En los últimos años se ha incrementado el interés en torno a la capacidad de los ecosistemas de manglar, pastos marinos y marismas para captar y almacenar dióxido de carbono (CO₂) en forma de carbono orgánico, conocido como “carbono azul” (CONANP, 2017). A pesar de los múltiples beneficios de los ecosistemas de manglar, pastos marinos y marismas, sus tasas de degradación y pérdida siguen en aumento, con lo que no sólo disminuye su capacidad para secuestrar CO₂, sino que el carbono orgánico enterrado se expone a condiciones oxidantes y se libera CO₂ a la atmósfera, lo cual contribuye al calentamiento global y al aumento de la acidificación de las aguas de los litorales que afecta directamente a la biodiversidad y la población humana (CCA, 2014).

Dentro de los ecosistemas costeros los manglares junto con las marismas pueden contener altos inventarios de carbono por hectárea, en comparación con otros ecosistemas costeros como los pastos marinos (Howard *et al.*, 2014; Ruiz-Fernández *et al.*, 2018). Se estima que al prevenir la pérdida y degradación de los manglares y catalizar su recuperación, podemos contribuir a compensar el 3-7% de las emisiones actuales de combustibles fósiles (un total de 7,200 TgC año⁻¹) en dos décadas (Nelleman *et al.*, 2009).

Los sedimentos de manglares están caracterizados por presentar contrastes en las condiciones redox, altas tasas de acumulación de carbono orgánico (Huc, 1980) y altas concentraciones de metales pesados, especialmente debido a la presencia de sedimentos de grano fino (limos y arcillas), los cuales pueden actuar como sumidero o como fuente de metales pesados en la costa (Harbison, 1986).

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Sedimentos: Acumulación y contenido de oxígeno

Los sedimentos son fragmentos sólidos de material originados por el intemperismo de las rocas y/o suelos, por precipitación química, o producidos por la biota (Segura *et al.*, 2005). Estos fragmentos pueden ser formados *in situ* o bien, son transportados por el aire, los ríos y las escorrentías, hasta llegar a una cuenca de depósito (i.e. el fondo de lagos y océanos) donde se acumulan a través de capas o estratos (Rodríguez, 2010).

Los sedimentos actúan como un almacén, debido a que en ellos se pueden encontrar diversos restos biológicos, químicos y/o contaminantes generalmente transportados desde la cuenca de drenaje por donde pasan las corrientes de agua. Los contaminantes son removidos por las partículas suspendidas (dependiendo del tamaño de la partícula), que eventualmente se depositan en el fondo sedimentario y se distribuyen de manera diferente dependiendo de las propiedades de cada sustrato, tales como el tamaño de grano debido a que, a menor tamaño de partícula, mayor capacidad de adsorción, debido al aumento del área superficial; o la concentración de materia orgánica, que tiene una alta capacidad de adsorción de contaminantes como los metales (IAEA, 2005).

La hidrología del manglar es uno de los factores más importantes que regulan la disponibilidad de metales y otros oligoelementos en el ecosistema, debido a que gobierna el suministro de sedimento al sistema y la zonificación de la vegetación, al mismo tiempo que influye en una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos. Durante las mareas altas, los sedimentos de un manglar son periódicamente inundados por agua de mar, el nivel freático llega a su máximo inmediatamente después de la inundación, cuando el sedimento se encuentra saturado de agua, y posteriormente baja poco a poco conforme la marea baja. La saturación de agua restringe la difusión de oxígeno atmosférico hacia los sedimentos, lo que promueve que se desarrollen condiciones bajas de oxígeno. La transición entre la zona aeróbica y la anaeróbica en los sedimentos se conoce como redoxclina y se identifica por un cambio en la coloración de café-rojizo, característico de una superficie oxidada, a gris oscuro o negro, característico de zonas de sedimento reducido (Williams *et al.*, 1994). El cambio en la coloración se debe a la presencia de precipitados de óxido de hierro (III) (Fe_2O_3) en las capas superficiales (Lyle, 1983) y la precipitación de FeS insoluble en capas más profundas (Kersten, 1988).

La degradación bacteriana de la materia orgánica en los sedimentos es uno de los principales procesos que dan origen a la diagénesis temprana y afecta directamente las condiciones redox del sistema (Pinto y Rivera, 2006). La descomposición bacteriana de la materia orgánica (metabolismo aeróbico) es mayor cerca de la superficie de los sedimentos, donde el intercambio de oxígeno atmosférico ocurre con mayor facilidad (Williams *et al.*, 1994). Cuando el oxígeno disponible en el medio se ha agotado, la descomposición bacteriana continúa a través del metabolismo anaeróbico, mediante el cual se utilizan otros compuestos químicos alternativos como aceptores de electrones, tales como los nitratos (nitrato-reducción), los óxidos de hierro y manganeso, los sulfatos (sulfato-reducción) y por último el dióxido de carbono presentes en el sedimento (Solomons y Förstner, 1982; Kristensen, 2000) (Figura 1).

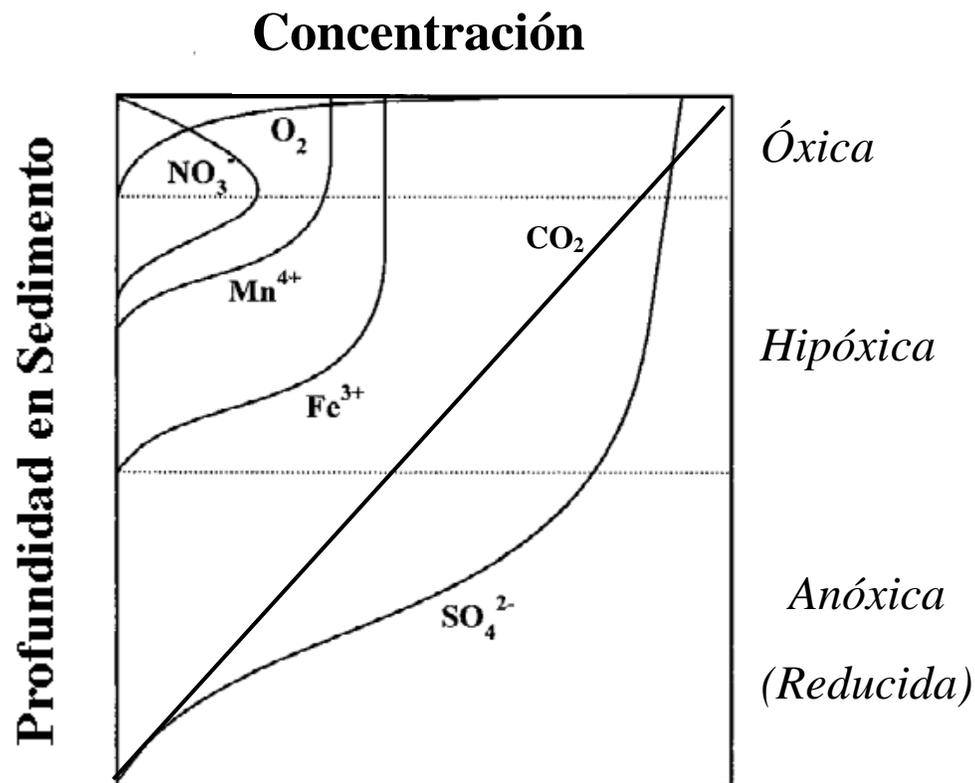


Figura 1. Degradación de materia orgánica y estratificación vertical según la utilización de diferentes aceptores de electrones. Modificada de Kristensen (2000).

El sedimento en condiciones anóxicas puede ser oxidado nuevamente debido a una perturbación (ej. tormentas, bioperturbación por organismos bentónicos o construcción de infraestructura) que conlleve a la exposición del sedimento al oxígeno, atmosférico o disuelto en la columna de agua. También el manglar transporta oxígeno de la superficie, a través de las lenticelas de las raíces aéreas o neumatóforos a la raíz profunda oxidando al sedimento a su alrededor. La exposición a oxígeno de capas de sedimento reducido promoverá un aumento del pH dando lugar a la oxidación de sulfuros metálicos y la producción de iones sulfato (Williams *et al.*, 1994), lo cual a su vez puede contrarrestar la adsorción o co-precipitación de metales con oxi-hidróxidos de Fe/Mn (que ocurriría de forma natural en zonas oxigenadas) lo que provoca la retención de iones metálicos en el agua intersticial y facilita su liberación al agua superficial (Giblin y Howarth, 1984).

2.2. Edad de los sedimentos

El método de fechado con ^{210}Pb es el más utilizado para fechar sedimentos recientes en sistemas acuáticos (alrededor de 100 años). El ^{210}Pb tiene un periodo de semidesintegración de $T_{1/2}=22.23 \pm 0.12$ años (DDEP, 2013^a) y ocurre de manera natural como parte de la serie de desintegración del ^{238}U (Figura 2).

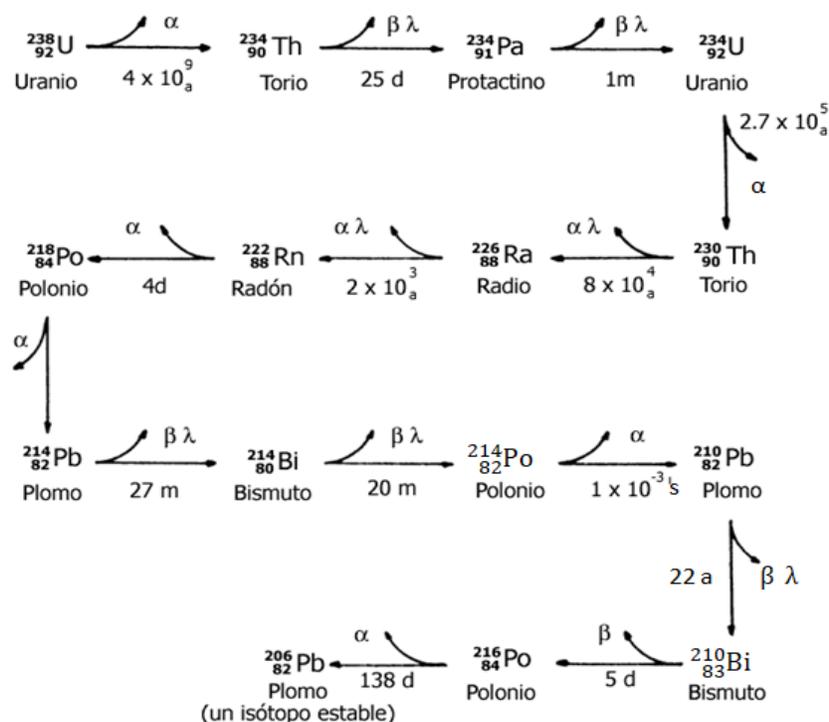


Figura 2. Serie de desintegración radiactiva del ^{238}U (Fuente: Chamizo y Garritz, 2002).

En los sedimentos el ^{210}Pb tiene dos componentes: el ^{210}Pb en exceso o no soportado, que se produce en la atmósfera, debido a la desintegración del ^{222}Rn que emana de los suelos y el ^{210}Pb soportado o de base, producido *in situ* a partir de la desintegración de ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3.82 \pm 0.08$ días, DDEP, 2013^b) atrapado al interior de los sedimentos (Ruiz-Fernández *et al.*, 2009). El $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ es el parámetro fundamental para la radiocronología con ^{210}Pb . En la columna sedimentaria la evaluación de la desintegración del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ respecto a la profundidad, asumiendo condiciones de sistema cerrado, permite estimar la fecha de formación de los estratos sedimentarios (Figura 3).

Experimentalmente la actividad que se determina en los sedimentos es la del ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$), por lo que el $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ es igual a:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{tot}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$$

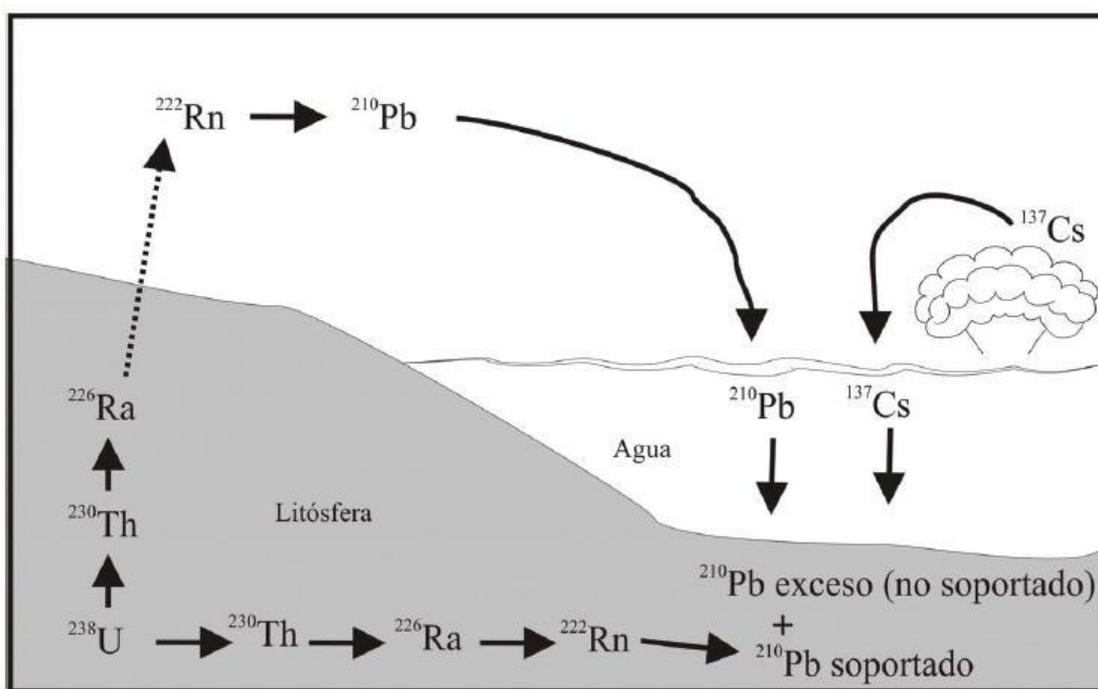


Figura 3. Esquema simplificado del decaimiento radiactivo del ^{238}U que muestra la acumulación en sedimentos subacuáticos de ^{210}Pb exceso (no soportado) transportado por vía atmosférica y de ^{210}Pb formado *in situ* (soportado), así como las fuentes de ^{137}Cs hacia los sedimentos (Fuente: Bernal *et al.*, 2010).

La radiocronología con ^{210}Pb debe ser corroborada mediante marcadores cronoestratigráficos, entre ellos, el radionúclido artificial ^{137}Cs , que es un producto de la detonación atmosférica de armas nucleares y por tanto, el máximo de sus actividades en los perfiles sedimentarios debería de coincidir con el horizonte temporal de 1962 a 1964, que fue el periodo de mayor actividad de pruebas nucleares a nivel global (UNSCEAR, 2000). ^{137}Cs es adsorbido y fijado rápidamente por las partículas en los sedimentos, especialmente en los minerales de arcilla y en particular la vermiculita (Staunton *et al.*, 2002). Si existe correspondencia de los máximos de ^{137}Cs con las fechas derivadas del fechado con ^{210}Pb , entonces el modelo de edad obtenido se considera confiable (Ruiz-Fernández *et al.*, 2004).

2.3. Tamaño de grano de los sedimentos

El tamaño de grano se clasifica de acuerdo con la escala de Wentworth (1922), las partículas de tamaño de gravas tienen un diámetro nominal mayor a 2 mm; las de arena entre 62.5 μm y 2 mm; las de limo entre 4 μm y 62.5 μm ; y las de arcillas < 4 μm (*Figura 4*). Gran parte de la materia orgánica en los sedimentos está íntimamente asociada con los componentes minerales, y en particular con las partículas de limos y arcillas. Los mecanismos de unión se postulan a través de puentes de hierro y aluminio o puentes de hidrógeno para los grupos funcionales hidroxilo y carboxilo en sustancias húmicas (Schnitzer, 1986) y en proteínas mediante fuerzas electrostáticas (Norde y Lyklema, 1978), fuerzas de van der Waals (Hamzehi y Pflug, 1981) y principalmente como interacciones tanto electrostáticas como hidrofóbicas (Staunton y Quiquampoix, 1994; Quiquampoix *et al.*, 1995). Las partículas sedimentarias más finas tienen una mayor superficie de contacto por volumen que las partículas más gruesas (*Figura 5*), y por lo tanto, también tienen una mayor capacidad de secuestrar a los contaminantes reactivos.

		mm	ϕ	
		↑	↑	
Gravas	Aglomerado	— 1024 —	-10	
		— 512 —	-9	
	—————		256 —	-8
	Grava	Gruesa —	128 —	-7
		—————	64 —	-6
		Mediana —	32 —	-5
	—————		16 —	-4
	Fina	—	8 —	-3
		—————		4 —
	Sábulo		2 —	-1
Gruesos	—————		1 —	0
	Arena	Muy Gruesa	0,5 —	1
		Gruesa	0,25 —	2
		Mediana	0,125 —	3
		Fina	0,062 —	4
		Muy Fina	0,031 —	5
Finos	—————		0,015 —	6
	Limo	Grueso	0,0078 —	7
		Fino	0,0039 —	8
	—————		0,0020 —	9
	Arcilla			

Figura 4. Escala de tamaño de grano (modificado de Wentworth, 1922).

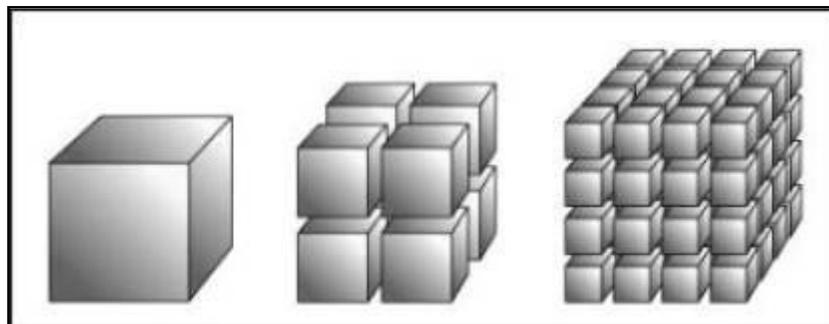


Figura 5. Aumento del área específica de contacto con respecto al tamaño de las partículas sedimentarias (Shmidt-Nielsen, 1984).

2.4. Metales Pesados

Se conocen como metales pesados a aquellos elementos químicos que tienen un número atómico por arriba de 20, y que presentan una gravedad específica superior a 4.5 y hasta 7 (Bradl, 2005), aunque generalmente se excluye a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos. La presencia de metales en el ambiente puede deberse a fuentes naturales producto del intemperismo (degradación de rocas y minerales) y vulcanismo, entre otros; pero también a consecuencia de muy diversas actividades antropogénicas como la minería, la metalurgia, la agricultura, la producción de electricidad, las emisiones y descargas de desechos líquidos y sólidos, el uso de combustibles en embarcaciones, etc. Los metales de origen antrópico llegan a los sistemas acuáticos a través de descargas directas de aguas residuales industriales, agrícolas y domésticas, así como a la precipitación de contaminantes liberados a la atmósfera (Figueruelo y Marino Dávila, 2004).

La toxicidad de los metales en el medio acuático depende de la forma química en que se encuentren: iones simples o complejos, óxidos o hidróxidos, etc., debido a que las interacciones de los componentes celulares se establecen con una especie química particular de cada elemento. La determinación de la cantidad total de metal en un medio acuático es importante para evaluar la cantidad de especies metálicas tóxicas. La solubilidad, y generalmente la biodisponibilidad de las especies metálicas varía con la temperatura, pH, Eh, tamaño y la naturaleza de las partículas adsorbentes del sistema acuático que agrupa las fases y las especies químicas en las que se presenta el metal tanto en la columna de agua como en los sedimentos, (Figura 6).

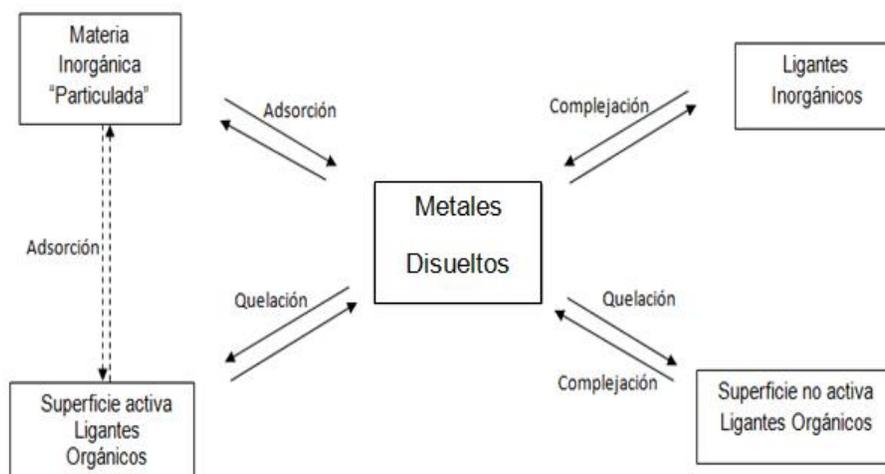


Figura 6. Matrices con las que los metales interactúan en la columna de agua y sedimentos. (Alleyne *et al.*, 2004).

En la columna de agua los iones metálicos se encuentran presentes en el agua asociados a diferentes ligandos, por ejemplo: materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al, carbonatos, sulfuros y sulfatos entre otros aniones. Además, se pueden encontrar retenidos en otras fases como partículas suspendidas por diferentes mecanismos como el intercambio iónico, la formación de complejos, precipitación y adsorción (Alleyne *et al.*, 2004). Las variaciones que ocurren en sistemas costeros se encuentran íntimamente relacionados con los cambios en los sistemas que los rodean: océano, atmósfera, litósfera, etc., de manera que los cambios ocurridos en cualquiera de ellos afectan a los otros. Al igual que en otros ambientes sedimentarios, los cambios ambientales que han afectado al entorno costero se encuentran fielmente registrados en los sedimentos. El análisis de estos registros requiere el uso de indicadores que provean de información de los cambios ocurridos, tales como indicadores de origen marino, terrígeno o generados por actividades antropogénicas.

Los metales pesados no se encuentran fijados a los sedimentos de forma permanente debido a que estos pueden ser liberados a la columna de agua debido a cambios en las condiciones ambientales como el pH, el Eh y la presencia de quelantes orgánicos (Förstner, 1987). La concentración elemental de los sedimentos no solo depende de las fuentes antropogénicas y litogénicas, sino también de las características de la textura, el contenido de materia orgánica, la composición mineralógica y el ambiente en el que se realice el depósito de los sedimentos (Preasley *et al.*, 1980).

2.5. Origen de los sedimentos (indicadores geoquímicos)

Entre los elementos indicadores de origen marino se incluyen a sodio (Na) y cloro (Cl) debido a su alta concentración en agua de mar (Salminen *et al.*, 2005), así como a bromo (Br), que tiene muy bajas concentraciones en ambientes terrígenos (Mayer, *et al.*, 2007). Los cambios en las concentraciones de estos elementos en suelos y sedimentos se han utilizado para distinguir el aporte de material de origen marino, debido a la intrusión salina y transgresión marina.

Aluminio (Al), elemento considerado conservativo en la corteza terrestre, hierro (Fe) y titanio (Ti) pueden ser utilizados para la identificación de fuentes de suministro terrígeno en sedimentos marinos y costeros (Fütterer *et al.*, 2006). Asimismo, el contenido de zirconio (Zr), rubidio (Rb), torio (Th) y titanio (Ti) en ambientes sedimentarios se encuentra principalmente relacionado con la presencia de minerales detríticos en sedimentos típicamente terrígenos (Salminen *et al.*, 2005).

Hierro (Fe) y manganeso (Mn) son elementos abundantes en la corteza terrestre y se encuentran formando oxi-hidróxidos dentro de los sedimentos debido a que son fácilmente oxidados por el O₂ atmosférico; conforman parte de limos y arcillas. Mn⁴⁺ y Fe³⁺ son importantes aceptores de electrones en los procesos de degradación de la materia orgánica (MO) durante la respiración anaeróbica (Kristensen, 2000), por lo que son buenos indicadores de cambios en el Eh.

2.6. Composición isotópica de C y N ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)

Las composiciones isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) se han usado ampliamente para rastrear fuentes de materia orgánica en humedales (Thornton y McManus, 1994, Sugimoto *et al.*, 2006, Usui *et al.*, 2006). La composición de isótopos estables de carbono ha sido útil en los estudios en humedales estuarinos debido a que el material terrestre derivado de productores primarios, cuando no está bajo la influencia de las plantas C₄, típicas de los trópicos, de regiones áridas y de medios calurosos, secos y soleados (Nabors, 2005), tienen valores bajos de $\delta^{13}\text{C}$ entre -30 y -24 ‰, mientras que el material de origen marino es más alto, con valores entre -22 y -18 ‰. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los efluentes de aguas residuales se superponen con los valores de las fuentes terrestres y marinas y varían entre -26 y -22 ‰. Debido a esta superposición, en general, se utiliza un trazador adicional para identificar las entradas de aguas residuales (Carreira *et al.*, 2002), uno de los candidatos es la composición $\delta^{15}\text{N}$ que en algunos casos puede distinguir entre las entradas de aguas residuales y otras fuentes (Barros *et al.*, 2010).

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ son más sensibles que los de $\delta^{13}\text{C}$ a la contaminación ambiental y las variaciones en el procesamiento biogeoquímico de la materia orgánica. Los isótopos de nitrógeno se usan comúnmente para rastrear nitrógeno antropogénico en redes tróficas de alimentos y detectar las causas de la eutrofización (McClelland *et al.*, 1997; Constanzo *et al.*, 2001). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ varían significativamente en diferentes contaminantes, que van desde -2 a 4 ‰ en nitrógeno de fertilizantes artificiales y de 10 a 20 ‰ en excrementos humanos y animales (Ruiz-Fernández *et al.*, 2002; Cole *et al.*, 2004).

2.7. Factor de Enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) permite evaluar el incremento de las concentraciones de metales por encima de los niveles basales tomando en consideración las variaciones en las características del sedimento como tamaño de grano o la mineralogía por medio de un proceso de normalización, mediante el uso de un elemento de referencia tal como Al, Ti o Li (Abraham y Parker, 2008). Este elemento de referencia debe ser conservativo y no ser susceptible a cambios en las condiciones de reducción/oxidación u otros procesos diagenéticos que se presentan en el sedimento y que pudieran alterar su concentración. Usualmente, la concentración de los elementos potencialmente tóxicos (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) se incrementa con la disminución en el tamaño de partícula, debido al aumento en el área superficial o debido a cambios en la matriz mineral (Abraham y Parker, 2008). El elemento de referencia actúa como proxy de la fracción fina del sedimento y se considera conservativo ya que tiene un flujo uniforme desde la corteza terrestre (Loring y Rantala, 1992). Su cálculo se realiza de acuerdo a la siguiente fórmula (Glasby y Szefer, 1998):

$$FE = \frac{M_i / M_r}{M_{base} / M_{base (r)}}$$

En donde M_i es la concentración del metal contaminante, M_r es la concentración del metal de referencia (su usó Al para este trabajo), M_{base} es la concentración base del metal (pre-antropogénica) y $M_{base (r)}$ es la concentración base del metal de referencia (pre-antropogénica).

Para evaluar los factores de enriquecimiento de los elementos contaminantes analizados se utilizó la clasificación de Sutherland (2000), donde se considera:

- $0 < FE \leq 2$ Indica contaminación mínima o nula.
- $2 \leq FE \leq 5$ Indica sitios moderadamente contaminados.
- $5 \leq FE \leq 20$ Indica contaminación significativa.
- $20 \leq FE \leq 40$ Indica sitios altamente contaminados.
- $40 \leq FE$ Representa sitios extremadamente contaminados.

2.8. Carbono Azul

Se denomina carbono azul al carbono producido por ecosistemas costeros tales como manglares, marismas y los pastos marinos, que se acumula como biomasa (hojas, ramas, tallos, raíces y madera), o que forma parte del detritus orgánico enterrado en el sedimento (McLeod *et al.*, 2011), donde puede preservarse durante largos períodos de tiempo (de siglos a millones de años; Duarte *et al.*, 2005).



Figura 7. Ecosistemas de carbono azul: 1) pastos marinos, 2) manglares, 3) marismas.

Al igual que el carbono almacenado en los ecosistemas terrestres, el carbono azul se secuestra en la biomasa de plantas vivas durante escalas de tiempo relativamente cortas (de años a décadas). A diferencia de los ecosistemas terrestres, el carbono secuestrado en los sedimentos costeros puede ser extenso y permanecer atrapado durante períodos de tiempo muy largos (siglos a milenios) resultando en grandes reservas de carbono (Duarte *et al.*, 2005; Lo lacono *et al.*, 2008) (*Figura 8*). La diferencia en la acumulación de carbono del suelo en sistemas terrestres *versus* sedimentos costeros es que el almacenamiento potencial de carbono en suelos de tierras altas está limitado por la alta disponibilidad de oxígeno, lo que permite la oxidación microbiana aerobia del carbono y su liberación a la atmósfera (Schlesinger y Lichter, 2001). Sin embargo, en los sistemas de carbono azul, el suelo está saturado con agua, manteniéndolo en un estado anaeróbico (bajas concentraciones de oxígeno) y continuamente se acumula verticalmente a altas velocidades, lo que resulta en una acumulación continua de carbono a lo largo del tiempo (Chmura *et al.*, 2003).

El análisis de núcleos sedimentarios fechados permite estimar los inventarios de carbono azul, es decir, los gramos de C_{org} secuestrados por unidad de área en los sedimentos (Howard *et al.*, 2014) y su variación en el tiempo. En las zonas costeras, C_{org} es enterrado rápidamente debido a las altas tasas de depósito de sedimentos (Berner, 1981), lo que ayuda a mantener un estado anaeróbico (Chmura *et al.*, 2003) y la preservación de C_{org} durante largos períodos de tiempo (Duarte *et al.*, 2005).

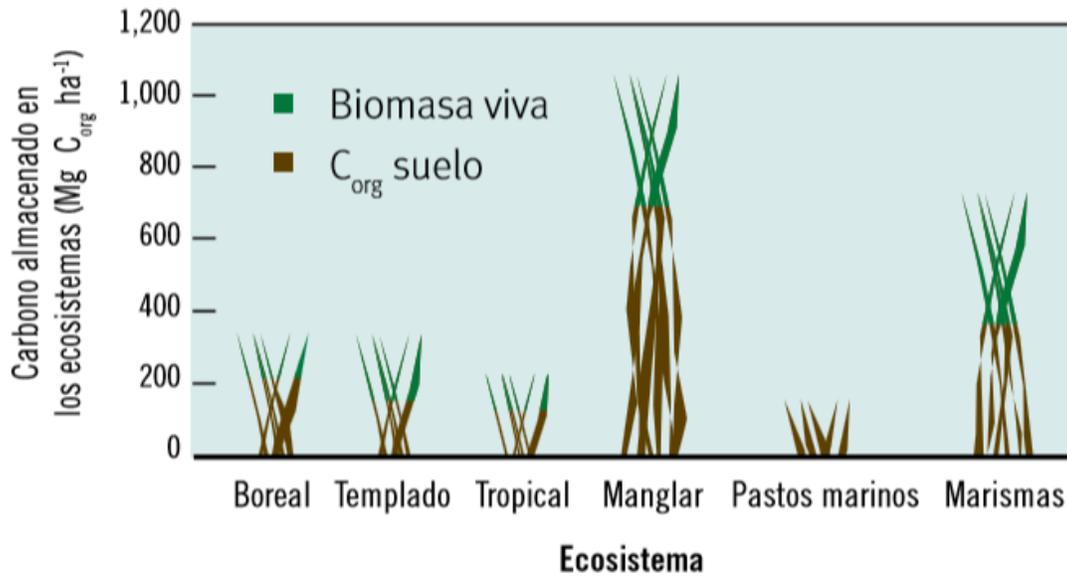


Figura 8. Inventarios de carbono almacenado en ecosistemas terrestres y costeros (Fuente: CONANP, 2017).

México ocupa el cuarto lugar a nivel mundial en extensión de manglar. Se reconocen los múltiples servicios ecosistémicos de manglar, pero también altas tasas de deforestación. Los manglares en México se distribuyen de forma discontinua a lo largo de sus 10,000 km de litoral (Figura 9), en función de las características climáticas, del origen morfotectónico de las costas, del intervalo de mareas y del tamaño de la cuenca hidrológica (Flores-Verdugo *et al.*, 1992).

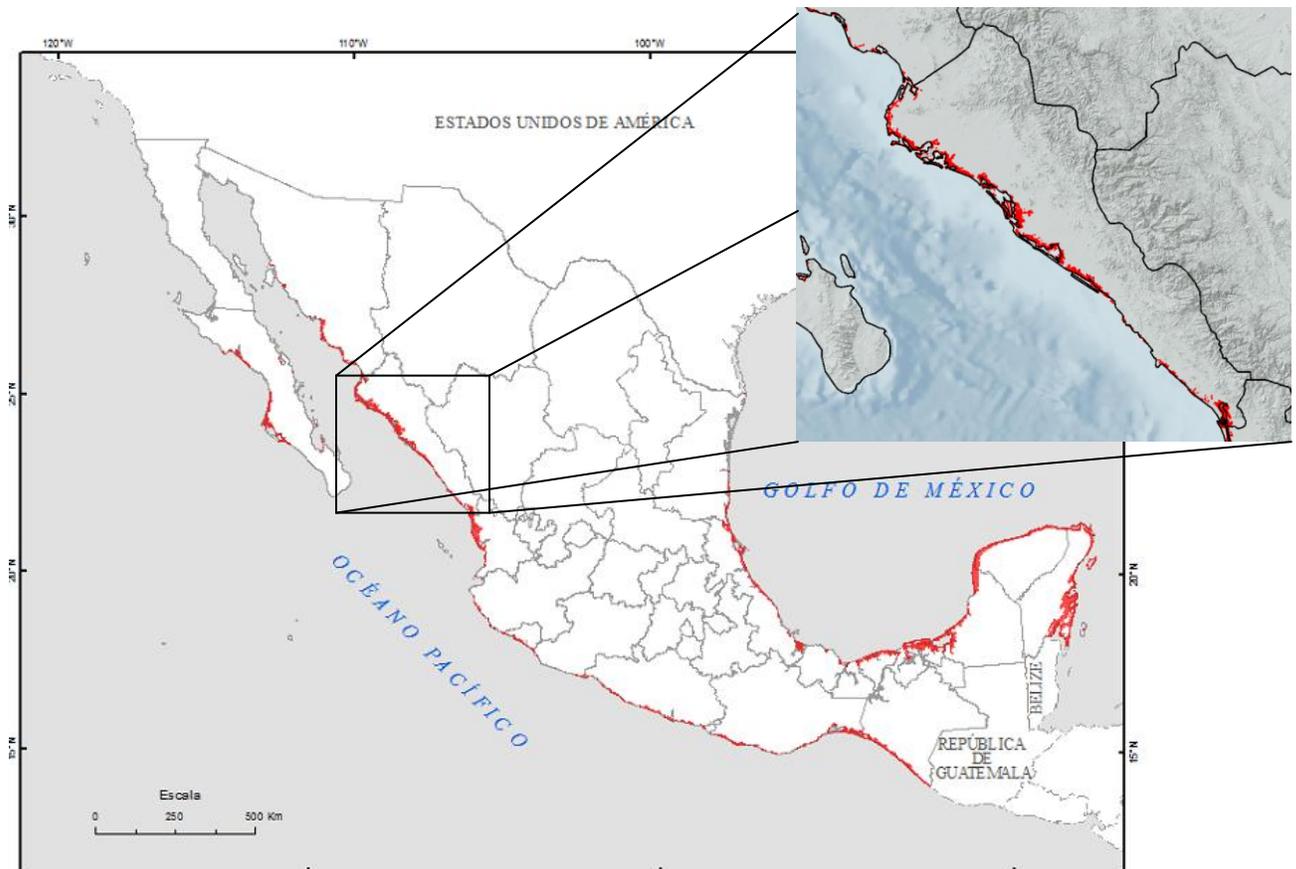


Figura 9. Distribución de los manglares en México y Sinaloa en 2015. Escala 1:50000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (CONABIO, 2016).

Los ecosistemas de manglar son especialmente valiosos y de igual forma son de los ecosistemas más impactados por el cambio global, entre muchos ejemplos el cambio de uso de suelo, debido a que una cuarta parte de la población mundial vive en zonas adyacentes a estos ecosistemas (Nichollis y Small, 2002).

3. ANTECEDENTES

Debido a su alta toxicidad y persistencia en ecosistemas, la cuantificación y monitoreo de elementos contaminantes en sedimentos de manglar y otros ambientes costeros es una preocupación a nivel mundial. Algunos estudios se han concentrado en evaluar el impacto de las actividades antropogénicas o los niveles de contaminación de los sedimentos en zonas de manglar. Islam *et al.* (2017) reportaron el riesgo ecotoxicológico por metales como Cd, y concentraciones de elementos como As, Cr, Cu y Ni potencialmente nocivos a la biota bentónica a causa de un derrame petrolero en Bangladesh; Defew *et al.* (2005) reportaron contaminación por metales debido al impacto de las aguas residuales los cuales se encuentran por encima de los niveles naturales reportados en la región de la bahía de Punta Mala en Panamá; Ray *et al.* (2006) mencionan que no hay contaminación por metales pese a los factores de enriquecimiento elevados en Pb y Cd, aunque el rápido desarrollo y crecimiento de industrias y zonas de vivienda en la zona estuarina de manglares en Godavari son considerados un foco de atención en un futuro cercano en la India. Otros estudios reportaron las interacciones de los elementos contaminantes y su comportamiento biogeoquímico dentro de las diferentes fracciones presentes en los sedimentos, y observaron que en general los elementos contaminantes se encuentran asociados al sedimento en las fracciones menos biodisponibles, e inclusive no se observan condiciones de estrés en diferentes especies de manglar (Qiu *et al.*, 2011, Espinosa *et al.*, 2011, Kehrig *et al.*, 2003, Melville y Pulkownik, 2007). En otros estudios se describió la variación temporal de los elementos contaminantes en los sedimentos de manglar, aunque en algunos lugares se observó que las concentraciones son más altas en temporadas secas y en otros, en temporada de lluvias, pero en general las altas concentraciones en las zonas estudiadas son resultado de actividades locales humanas y representan un riesgo ecológico, por lo que la restauración de áreas de manglar se ve parcialmente afectada (Feng *et al.*, 2017, Essien *et al.*, 2009, Marchand *et al.*, 2006, Preda y Cox, 2002, Usman *et al.*, 2013).

Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001) determinaron concentraciones de metales, así como contenidos de materia orgánica y carbonatos en sedimentos superficiales del cuerpo lagunar Estero de Urías (incluyendo sedimentos de manglar) y concluyeron que la mayoría de los metales analizados son de origen natural, con la excepción de Cd, Cu, Pb y Zn, los cuales presentan anomalías directamente relacionadas con puntos de descarga de aguas residuales municipales e industriales, y en los muelles; por otra parte, metales como el Cu, Ni y V muestran una tendencia a aumentar hacía las márgenes de la laguna y se concluyó que los sedimentos tanto de la laguna como del manglar tienen una capacidad similar para la captura de metales. Ruiz-Fernández *et al.* (2009) realizaron un estudio sobre la acumulación de metales como Hg, Cd, Cu y Pb en sedimentos de marismas en tres lagunas costeras incluido el Estero de Urías; en este trabajo se encontró contaminación por Hg en una zona de marisma, probablemente proveniente del transporte atmosférico generado por la planta termoeléctrica de la ciudad de Mazatlán y de acuerdo con guías internacionales, algunas concentraciones reportadas pueden ser de riesgo para la biota.

Con relación a los estudios realizados en sedimentos en núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb en México y el mundo, en la revisión realizada por Breithaupt *et al.* (2012) se calcularon las tasas de enterramiento de C_{org} en sedimentos de manglar, tanto a escala local como global, utilizando la medición directa de ^{210}Pb o ^{137}Cs , reportada en una revisión realizada previamente por Chmura *et al.* (2003), e i, en la que se incluyen manglares de Australia (Alongi *et al.*, 1999; Brunskill *et al.*, 2002), Brasil (Sanders *et al.*, 2006, 2008, 2010^a, 2010^b & 2010^c), Colombia (Ruiz-Fernández *et al.*, 2011), Malasia (Alongi *et al.*, 2004), Indonesia (Brunskill *et al.*, 2004), China (Alongi *et al.*, 2005), Japón (Tateda *et al.*, 2005), Vietnam (Tateda *et al.*, 2005) y Tailandia (Alongi *et al.*, 2001; Tateda *et al.*, 2005), junto con datos adicionales de México (Lynch, 1989; Gonnee *et al.*, 2004) y Estados Unidos (Lynch, 1989; Callaway *et al.*, 1997; Smoak *et al.*, 2013; Bianchi *et al.*, 2013); la importancia de estos trabajos radica en el enriquecimiento de datos en sedimentos fechados de algunos de los bosques de manglar más grandes y desarrollados del mundo.

Diversos estudios en los que se ha determinado el alto contenido de carbono orgánico (% C_{org}) en los sedimentos asociados a manglares alrededor del mundo (Tabla 1), muestran que los porcentajes de C_{org} generalmente se encuentran dentro de un intervalo del ~1 al ~30% como los determinados en Nueva Caledonia (Bahía Concepción, Marchand *et al.*, 2011; Bahía Dumbea, Marchand *et al.*, 2016); en Venezuela (Otero *et al.*, 2017); en Nigeria (Essien *et al.*, 2009); en Brasil (Kehrig *et al.*, 2003). Asimismo, se han determinado los inventarios de C_{org} en estudios previos realizados en la Reserva de Biosfera de Sian Ka'an, (Adame *et al.*, 2013); en la Reserva de la Biosfera de La Encrucijada (Adame *et al.*, 2015), en el municipio de Centla entre Tabasco y Campeche (Kauffman *et al.*, 2016); así como en otras partes del mundo, e.g. China (Wang *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2014), en la República Dominicana (Kauffman *et al.*, 2014), en manglares de la Guyana Francesa (Marchand, 2017).

Tabla 1. Inventarios de C_{org} registrados en sedimentos en México.

Sitio	Tipo	Inventarios de C _{org} (Mg ha ⁻¹)	Referencias
RBSK Quintana Roo, México.	SM	297 (18) - 664 (78)	Adame <i>et al.</i> (2013)
RBLE Chiapas, México.	SM	174.8 (41.9) - 732.2 (53.8)	Adame <i>et al.</i> (2015)
Centla Tabasco-Campeche, México.	SM	101-491	Kauffman <i>et al.</i> (2016)
China	SM	323.68	Wang <i>et al.</i> (2013)
Costa China	SM	126.14-657.61	Liu <i>et al.</i> (2014)
República Dominicana	SM	262.22 (33.68) - 583.85 (173.72)	Kauffman <i>et al.</i> (2014)
Costa Guyana Francesa	SM	4.8-107.5	Marchand (2017)

SM: Sedimentos de manglar, **RBSK**= Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, **RBLE**= Reserva de la Biosfera La Encrucijada, () valor de la incertidumbre.

Los sedimentos de manglar pueden ser excelentes reservorios de contaminantes y de carbono orgánico. Este trabajo tiene como propósito proporcionar los resultados del proceso de cuantificación de la variación temporal de las concentraciones y flujos de elementos contaminantes, así como del carbono azul y el impacto económico asociado, en caso de alteración de las reservas de carbono enterradas en los sedimentos en núcleos sedimentarios en zonas de manglar, en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa.

4. JUSTIFICACIÓN

4.1. Justificación Académica

El estudio de la contaminación a nivel mundial y en específico en México, en donde el tema y los casos han venido a la alza en los últimos años tienen una gran relevancia. Actualmente en México no se tiene un control sobre la liberación de desechos de cualquier índole y esto provoca que la forma en la que se comportan los contaminantes liberados al medio ambiente cambien constantemente debido a las condiciones de cada región del país, por lo que es necesario continuar la investigación sobre los temas relacionados con la contaminación de cualquier forma y así poder integrar los resultados obtenidos a las propuestas de manejo actual para sugerir medidas de mitigación y lograr un manejo sustentable de las zonas afectadas.

4.2. Justificación Personal

El propósito de estudiar las tendencias de indicadores del Cambio Global me permitirá desarrollar destrezas que me ayudarán a entender, explicar con argumentos científicos, reflexionar, adoptar destrezas que me serán de utilidad en mi formación como Investigador y comportamientos que expresen actitudes responsables frente al problema de la contaminación, aportando ideas que sirvan como solución a este grave problema que afecta a nuestro planeta.

5. OBJETIVOS

5.1. General

Evaluar la variación temporal de los flujos de metales pesados y carbono orgánico en sedimentos recientes (≤ 100 años) de la zona de manglar asociada a la laguna costera Estero de Urías mediante el análisis de núcleos sedimentarios fechados con el método de ^{210}Pb .

5.2. Particulares

- a. Evaluar los niveles de concentración de metales y carbono orgánico en los sedimentos.
- b. Evaluar los niveles de enriquecimiento de los metales respecto a los valores de referencia.
- c. Comparar los niveles de contaminación por metales con estudios previos en el área de estudio y otras zonas de manglar en el mundo.
- d. Evaluar el riesgo potencial que provoca la contaminación por metales en la zona.
- e. Evaluar los flujos actuales de metales y carbono orgánico en la columna sedimentaria de la actualidad, y su posible origen.
- f. Evaluar los inventarios de carbono orgánico en los sedimentos y realizar una valoración económica de los mismos.

6. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

- I. ¿Cuál es el grado de contaminación por metales pesados en las zonas de manglar del Estero de Urías?
- II. ¿Cuál es el grado de contaminación de materia orgánica en los sedimentos?
- III. ¿Los niveles de contaminación por metales en la zona pueden ser de riesgo para la biota bentónica y por ende, a la salud humana?
- IV. ¿Cómo varían los flujos de metales pesados considerados contaminantes?
- V. ¿Cómo varían los flujos de C_{org} y qué beneficio económico representa preservar los ecosistemas de manglar?

7. ÁREA DE ESTUDIO

La laguna costera Estero de Urías está localizada en el sureste del Golfo de California, al sur de la ciudad de Mazatlán y al norte de la desembocadura del río Presidio (*Figura 11*). Su forma es alargada, tiene un intercambio libre y permanente con el mar, el eje mayor es paralelo a la costa, con una extensión de 17 km y una superficie de 28 km² (Páez-Osuna *et al.*, 1990). Es una laguna tipo III A, caracterizada por depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental, protegida del mar por una barrera arenosa (Lankford, 1997). La sección proximal al mar (~3 km) funciona como un canal de navegación para la terminal marítima del puerto de Mazatlán, y en el extremo distal de la laguna, hay una serie de canales meándricos secundarios bordeados por bosque de manglar que es casi completamente dominado por un ciclo de mareas semidiurnas, con un máximo de mareas primaverales de 1.8 m y mínimos de marea de 0.3 m (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2015).

El clima de la región es cálido sub-húmedo con temperaturas que oscilan entre los 19.7 °C en invierno y 28.9 °C en verano (con rangos extremos de 7.5 °C a 39 °C; SMN, 2014) con precipitación media anual de 857.5 mm principalmente durante la temporada de lluvias (de julio a octubre; INEGI, 2012). El Estero de Urías se encuentra influenciado en gran parte por las actividades realizadas basadas en el turismo, la pesca, el procesamiento de productos pesqueros (granjas camarónicas y procesamiento de atún y camarón de alta mar) y en menor proporción por la industria naval. Cuenta con una población cercana a los 502,547 habitantes (INEGI, 2015), la cual puede incrementarse durante las épocas de mayor afluencia de turismo, como en 2014 cuando la Bahía recibió a 944 mil paseantes de casi un millón 700 mil que visitaron los 270 centros recreativos de Sinaloa, los cuales el 70% fueron turistas de origen nacional y el 30% de turistas internacionales.

Este sistema costero se ha intervenido de manera considerable y se ha modificado su geomorfología, circulación y recambio de masas de agua debido a las operaciones de dragado del canal de navegación y construcción de muelles, que han provocado la acumulación de materiales de desecho y contaminantes; de igual manera se han realizado modificaciones del contorno de la laguna costera debido a la urbanización desde hace varias décadas (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 2003).

Mazatlán tiene la flota camaronera más importante del Pacífico mexicano, alberga una de las mayores enlatadoras de atún y puntos de almacenaje en frío en México, está clasificado como sexto destino de playa más popular del país y es un importante cabotaje y puerto de ultramar en el Pacífico mexicano, principalmente para el transporte de productos derivados del petróleo, gasolinas y combustóleo para la termoeléctrica. Los estudios reportan contaminación por oligoelementos, pesticidas y bifenilos policlorados (Raygoza-Viera *et al.*, 2014 y referencias asociadas) que se han asociado con descargas puntuales de aguas residuales no tratadas de asentamientos humanos, instalaciones industriales y portuarias, así como de granjas camaronícolas establecidas alrededor de la laguna.

El área superior del sistema lagunar del Estero de Urías está rodeada por un bosque de manglar que tiene una zonificación determinada por inundación de la marea. En la zona marítima y frecuentemente inundada, la franja de manglares está colonizada por las especies *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y, escasamente, *Conocarpus erectus* (el mangle botoncillo). El área intermedia y más salina está colonizada por el mangle *Avicennia germinans* (mangle negro), que limita con una estrecha zona de inundable (localmente conocida como “marisma”) en la zona intermareal alta, intermitentemente inundada durante la marea alta y caracterizado por condiciones hipersalinas (> 80 ups) y escasa vegetación halófila (*Salicornia spp* y *Batis marítima*) aunque ocasionalmente inundada por escurrimientos terrestres en la época de lluvias. En la zona posterior a la marisma la vegetación terrestre incluye relictos de bosque caducifolio secundario inferior, mezclados con palma de coco y plantaciones de mango (Ruiz-Fernández *et al.*, 2016).

8. METODOLOGÍA

8.1. Muestreo

Se realizó la recolección de cuatro núcleos sedimentarios en dos áreas de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa (*Figura 11*). La recolección de los núcleos sedimentarios se hizo manualmente, utilizando un tubo de PVC de 100 cm de largo y 10 cm de diámetro interno (*Figura 10*). En la *Tabla 2* se presenta la ubicación de los sitios de muestreo y las características de los núcleos recolectados.



Figura 10. Nucleadores (Tubos de PVC).

Tabla 2. Ubicación de sitios de muestreo y características de los núcleos recolectados en zonas de manglar del Estero de Urías, Sinaloa.

Clave del núcleo	Fecha de muestreo	Coordenadas		Secciones totales del núcleo	Compactación (cm)	Características del sitio de muestreo
		Latitud (°N)	Longitud (°W)			
EU-V	17-02-2017	23°09'09.3"	106°20'02.7"	71	12	Bosque alto (> 3m) de mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) tipo borde, neumatóforos sobresalientes en el sedimento y gran presencia de cangrejos violinistas (<i>Uca</i> sp) en la zona.
EU-VI	22-03-2017	23°09'07.9"	106°20'0.00"	84	5	Bosque de mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) tipo matorral, neumatóforos sobresalientes en el sedimento.
EU-VII	22-03-2017	23°09'19.5"	106°19'36.4"	76	10	Bosque de mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) tipo matorral, neumatóforos sobresalientes en el sedimento
EU-VIII	22-03-2017	23°09'18.2"	106°19'34.8"	68	16	Bosque de mangle con transición de mangle rojo (<i>Rhizophora mangle</i>) alto tipo borde con raíces adventicias sobre el sedimento y mangle negro (<i>Avicennia germinans</i>) tipo matorral con neumatóforos sobresalientes en el sedimento y presencia numerosa de cangrejos violinistas (<i>Uca</i> sp).



Figura 11. Localización de la zona de estudio en el Estero de Urías (Google Earth, 2017).

8.2. Tratamiento de muestras

En el laboratorio los núcleos fueron extrudidos y seccionados a 1 cm de espesor con cuchillo cerámico (*Figura 12*). Cada sección fue colocada en una charola de plástico (previamente lavada con HCl 2 M) y se registró del peso húmedo. Las muestras se congelaron y liofilizaron en un equipo marca LabconcoTM (modelo no. 7754042) durante 2 días, a 0.1 mBar de presión, con una temperatura promedio de -47°C . Se registró el peso seco, posteriormente las muestras se molieron y se guardaron en bolsas de polietileno. En los anexos se presentan los pesos registrados de cada una de las secciones por núcleo.

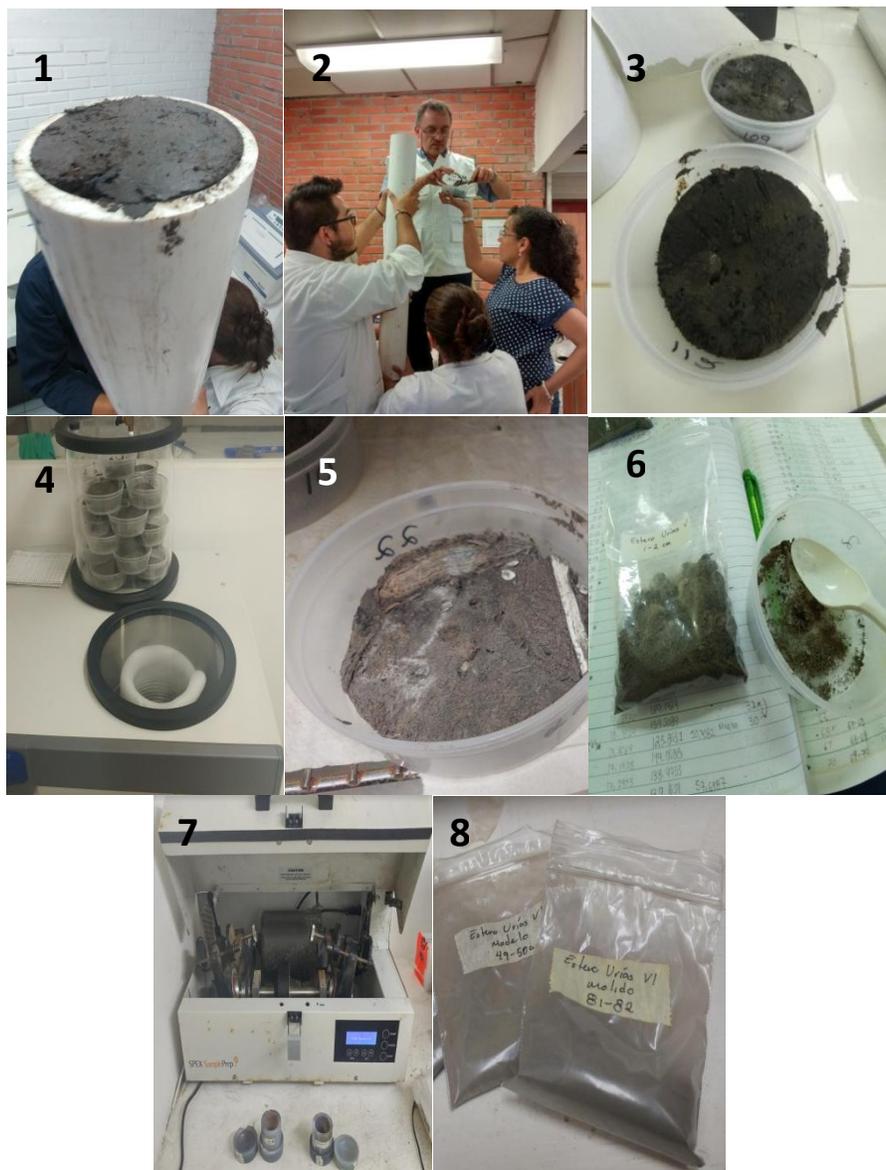


Figura 12. Tratamiento del núcleo sedimentario; 1) extrusión del núcleo. 2) corte del núcleo en secciones. 3) sedimentos colocados en charolas y congelados. 4) liofilización de sedimentos. 5) sedimentos secos. 6) sedimentos pesados. 7) molienda. 8) sedimentos molidos y almacenados en bolsas.

8.3. Análisis de laboratorio

8.3.1. Humedad (%)

El contenido de humedad en los sedimentos de cada sección se calculó mediante diferencia porcentual entre el peso húmedo y seco de cada muestra (Berner, 1981) (*Anexo 5-8*).

$$\text{Humedad (\% H)} = \frac{W - D}{W} \times 100$$

donde W es el peso húmedo (g) y D es el peso seco (g) de sedimento.

8.3.2. Profundidad y masa acumulada

La compactación de la columna sedimentaria es resultado de la disminución progresiva del contenido de agua que ocupa los espacios entre las partículas que forman una capa de sedimento, provocada por el aumento del material depositado en capas superiores (Robbins, 1978). Así, para compensar los efectos de la compactación en el perfil de sedimento es necesario normalizar a través de cálculo de de la profundidad másica o masa acumulada (g cm^{-3}) para la cual se utilizan las siguientes ecuaciones (Robbins y Edgington, 1975; Robbins, 1978; Sorgente *et al.*, 1999) (*Anexo 5-8*):

- Porosidad (%), que es la cantidad relativa de espacio vacío por volumen de muestra:

$$\phi = (\rho_{\text{sed}}(W - D) / (\rho_{\text{sed}}(W - D) + D) * 100)$$

Donde ρ_{sed} es igual a 2.5 g cm^{-3} que es la densidad aparente del sedimento (Berner, 1981), W es el peso húmedo y D es el peso seco de la muestra.

- Densidad de la sección i (g cm^{-2}):

$$Pi = \frac{m_i}{S\Delta z_i}$$

Donde M_i es la masa de la sección i (g), S la superficie de la sección transversal del núcleo sedimentario (cm^2) y Δz_i es el espesor de la sección i (cm)

- La masa acumulada de la sección i (g cm^{-2}), donde $m(i)$ se obtiene de valores

experimentales: $m_i = \frac{m(i-1) + m(i)}{2}$

Sumatoria de la masa acumulada de los estratos en la columna sedimentaria:

$$F = m_1 + m_2 + \dots + m_n$$

Para evaluar los perfiles de las variables analizadas se utiliza el punto medio de la masa acumulada G (g cm^{-2}) donde:

- En la primera sección de sedimento es:

$$G = m1/2$$

- Para la segunda sección de sedimento:

$$G = (m1 + m2)/2$$

- Para las secciones sucesivas:

$$G_n = (G_{n-1} + m_n)/2$$

8.3.3. Determinación de la concentración de metales

El análisis elemental se realizó por medio de espectrometría de fluorescencia de rayos X, utilizando un sistema Spectro™ Xepos-3 (Figura 13). Para la determinación, el sedimento molido es colocado en una celda de polietileno de baja densidad, en la cual el fondo es previamente envuelto con una película de Prolene™. El instrumento realiza mediciones con diferentes objetivos de rayos X, lo cual permite la determinación de concentraciones elementales de los números atómicos entre 13 (Al) y 92 (U). Para determinar la exactitud de las mediciones se utilizaron los materiales de referencia certificados (MRC) IAEA-158 sedimento marino y PACS-2, y se obtuvo tanto exactitud como precisión mayor al 90% para la mayoría de los elementos analizados.



Figura 13. Análisis por fluorescencia de rayos X, sistema Spectro™ Xepos-3.

8.3.4. Concentración de carbono inorgánico, carbono orgánico y nitrógeno

La determinación de los porcentajes de C_{org} , C_{inorg} y N se realizaron mediante un analizador elemental modelo Elementar Vario MICRO select (2017) (Figura 14). Se pesa una alícuota de ~20 mg de sedimento molido y seco en cápsulas de estaño con una balanza analítica AND modelo HR-202i (Max. 220 mg, Min. 1 mg, $d=0.01/0.1$ mg); posteriormente las cápsulas se colocan en el carrusel del analizador elemental. Para determinar la exactitud de las mediciones se utilizó un material de referencia Leco 502-309 lote 1005 de suelos (C% 8.92, S% 0.088, N% 0.77). La precisión fue de mayor al 90% en carbono y mayor al 93% en Nitrógeno.



Figura 14. Analizador elemental modelo Elementar Vario MICRO select (2017).

8.3.5. Distribución de tamaño de grano

La determinación de la concentración porcentual de las fracciones de tamaño de arena, limo y arcilla se realizó mediante difracción de rayos láser en un equipo Malvern MastersizerTM modelo HydroTM 2000E, para lo cual se utilizaron muestras de sedimento seco (~0.2 g) sin moler que se digirieron con 10 mL de H_2O_2 al 30%. El control de calidad de los análisis se verificó mediante el uso del material de referencia certificado MalverQAS3002 (Glass Beads typical RI 1.52, 15 a 150 μm) con una exactitud del 99%. La precisión en el análisis para arenas fue del 83%, en limos del 95% y en las arcillas del 95%.

8.3.6. Susceptibilidad magnética

Para el análisis de susceptibilidad magnética se colocó una alícuota de sedimento molido (~1.5 g) dentro de un tubo de polimetileno de 33 mm de largo y 8 mm de diámetro. El tubo se introdujo en un medidor de susceptibilidad magnética modelo Bartington-MS2 acoplado a un sensor de frecuencia simple MSG2 durante 3 minutos. Este procedimiento también se utilizó para la medición de los blancos y el material de referencia certificado Bartington-G039 (n=6), se obtuvo una exactitud mayor al 98% y una precisión mayor al 97%.

8.3.7. Radiocronología con ^{210}Pb

8.3.7.1. Análisis de ^{210}Po

La actividad total del ^{210}Pb se determinó a través de la actividad del ^{210}Po medida por espectrometría alfa, asumiendo equilibrio secular entre ambos isótopos (Attix, 1986). Se colocaron alícuotas de 0.25 g de sedimento molido en contenedores de teflón (Savillex^{MR}) y se les agregaron cantidades conocidas (~0.04 g) de ^{210}Po como trazador interno ($0.50 \pm 0.02 \text{ Bq g}^{-1}$) y en una mezcla de 5:4:1 de HNO_3 - HCl - HF concentrado (Loring y Rantala, 1992). Los contenedores se cerraron herméticamente y se colocaron sobre la plancha de calentamiento a 120 °C durante 12 horas. El material digerido se evaporó a sequedad a 70°C y el residuo se disolvió con HCl concentrado para ser nuevamente evaporado a la misma temperatura. Esta operación se realizó tres veces con el fin de eliminar los residuos de HNO_3 y HF . El residuo se disolvió con 50 mL de HCl 0.5 N y se centrifugó durante 10 minutos a 3000 rpm. El sobrenadante se recolectó en un vaso de precipitado, tipo berzelius de 200 mL y se añadieron 0.5 g de ácido ascórbico para reducir al hierro presente de la muestra, ya que el Fe^{+3} interfiere con el depósito de los isótopos de Po.

Los isótopos de Po se aislaron por depósito espontáneo en discos de Ag de 2 cm de diámetro, los cuales se dejan en contacto con la solución ácida y en agitación constante durante 12 horas (Flynn, 1986). Las actividades del ^{209}Po y ^{210}Po se midieron en detectores de barrera de superficie de silicio, Ortec-AmetekTM 920E, hasta obtener al menos 1000 cuentas en el pico más débil de entre los isótopos analizados (incertidumbre < 5%). Para el control de calidad se utilizó un material de referencia certificado IAEA-300 (Radionúclidos en sedimentos del mar Báltico) con una exactitud mayor al 95%.

La actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ (Pb en equilibrio con su “pariente” radiactivo ^{226}Ra) en los núcleos del Estero de Urías es determinada por espectrometría gamma (exactitud de 95%), principalmente a través del equilibrio con el ^{214}Pb (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2010). El $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, que es la cantidad fundamental en el método de fechado con ^{210}Pb es entonces calculado como la diferencia entre el Pb_{total} (determinado por espectrometría alfa) y el Pb_{Base} . El estudio del decaimiento del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ es la base del método de fechado en núcleos sedimentarios (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). La edad de los sedimentos y las tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y sedimentarias (TAS, cm año^{-1}) se determinaron mediante el modelo de flujo constante (CF) de acuerdo a Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández (2012).

8.3.7.2. Análisis de ^{137}Cs

Para el análisis de ^{137}Cs , una alícuota de sedimento molido (~4.5 g) se colocó dentro de un vial de poliestireno de 40 mm de largo y 8 mm de diámetro (1 mL capacidad). El vial con la muestra se introdujo en un detector gamma HPGe de pozo marca OrtecTM para su conteo por un mínimo durante 48 horas, hasta obtener una incertidumbre menor al 10% (Ruiz-Fernández *et al.*, 2005) (con una exactitud de 95%).

8.3.8. Flujos de carbono orgánico, inventarios de carbono orgánico y valoración económica del secuestro de carbono azul

Se determinan los flujos de carbono orgánico en la columna sedimentaria a partir de la concentración de C_{org} y la tasa de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) derivada del fechado con ^{210}Pb ($\text{g}C_{\text{org}} \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández *et al.*, 2011; Alcocer *et al.*, 2014) las incertidumbres de los cálculos de los flujos de carbono se determinaron mediante el método de la propagación de incertidumbre.

$$\text{Flujos de } C_{\text{org}} = (\text{TAM}, \text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}) \times (C_{\text{org}}, \text{mg g}^{-1}) \times 10 = \text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$$

Para comparar los resultados de este trabajo con otros estudios de inventarios de carbono que siguen la metodología de la “iniciativa de carbono azul” (Howard *et al.*, 2014). Los inventarios de carbono (cantidad de carbono orgánico almacenado por unidad de área a una profundidad definida de sedimentos) son calculados como la suma del producto de la densidad seca aparente, la concentración de C_{org} y el espesor de cada sección de los núcleos sedimentarios (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018).

Se utilizaron las secciones más profundas de cada núcleo para extrapolar el inventario de C_{org} a 1 m de profundidad, asumiendo que la degradación con respecto a la profundidad del C_{org} es despreciable (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018), la incertidumbre de los inventarios se calculó mediante el método de propagación de la incertidumbres.

Para calcular las emisiones potenciales de CO_2 , debidas a la potencial perturbación de los sitios de estudio en la zona, los inventarios de C_{org} se convirtieron a equivalentes de CO_2 por hectárea ($MgCO_{2eq} ha^{-1}$) al multiplicarlos por la proporción del peso molecular del carbono en el CO_2 (3.67) (IPCC, 2013; Howard *et al.*, 2014).

El “costo social de carbono” (SCC, por sus siglas en inglés), es una estimación de los daños monetarios asociados con un aumento en las emisiones de carbono en un año. Esto incluye los efectos debidos al cambio climático (cambios en la producción agrícola, efectos a la salud humana, daños a la propiedad por inundaciones y el valor de los servicios ecosistémicos; IWG-SCC, 2010). Se multiplica el valor de las emisiones potenciales de CO_2 de cada núcleo por la extensión de manglar en Mazatlán (931 ha reportadas en 2003; De la Fuente y Carrera, 2005), por la tasa de deforestación reportada para el municipio de Mazatlán en el periodo 1992-2003 (1.73% año⁻¹; De la Fuente y Carrera, 2005) y por US\$ 41 que representa el costo social del carbono para estimar el pago por servicios ambientales para el año 2020 (Pendleton *et al.*, 2012).

8.3.9. Determinación de isótopos estables de C y N ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$)

La composición isotópica de C y N fue determinada en sedimentos libres de carbonatos, para lo cual se trató sedimento seco (0.3 g) con HCl al 1M y se realizaron cinco lavados con agua desionizada y se centrifugó durante 10 minutos a 3000 rpm. Posteriormente se eliminó el sobrenadante y las muestras se congelaron y liofilizaron en un equipo marca LabconcoTM (modelo no. 7754042) durante 1 día, a 0.1 mBar de presión, con una temperatura promedio de -47°C.

El análisis elemental se realizó pesando alícuotas de ~10 mg de sedimento seco en cápsulas de estaño con una balanza analítica Mettler Toledo Modelo XPR2U Ultra-Micro Balance (Max. 2.1 g, d=0.0001 mg) (Figura 15a); posteriormente las cápsulas se colocaron en el carrusel de un analizador elemental acoplado a un espectrómetro de masas con relación de isótopos (Elemental Combustion System Analyser, Costech 4010; Isotope Ratio MS, Finningan Delta V Plus) (Figura 15b y 15c).

Para determinar la exactitud de las mediciones se utilizaron materiales de referencia primarios de Cafeína ($1.00 \delta^{15}\text{N}$ y $-27.77 \delta^{13}\text{C}$, NIST), Glutamina ($-4.52 \delta^{15}\text{N}$ y $-26.39 \delta^{13}\text{C}$, NIST) y materiales de referencia secundarios de Manglar ($-31.00 \delta^{13}\text{C}$, CICIMAR) y Marlín ($14.70 \delta^{15}\text{N}$ y $-16.40 \delta^{13}\text{C}$, CICIMAR) y se obtuvo una exactitud del 98%. La precisión fue de mayor al 97.5% de carbono y 99.7% en $\delta^{13}\text{C}$; mientras que para nitrógeno fue menor a 97.5% de nitrógeno y 99.3% en $\delta^{15}\text{N}$.



Figura 15. a) Balanza analítica Mettler Toledo XPR2U, b) Analizador elemental Costech 4010, c) Espectrómetro de masas con relación de isótopos Finnigan Delta V Plus.

8.4. Análisis estadístico

A los datos obtenidos se les realizaron análisis de estadística descriptiva, análisis de varianza a una vía (ANOVA) y la prueba de Tukey, análisis de correlación y análisis multivariado (Análisis de Factores).

El análisis de varianza (ANOVA) es una técnica estadística que se utiliza para separar y estimar las diferentes causas de variación, se puede contrastar si la alteración del factor conduce a diferencias significativas entre los valores medios obtenidos y mediante una prueba de hipótesis se establece si las medias de dos o más poblaciones son iguales. Los ANOVA evalúan la importancia de uno o más factores al comparar las medias de la variable de respuesta en los diferentes niveles de los factores. Si el valor p es mayor que el nivel de significancia (0.05), entonces se concluye que al menos una media es diferente (Miller y Miller, 2002). La prueba de Tukey se utiliza para diferenciar entre las medias de los tratamientos creando intervalos de confianza para todas las diferencias en parejas.

El coeficiente de correlación de Pearson (r) es una medida de la mutua relación entre dos variables aleatorias que se distribuyen normalmente. El coeficiente r indica la dirección e intensidad de la correlación, donde el extremo positivo señala correlación perfecta, cero advierte ausencia de correlación y valores negativos indican un comportamiento inversamente proporcional entre las dos variables (Mackey y Gass, 2005). La significancia estadística de r depende del número de muestras (n) y del nivel de confianza (95%, $\alpha = 0.05$). El cuadrado del coeficiente de correlación es el coeficiente de determinación (r^2) que mide la proporción de la variabilidad total de la variable dependiente Y con respecto a la variable independiente X (Snedecor y Cochran, 1978).

El análisis factorial (AF) es una técnica de análisis multivariado útil para reducir el número de variables en un conjunto de datos al agruparlos en una variable o factor latente (es decir, no medido directamente) en función de la correlación entre las variables. Cada factor se convierte en una variable latente que puede usarse para explicar por qué estas variables están agrupadas (Scheeweiss y Mathes, 1995).

8.5. Control de Calidad

8.5.1. Cartas de control de calidad de los análisis de materiales de referencia certificados

Los métodos de análisis deben de ser evaluados para asegurar una calidad en los datos determinados. Un procedimiento de evaluación rutinaria en el laboratorio lo constituyen las Cartas de Control de Calidad Analítica (CCCA), las cuales se construyen de la siguiente manera (*Anexo I*):

1. Se selecciona el material de referencia certificado (MRC) que será analizado regularmente junto con cada grupo de muestras.
2. Todos los análisis del MRC no deben realizarse el mismo día, sino distribuirlos sobre un periodo de tiempo para cubrir el intervalo completo de variaciones aleatorias entre grupos de análisis y dentro de un mismo grupo.
3. Se calcula el promedio (\bar{x}) y la desviación estándar (σ) de las determinaciones del MRC y se grafican los siguientes valores dentro de la carta de control en blanco:

$$\text{Promedio} = \bar{x}$$

$$\text{LSP (límite superior de precaución)} = \bar{x} + 2\sigma$$

$$\text{LSC (límite superior de control)} = \bar{x} + 3\sigma$$

$$\text{LIP (límite inferior de precaución)} = \bar{x} - 2\sigma$$

$$\text{LIC (límite inferior de control)} = \bar{x} - 3\sigma$$

4. Por último, se incluyen en el mismo gráfico los obtenidos de las réplicas analizadas. Asumiendo que las determinaciones analíticas de los MCR siguen una distribución normal, el 95% debería de caer en el área entre el LSP y el LIP. De forma similar el 99.7% de los resultados deberían caer dentro del área entre el LSC y el LIC. Cada vez que se concluya un grupo de análisis, los resultados obtenidos para el MCR se localizan en la CCCA para verificar la posición del dato en relación con estos límites (UNEP/IAEA-MEL, 1995).

En los *Anexos 2-4* se muestran las figuras de las CCCA de los MCR, IAEA-158 y PACS-2 para la determinación de los indicadores marinos (Na, Cl, Br), indicadores terrígenos (Al, Ti, Th, Zr), elementos redox-sensibles (Fe y Mn) y los elementos potencialmente tóxicos (As, Cr, Cu, Co, Ni, Pb, Zn, V).

Con excepción de sodio (Na) y de hierro (Fe), las determinaciones de los elementos analizados se encuentran dentro de los límites de control. En las cartas de control analítico del sodio (Na), las determinaciones realizadas se encuentran por encima del LSC ($\bar{x} + 3\sigma$), lo que indica que las mediciones tienden a ser sobreestimadas en la mayoría de los casos.

En las cartas de control analítico del hierro (Fe) las muestras determinadas todas se encuentran por debajo del LIC ($\bar{x} - 3\sigma$), por lo que la concentración del hierro (Fe) determinada se encuentre subestimada de manera consistente.

Las inconsistencias en las determinaciones de sodio (Na) y hierro (Fe) no son de impacto en los resultados registrados en el presente trabajo, ya que el objetivo principal es evaluar los cambios en las tendencias los elementos contaminantes (potencialmente tóxicos) a lo largo de registros sedimentarios, más que el determinar concentraciones exactas de estos metales (Na y Fe).

El control de calidad analítico incluye la evaluación de blancos analíticos, así como la precisión por análisis de réplicas ($n= 6$) y la evaluación de la exactitud por medio de análisis de materiales de referencia: IAEA-158, IAEA-405, IAEA-433 para XRF; IAEA-300 para análisis de ^{210}Pb y ^{137}Cs ; Bartington G-039 en el análisis de susceptibilidad magnética (SM); Marlvern QAS3002 para tamaño de grano. Los resultados estuvieron dentro del rango informado de los valores certificados. Los coeficientes de variación $< 8\%$ para XRF, 5% para tamaño de grano, $< 5\%$ para ^{210}Pb , $< 3\%$ para SM, 0.3% para $\delta^{13}\text{C}$, 0.14% C_{org} , 0.7% para $\delta^{15}\text{N}$ y 0.01% en N.

9. RESULTADOS

9.1. Radiocronología

Los intervalos de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ registrados fueron comparables entre los núcleos estudiados: EU-V (15.5-54.1 Bq kg⁻¹), EU-VI (24.7-60.2 Bq kg⁻¹), EU-VII (17.3-60.4 Bq kg⁻¹) y EU-VIII (21.7-53.6 Bq kg⁻¹). Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ en los núcleos EU-V y EU-VI disminuyeron desde la superficie hasta 30 cm de profundidad, aunque los perfiles son irregulares; en tanto que EU-VII y EU-VIII disminuyeron de forma exponencial ($p < 0.05$) con la profundidad hasta alcanzar valores asintóticos ($^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$) (*Figura 16; Anexo 9-13*).

Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ y los intervalos de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ son comparables entre los núcleos EU-V y EU-VI y entre los núcleos EU-VII y EU-VIII, respectivamente (*Tabla 3*). Las edades máximas obtenidas para cada núcleo fueron: 75 ± 20 años (2017-1942) a 13 cm de profundidad en EU-V; 123 ± 22 años (2017-1894) a 16 cm de profundidad en EU-VI; 101 ± 9 años (2017-1916) a 11 cm profundidad en EU-VII; y 138 ± 19 años (2017-1879) a 32 cm de profundidad en el núcleo EU-VIII.

Tabla 3. Actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en núcleos de zona de manglar en la laguna Estero de Urías.

Núcleo	$^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ (Bq kg ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (Bq kg ⁻¹)
EU-V	33.70 ± 8.25	2.28-20.38
EU-VI	39.81 ± 6.16	0.39-20.41
EU-VII	19.27 ± 2.84	0.11-6.62
EU-VIII	22.45 ± 2.58	0.25-4.15

Los intervalos de actividad de ^{137}Cs (mayores al límite de detección de 1.8 Bq kg⁻¹) en los núcleos de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías fueron los siguientes: EU-V (1.81 ± 0.48 a 3.21 ± 0.99 Bq kg⁻¹), EU-VI (1.94 ± 0.75 a 4.02 ± 1.01 Bq kg⁻¹), EU-VII (2.79 ± 0.45 a 5.59 ± 0.60 Bq kg⁻¹) y EU-VIII (2.25 ± 0.71 a 4.22 ± 0.90 Bq kg⁻¹) (*Anexos 14 y 15*). Los perfiles no mostraron el máximo de actividad de ^{137}Cs que se espera que se registre en los sedimentos por la precipitación del transporte atmosférico resultado de las pruebas nucleares del periodo de 1962 a 1964.

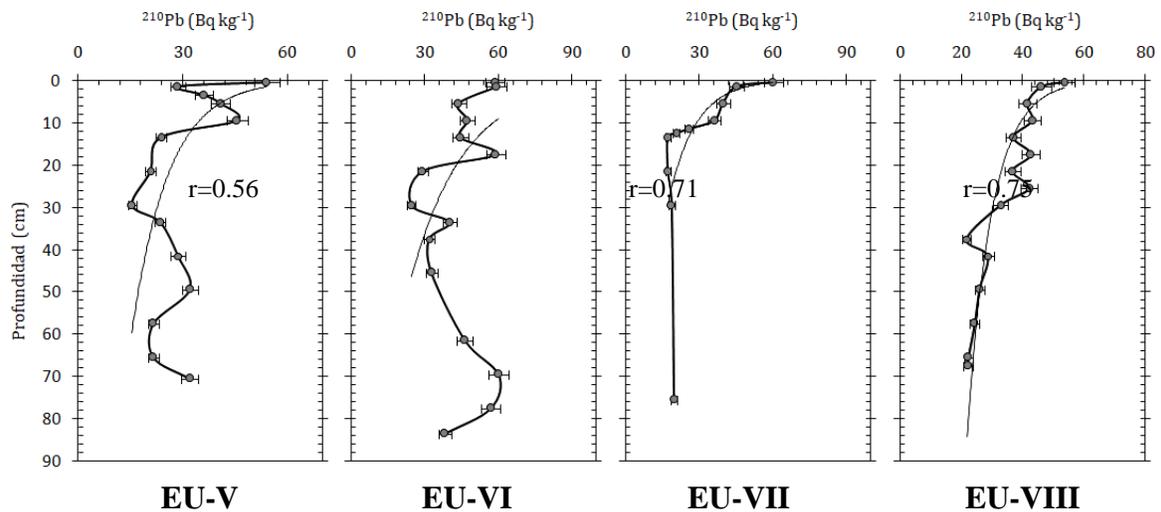


Figura 16. Perfiles de actividad de ^{210}Pb mostrando la curva del ajuste exponencial de los núcleos sedimentarios de zonas de manglar en la laguna Estero de Urías.

Los intervalos de valores de la tasa de acumulación másica (TAM) de los cuatro núcleos fueron: 0.05 ± 0.04 a $0.14 \pm 0.03 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en EU-V; 0.011 ± 0.006 a $0.122 \pm 0.019 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ EU-VI; 0.012 ± 0.003 a $0.058 \pm 0.006 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ EU-VII, y 0.03 ± 0.02 a $0.37 \pm 0.06 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ EU-VIII. Los intervalos de TAM de los núcleos EU-V y EU-VI fueron comparables y más bajos que los observados en los núcleos EU-VII y EU-VIII que, a su vez fueron comparables entre ellos. Por otro lado, los intervalos de valores de la tasa de acumulación sedimentaria (TAS) de los cuatro núcleos fueron: 0.08 ± 0.07 a $0.26 \pm 0.06 \text{ cm año}^{-1}$ en EU-V; 0.02 ± 0.01 a $0.17 \pm 0.03 \text{ cm año}^{-1}$ en EU-VI; 0.028 ± 0.008 a $0.137 \pm 0.013 \text{ cm año}^{-1}$ en EU-VII y 0.05 ± 0.04 a $0.76 \pm 0.13 \text{ cm año}^{-1}$ en EU-VIII. Los valores de TAS fueron comparables entre los núcleos sedimentarios EU-V, EU-VI y EU-VII, que fueron menores a los encontrados en el núcleo EU-VIII (*Anexo 16-19*).

9.2. Caracterización del material sedimentario

9.2.1. Distribución de tamaño de grano

En los sedimentos de los núcleos EU-V y EU-VI se observó predominancia de limos ~50% (27-69%, 16-58% respectivamente) seguido de arenas ~40% (16-65%, 22-82% respectivamente) y arcillas ~10% (7-26%, 2-21% respectivamente), en tanto que en los sedimentos de los núcleos EU-VII y EU-VIII se observó predominancia de limos ~70% (60-86%, 69-85% respectivamente) seguido de arcillas ~20% (12-27%, 9-26% respectivamente) y arenas < 10% (1-14%, 1-10% respectivamente) (Figura 17; Anexos 20-23).

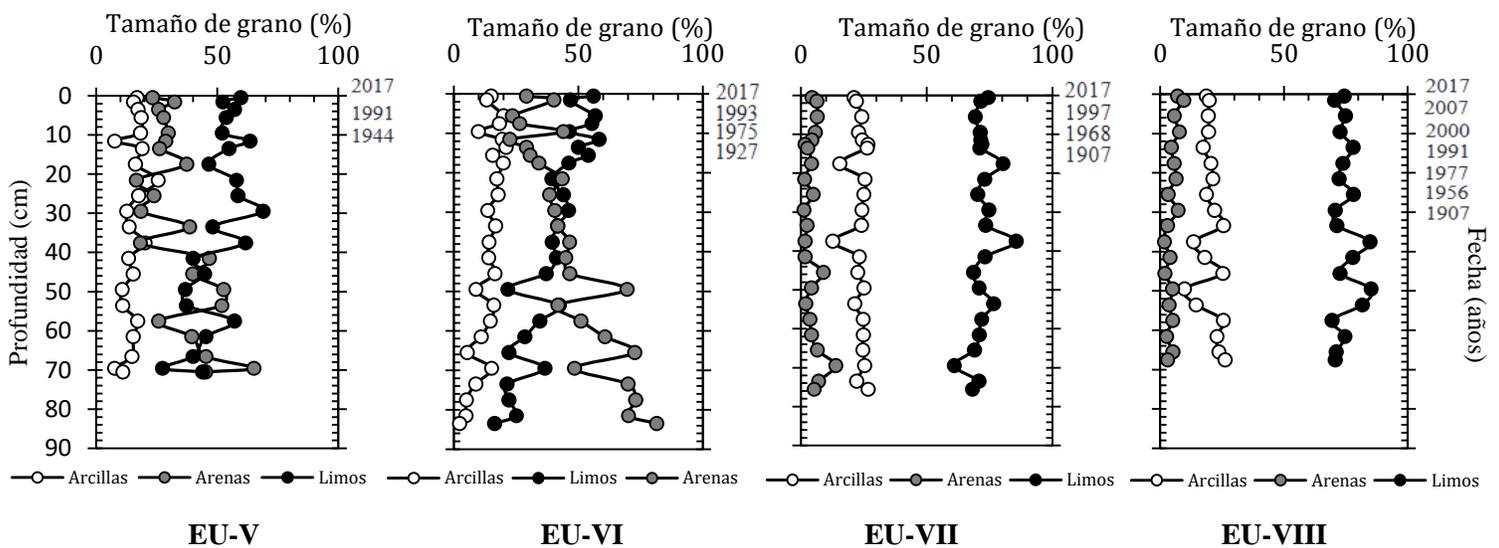


Figura 17. Perfiles de tamaño de grano en sedimentos de núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna del Estero de Urías.

Los valores de porcentaje de arenas fueron significativamente ($p < 0.05$) más altos en los núcleos EU-V y EU-VI a los observados en los núcleos EU-VII y EU-VIII, los cuales a su vez fueron comparables entre ellos; los porcentajes de limos fueron significativamente comparables ($p < 0.05$) y más altos en los núcleos EU-VII y EU-VIII que los observados en los núcleos EU-V y EU-VI. Los porcentajes de arcillas fueron comparables ($p < 0.05$) y más altos en los núcleos EU-VII y EU-VIII que los observados en los núcleos EU-V y EU-VI, los cuales fueron comparables entre ellos (Tabla 4; Figura 18).

En los núcleos EU-V y EU-VI se observó un ligero aumento de arcillas y limos, así como una disminución de las arenas a partir de los 40 cm de profundidad (hace más de 100 años) hacia la superficie; en tanto que, a lo largo de los núcleos EU-VII y EU-VIII los porcentajes de arcillas, limos y arenas fueron homogéneos.

Tabla 4. Resultados de análisis de varianza para tamaño de grano (arcillas, limos y arenas). Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos sedimentarios de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

Núcleo	Arcillas (%)		Comparación	Limos (%)		Comparación	Arenas (%)		Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
EU-V	7.48	25.51	a	27.40	68.92	a	16.65	65.12	a
EU-VI	2.19	20.90	a	16.35	58.29	b	22.42	81.46	b
EU-VII	12.70	26.78	b	60.87	85.61	c	1.10	13.76	c
EU-VIII	9.74	26.27	b	69.56	85.20	c	1.61	9.58	c

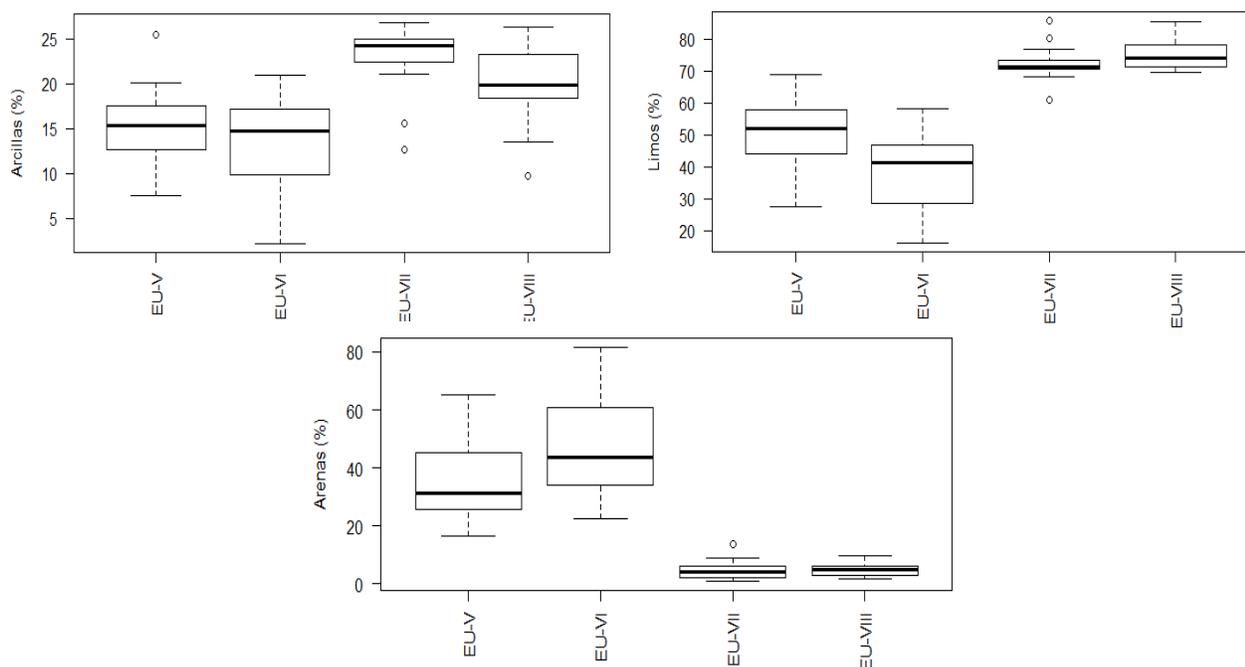


Figura 18. Gráficos de caja y bigotes de los intervalos de valores para tamaño de grano (arcillas, limos y arenas) de los núcleos sedimentarios, recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

9.2.2. Susceptibilidad magnética.

Los intervalos de susceptibilidad magnética ($\times 10^{-6}$ CGS) obtenidos para los núcleos fueron: 12.5-114.5 en EU-V, 15.5-63.4 en EU-VI, 2.5-7.5 en EU-VII y 8.5-10 en EU-VIII (Figura 19; Anexo 24).

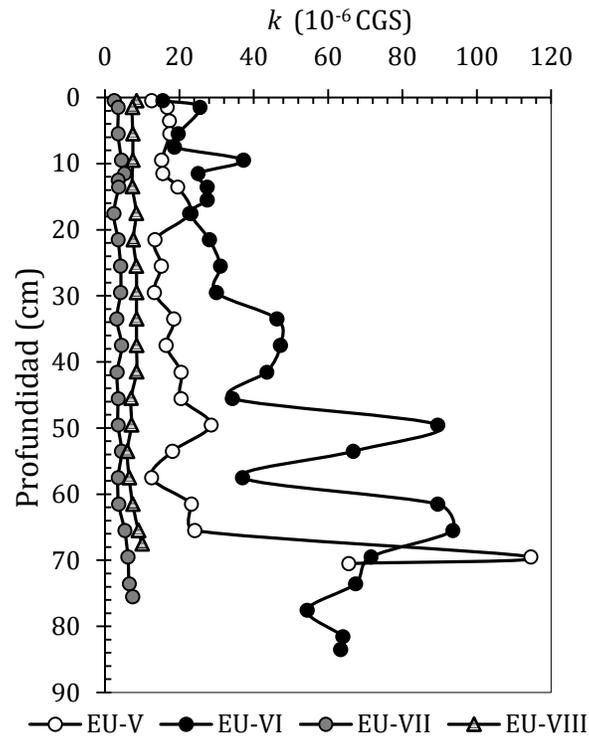


Figura 19. Perfiles de susceptibilidad magnética de los núcleos de la zona de manglar en la laguna Estero de Urías.

Los valores de SM fueron más altos ($p < 0.05$) (Tabla 5; Figura 20) en los núcleos EU-V y EU-VI a los observados en los núcleos EU-VII y EU-VIII, los cuales son comparables entre ellos ($p < 0.05$). El perfil del núcleo EU-VI muestra valores más altos que en el núcleo EU-V (Figura 19; Anexo 24); en los perfiles de los núcleos EU-VII y EU-VIII los valores de SM fueron homogéneos y son comparables ($p < 0.05$) (Tabla 5; Figura 20) a lo largo del núcleo (Figura 19; Anexo 24).

Tabla 5. Resultado de análisis de varianza para susceptibilidad magnética (SM). Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores en los núcleos sedimentarios de zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

	SM (10^{-6} CGS)		Comparación
	Min	Max	
EU-V	12.50	114.50	a
EU-VI	15.50	93.50	b
EU-VII	2.40	7.50	c
EU-VIII	6.00	10.00	c

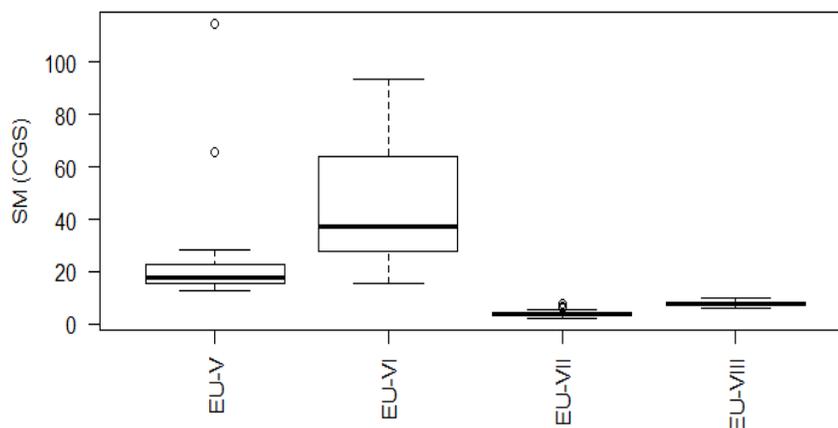


Figura 20. Gráficos de caja y bigotes de los intervalos de valores (en 10^6 CGS) para susceptibilidad magnética (SM) de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

9.3. Composición Elemental

9.3.1. Elementos de origen marino

Los intervalos de concentración de los elementos de origen marino fueron: Br ($46.5-401 \mu\text{g g}^{-1}$), Cl (3-23%) y Na (4.9-29%) (Tabla 6). Los valores de Na y Cl en los núcleos EU-VI y EU-VII son comparables ($p < 0.05$), y más altos que los observados en los núcleos EU-V y EU-VIII; los cuales solo en Cl son comparables entre ellos y más altos en uno que en otro en Na (EU-V > EU-VIII) (Figura 21). Las concentraciones de Br en el núcleo EU-VII fueron significativamente más altas ($p < 0.05$) que en el resto de los núcleos, los cuales son comparables entre ellos ($p < 0.05$).

Tabla 6. Resultado de análisis de varianza para Br, Cl y Na. Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos en sedimentos de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

	Br($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación	Cl (%)		Comparación	Na (%)		Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
EU-V	81.90	322.10	a	3.12	8.87	a	7.44	15.18	a
EU-VI	46.50	340.00	a	3.34	22.84	b	9.64	29.16	b
EU-VII	212.40	401.40	b	7.63	16.52	b	10.08	20.06	b
EU-VIII	147.30	233.90	a	3.30	6.15	a	4.95	13.65	c

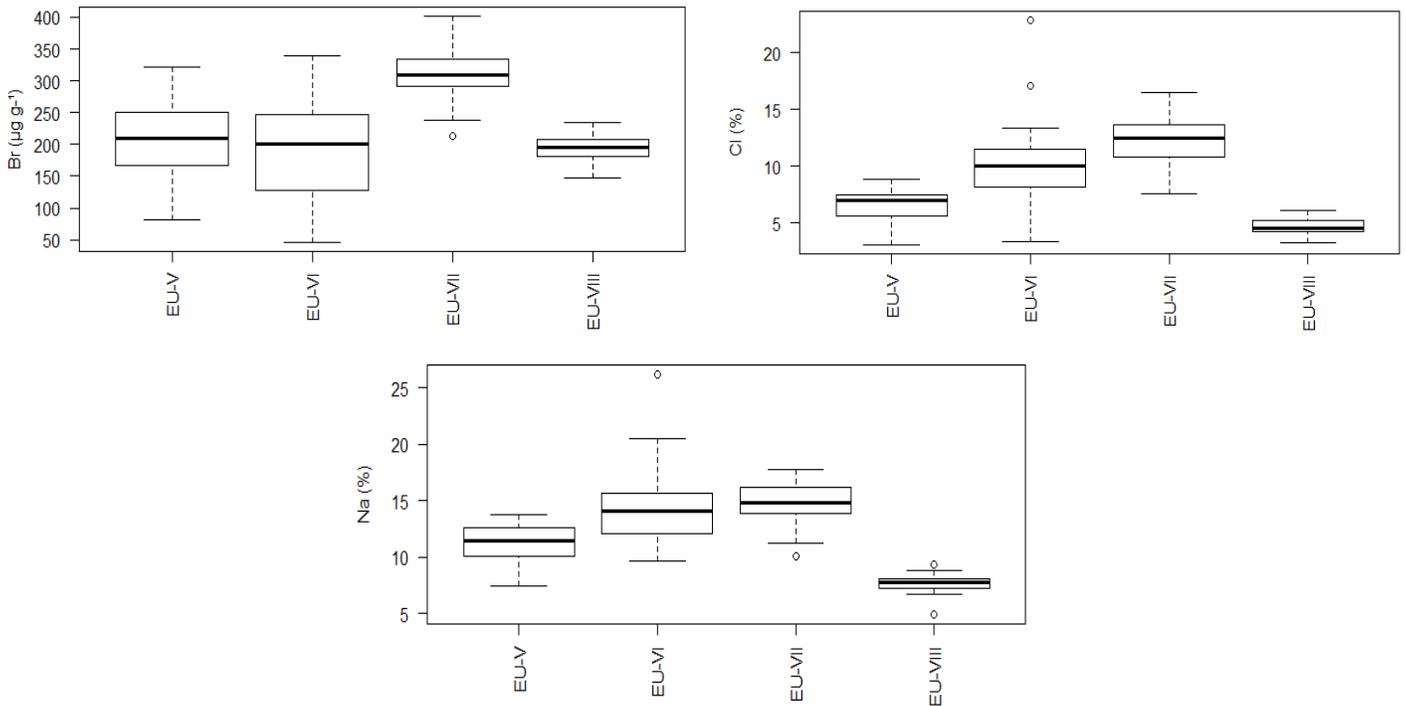


Figura 21. Gráficos de caja y bigotes de los intervalos de valores para elementos de origen marino (Br, Cl y Na) de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Mazatlán Sinaloa.

Los perfiles de concentración de Br, Cl y Na respecto a la profundidad presentaron una tendencia similar, con un aumento desde las secciones más profundas hasta las más superficiales, observado claramente en los núcleos EU-VI y EU-VII (*Figura 22 y 23; Anexos 25-28*).

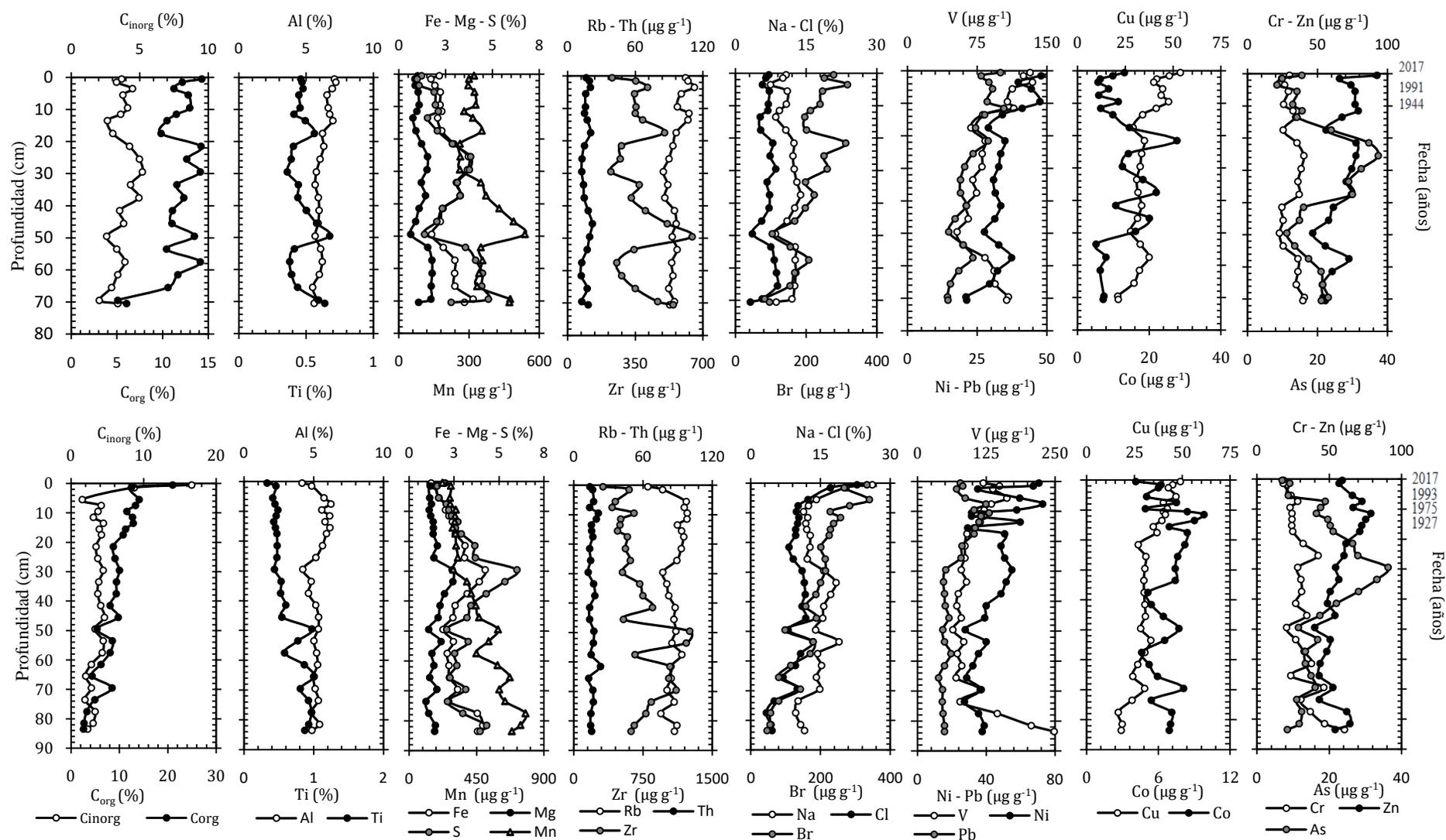


Figura 22. Perfiles de variables geoquímicas (C_{org} , C_{inorg} y composición elemental, Al, As, Br, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, S, Th, Ti, V, Zn, Zr) de los núcleos sedimentarios EU-V y EU-VI del Estero de Urías.

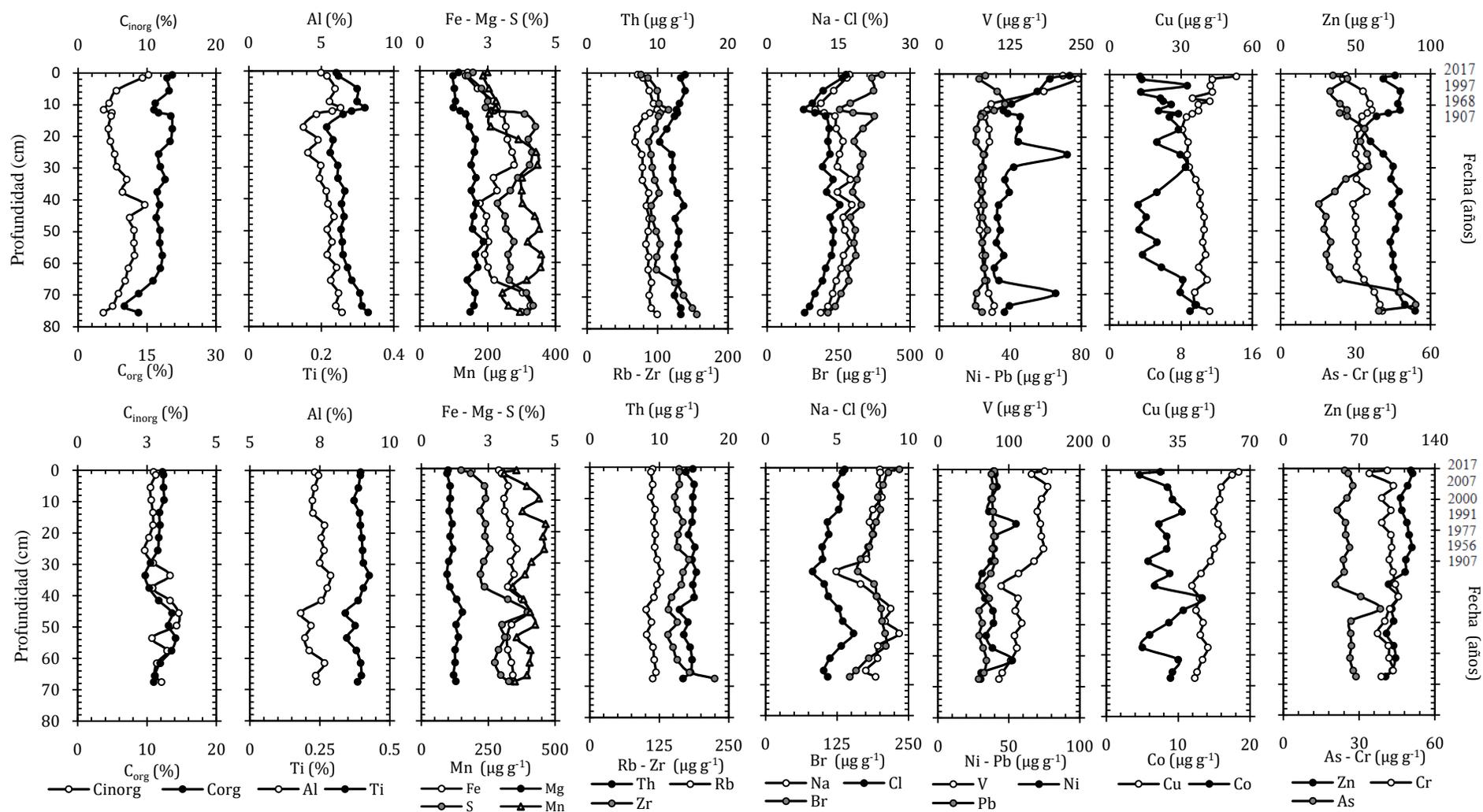


Figura 23. Perfiles de variables geoquímicas (C_{org} , C_{inorg} y composición elemental: Al, As, Br, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, S, Th, Ti, V, Zn, Zr) de los núcleos sedimentarios EU-VII y EU-VIII del Estero de Urías.

9.3.2. Elementos de origen terrígeno.

Los intervalos de concentración de los elementos de origen terrígeno fueron: Al (3.7-7.8%), Rb (64-127 $\mu\text{g g}^{-1}$), Th (10-23 $\mu\text{g g}^{-1}$), Ti (0.2-1.0%) y Zr (76.5-1254 $\mu\text{g g}^{-1}$) (Tabla 7; Anexos 25-28).

Los valores de Al y Rb en los núcleos EU-V y EU-VIII fueron significativamente más altos ($p < 0.05$; EU-VIII $>$ EU-V) que en EU-VI y EU-VII que a su vez fueron comparables entre ellos ($p > 0.05$). Los valores de Th en los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VIII fueron comparables ($p > 0.05$) y más altos que en EU-VII. Los valores de Ti y Zr en el núcleo EU-VI fueron significativamente más altos ($p < 0.05$) que en el resto de los núcleos; los valores de Ti en los núcleos EU-V y EU-VIII fueron comparables ($p > 0.05$) y más altos que en EU-VII; en tanto que los valores de Zr en EU-V fueron más altos ($p < 0.05$) que en EU-VII y EU-VIII que a su vez fueron comparables entre ellos ($p > 0.05$) (Tabla 7, Figura 24).

Tabla 7. Resultados del análisis de varianza para elementos de origen terrígeno. Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos de sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna el Estero de Urías.

	Al (%)		Comparación	Rb ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación	Th($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
EU-V	5.49	9.18	a	84.80	112.40	a	11.9	21.7	a
EU-VI	4.16	8.55	b	64.00	100.40	b	12.5	23.1	a
EU-VII	3.76	9.33	b	68.30	102.40	b	10.3	15.7	b
EU-VIII	6.81	9.80	c	101.20	126.70	c	12.9	15.3	a
	Ti (%)		Comparación	Zr ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación			
	Min	Max		Min	Max				
EU-V	0.36	0.67	a	222.70	643.30	a			
EU-VI	0.33	1.00	b	314.00	1254.00	b			
EU-VII	0.21	0.33	c	76.50	155.90	c			
EU-VIII	0.34	0.42	a	140.20	224.30	c			

Los perfiles de distribución respecto a la profundidad de los elementos terrígenos presentaron una tendencia homogénea para Al y Rb en los cuatro núcleos aunque en el núcleo EU-VIII se observaron los valores más altos entre los 20 y 50 cm de profundidad. En los cuatro núcleos las concentraciones de Th fueron homogéneas a lo largo de los perfiles. En los perfiles de Ti y Zr se presentan tendencias a disminuir hacia las secciones más superficiales para cada núcleo, a excepción del núcleo EU-VIII que presenta una tendencia homogénea a lo largo del núcleo (Figura 22 y 23).

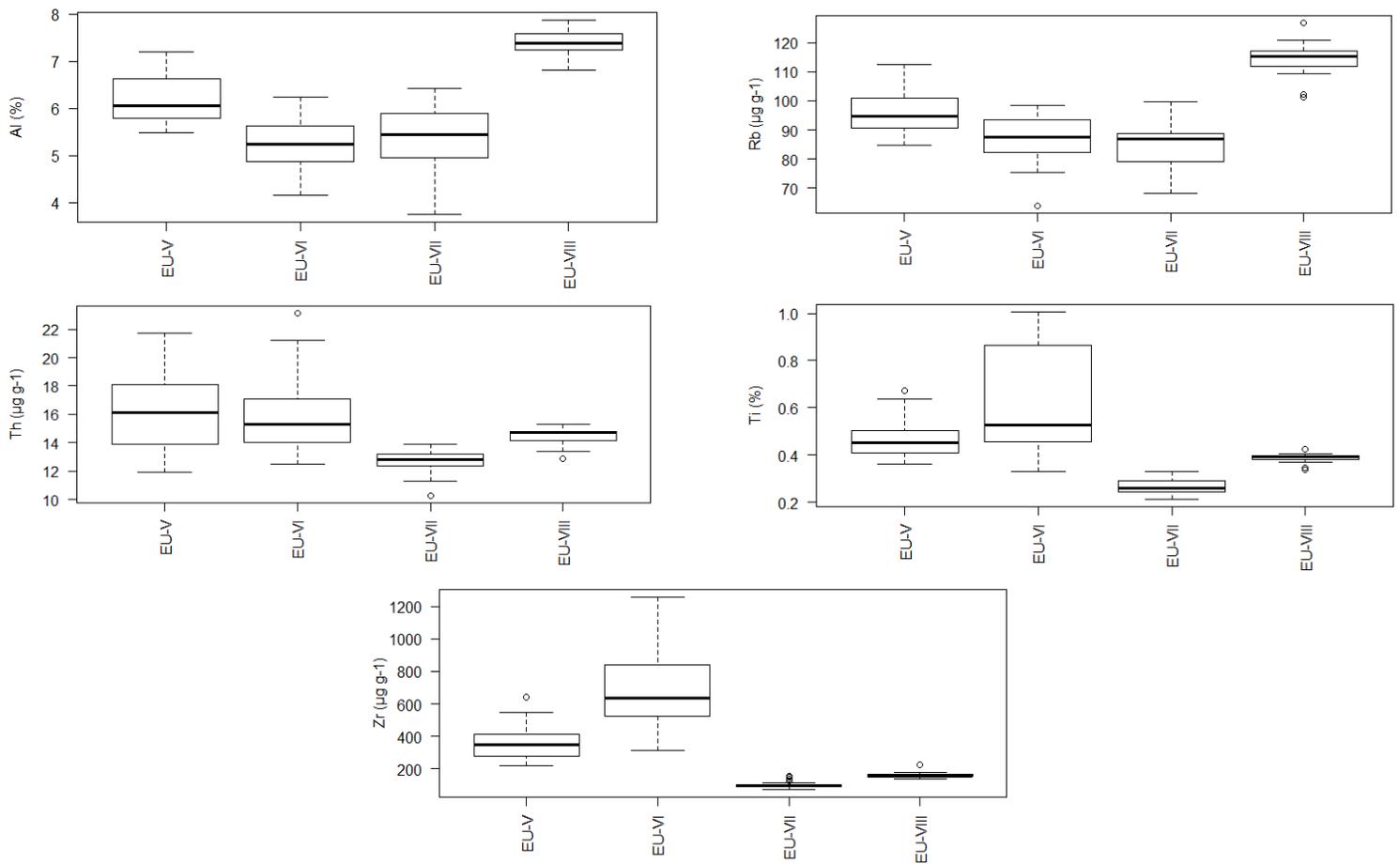


Figura 24. Gráficos de caja y bigotes de intervalos de valores para metales de origen terrígeno (Al, Rb, Th, Ti, y Zr) de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona del manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Mazatlán Sinaloa.

9.3.3. Elementos redox-sensibles

Los intervalos de concentración de los elementos redox-sensibles fueron: Fe (1.2-4.2%) y Mn ($186\text{-}777 \mu\text{g g}^{-1}$) (Tabla 8; Anexos 25-28). Los valores de Fe en el núcleo EU-VIII fueron significativamente más altos ($p < 0.05$) que en el resto de los núcleos; mientras que en los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII fueron comparables entre ellos ($p > 0.05$). Los valores de Mn en los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VIII fueron comparables ($p > 0.05$) y más bajos ($p < 0.05$) en el núcleo EU-VII (Tabla 8; Figura 25).

Tabla 8. Resultados del análisis de varianza para elementos redox-sensibles. Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos en los núcleos de sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna el Estero de Urías.

	Fe (%)		Comparación	Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación
	Min	Max		Min	Max	
EU-V	1.71	3.97	a	249.6	538.2	a
EU-VI	1.21	4.23	a	221.5	777.5	a
EU-VII	1.69	4.07	a	186.3	357.6	b
EU-VIII	2.90	4.02	b	288.8	464.8	a

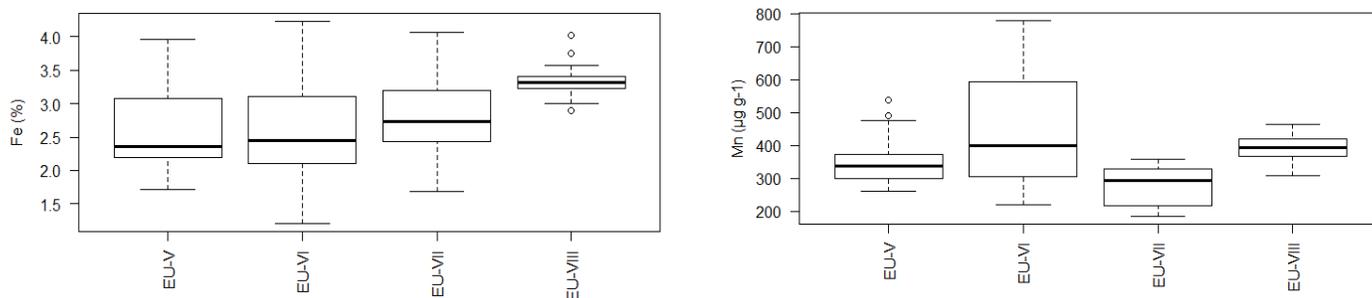


Figura 25. Gráficos de caja y bigotes de intervalos de valores para metales redox-sensibles (Fe y Mn) de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona del manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Mazatlán Sinaloa.

Los perfiles de Fe presentaron una tendencia a disminuir hacía las secciones más superficiales, con un aumento en la concentración entre 20 y 40 cm de profundidad (sedimentos mayores a 100 años) para tres de los cuatro núcleos (EU-V, EU-VI y EU-VIII) (Figura 22 y 23).

9.3.4. Elementos contaminantes

Los intervalos generales de concentración de los elementos potencialmente tóxicos en los cuatro núcleos fueron: As ($7\text{-}54 \mu\text{g g}^{-1}$), Co ($3\text{-}28 \mu\text{g g}^{-1}$), Cr ($18\text{-}60 \mu\text{g g}^{-1}$), Cu ($16\text{-}65 \mu\text{g g}^{-1}$), Ni ($22\text{-}74 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($12\text{-}40 \mu\text{g g}^{-1}$), V ($53\text{-}248 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn ($40\text{-}120 \mu\text{g g}^{-1}$) (Tabla 9; Anexos 25-28).

Las concentraciones de As en los núcleos EU-VII y EU-VIII fueron comparables ($p > 0.05$) y más altas ($p < 0.05$) que las observadas en los núcleos EU-V y EU-VI; los cuales tuvieron concentraciones comparables entre ellos ($p < 0.05$). En el núcleo EU-V las concentraciones de Co fueron más altas ($p < 0.05$) que en el resto de los núcleos; mientras que en EU-VI, EU-VII y EU-VIII las concentraciones fueron comparables entre ellos ($p > 0.05$). Las concentraciones de Cr, Cu y Pb en el núcleo EU-VIII fueron significativamente más altas ($p < 0.05$) que en el resto de los núcleos, cuyas concentraciones de los tres elementos fueron comparables entre ellos ($p > 0.05$). En los cuatro núcleos los intervalos de concentración de Ni y V fueron comparables ($p > 0.05$), en tanto que las concentraciones de Zn mostraron diferencias significativas entre los núcleos ($p < 0.05$; EU-VIII $>$ EU-V $>$ EU-VII $>$ EU-VI) (Tabla 9; Figura 26).

Tabla 9. Resultados de análisis de varianza para elementos potencialmente tóxicos (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn). Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos en los núcleos de sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna el Estero de Urías.

	As ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación	Co ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación	Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
EU-V	7.80	37.40	a	5.10	27.70	a	22.90	40.60	a
EU-VI	7.00	36.30	a	4.10	9.80	b	18.20	60.60	a
EU-VII	15.30	54.00	b	3.20	9.60	b	24.90	40.60	a
EU-VIII	20.60	38.30	b	4.60	13.30	b	34.00	45.50	b
	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)		comparación	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación
	Min	Max		Min	Max		Min	Max	
EU-V	21.00	53.70	a	22.70	53.30	a	14.30	34.60	a
EU-VI	16.50	48.90	a	27.30	72.70	a	12.20	41.60	a
EU-VII	30.60	53.20	a	31.00	73.40	a	20.40	37.00	a
EU-VIII	41.70	64.40	b	29.00	55.10	a	28.80	40.70	b
	V ($\mu\text{g g}^{-1}$)		comparación	Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)		Comparación			
	Min	Max		Min	Max				
EU-V	53.30	134.50	a	46.50	92.60	a			
EU-VI	64.20	248.40	a	40.00	78.80	b			
EU-VII	67.70	244.00	a	56.00	89.60	c			
EU-VIII	86.30	154.70	a	94.30	119.30	d			

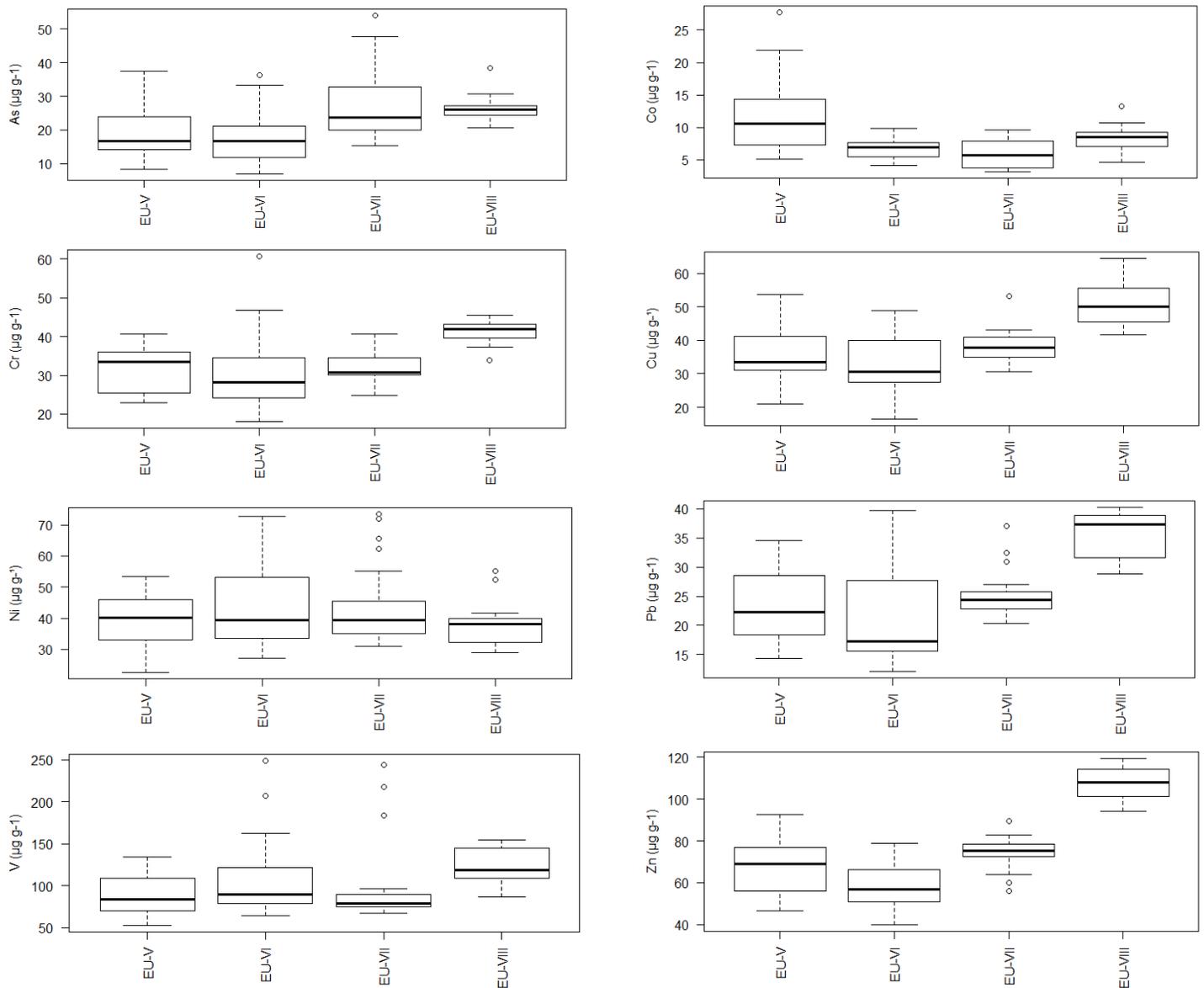


Figura 26. Gráficos de caja y bigotes para elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Mazatlán Sinaloa.

Los perfiles de concentración de Cu, Ni, Pb, V y Zn respecto a la profundidad mostraron valores crecientes hacia la superficie en los cuatro núcleos; en tanto que las concentraciones de As y Co mostraron concentraciones más altas entre 20 cm y 40 cm (más de 100 años) de profundidad en los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII, y entre 40 y 50 cm de profundidad (más de 100 años) en el núcleo EU-VIII. Las concentraciones de Cr en los núcleos EU-V, EU-VII y EU-VIII fueron homogéneas a lo largo de los perfiles, mientras que en el núcleo EU-VI se observó una disminución de las concentraciones desde el fondo hacia la superficie (*Figura 22 y 23*).

9.3.4.1. Factor de enriquecimiento (FE)

En el núcleo EU-V se presentaron generalmente valores de $FE < 2$ (contaminación mínima o nula) para todos elementos analizados excepto para Co, el cual presentó contaminación moderada ($2 < FE < 5$) en secciones más antiguas que 100 años (22, 33 -38 cm y 45 -50 cm de profundidad) (*Figura 27; Anexo 29-32*). En el núcleo EU-VI, los elementos Co, Cr, Ni, Pb, V y Zn mostraron valores de $FE < 2$ (contaminación mínima o nula); sin embargo, se observó contaminación moderada a significativa para As ($5 < FE < 20$) entre 18 y 45 cm de profundidad (sedimentos más antiguos que 100 años) y para Cu ($2 < FE < 5$) en secciones relativamente recientes (1975, 10 cm; 1994, 5 cm; y de 2008 a la fecha de muestreo en 2017) (*Figura 27, Anexo 29-32*). En el núcleo EU-VII se observaron valores de $FE < 2$ (contaminación mínima o nula) para As, Co, Cr, Cu, Pb y Zn, mientras que para Ni se observaron FE entre 2 y 3 (contaminación moderada) en dos secciones: 26 cm de profundidad (sedimentos más antiguos que 100 años) y superficie (fecha de muestreo 2017); en tanto que para V se observaron FE entre 2 y 3 (contaminación moderada) en la sección a 6 cm de profundidad (en 1985) y de 0-2 cm (entre 2008 y 2017) (*Figura 28, Anexo 29-32*). En los perfiles de FE del núcleo EU-VIII todos los elementos analizados (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) muestran valores de $FE < 2$ (contaminación mínima o nula) (*Figura 28, Anexo 29-32*).

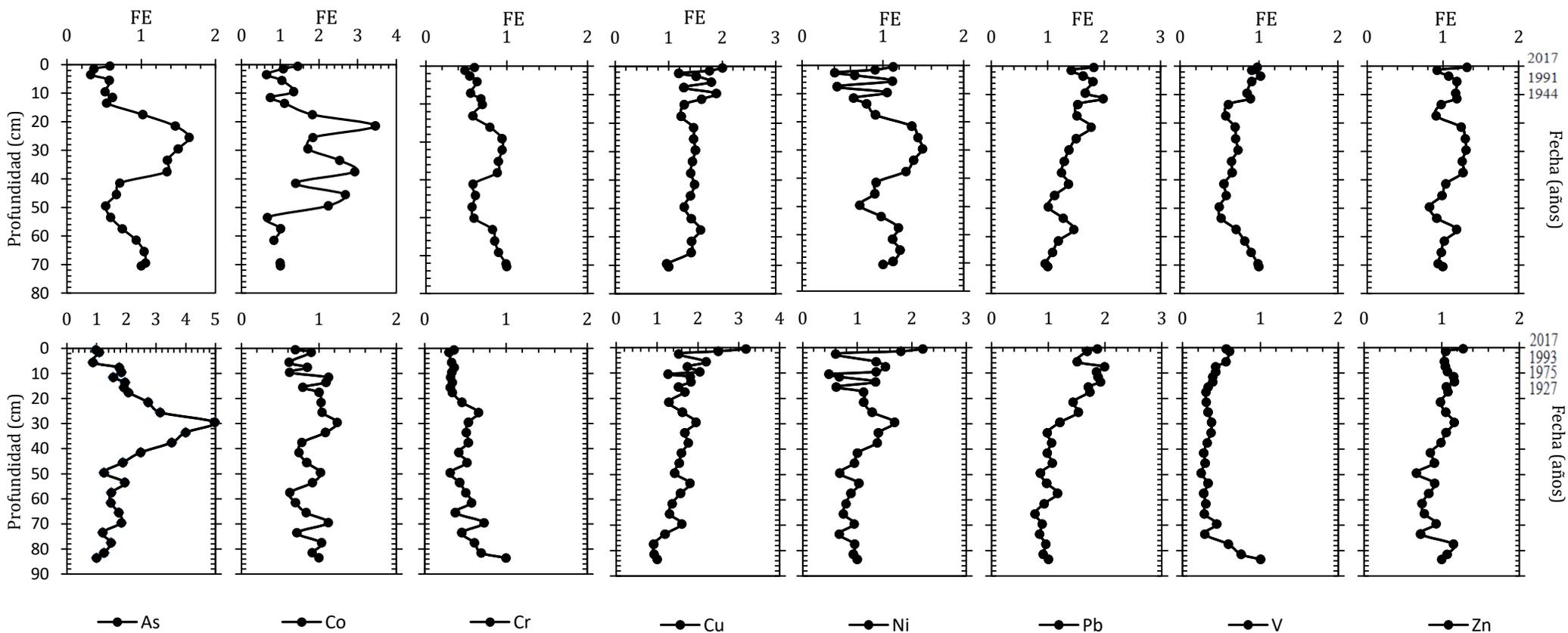


Figura 27. Perfiles de factor de enriquecimiento (FE) de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-V (hilera superior) y EU-VI (hilera inferior) del Estero de Urías.

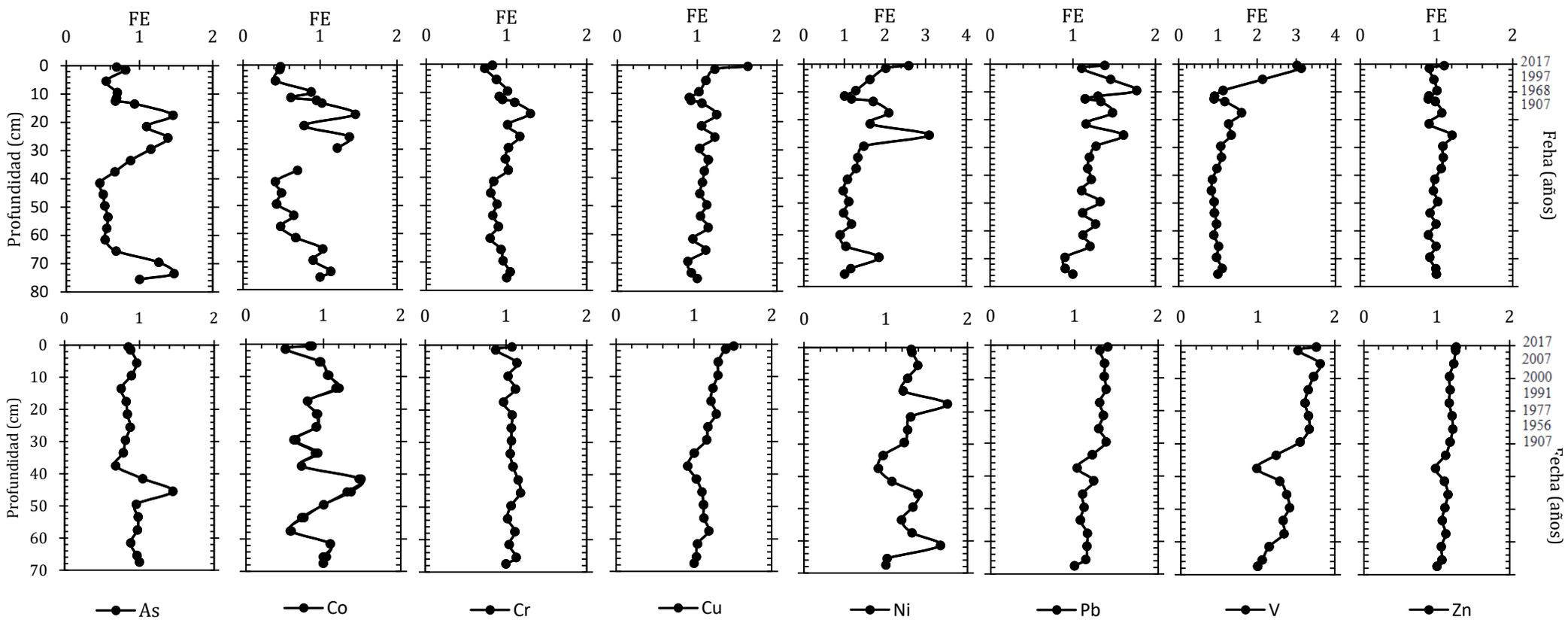


Figura 28. Perfiles de factor de enriquecimiento (FE) de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-VII (hilera superior) y EU-VIII (hilera inferior) del Estero de Urías.

En resumen, tres de los cuatro núcleos sedimentarios recolectados mostraron valores de factor de enriquecimiento indicativos de contaminación moderada en algunas de las secciones: para Co en EU-V; As, Cu, Ni y Pb en EU-VI; Ni y V en EU-VII (*Figura 29*).

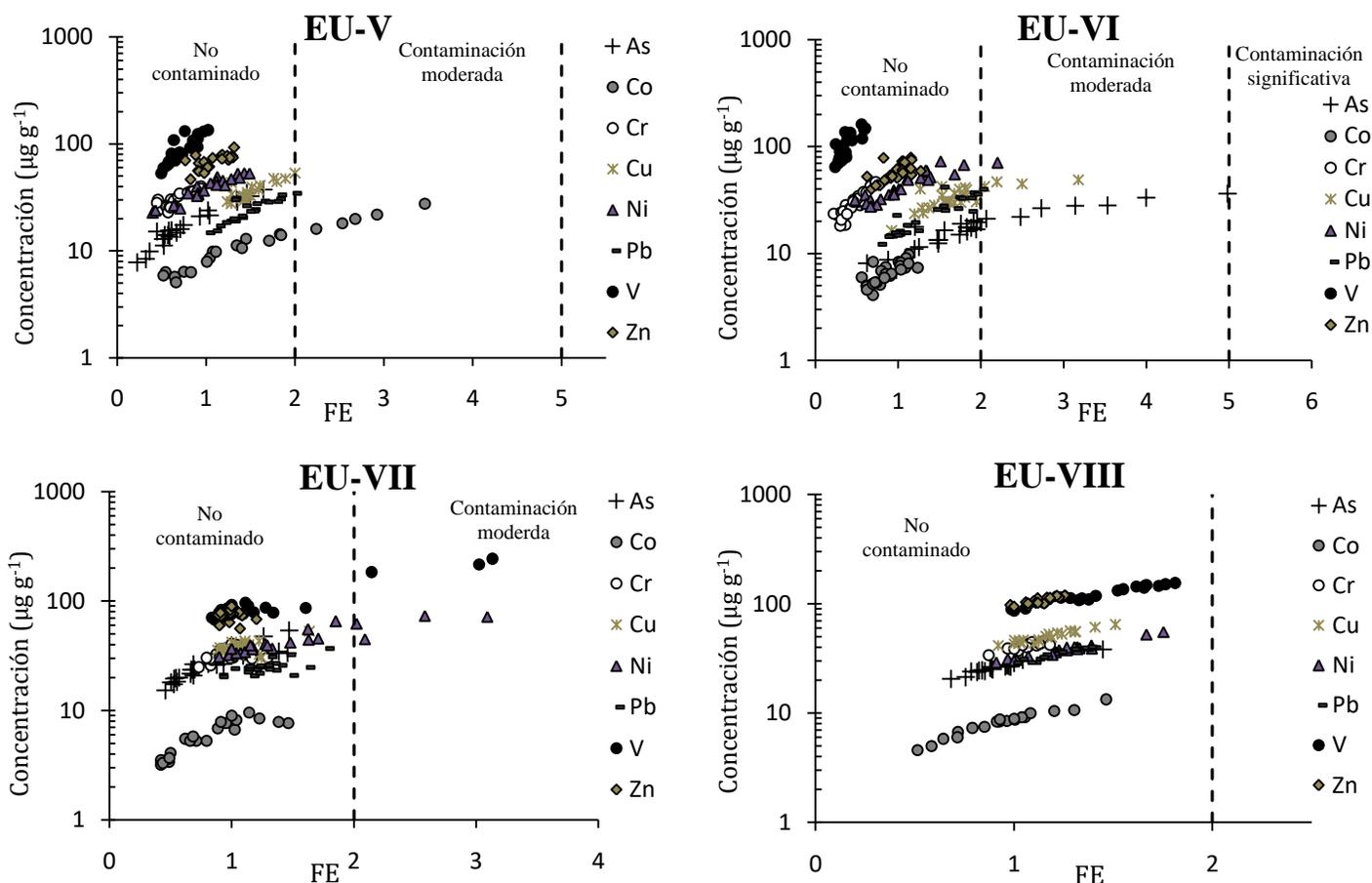


Figura 29. Concentración de elementos contaminantes y factor de enriquecimiento en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

9.3.4.2. Flujos de elementos contaminantes

Los flujos de los metales contaminantes As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) se determinaron como el producto de la tasa de acumulación másica (TAM) y la concentración determinada de los elementos analizados (*Tabla 10; Figuras 30 y 31; Anexos 33-36*).

Tabla 10. Intervalo del flujo de metales ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) en sedimentos de los núcleos de la zona de manglar en la laguna Estero de Urías.

Núcleo	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
EU-V	0.68-2.18	0.36-1.83	1.54-4.23	1.73-7.54	1.40-6.91	1.43-4.68	4.49-18.49	3.37-13.00
EU-VI	0.22-2.81	0.07-0.96	0.26-3.95	0.38-6.33	0.32-10.05	0.36-5.60	1.11-19.68	0.79-10.73
EU-VII	0.30-1.98	0.07-0.53	0.43-1.85	0.44-3.19	0.46-4.62	0.40-2.26	1.04-18.09	0.94-5.50
EU-VIII	1.19-10.27	0.29-3.59	2.10-16.30	2.56-21.31	1.90-15.63	1.98-14.60	6.82-57.98	5.68-42.99

Los valores de los flujos de elementos potencialmente tóxicos fueron mayores ($p < 0.05$) en el núcleo EU-VIII que en el resto de los núcleos, cuyos valores fueron comparables para todos los metales. Los perfiles de los flujos para todos los elementos en el núcleo EU-V mostraron valores crecientes hacia la superficie desde la década de 1930. En el núcleo EU-VI se observó un constante aumento para todos los elementos contaminantes desde la década de 1900 con un máximo hasta 1977, fecha a partir de cuando disminuyen los flujos de los elementos, excepto Cu, Ni y Zn, los cuales aumentaron desde 2002 al presente. En el núcleo EU-VII se observó un creciente aumento en el flujo de los elementos contaminantes desde la década de 1940, con un máximo en 1997 para Co, Pb y Zn; y en 2007 para As, Cr, Cu, Ni y V, periodos en los cuales se observó una tendencia decreciente hacia el presente para todos los metales. En el núcleo EU-VIII se observó una tendencia creciente en los flujos de todos los elementos desde 1948, con máximos en 1993 y 2009, y una posterior disminución de los flujos de todos los metales en las secciones más recientes.

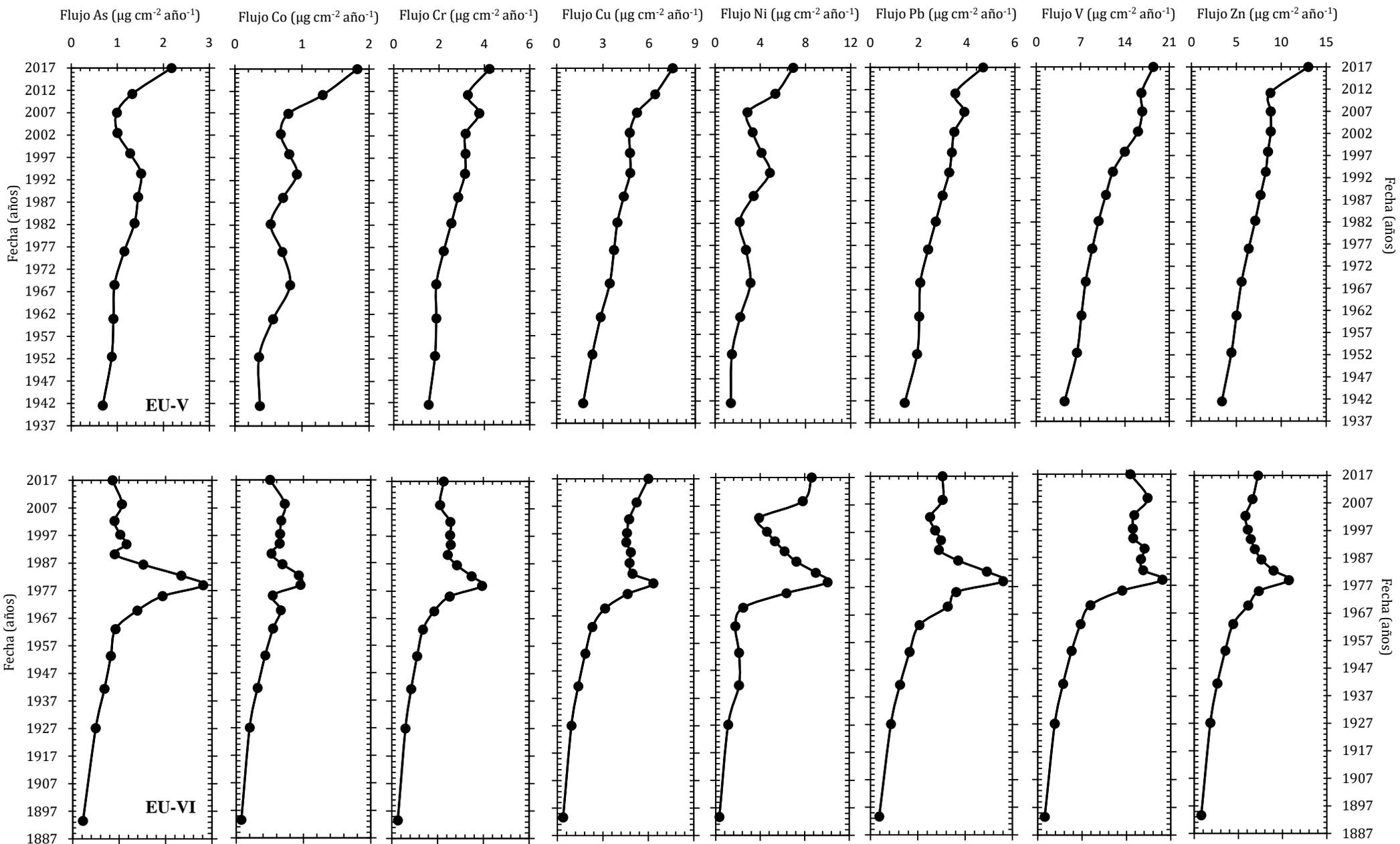


Figura 30. Flujos de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-V y EU-VI.

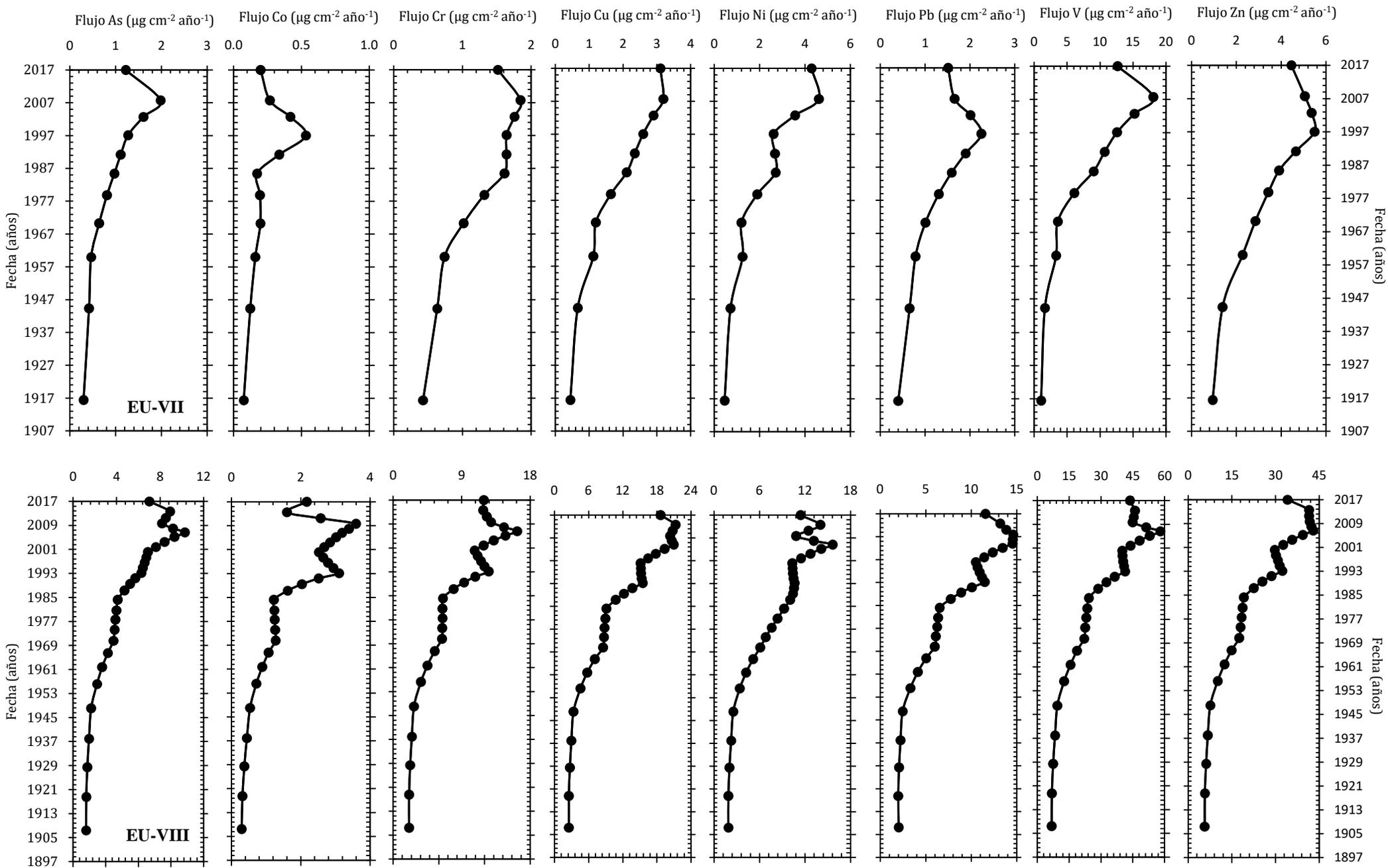


Figura 31. Flujos de elementos contaminantes (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) de los núcleos sedimentarios EU-VII y EU-VIII.

9.4. Análisis de factores

Con el propósito de determinar las posibles fuentes de procedencia de los elementos analizados y explicar las diferencias en la composición elemental entre los núcleos sedimentarios, se realizó un análisis de factores (AF) que incluyó 23 variables medidas en los cuatro núcleos estudiados. Las variables significativas son aquellas que obtuvieron factores de carga > 0.65 . El AF proporcionó dos factores que explican ~65% de la varianza total (*Tabla 11; Figura 32*).

El Factor 1, identificado como tamaño de grano, agrupa con cargas positivas los sedimentos finos (limos y arcillas), las concentraciones de C_{org} y las concentraciones de los elementos contaminantes Ni, Pb y Zn. Por otro lado, con cargas negativas el porcentaje de arenas (sedimentos gruesos), las concentraciones de Ti, Mn, Zr y el valor de susceptibilidad magnética (SM).

El Factor 2, denominado transgresión marina, agrupa con cargas positivas las concentraciones de elementos de origen marino Na y Cl, y de C_{inorg} . Por otra parte, se agrupan con cargas negativas los elementos terrígenos Al y Rb, y las concentraciones de elementos contaminantes como Cr y Zn.

Tabla 11. Resultados de Análisis de Factores para la composición elemental en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

Variable	Factor1 (Tamaño de grano)	Factor2 (Transgresión marina)
Arenas	-0.95	0.16
Ti	-0.95	-0.11
SM	-0.91	0.08
Zr	-0.88	0.18
Mn	-0.80	-0.29
Limos	0.92	-0.20
Br	0.81	0.50
Arcillas	0.80	0.01
C _{org}	0.74	0.54
Ni	0.69	0.22
Pb	0.65	-0.50
Na	-0.02	0.93
Cl	0.29	0.91
C _{inorg}	0.41	0.71
Rb	0.19	-0.88
Al	0.31	-0.84
Zn	0.64	-0.70
Cr	0.001	-0.70
Fe	0.02	-0.53
Co	-0.04	-0.30
V	0.09	-0.21
As	0.45	-0.20
Cu	0.32	-0.14
Varianza	8.71	6.17
% Var	37.9	26.8

*Valores en negritas indican variables significativas.

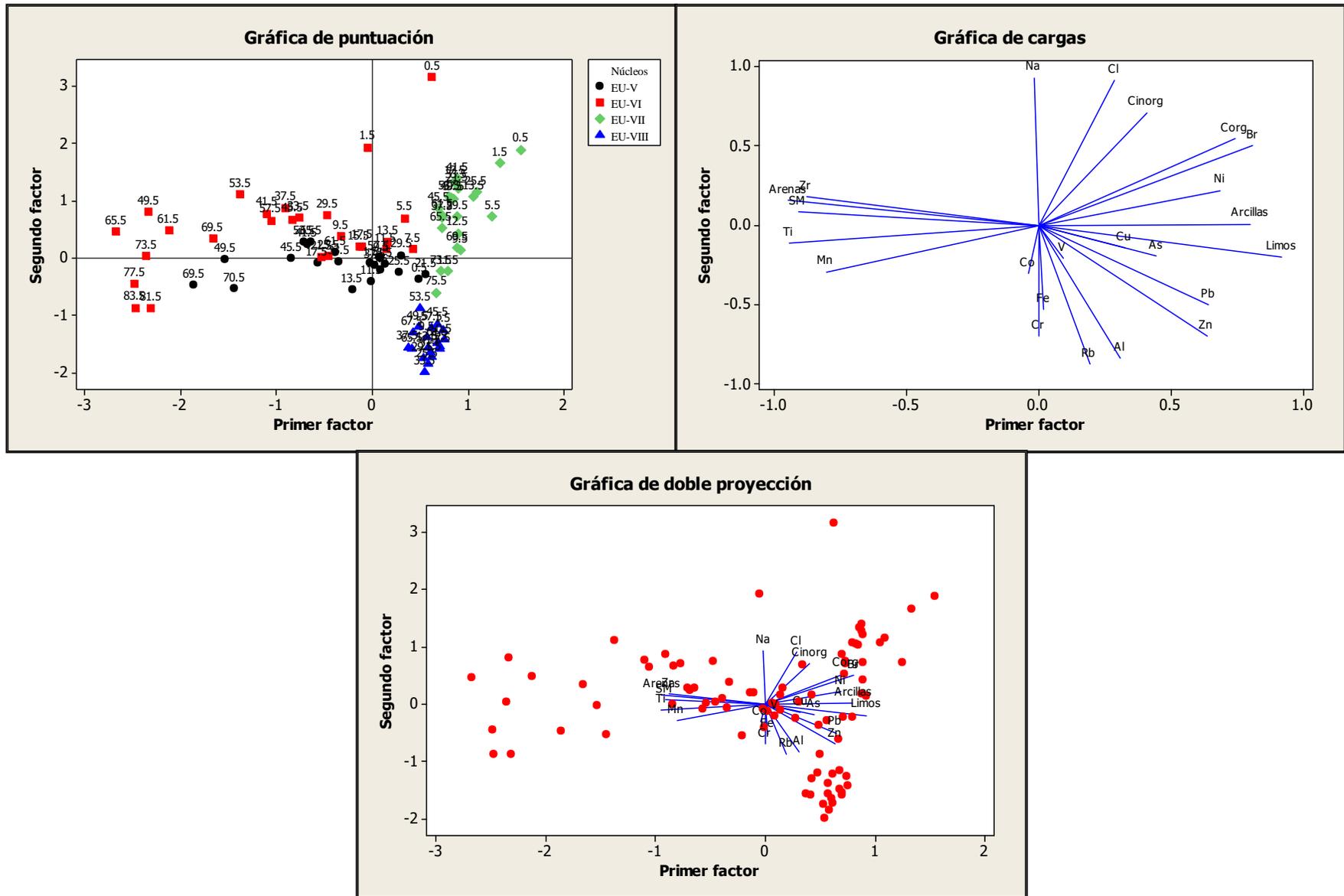


Figura 32. Gráficos de resultados del análisis de factores de los núcleos sedimentarios de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

9.5. Concentración de carbono orgánico y carbono inorgánico

Los intervalos de concentración de C_{org} en los núcleos analizados fueron: 5-15% en EU-V, 2-21% en EU-VI, 10-21% en EU-VII y 9-14% en EU-VIII, y los de C_{inorg} fueron: 2-5% en EU-V, 1-17% en EU-VI, 3-10% en EU-VII y 2-4% en EU-VIII (*Tabla 12*).

Las concentraciones de C_{org} fueron significativamente ($p < 0.05$) más altas en los núcleos EU-VI y EU-VII que en los núcleos EU-V y EU-VIII, cuyas concentraciones de C_{org} fueron comparables ($p > 0.05$). Las concentraciones de C_{inorg} fueron comparables entre los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VIII (*Tabla 12; Figura 33; Anexo 37-40*).

Tabla 12. Resultados de análisis de varianza para la concentración de C_{org} y C_{inorg} . Las letras diferentes representan diferencias significativas ($p < 0.05$) para los promedios de valores analizados entre los núcleos en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

Núcleo	C_{org} (%)		Comparación	C_{inorg} (%)		Comparación
	Min	Max		Min	Max	
EU-V	5.06	14.28	a	2.04	5.18	a
EU-VI	2.55	21.00	b	1.54	16.61	a
EU-VII	10.02	20.47	c	3.64	10.17	b
EU-VIII	9.71	14.08	a	2.42	3.64	a

En los perfiles de los núcleos EU-V, EU-VII y EU-VIII el C_{org} y C_{inorg} muestran una tendencia homogénea a lo largo del núcleo hasta 60 cm de profundidad (mayor a 100 años), a partir de donde las concentraciones decrecen con la profundidad en los tres núcleos (*Figura 22 y 23*). En el núcleo EU-VI, las concentraciones de C_{org} aumentaron de forma constante hacia la superficie, mientras que las concentraciones de C_{inorg} se incrementaron del fondo hasta 50 cm de profundidad, se mantuvieron constantes hasta 20 cm de profundidad, y aumentaron nuevamente hacia la superficie en los últimos 100 años (*Figura 22 y 23*).

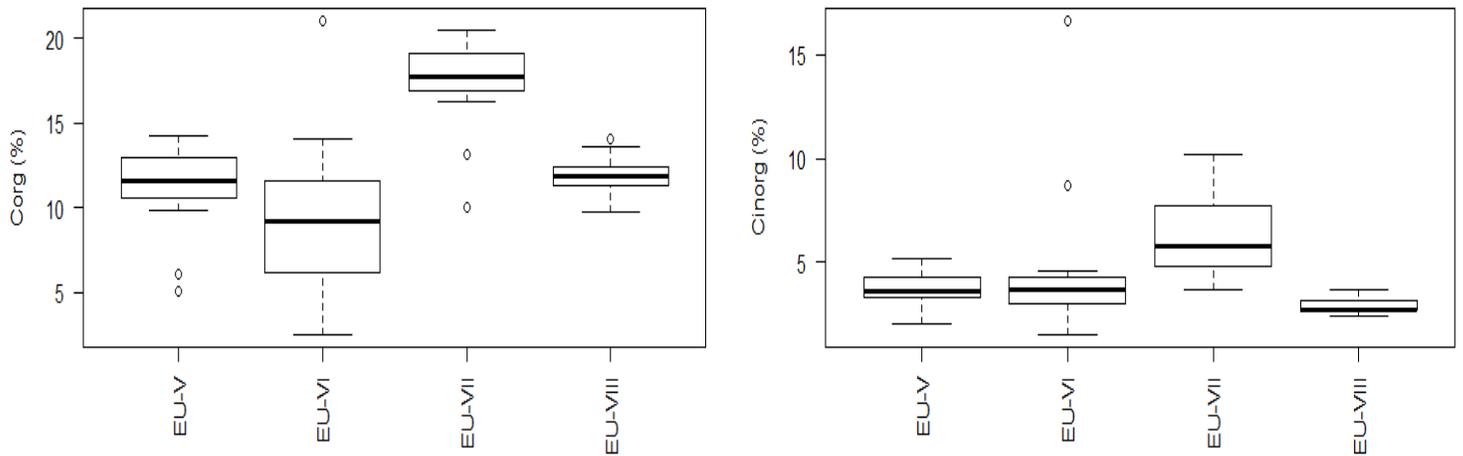


Figura 33. Gráficos de caja y bigotes de los intervalos de valores para C_{org} y C_{inorg} de los núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías, Mazatlán Sinaloa.

9.5.1. Isótopos estables de C y N ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, C/N)

Los intervalos de la relación molar C/N determinados fueron: 16.9 ± 2.0 a 40.2 ± 4.8 en EU-V; 16.2 ± 2.1 a 58.1 ± 11.3 en EU-VI; 16.0 ± 1.0 a 26.0 ± 1.6 en EU-VII; 13.2 ± 1.0 a 26.4 ± 2.0 en EU-VIII. Las variaciones de la relación molar C/N con respecto a la profundidad presentaron una tendencia a disminuir hacia la superficie para los cuatro núcleos, excepción del núcleo EU-VII (Figura 34).

Los intervalos de valores determinados para $\delta^{13}C$ en los núcleos fueron: -25.33 ± 0.12 a -26.93 ± 0.13 ‰ en EU-VI; -24.98 ± 0.57 a -26.42 ± 0.60 ‰ en EU-VII; -25.45 ± 0.24 a -26.15 ± 0.25 ‰ en EU-VIII. No se cuenta con los datos completos de $\delta^{13}C$ del núcleo EU-V. Los valores de $\delta^{13}C$ con respecto a la profundidad de los núcleos EU-VI, EU-VII y EU-VIII muestran una disminución hacia la superficie. En el núcleo EU-VI se observó un mínimo (~ -25 ‰) a 22 cm de profundidad (sedimentos mayores a 100 años); en el núcleo EU-VII se observa un mínimo (~ -24 ‰) a 18 cm de profundidad (sedimentos mayores a 100 años) y en el núcleo EU-VIII se observa un mínimo (~ -25 ‰) a 58 cm de profundidad (sedimentos mayores a 100 años, Figura 35; Anexo 41).

Los valores de $\delta^{15}N$ fueron comparables ($p > 0.05$) entre los cuatro núcleos: 1.89 ± 0.04 a 4.71 ± 0.10 ‰ EU-V; 1.93 ± 0.05 a 6.14 ± 0.17 ‰ EU-VI; 3.45 ± 0.45 a 7.13 ± 0.92 ‰ EU-VII; 3.65 ± 0.17 a 5.70 ± 0.26 ‰ EU-VIII). La distribución de los valores de $\delta^{15}N$ con respecto a la profundidad mostró una tendencia a aumentar hacia las secciones superficiales en los cuatro núcleos (Figura 35, Anexo 41).

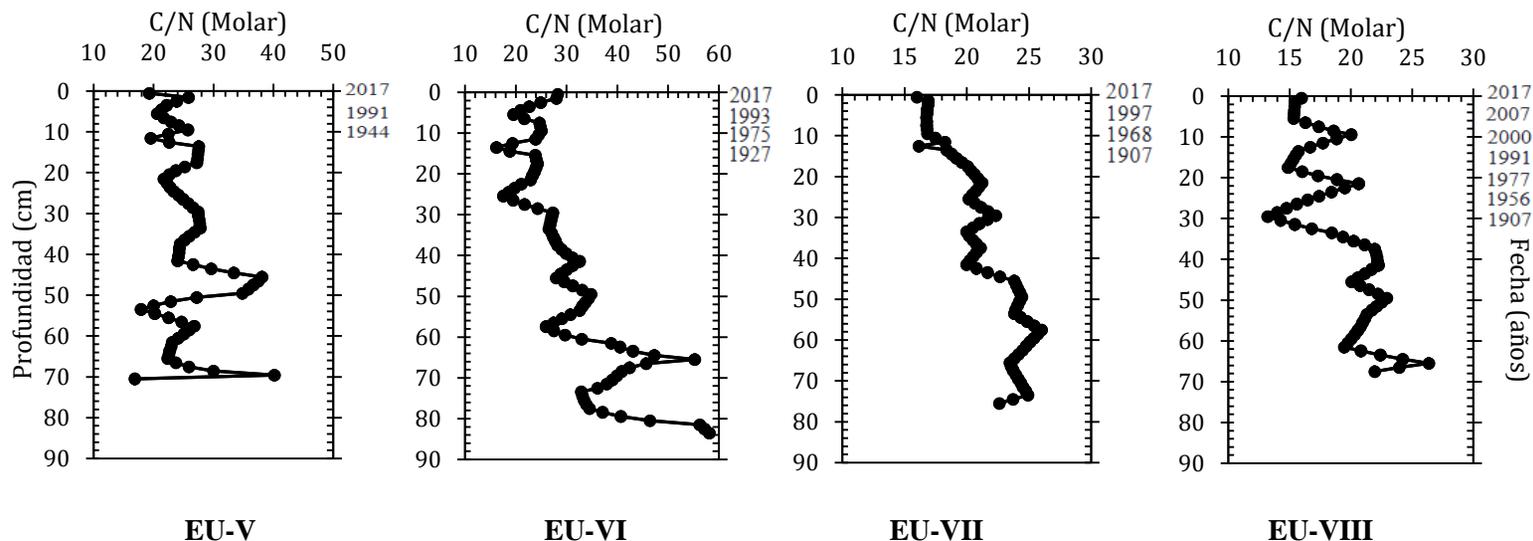


Figura 34. Perfiles de relación molar C/N en núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

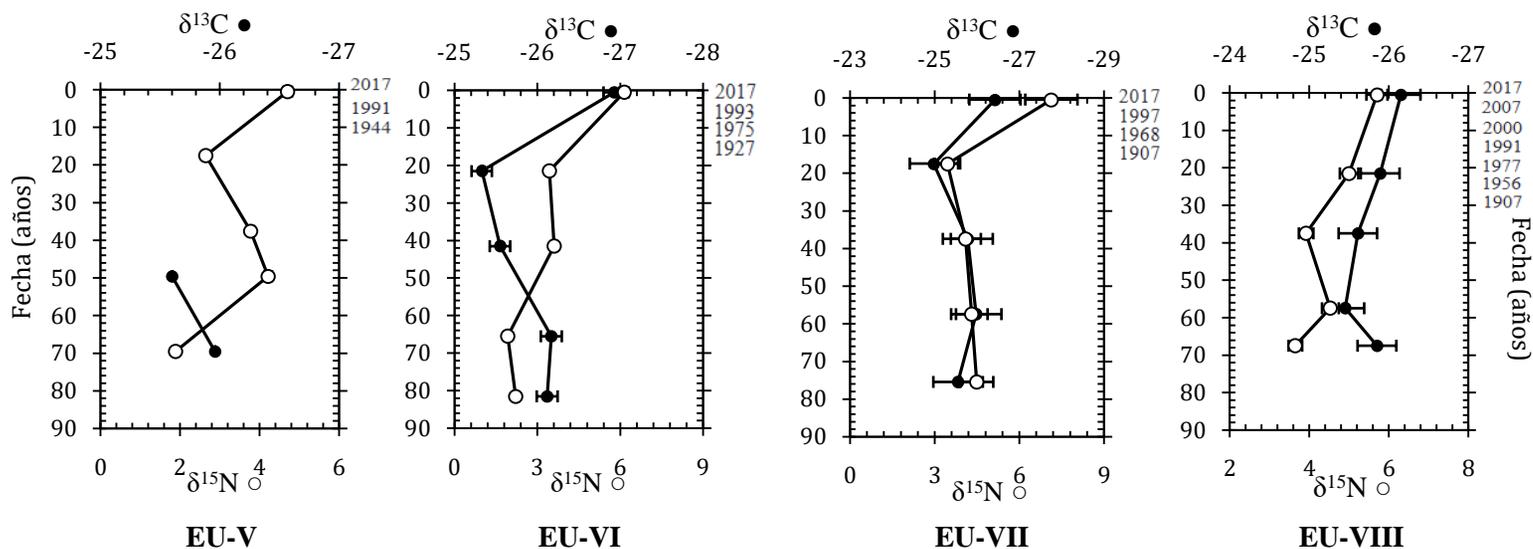


Figura 35. Perfiles de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en núcleos sedimentarios recolectados en la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

9.5.2. Flujos de carbono orgánico

El intervalo general de los flujos de C_{org} varió entre 8.5 ± 5.2 y 284.9 ± 48.2 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$ (EU-V: 35.7 ± 34.4 a 149.8 ± 37.7 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$; EU-VI: 8.5 ± 5.2 a 157.8 ± 73.9 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$; EU-VII: 14.9 ± 4.6 a 114.4 ± 14.1 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$; EU-VIII: 19.3 ± 14.1 a 284.9 ± 48.2 $g\ m^{-2}\ año^{-1}$). El núcleo EU-VIII presenta los valores más elevados ($p < 0.05$), en tanto que los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII su valores son comparables ($p < 0.05$).

En todos los núcleos, los flujos de C_{org} aumentaron gradualmente desde los inicios del siglo pasado hacia el presente, aunque las tendencias no son iguales entre los núcleos. Por ejemplo, en EU-VI, los valores alcanzaron un máximo en la década de 1970, y se mantuvieron constantes hasta la fecha de muestreo; en tanto que en los núcleos, EU-VII y EU-VIII se alcanzó el valor máximo en 2006 y posteriormente los valores disminuyeron hacia las capas sedimentarias más recientes (*Figura 36*).

9.5.3. Inventarios de carbono orgánico

En la *Figura 37* se muestran los inventarios de carbono estimados a 1 m de profundidad. Se observó un intervalo general entre 375.1 ± 14.2 y 445.1 ± 11.2 ($Mg\ ha^{-1}$) y un valor promedio 410.1 ± 12.7 $Mg\ ha^{-1}$ (439.0 ± 20.8 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-V, 375.1 ± 14.2 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VI, 445.1 ± 11.2 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VII y 381.1 ± 14.9 $Mg\ ha^{-1}$ en EU-VIII).

9.5.4. Evaluación de las potenciales emisiones de CO_2

Las potenciales emisiones de CO_2 , como resultado de la perturbación de los sedimentos asociados al manglar, variaron entre 1376.6 ± 51.9 y 1633.4 ± 41.2 Mg de CO_2 equivalente por hectárea (1611.1 ± 76.3 en EU-V, 1376.6 ± 51.9 en EU-VI, 1633.4 ± 41.2 en EU-VII y 1398.7 ± 54.5 en EU-VIII $MgCO_{2eq}\ ha^{-1}$). Se calcularon los valores del costo social de carbono (SCC) que tiene el propósito de mostrar los beneficios sociales de reducir las emisiones de CO_2 . El SCC estimado por Mg de CO_2 equivalente de las emisiones potenciales de los inventarios de C_{org} de cada núcleo varió entre \$909,019 y \$1,078,660 millones de dólares como se muestra en la *Tabla 13*.

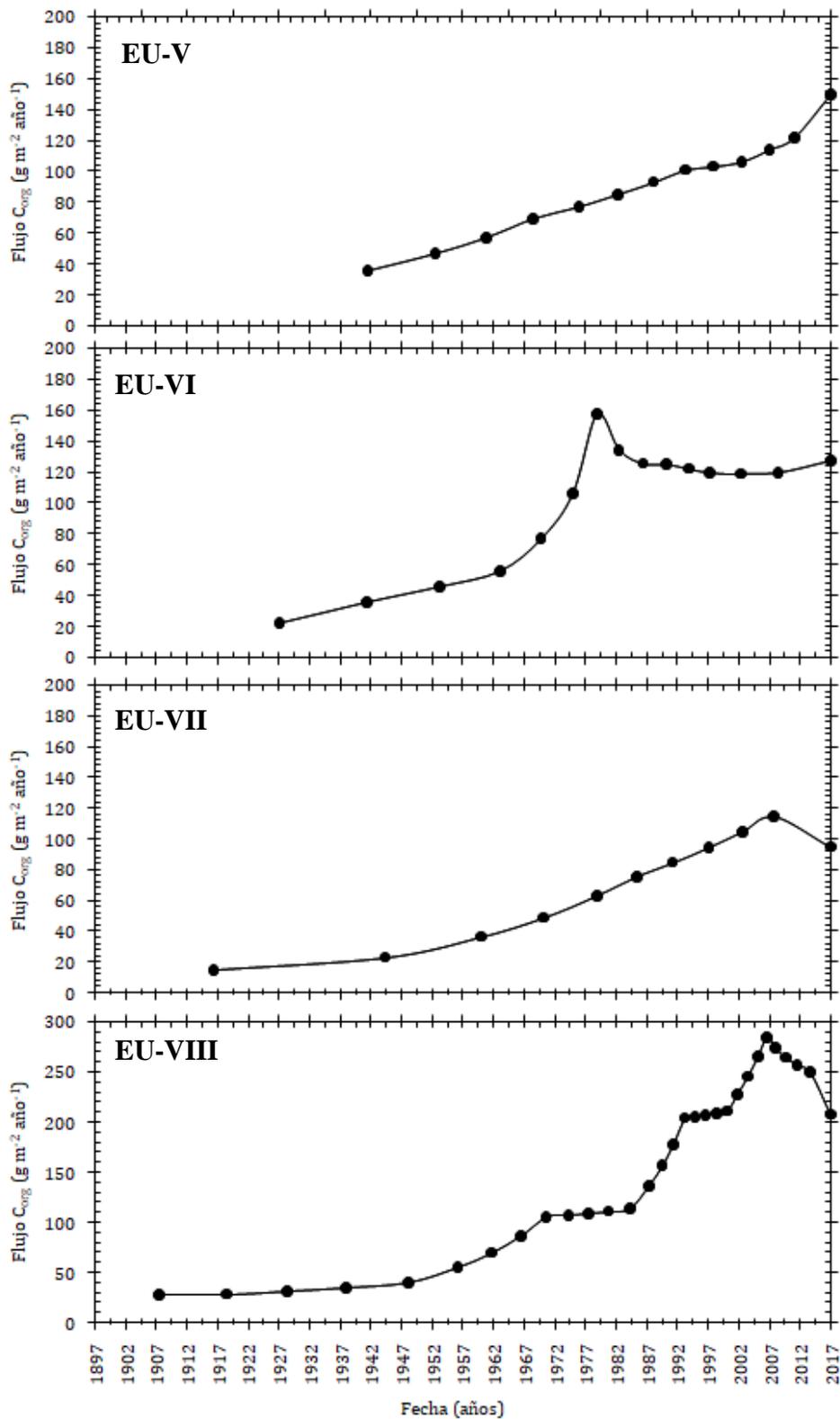


Figura 36. Variación temporal de los flujos de carbono orgánico (C_{org}) en núcleos sedimentarios de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías.

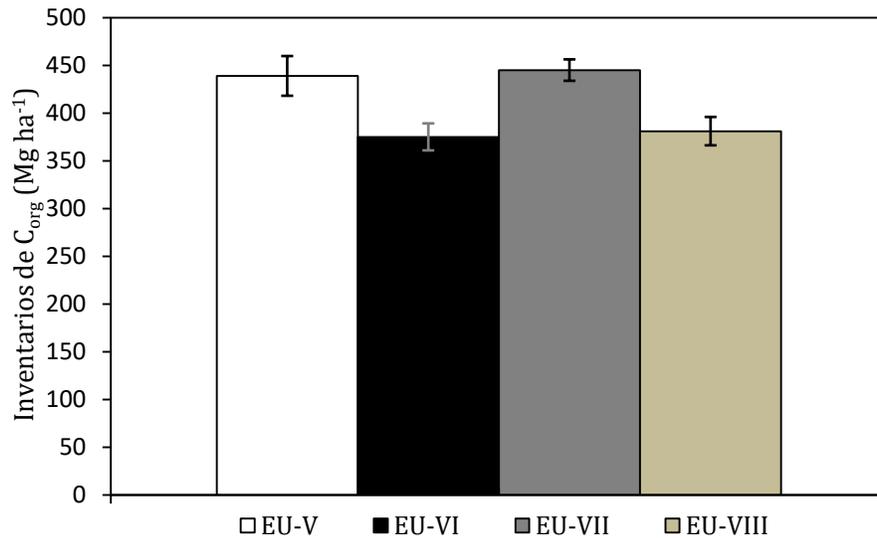


Figura 37. Inventarios de carbono orgánico, C_{org}, en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías.

Tabla 13. Inventarios de carbono (a 1 m de profundidad), CO₂ equivalente y SCC (costo social de carbono en dólares) asociado a la emisión potencial de CO₂ en sedimentos de manglar en los alrededores de la laguna costera Estero de Urías.

Núcleo	Inventarios C _{org} (Mg ha ⁻¹)	CO ₂ Equivalente (MgCO _{2eq} ha ⁻¹)	Costo social de carbono (\$ año ⁻¹)
EU-V	439.0 ± 20.8	1611.1 ± 76.3	1,063,874
EU-VI	375.1 ± 14.2	1376.6 ± 51.9	909,019
EU-VII	445.1 ± 11.2	1633.4 ± 41.2	1,078,660
EU-VIII	381.1 ± 14.9	1398.7 ± 54.5	923,647
Promedio	410.1 ± 31.3	1,497 ± 114.8	933,800

10. DISCUSIÓN

10.1. Elementos contaminantes en sedimentos de manglar

10.1.1. Concentración de elementos contaminantes en sedimentos

Las concentraciones de metales determinadas en los núcleos sedimentarios de la zona de manglar en el Estero de Urías se compararon con las concentraciones registradas para sedimentos de manglar en otras zonas del mundo (*Tabla 14*) y se encontró que las concentraciones de metales en los sedimentos de manglar del Estero de Urías son más elevadas que las determinadas en sitios registrados como no contaminados para todos los metales en Pumicestone, Australia (Preda y Cox, 2002), para Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en la Bahía Hawks, Pakistán (Khattak *et al.*, 2012), para As, Cr, Cu, Zn y Pb en la isla Hainan en China (Qiu *et al.*, 2011) y en Cu, Ni y Zn para Ciénega Grande en Colombia (Espinosa *et al.*, 2011). También se observó que son comparables a las concentraciones de Ni y Pb registradas para la Laguna de Términos (sitio moderadamente contaminado; De la Cruz-Landero *et al.*, 2013) y las de Co, Cr, Ni y Pb en Guayaquil, Ecuador (sitio contaminado; Fernández-Cadena *et al.*, 2014) y en la zona estuarina del río Cruzado, Nigeria (sitio moderadamente contaminado; Essien *et al.*, 2009). No obstante, las concentraciones de metales en el Estero de Urías se encuentran por debajo de las determinadas en sitios registrados como contaminados como la Bahía de Guanabara en Brasil (Kehrig *et al.*, 2003) para Cu, Pb y Zn así como para Cr, Cu, Pb y Zn en los ríos Clyde, Cooks, Hawkesbury y Parramatta en Australia (Melville y Pulkownik, 2007); para Cu, Pb y Zn en la Isla Farasan en Arabia Saudita (Usman *et al.*, 2013) y para Cr, Pb y Zn en estudios a lo largo de la costa de la Guyana Francesa (Marchand *et al.*, 2006).

10.1.2. Evaluación de riesgo a la biota bentónica

Se compararon las concentraciones de los elementos contaminantes As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y V determinadas en los núcleos de manglar de los alrededores de la laguna Estero de Urías (*Tabla 15*) con los valores de nivel de efecto umbral y de nivel de efecto probable, TEL y PEL, respectivamente (por sus siglas en inglés; Buchman, 2008). El valor TEL representa la concentración del elemento en el sedimento, por debajo de la cual se espera que no ocurran efectos biológicos adversos; y el valor PEL define el nivel de concentración del elemento en sedimentos por encima del cual se espera que ocurran efectos biológicos adversos (Long *et al.*, 1995).

En todos los núcleos las concentraciones de Cr, Pb (Pb excepto EU-VIII) y Zn se encuentran por debajo de los valores TEL. Se observó que las concentraciones de As, Cu, Ni y Pb (Pb solo en EU-VIII) en los sedimentos de los cuatro núcleos se encuentran por encima del valor de referencia TEL, lo cual indica que estas concentraciones podrían ser nocivas para la biota bentónica. Asimismo, las concentraciones de Ni en algunas secciones, tanto recientes como más antiguas que 100 años, en los cuatro núcleos, se encuentran por encima del valor de referencia PEL, lo que indica el riesgo de efectos nocivos para la biota bentónica. No se cuenta con valores de TEL y PEL para Co y V (Buchman, 2008).

Tabla 14. Concentración de metales ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos de manglar alrededor del mundo.

Sitio	V	Cu	Zn	As	Pb	Co	Cr	Ni	Referencias
Estero de Urías México.	53.3 248.4	16.5 64.4	40.0 119.3	7.0 54.0	12.2 41.6	3.2 27.7	18.2 60.6	22.7 73.4	Este estudio
Bahía Hawks Pakistán.	-	0.01 0.04	0.01 0.06	-	0.01 0.03	0.01 0.04	0.01 0.03	-	Khattak <i>et al.</i> (2012)
Isla Farasan Arabia Saudita.	-	45.5 280	3.9 275	-	13.5 230	-	n.d. 31.4	n.d. 20.9	Usman <i>et al.</i> (2013)
Isla Hainan China.	-	5 18	26 57	5 13	15 19	-	11 40	-	Qiu <i>et al.</i> (2011)
Bahía de Guanabara Brasil.	-	79.6 91.7	447.5 505.1	-	165.5 169.5	-	37.4 43.4	-	Kehrig <i>et al.</i> (2003)
Pumicestone Australia.	2 65	n.d. 13	15 118	n.d. 17	n.d. 14	n.d. 11	2 24	n.d. 9	Preda y Cox (2002)
Bahía Punta Mala Panamá.	-	56.3	105	-	78.2	-	23.3	27.3	Defew <i>et al.</i> (2005)
Ciénega Grande Colombia.	-	9.6 21.6	28.2 65.0	7.3 25.6	29.2 81.7	-	34.6 50.9	8.30 19.8	Espinosa <i>et al.</i> (2011)
Bahía de Dumbea Nueva Caledonia.	-	9 17	38 56	-	-	122 230	-	36.4 43.4	Marchand <i>et al.</i> (2016)
Bahía Concepción Nueva Caledonia.	-	5.1 32.4	44.5 154.3	-	-	0.6 22.4	18.7 161.7	1.8 208.4	Marchand <i>et al.</i> (2011)
Línea de costa Guyana Francesa.	-	1.9 38.8	81.7 388.4	-	16.6 66.3	7.1 40.1	31.7 113.9	18.8 48.7	Marchand <i>et al.</i> (2006)
Río Coringa India.	-	34.0 58.0	-	-	16.0 95.0	21.0 44.0	1.4 2.7	7.50 52.0	Ray <i>et al.</i> (2006)
Puerto de Hong Kong	-	0.5 82.1	12 282	-	0.21 81.6	-	0.3 125	0.3 64.1	Tam y Wong (2000)
Sydney Australia.	-	5 134	26 757	-	4 395	-	6 131	6 26	Melville y Pulkovnik (2007)
Cross River Nigeria.	1.7 14.6	23.0 36.2	126.4 212.3	-	7.2 26.6	-	19.2 37.9	15.2 30.3	Essien <i>et al.</i> (2009)
Guayaquil Ecuador.	96.8 159.9	47.1 206.5	93.9 527.2	2.6 7.5	21 56.4	5.6 18.4	33.9 73.8	27.4 60.9	Fernández-Cadena <i>et al.</i> (2014)
Laguna de Términos México.	-	-	-	-	9.0 16.0	-	-	31.0 82.0	De la Cruz-Landero <i>et al.</i> (2013)
TEL	NR	18.7	124.0	7.2	30.2	NR	52.3	15.9	Buchman (2008)
PEL	NR	108.0	271.0	41.6	112.0	NR	160.0	42.8	Buchman (2008)

n.d. = no detectable, NR= No reportado, TEL= Nivel de efecto umbral, PEL= Nivel de efecto probable.

10.1.3. Procedencia de los elementos contaminantes

Con base en los resultados del AF, el tamaño de grano y la transgresión marina son los principales factores que influyen en la distribución elemental en los núcleos sedimentarios. Por un lado los elementos contaminantes se encuentran asociados a los sedimentos finos (limos y arcillas) y acarreados posiblemente por escorrentía al agruparse con los indicadores terrígenos (Al y Rb) y por otro lado, Ni se encuentra asociado al aumento en las concentraciones de Cl, Na (indicadores de origen marino) y de C_{inorg} hacia el presente (últimos 100 años, visible en los núcleos EU-VI y EU-VII característicos de mangle tipo matorral adyacente a la marisma) indicando un transporte en el agua de mar hacia la zona debida a la influencia de una paulatina transgresión marina, posiblemente por al aumento del nivel del mar o al hundimiento del piso de la marisma por la compactación del suelo (subsistencia) (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018).

En los núcleos EU-V y EU-VI hay una predominancia de arenas y un aumento en las concentraciones de Mn, Ti y Zr en las secciones más profundas (sedimentos mayores a 100 años). Las concentraciones decrecientes de Ti y Zr hacia el presente (sedimentos < 100 años) y la correlación significativa ($p > 0.05$) con el porcentaje de arenas, sugieren que la fuente de arenas, rica en elementos terrígenos, presenta una disminución, dilución (Martin y Whitfield, 1983) o cambio potencial de fuentes de sedimento (Caitcheon, 1993).

En general, se presentaron correlaciones significativas ($r > 0.5$; $p < 0.05$) entre las concentraciones de C_{org} y el porcentaje del sedimento fino en los cuatro núcleos: con limos y arcillas en EU-V y EU-VI, y solo con limos en EU-VII y EU-VIII. Lo anterior se explica debido a que a menor tamaño de partícula, los sedimentos tienen mayor capacidad de adsorción de C_{org} , debido al aumento del área superficial por unidad de volumen (Singh *et al.*, 1999; Loring y Rantala, 1992). Asimismo se presentaron correlaciones positivas ($r > 0.5$; $p < 0.05$) entre las concentraciones de C_{org} y las de elementos contaminantes (Cu, Ni, Pb y Zn), lo cual podría atribuirse a la adsorción, coprecipitación y la formación de complejos organometálicos en la superficie de las partículas en donde grupos funcionales de la materia orgánica (MO) actúan como ligandos de los metales para incorporarlos en los sedimentos (Lin y Chen, 1998). Sin embargo, en los núcleos EU-VII y EU-VIII se observaron correlaciones negativas ($r < -0.5$; $p < 0.05$) entre la concentración de C_{org} y de los elementos contaminantes (As, Co, Cr y Zn en EU-VII; y Pb y Zn en EU-VIII). Lo anterior se debe a que estos elementos contaminantes se hallaron predominantemente asociados a la fracción arenosa -de origen terrígeno- en ambos núcleos ($r > 0.5$; $p < 0.05$),

en contraste con la asociación de la concentración de C_{org} con los indicadores marinos ($r > 0.5$; $p < 0.05$): Cl y Br en EU-VII, y Na, Cl, Br en EU-VIII.

10.1.4. Factor de enriquecimiento

En general, no se observó contaminación de los elementos As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn en los cuatro núcleos, a excepción de los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII que presentaron factores de enriquecimiento entre 2 y 3, que indican contaminación moderada por Co (en EU-V), así como As y Cu (en EU-VI), Ni y V (en EU-VII) (*Figura 29*).

Los núcleos en los cuales se observó enriquecimiento moderado de As (en EU-VI) y Co (en EU-V) en secciones más antiguas a 100 años (*Figuras 27 y 28*), se recolectaron en zonas de manglar localizadas en la proximidad de la línea de costa y cuentan con sedimentos predominantemente terrígenos. El perfil de FE de ambos metales mostró una paulatina disminución de los valores de FE a partir del año de 1970 hacia la superficie del núcleo, lo que indica que un posible cambio de fuente de sedimentos observado en los perfiles de SM (*Figura 19*), probablemente debido al bloqueo del paso de las aguas del río Presidio, resultado de la construcción del aeropuerto de la ciudad de Mazatlán en 1962. Asimismo elementos como Ni y V en EU-VII, presentaron enriquecimiento en sedimentos desde la década de 1980 hacia la fecha de muestreo en 2017, lo cual posiblemente sea resultado de la quema de combustibles fósiles (Bosco *et al.*, 2005; Duce y Hoffman, 1976) de la planta termoeléctrica José Aceves Pozos (construida entre 1974 y 1976) y de las embarcaciones que circulan en la laguna Estero de Urías, así como de las descargas accidentales de combustibles derivados del petróleo ocasionadas por la intensa actividad de la flota camaronera, petrolera y mercante, y por la planta de almacenamiento de petróleos Mexicanos de la ciudad (Villalba Loera *et al.*, 1983). El V se acumula en los combustibles fósiles a través de los organismos marinos que contienen grandes concentraciones en forma de hemovanadina (una proteína del vanadio), hasta un millón de veces la cantidad presente en el agua de mar (Bosco *et al.*, 2005). El V interactúa con partículas de Ni las cuales inducen efectos adversos en la salud (Campen *et al.*, 2001). El enriquecimiento de Cu en el núcleo EU-VI en sedimentos recientes (1990-2017) podrían ser debidas a las descargas directas de combustibles por embarcaciones a la laguna, las cuales son las principales fuentes de Cu y también de Zn hacia el ambiente (Nriagu y Pacyna, 1988). Adicionalmente, Cu y Zn son emanados por la combustión del diésel, ya que estos elementos son usados como aditivos (Bosco *et al.*, 2005).

Otra fuente potencial de los metales enriquecidos puede ser la erosión de suelos, entre las décadas de 1960 y 1980 se abrieron terrenos para el cultivo de palma de coco y huertos de mango en áreas cercanas al sitio de recolección del núcleo EU-VI convirtiéndose posiblemente en suelos contaminados por agroquímicos (cobre en forma de hidróxido de cobre, oxiclорuro de cobre, sulfato de cobre tribásico u óxido cuproso utilizados como fungicidas, CEE, 2008), o en los fertilizantes comerciales (como roca de fosfato P_2O_5 ; CDFA, 2017) los cuales contienen cantidades importantes de contaminantes como As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb y V, que pueden acumularse por aplicaciones continuas o esporádicas (Mortvedt, 1996).

10.1.5. Flujos de elementos contaminantes

Los flujos de los elementos contaminantes evaluados (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn) mostraron un incremento constante desde principios de la década de 1900 (*Figura 30, 31*). Durante la década de 1930 comenzaron las obras de construcción del puerto (Beraud *et al.*, 2007) que incluyó la construcción de muelles y rellenos de las áreas someras para la edificación de astilleros, bodegas, maquiladoras y enlatadoras, lo que provocó un cambio trascendental al prolongarse un kilómetro desde la entrada de la laguna hacia su interior con el depósito de material dragado en el año de 1945, año en el que comienza a observarse un mayor incremento en los flujos de elementos contaminantes (en los núcleos EU-VII y EU-VIII) que corresponden a la parte continental del estero. Entre 1953 y 1958 se profundizó el puerto por medio de dragados (canal, antepuerto y dársenas), y entre 1960 y 1967 se ampliaron los muelles y se construyeron bodegas y patios (SEPANAL, 1975). Adicionalmente, entre las décadas de 1960 y 1980 se abrieron terrenos para el cultivo de palma de coco y huertos de mango, se promovió la ganadería y el desarrollo de granjas camaroneras (MIAP, 2008) en áreas cercanas al sitio de recolección del núcleo EU-VI, el cual presenta una predominancia de arenas ricas en elementos de origen terrígenos y baja concentración de C_{org} . En 1975 el huracán Olivia afectó parte de la infraestructura urbana y causó cuantiosas pérdidas a la agricultura municipal, este evento de categoría 3, trajo vientos de 185 km h^{-1} , la altura de ola generada por el huracán y transportada sobre la plataforma continental fue de 6.7 m al llegar a la costa, mientras que la sobre-elevación del nivel del mar fue de 1.5 m (Aldeco-Ramírez y Montaña-Ley, 1986), posiblemente este fenómeno se encuentre relacionado con el valor más alto de los flujos observados en el núcleo EU-VI (*Figura 30*), el cual se encuentra más cercano a la línea de costa.

10.2. Carbono orgánico en sedimentos de manglar

10.2.1. Concentración de carbono orgánico en sedimentos

En ninguno de los núcleos estudiados se observó que las concentraciones de C_{org} mostraran una tendencia de disminución exponencial, característica de condiciones estables de acumulación y descomposición de C_{org} en los sedimentos (Berner, 1981). Lo anterior podría indicar variaciones en el suministro y/o la tasa de degradación de carbono, aunque es posible que los cambios en las concentraciones de C_{org} sean resultado de las variaciones en la distribución del tamaño de grano y/o la procedencia de los sedimentos (e.g., aumento en el aporte de sedimentos terrígenos, transgresión marina reciente).

Las concentraciones de carbono orgánico determinadas para sedimentos de la zona de manglar en el Estero de Urías son comparables (*Tabla 14*) a las concentraciones registradas en sedimentos de manglar en Celestun, Progreso y Dzilam (Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira, 2016), en los alrededores de la laguna de Nichupté, en Puerto Morelos y Mahahual (Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira, 2016), así como en la Reserva de la Biósfera en Sian Ka'an, Quintana Roo (Adame *et al.*, 2013) y en sedimentos de marisma sin manglar del Estero de Urías (Ruiz-Fernández *et al.*, 2009, 2018). Asimismo, son comparables a las concentraciones de C_{org} en sedimentos de manglar determinadas en el Golfete de Cuare en Venezuela (Otero *et al.*, 2017), la Bahía de Guanabara en Brasil (Pérez *et al.*, 2018), la costa de la Guyana Francesa (Marchand, 2017), bosques de manglar de China (Liu *et al.*, 2014), y de la Bahía Dumbea en Nueva Caledonia (Marchand *et al.*, 2016) (*Tabla 15*).

Los intervalos de concentración de C_{org} no muestran diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los núcleos EU-V y EU-VIII con predominancia de manglar tipo borde (mangle alto), lo que sugiere un menor aporte de la cama de hojas debido a que son los más cercanos a la influencia de mareas, lo que limita su acumulación y los valores de carbono en el sedimento (*Tabla 12; Figura 33*). Los núcleos EU-VI y EU-VII adyacentes a la marisma presentaron significativamente ($p < 0.05$) los valores más altos de C_{org} (*Tabla 12; Figura 33*) con predominancia de manglar tipo matorral (mangle chaparro), esto posiblemente se debe, a que el sistema de raíces de *Avicennia* (mangle chaparro) está menos desarrollado que otras especies como *Rhizophora* (mangle alto) y es principalmente un sistema que se desarrolla cerca de la superficie del sedimento (De Granville, 1974).

Tabla 15. Concentraciones de C_{org} registrados en sedimentos de manglar y marismas en México y el mundo.

Sitio	Tipo	Concentración C_{org} (%)	Referencias
Jequiá, Bahía Guanabara Brasil	SM	13.4-21.8	Kehrig <i>et al.</i> (2003)
Ciénega Grande Colombia	SM	10.09-15.83	Espinosa <i>et al.</i> (2011)
Isla Hainan China	SM	0.74-5.9	Qiu <i>et al.</i> (2011)
Bahía Dumbea Nueva Caledonia	SM	1.15-13.03	Marchand <i>et al.</i> (2016)
Río Cruzado Nigeria	SM	3.5-12.2	Essien <i>et al.</i> (2009)
Golfete de Cuare Venezuela	SM	6.8-16.4	Otero <i>et al.</i> (2017)
Bahía Guanabara Brasil	SM	5-10	Pérez <i>et al.</i> (2018)
Costa China	SM	0.12-14.55	Liu <i>et al.</i> (2014)
Costa Guyana Francesa	SM	0.7-20	Marchand <i>et al.</i> (2006)
Bahía Concepción Nueva Caledonia	SM	0.2-21.25	Marchand <i>et al.</i> (2011)
RBSK Manglar Alto Quintana Roo	SM	3.2-35.1	Adame <i>et al.</i> (2013)
RBSK Manglar Mediano Quintana Roo	SM	1.5-27.8	Adame <i>et al.</i> (2013)
RBSK Manglar Chaparro Quintana Roo	SM	2.9-29.3	Adame <i>et al.</i> (2013)
Celestun, Progreso, Dzilam Yucatán	SM	7.32-9.11	Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira (2016)
Nichupté, Puerto Morelos, Mahahual Quintana Roo	SM	13.41-49.02	Gutiérrez-Mendoza y Herrera Silveira (2016)
Estero de Urías Mazatlán, Sinaloa.	Sm	13-23	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2009)
Estero de Urías Mazatlán, Sinaloa.	Sm	6.7-16.8	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2018)
Estero de Urías Mazatlán, Sinaloa.	SM	0.9-23.9	Este estudio

SM: Sedimentos de manglar; **Sm:** Sedimentos de marisma **RBSK=** Reserva de la Biosfera Sian Ka'an.

Se observó que las concentraciones de C_{org} en los cuatro núcleos incrementaron con el aumento del porcentaje de limos ($r > 0.5$, $p < 0.05$) o disminuyeron con el aumento del porcentaje de arenas (en EU-V, EU-VI y EU-VII; $r < -0.5$, $p < 0.05$), lo cual se explica debido a que a menor tamaño de partícula, los sedimentos tienen mayor capacidad de adsorción de C_{org} , debido al aumento del área superficial por unidad de volumen (Loring y Rantala, 1992; Singh *et al.*, 1999), ya que en sedimentos arenosos aumenta la porosidad y la materia orgánica no se retiene como en los sedimentos finos. La distribución del tamaño de grano varía notablemente a lo largo de los núcleos EU-V y EU-VI, lo cual denota cambios en la hidrodinámica de la zona, desde hace más de 100 años, probablemente debido a la construcción de la zona portuaria.

10.2.2. Tasas de enterramiento de carbono orgánico

La mayoría de los núcleos mostraron tasas de enterramiento de carbono orgánico en constante aumento entre 1900 y 1972; pero posteriormente se observaron incrementos en las tasas de enterramiento asociados con el aumento de la sedimentación en los núcleos EU-VI y EU-VIII (matorral de la barrera arenosa de Isla de la Piedra y manglar tipo borde continental), que podrían estar relacionados con modificaciones en el uso del suelo en los alrededores de la laguna Estero de Urías. Por ejemplo, entre las décadas de 1960 y 1980 se abrieron terrenos para el cultivo de palma de coco y huertos de mango (en áreas cercanas al sitio de recolección del núcleo EU-VI), se promovió la ganadería y el desarrollo de granjas camaroneras (MIAP, 2008). Adicionalmente, entre la década de 1970 y 1980, debido al huracán Olivia (Aldeco-Ramírez y Montaña-Ley, 1986) se presentó un aumento en el aporte de sedimento y de los flujos de C_{org} como se observa en el núcleo EU-VI, mientras que en el núcleo EU-V y EU-VII los flujos de C_{org} presentan un constante aumento; en el núcleo EU-VIII se observa un incremento en el aporte de C_{org} posiblemente influenciado por las granjas camaronícolas aledañas.

10.2.3. Procedencia del carbono orgánico

En todos los núcleos se observa que la relación C/N disminuye, mientras se incrementan los valores de $\delta^{13}C$ hacia el presente (*Figura 34 y 35*), lo que indica un aumento en el suministro de materia orgánica de origen marino (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018), en concordancia con los perfiles de elementos indicadores de origen marino (Na y Cl, *Figuras 22 y 23*). Sin embargo, los valores de $\delta^{13}C$ hacia la superficie en tres de los cuatro núcleos que se tiene información, son generalmente más negativos que las fuentes marinas, lo cual puede explicarse debido a la presencia de plantas que siguen el camino fotosintético C3 como el manglar (Barros *et al.*, 2010).

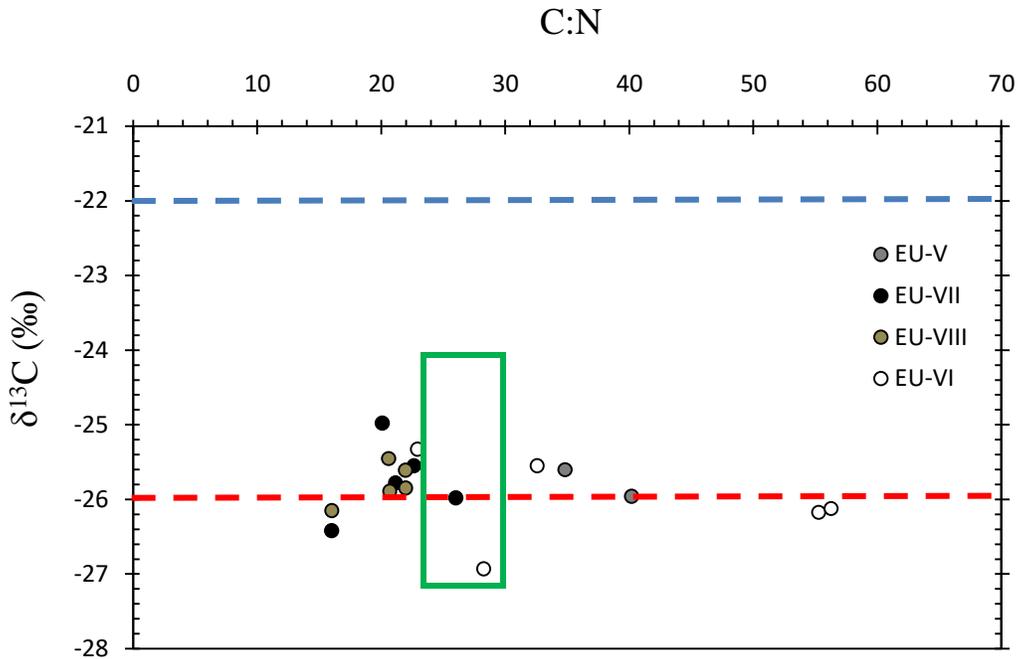


Figura 38. Distribución espacial de valores de $\delta^{13}\text{C}$ vs C/N en núcleos sedimentarios de la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías. Las líneas discontinuas indican valores típicos de $\delta^{13}\text{C}$ de fuentes marinas (color azul), terrestres (color rojo), y fuentes puntuales de manglar (recuadro color verde; Gearing *et al.*, 1984).

En el gráfico C/N vs $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 38) se muestra que los valores se encuentran predominantemente cercanos a valores típicos de materia orgánica de origen terrestre. No obstante, los valores de la relación C/N y $\delta^{13}\text{C}$ son comparables a lo registrado para manglares de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* de tipo borde (27.5 ± 0.3 en C/N y -26.42 de $\delta^{13}\text{C}$) y tipo matorral (24.0 ± 0.3 en C/N y -26.53 de $\delta^{13}\text{C}$) en un archipiélago de manglares basado en turba, ubicado en Twin Cays en el Complejo de Arrecifes de Coral de Belice (McKee *et al.*, 2002), asimismo son comparables a lo registrado para manglares de *A. germinans* y *R. mangle* en los alrededores de la laguna Chelem en la península de Yucatán (53.8 ± 24.7 en C/N y -26.55 de $\delta^{13}\text{C}$; Gonnee *et al.*, 2004).

10.2.4. Inventarios de carbono

Los valores de las reservas de carbono en los sedimentos de manglar en el Estero de Urías (375.1 ± 14.2 a 445.1 ± 11.2 Mg ha⁻¹ a 1 m de profundidad) son comparables a los encontrados (a la misma profundidad) en otras zonas de manglar en México (*Tabla 16*), tales como la Reserva de Biosfera de Sian Ka'an en Quintana Roo (Adame *et al.*, 2013); en la Reserva de la Biosfera de La Encrucijada en Chiapas (Adame *et al.*, 2015), en Centla entre Tabasco y Campeche (Kauffman *et al.*, 2016); así como en otras partes del mundo (*Tabla 16*), e.g. China (Wang *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2014), en la República Dominicana (Kauffman *et al.*, 2014), en manglares de Senegal, Liberia y al norte de Gabón (Kauffman y Bhomia, 2017). No obstante, las reservas en los manglares de la laguna Estero de Urías son mayores a los registrados en la Guyana Francesa (Marchand, 2017) y del sur de Gabón (Kauffman y Bhomia, 2017).

10.2.5. Evaluación de las potenciales emisiones de CO₂

En la zona de manglar en los alrededores de la laguna Estero de Urías se determinó un almacenamiento promedio de 410.1 ± 31.3 MgC ha⁻¹, equivalente a una potencial emisión de $1,497.5 \pm 114.9$ Mg de CO_{2eq} ha⁻¹ año⁻¹ en caso de degradación o pérdida del manglar en la zona, lo que representaría un 0.32% de las emisiones de CO₂ en México por emisiones provenientes del uso de carbón, petróleo y gas natural (combustión y procesos industriales), el proceso de quema gas natural y la producción de cemento aproximadamente de $465,000 \pm 23,250$ Mg de CO₂ representa el 1.3% de las emisiones mundiales que son de 36.183 ± 1.809 Tg de CO₂ (Boden *et al.*, 2017; UNFCCC, 2017; BP, 2017; USGS, 2017).

El costo social de carbono asociado a esta pérdida estaría valuado entre \$909,019 y \$1,078,660 millones de dólares (\$993,800 valor promedio) por daños relacionados al aumento del CO₂. El costo social del carbono es una variable importante que debería ser tomada en cuenta para la valoración de los servicios ecosistémicos de los manglares. Se estima que el valor promedio anual de los servicios de los ecosistemas costeros del mundo supera los US \$25,000 millones por año (Martínez *et al.*, 2007). Por lo tanto, la zona costera es de gran importancia económica hoy en día. Al mismo tiempo, al detener la pérdida y la degradación, se reconstruiría un importante sumidero de carbono natural, contribuyendo así a mitigar las emisiones de CO₂ y, por ende, al cambio climático.

Tabla 16. Inventarios de carbono en sedimentos de manglar y su especie abundante alrededor del mundo.

Sitio	Especie dominante	Inventarios de carbono [Mg ha ⁻¹]	Referencias
Bahía Yingluo Guangdong, China	<i>Rhizophora</i> (~38%) ^c <i>Bruguiera</i> (~26%)	323.68*	Wang <i>et al.</i> (2013)
Costa China	<i>Avicennia</i> <i>Rhizophora</i>	126.14-657.61	Liu <i>et al.</i> (2014)
Guangxi, Guangdong, Fujian, Zhejiang, Hainan, China	<i>Avicennia</i> (~50%)	355.25* (82.19)	Liu <i>et al.</i> (2014)
El Morro, Granja, Final Montecristi, República Dominicana	<i>Rhizophora</i> ^c <i>Avicennia</i>	262.22 (33.68) – 583.85 (173.72)	Kauffman <i>et al.</i> (2014)
Delta de Saloum Senegal	<i>Rhizophora m.</i> <i>Rhizophora r.</i> <i>Avicennia</i>	240* (27)	Kauffman y Bhomia (2017)
Ríos Cess y Mechlin (St. Johns) Liberia	<i>Rhizophora r.</i>	342* (13)	Kauffman y Bhomia (2017)
Akanda National Park, Bahía Mondah Gabón (Norte).	<i>Rhizophora r.</i>	345* (12)	Kauffman y Bhomia (2017)
Laguna Ndougou Gabón (Sur).	<i>Rhizophora r.</i> <i>Avicennia</i>	191* (31)	Kauffman y Bhomia (2017)
Costa Guyana Francesa	<i>Rhizophora</i> <i>Avicennia</i>	4.8-107.5	Marchand (2017)
RBSK Quintana Roo, México.	<i>Rhizophora</i> (84%) ^m <i>Rhizophora</i> (94%) ^m	297 (18) - 664 (78)	Adame <i>et al.</i> (2013)
El Playon RBSK-Quintana Roo	<i>Rhizophora</i> (100%) ^c	433 (30)	Adame <i>et al.</i> (2013)
Laguna Xamach RBSK-Quintana Roo	<i>Rhizophora</i> (96%) ^c <i>Avicennia</i> (33%)	412 (16)	Adame <i>et al.</i> (2013)
RBLE Chiapas, México.	<i>Rhizophora</i> (68.9-100%) <i>Avicennia</i> (25.1-83.2%) <i>Laguncularia</i> (10.6-13.9%)	174.8 (41.9) – 732.2 (53.8)	Adame <i>et al.</i> (2015)
Centla Tabasco-Campeche, México.	<i>Rhizophora</i> <i>Laguncularia</i>	101-491	Kauffman <i>et al.</i> (2016)
EU-V, Estero de Urías Sinaloa, México	<i>Avicennia</i> ^m	439.0 (20.8)	Este estudio
EU-VI, Estero de Urías Sinaloa, México	<i>Avicennia</i> ^c	375.1 (14.2)	Este estudio
EU-VII, Estero de Urías Sinaloa, México	<i>Avicennia</i> ^c	445.1 (11.2)	Este estudio
EU-VIII, Estero de Urías Sinaloa, México	<i>Rhizophora</i> ^m <i>Avicennia</i>	381.1 (14.9)	Este estudio

RBSK= Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, **RBLE**= Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Altura del manglar: > 5 m alto, 3 - 5 m mediano (^m), < 3 m chaparro (^c), valor promedio de los sitios *, incertidumbre ().

11. CONCLUSIONES

Se analizó la variación temporal de las tendencias de contaminación por elementos potencialmente tóxicos y materia orgánica durante los últimos 100 años en núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb recolectados en zonas de manglar de la laguna Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa.

- Los intervalos de concentración de los elementos contaminantes en los cuatro núcleos fueron: As ($7\text{-}54 \mu\text{g g}^{-1}$), Co ($3\text{-}28 \mu\text{g g}^{-1}$), Cr ($18\text{-}60 \mu\text{g g}^{-1}$), Cu ($16\text{-}65 \mu\text{g g}^{-1}$), Ni ($22\text{-}74 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($12\text{-}40 \mu\text{g g}^{-1}$) V ($53\text{-}248 \mu\text{g g}^{-1}$), y Zn ($40\text{-}120 \mu\text{g g}^{-1}$), los cuales son comparables en su mayoría, entre los núcleos EU-V, EU-VI y EU-VII.
- En los cuatro núcleos los intervalos de concentración de C_{org} fueron: 5-15% EU-V, 2-21% EU-VI, 10-21% EU-VII y 9-14% EU-VIII. Los intervalos de concentración de C_{org} son comparables ($p > 0.05$) entre los núcleos EU-V y EU-VIII, recolectados en la zona de predominancia de manglar tipo borde (mangle alto), y son significativamente ($p < 0.05$) más bajos que los encontrados en los núcleos EU-VI y EU-VII correspondientes a la zona de predominancia de manglar tipo matorral (mangle chaparro) cuyas concentraciones fueron comparables debido la predominancia de sedimentos finos en estos núcleos.
- Los factores de enriquecimiento calculados indicaron contaminación mínima o nula para Cr, Pb y Zn para los cuatro núcleos. Sin embargo, los sedimentos recientes se encuentran moderadamente contaminados por Co en EU-V; As, Cu y Ni en EU-VI; Ni y V en EU-VII.
- Las concentraciones de elementos contaminantes observadas en las zonas de estudio son comparables con otras zonas de manglar en México y el mundo; sin embargo, metales como Cu, Ni y V muestran una tendencia a aumentar en los sedimentos.
- A lo largo de los perfiles de los cuatro núcleos se observó que las concentraciones de As, Cu y Ni se encuentran por arriba del nivel de efecto umbral (TEL) el cual indica la posibilidad de efectos en la biota bentónica, asimismo en los cuatro núcleos, las concentraciones de Ni se encuentran por arriba del nivel de efecto probable (PEL) que indica probables efectos deletéreos para la biota bentónica.

- La mayoría de los núcleos mostraron flujos de elementos contaminantes y tasas de enterramiento de carbono orgánico en constante aumento entre los años 1900 y 1972; pero posteriormente se observaron cambios abruptos asociados con el aumento de la sedimentación en los núcleos EU-VI y EU-VIII, que podrían estar relacionados con modificaciones en el uso del suelo en los alrededores de la laguna Estero de Urías, promovido por la agricultura, la ganadería y el desarrollo de granjas camaroneras.
- Se evaluó la tendencia histórica de los cambios en las fuentes de materia orgánica en los núcleos sedimentarios, utilizando los indicadores C/N y $\delta^{13}\text{C}$. La proporción C/N disminuye mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ aumentan hacia el presente, esto indica que la materia orgánica originalmente de origen terrestre presenta un aumento en el suministro de materia orgánica de origen marino, sin embargo los valores de $\delta^{13}\text{C}$ son más parecidos a fuentes terrestres como las plantas C3.
- El presente trabajo mostró que las reservas de carbono en la zona, representarían un 0.32% de las emisiones de CO_2 en México en caso de la pérdida de $410.1 \pm 31.3 \text{ MgC ha}^{-1}$ (potencial emisión de $1497.5 \pm 114.9 \text{ Mg de CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). El costo social de carbono asociado a esta pérdida estaría valuado entre \$909,019 y \$1,078,660 millones de dólares (\$993,800 valor promedio) por daños relacionados al aumento del CO_2 .
- Una forma de mitigar las pérdidas continuas de carbono es protegiendo el ecosistema de manglar, la zona costera es de gran importancia económica hoy en día. Al mismo tiempo, al detener la pérdida y la degradación, se reconstruiría un importante sumidero de carbono natural, contribuyendo así a mitigar las emisiones de CO_2 y, por ende, al cambio climático.

12. BIBLIOGRAFÍA

- Abraham, G. M. S., & Parker R. J. (2008). Assessment Of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zeland. *Environmental Monitoring Assessment*, 136: 227-238.
- Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., & Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the mexican caribbean. *Plos One*, 8(2): e56569.
- Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., & Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences*, 12: 3805-3818.
- Alcocer, J., Ruiz-Fernández, A. C., Escobar, E., Pérez-Bernal, L. H., Oseguera, L. A., & Ardiles-Gloria, V. (2014). Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *Journal of Limnology*, 73(2): 223-235.
- Aldeco Ramírez, J., & Montaña-Ley, Y. (1986). Aplicación de un método de integración numérica en el estudio del oleaje máximo generado por el huracán Olivia en las proximidades de Mazatlán, Sinaloa, México. En: UNAM (1988). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, México, 15(1): 12 p.
- Alleyne S., De la Fe, C., & Cortés, I. (2004). Sequential determination of metals in soils using atomic absorption spectrometry and nonconventional nebulization. *Laboratory techniques*, 26: 12-15.
- Alongi, D. M., Tirendi, F., Dixon, P., Trott, L. A., & Brunskill, G. J. (1999). Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi enclosed delta. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 48(4): 451–467. doi:10.1006/ecss.1998.0465.
- Alongi, D. M., Wattayakorn, G., Pfitzner, J., Tirendi, F., Zagorskis, I., Brunskill, G. J., Davidson, A., & Clough, B. F. (2001). Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in southern Thailand. *Marine Geology*, 179(1–2): 85–103. doi:10.1016/S0025-3227(01)00195-5.
- Alongi, D. M., Sasekumar, A., Chong, V. C., Pfitzner, J., Trott, L. A., Tirendi, F., Dixon, P., & Brunskill, G. J. (2004). Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: Estimates of land–ocean–atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology*, 208(2–4): 383–402. doi:10.1016/j.margeo.2004.04.016.

- Alongi, D. M., Pfitzner, J., Trott, L. A., Tirendi, F., Dixon, P., & Klumpp, D. W. (2005). Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 63(4): 605–618. doi:10.1016/j.ecss.2005.01.004.
- Attix, F. H. (1986). Introduction to radiological physics and radiation dosimetry. *John Wiley & Sons Inc.*, New York, US, 624 p.
- Barros, G. V., Martinelli, L. A., Oliveira, N. T. M., Ometto, J. P. H. B., & Zuppi, G. M. (2010). Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of the Total Environment*, 408: 2226-2232.
- Bernal, J. P., Orosco, L. E., Lugo-Ibarra, K. C., & Daesslé, L. W. (2010). Revisión a algunos geocronómetros radiométricos aplicables al Cuaternario. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62(3): 305-323.
- Berner, R. A. (1981). A new geochemical classification of sedimentary environments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 51: 359-365.
- Beraud Lozano, J. L., Covantes Rodríguez, C., & Beraud Martínez, I. P. (2007). Construcción social de las *condiciones de riesgo* en Mazatlán, Sinaloa. *Revista Electrónica Zacatecana sobre Población y Sociedad, Año 7, 3ª Edición*, Zacatecas, México, 31: 1-18.
- Bianchi, T. S., Allison, M. A., Zhao, J., Li, X., Comeaux, R. S., Feagin, R. A., & Kulawardhana, R. W. (2013). Historical reconstruction of mangrove expansion in the Gulf of Mexico: Linking climate change with carbon sequestration in coastal wetlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119: 7-16.
- Boden, T. A., Marland, G. & Andres, R. J. (2017). Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO₂ Emissions, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., USA. Disponible en: http://cdiac.ess-dive.lbl.gov/trends/emis/meth_reg.html
- Bosco, M. L., Varrica, D., & Dongarrá, G. (2005). Case study: Inorganic pollutants associated with particulate matter from an area near a petrochemical plant. *Environmental Research*, 99: 18-30.
- BP (2017). Statistical Review of World Energy. Disponible en: <http://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics.html>

- Bradl, H. (2005). *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation. Interface Science and Technology*, Elsevier Academic Press 6: 1-269.
- Breithaupt, J. L., Smoak, J. M., Smith III, T. J., Sanders, C. J., & Hoar, A. (2012). Organic carbon burial rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles*, 26, GB3011, 11 p.
- Brunskill, G. J., Zagorskis, I., & Pfitzner, J. (2002). Carbon burial rates in sediments and a carbon mass balance for the Herbert River region of the Great Barrier Reef continental shelf, North Queensland, Australia. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 54(4): 677–700. doi:10.1006/ecss.2001.0852.
- Brunskill, G. J., Zagorskis, I., Pfitzner, J., & Ellison, J. (2004). Sediment and trace element depositional history from the Ajkwa River estuarine mangroves of Irian Jaya (West Papua), Indonesia. *Continental Shelf Research*, 24(19): 2535–2551. doi:10.1016/j.csr.2004.07.024.
- Buchman, M. F. (2008). NOAA screening quick reference tables, NOAA OR & R Report 08-1, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, US, Recuperado en Junio de 2017, 34 p. Disponible en: <https://repository.library.noaa.gov>
- Caitcheon, G., (1993). Sediment source tracing using environmental magnetism: a new approach with examples from Australia. *Hydrological Processes*, 7: 349-358.
- Callaway, J. C., DeLaune, R. D., & Patrick Jr., W. H. (1997). Sediment accretion rates from four coastal wetlands along the Gulf of Mexico. *Journal of Coastal Research*, 13(1): 181–191.
- Campan, M. J., Nolan, J. P., Schladweiler, M. C. J., Kodavanti, U. P., Evansky, P. A., & Costa, D. L. (2001). Cardiovascular and thermoregulatory effects of inhaled PM associated transition metals: a potential interaction between nickel and vanadium sulfate. *Toxicological Sciences*, 64: 243-252.
- Cardoso-Mohedano, J. G., Bernardello, R., Sanchez-Cabeza, J. A., Molino-Minero R. E., Ruiz-Fernández, A. C., & Cruzado, A. (2015). Accumulation of conservative substances in a tropical coastal lagoon with anti-estuarine circulation. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 164(5): 1-9.

- Carreira, R. S., Wagener, A. R., Fileman, T., Readman, J., Macko, S. A., & Veiga, A. (2002). Changes in sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. *Marine Chemistry*, 79: 201-27.
- CCA (2014). Carbono azul en América del Norte: Evaluación de la distribución de los lechos de pastos marinos, marismas y manglares, y su papel como sumideros de carbono. Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 58 pp.
- CEE (2008). Reglamento Comunitario R(CEE) N° 2092/91, del consejo de 24 de junio de 1991, sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, actualización junio de 2008. Dirección General de Industrias y Mercados Alimentarios, Subdirección General de Calidad Agroalimentaria y Agricultura Ecológica, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España, 76 p.
- Chamizo, J. A., & Garritz, A. (2002). Química Terrestre. *Fondo de Cultura Económica (FCE) 3ª Edición*. Colección: La Ciencia es Para Todos. 161 pp.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4): 1111.
- Cole, M. L., Valiela, I., Kroeger, K. D., Tomasky, G. L., Cebrian, J., Wigand, C., McKinney, R. A., Grady, S. P., & Carvalho da Silva, M. H. (2004). Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 33: 124-132.
- CONANP (2017). Importancia del carbono azul. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 4 p.
<https://www.gob.mx/conanp/documentos/la-importancia-del-carbono-azul>
- CONABIO, 2016. Distribución de los manglares en México en 2015. Escala 1:50000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/mx_man15gw
- Constanzo, S. D., Donohue, M. J., Dennison, W. C., Loneragan, N. R., & Thomas, M. (2001). A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 149-156.
- DDEP, 2013^a. Table of radionuclides ^{210}Pb . LNELNHG/CEA. Data Decay Evaluation Project.
http://www.nucleide.org/DDEP_WG/Nuclides/Pb-210_tables.pdf

DDEP, 2013^b. Table of radionuclides ²²²Rn. LNELNHG/CEA. Data Decay Evaluation Project.

http://www.nucleide.org/DDEP_WG/Nuclides/Rn-222_tables.pdf

De Granville, J. J. (1974). Aperçu sur la structure des pneumatophores de deux espèces des sols hydromorphes en Guyane. *Cah. ORSTOM, Sér. BD*, 23: 3– 22.

De la Cruz-Landero, N., Alderete Chávez, A., & Laffón Leal, S. (2013). Acumulación de metales pesados en sedimentos del ecosistema manglar en Laguna de Términos, Campeche, México. *Foresta Veracruzana*, Recursos Genéticos Forestales, Universidad Veracruzana, Xalapa, México, 15(1): 25-30.

De la Fuente, G., & Carrera, E. (2005). Cambio de Uso de Suelo en la Zona Costera del Estado de Sinaloa, Reporte Final. Ducks Unlimited de México, A. C., Garza García, Nuevo León, 148 pp.

Defew, H. L., Mair, J. M., & Guzman, H. M. (2005). An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 547-552.

Duarte, C. M., Middelburg, J. J., & Caraco, N. (2005). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2: 1–8.

Duce, R. A., & Hoffman, G. L. (1976). Atmospheric vanadium transport to the ocean. *Atmospheric Environment*, 35: 989-996.

Espinosa, L. F., Parra, J. P., & Villamil, C. (2011). Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 40 (1): 7-23.

Essien, J. P., Antai, S. P., & Olajire, A. A. (2009). Distribution, seasonal variation and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. *Water, Air, & Soil Pollution*, 197: 91-105.

Feng, J., Zhu, X., Wu, H., Ning, C., & Lin, G. (2017). Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of a typical restored mangrove-aquaculture wetland in Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 1033-1039.

Fernández-Cadena, J. C., Andrade, S., Silva-Coello, C. L., & De la Iglesia, R. (2014). Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America. *Marine Pollution Bulletin*, 82: 221-226.

- Figueruelo, J. E., & Marino Dávila, M. (2004). Química Física del Ambiente y de los Procesos Medioambientales, *Editorial Reverté, S. A.*, Barcelona, España, 606 p.
- Flores-Verdugo, F. J., González-Farías, F., Zamorano, D. S., & Ramírez-García, P. (1992). Mangrove ecosystems of the Pacific coast of Mexico: Distribution, Structure, Litterfall and Detritus Dynamics. En: Seeliger, U. (Ed.). 1992. Coastal Plant Communities of Latin America. *Academic Press, Inc.* 269-288.
- Flynn, W. W. (1968). The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Analytica Chimica Acta*, 43: 221-227.
- Förstner, U. (1987). Changes in Metal Mobilities in Aquatic and Terrestrial Cycles. In: Patterson, J. W. & Passino, R. (Eds.). 1990. Metal speciation, separation, and recovery. *Lewis Publishers, Inc.*, Chelsea, Michigan. 3-26.
- Fütterer, D. K., Damaske, D., Kleinschmidt, G., Miller, H., & Tessensohn, F. (2006). Antartica. Contributions to Global Earth Sciences. *Springer-Verlag*, Berlin, 217-228.
- Gearing, J. N., Gearing, P. J., Rudnick, D. T., Requejo, A. G. & Hutchins, M. J. (1984). Isotopic variability of organic carbon in a phytoplankton-based, temperate estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(5): 1089-1098.
- Giblin, A. E., & Howarth, R. W. (1984). Porewater evidence for a dynamic sedimentary iron cycle in salt marshes. *Limnology and Oceanography*, 29: 47-63.
- Glasby, G. P., & Szefer, P. (1998). Marine pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview. *The Science of the Total Environment*, 212: 49-57.
- Google Earth (2017). Google Earth Pro (Version 7.3.0.3832) [Software]. *Google Inc.*
- Gonnee, M. E., Paytan, A., & Herrera-Silveira, J. A. (2004). Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 61(2): 211–227. doi:10.1016/j.ecss.2004.04.015.
- Gutiérrez-Mendoza, J., & Herrera-Silveira, J. A. (2015). Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. En: Paz, F., & Wong, J. (Eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México, 642 p. ISBN: 978-607-96490-2-9.
- Hamzehi, E., & Pflug, W. (1981). Sorption and binding mechanism of polysaccharide cleaving soil enzymes by Clay minerals. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 144: 505-513.

- Harbison, P. (1986). Mangrove Muds- A Sink and a Source for Trace Metals. *Marine Pollution Bulletin*, 17(6): 246-250.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M., (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, Arlington, Virginia, USA, 180 p.
- Huc, A. Y. (1980). Origin and formation of organic matter in recent sediments and its relation to kerogen. In: Durand, B. (Ed). 1980. Kerogen, insoluble organic matter from sedimentary rocks. *Ed. Technip*. Paris, 445-472.
- IAEA (2005). Standard operating procedures for trace metals determination. Marine Environmental Studies Laboratory (MESL), International Atomic Energy Agency, Viena, Austria, 126 p.
- INEGI (2012). Anuario estadístico del estado de Sinaloa, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México. Disponible en: <http://www.inegi.gob.mx>.
- INEGI (2015). Información por entidad, Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, México.
- IPCC (2013). Coastal Wetlands. In: Alongi, D., Karim, A., Kennedy, H., Chen, G., Chmura, G., Crooks, S. *et al.* (Eds.). 2013. Supplement to the 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Intergovernmental Panel on Climate Change, Batumi, Georgia, USA. Octubre, 331 p.
- Islam, M. A., Al-mamun, A., Hossain, F., Quraishi, S. B., Naher, K., Khan, R., Das, S., Tamim, U., Hossain, S. M., & Nahid, F. (2017). Contamination and ecological risk assessment of trace elements in sediments of the rivers of Sundarban mangrove forest, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 356-366.
- IWG-SCC (2010). Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866. Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, Environmental Protection Agency (EPA), United States Government, 35 p.
- Kauffman, J. B., Heider, C., Norfolk, J., & Payton, F. (2014). Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. *Ecological Applications*, 24(3): 518-527.

- Kauffman, J. B., Hernández-Trejo, H., Jesús-García, M. del C., Heider, C., & Contreras, W. (2016). Carbon stocks of mangroves and losses arising from their conversion to cattle pastures in the Pantanos de Centla, Mexico. *Wetlands Ecology Management*, Montreal, Canadá, 1-14.
- Kauffman, J. B., & Bhomia, R. K. (2017). Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: Global and regional comparisons. *Plos One*, 12(11): 1-17.
- Kehrig, H. A., Pinto, F. N., Moreira, I., & Malm, O. (2003). Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and mangrove in Brazil. *Organic Geochemistry*, 34: 661-669.
- Kersten, M. (1988). Geobiological effects on the mobility of contaminants in marine sediments. In: Salomons, W., Bayne, B. L., Duursma, E. K., & Förstner, U. (Eds.). 1988. Pollution of the North Sea: An Assessment. *Springer-Verlag*. Berlin, 36-58.
- Khattak, M. I., Khattak, M. I., & Mohibullah, M. (2012). Study of Heavy metal pollution in mangrove sediments reference to marine environment along the coastal areas of Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 44(1): 373-378.
- Kristensen, E. (2000). Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role borrowing animals. *Hydrobiology*. 426: 1-24.
- Lankford, R. R. (1977). Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. In: Wiley, M. (Ed.). Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary. *Academic Press, Inc.*, Nueva York. 2: 182-215.
- Lin, J. G., & Chen, S. Y. (1998). The relationship between adsorption of heavy metals and organic matter in river sediments. *Environment International*, 24: 345-352.
- Liu, H., Ren, H., Hui, D., Wang, W., Liao, B., & Cao, Q. (2014). Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. *Journal of Environmental Management*, 133: 86-93.
- Lo iacono, C., Mateo, M. A., Grácia, E., Guasch, L., Carbonell, R., Serrano, L., Serrano, O., & Dañobeitia, J. (2008). Very high-resolution seism-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters*, 35, L18601, 5 p.

- Long, E., Macdonald, D., Smith, S., & Calder, F. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental management*, 19(1): 81-97.
- Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Technical Report. *Fisheries and Marine Services*, 700 p.
- Lynch, J. C. (1989). Sedimentation and nutrient accumulation in mangrove ecosystems of the Gulf of Mexico. The University of Southwestern La., Lafayette.
- Lyle, M. (1983). The Brown-green color transition in marine sediments: a marker of the Fe (III), Fe (II) redox boundary. *Limnology and Oceanography*, 28: 1026-1033.
- Mackey, A., & Gass, S. M. (2005). Second Language Research: Methodology and Design. *Lawrence Erlbaum Associates, Inc.*, Mahwah, New Jersey, 422 p.
- McClelland, J. W., Valiela, I., & Michener, R. H. (1997). Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography*, 42(5): 930-937.
- McKee, K. L., Feller, I. C., Popp, M., & Wanek, W. (2002). Mangrove Isotopic Fractionation (d15N and d13C) Across a Nitrogen Versus Phosphorus Limitation Gradient. *Ecology*, 83(4): 1065-1075.
- Marchand, C., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F., Albéric, P., Cossa, D., & Baillif, P. (2006). Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. *Marine Chemistry*, 98: 1-17.
- Marchand, C., Allenbach, M., & Lallier-Vergès, E. (2011). Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia). *Geoderma*, 160: 444-456.
- Marchand, C., Fernández, J. M., Moreton, B. (2016). Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of the Total Environment*, 562: 216-227.
- Marchand, C. (2017). Soil carbon stocks and burial rates along a mangrove forest chronosequence (French Guiana). *Forest Ecology and Management*, 384: 92-99.
- Martin, J. M., & Whitfield, M. (1983). The Significance of the River Input of Chemical Elements to the Ocean. In: Wong, C. S., Boyle, E., Bruland, K. W., Burton, J. D., & Goldberg, E. D. (Eds.). 1983. Trace Metals in Sea Water. NATO Conference Series (IV Marine Sciences). *Springer Science + Business Media*, New York, US, 9: 265-296.

- Martínez, M. L., Intralawan, A., Vazquez, G., Perez-Maqueo, O., Sutton, P., & Landgrave, R. (2007). The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63 (2–3): 254–272.
- Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Sillman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9: 552–560.
- Melville, F., & Pulkownik, A. (2007). Investigation of mangrove macroalgae as biomonitors of estuarine metal contamination. *Science of the Total Environment*, 387: 301-309.
- MIAP (2008). Rehabilitación de la Granja Acuícola Don Jorge, para cultivo de camarón y tilapia, Estero la Sirena, Mazatlán, Sinaloa. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular, Servicios Profesionales Nautilus, S. C., Mazatlán Sinaloa, México, 111 p.
- Miller, J., & Miller, J. (2002). Estadística para química analítica. *Addison-Wesley Iberoamerican*, S.A. EUA. 2 Ed. 113 pp.
- Mortvedt, J. J. (1996). Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *Fertilizer Research*, 43: 55-61.
- Nabors, W. M. (2006). Introducción a la Botánica. *Addison-Wesley Ed.*, 744 p. ISBN 9788478290734
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., DeYoung, C., Fonseca L., Grimsditch, G. (2009). Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, 80 p. ISBN: 978-82-7701-060-1
- Nicholls, R. J., & Small, C. (2002). Improved estimates of coastal population and exposure to hazards released. *EOS*, 83(28): 301–305.
- Norde, W., & Lyklema, J. (1978). The adsorption of human plasma albumin and bovine pancreas ribonuclease at negatively charge polystyrene surfaces. I. Adsorption isotherms. Effects of change, ionic strength, and temperature. *Journal of Colloid and Interface Science*, 66: 257-256.
- Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of world-wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134-139.

- Otero, X. L., Méndez, A., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Santiso-Taboada, M. J., Mélenz, W., & Macías, F. (2017). High fragility of the soil organic C pools in mangrove forests. *Marine Pollution Bulletin*, 119: 460-464.
- Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, J., & Bojorquez-Leyva, H. (1990). Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6: 19-32.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbá, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *Plos One*, 7(9): e43542. doi:10.1371/journal.pone.0043542
- Pérez, A., Machado, W. Gutiérrez, D., Borges, A. C., Patchineelam, S. R., & Sanders, C. J. (2018). Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. *Marine Pollution Bulletin*, 126: 275-280.
- Pinto, L., & Rivera, C. (2006). Distribución de hierro y manganeso reducido en aguas intersticiales entre Boca de Guafo (44O S) y Golfo Elefantes (46, 5O S), Chile Austral. *Ciencia y Tecnología del Mar*. 29.001. Comité Oceanográfico Nacional, Chile. 15-23.
- Preda, M., & Cox, M. E. (2002). Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. *Environment International*, 28: 433-449.
- Presley, B. J., Trefry, J. H., & Shokes, R. F. (1980). Heavy metal inputs to Mississippi Delta sediments. *Water Air Soil Pollute*. 13: 481-494.
- Qiu, Y. W., Yu, K. F., Zhang, G., & Wang, W. X. (2011). Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China. *Journal of Hazardous Materials*, 190: 631-638.
- Quiquampoix, H., Abadie, J., Baron, M. H., Leprince, F., Matumoto-Pinto, P. T., Ratcliffe, R. G., & Staunton, S. (1995). Mechanisms and consequences of protein adsorption on soil mineral surfaces. *American Chemical Society Symposium Series*, 602: 321-333.
- Ray, A. K., Tripathy, S. C., Patra, S., & Sarma, V. V. (2006). Assessment of Godavari estuarine mangrove ecosystem through trace metal studies. *Environment International*, 32: 219-223.

- Raygoza-Viera, R., Ruiz-Fernández, A. C., Ruelas-Inzunza, J., Alonso-Hernández, C., Pérez-Bernal, L. H., & Páez-Osuna, F. (2014). Accumulation and distribution of Hg and ^{210}Pb in superficial sediments from a coastal lagoon in the SE Gulf of California associated with urban-industrial and port activities. *Environmental Earth Science*, 72(8): 2729-2739.
- Robbins, J. A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In: Nriagu, J. O. (Ed.). 1978. Biogeochemistry of lead in the environment, *Elsevier Scientific*, Amsterdam, 332-367.
- Robbins, J. A., & Edgington, D. N. (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs . *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39: 288-304.
- Rodríguez-Barroso, M. R., García-Morales, J. L., Coello Oviedo, M. D., & Quiroga Alonso, J. M. (2010). An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 163: 489-501.
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Soto-Jiménez, M., & Páez-Osuna, F. (2002). Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients. *Environmental Pollution*, 118(3): 365-377.
- Ruiz-Fernández, A. C., Páez-Osuna, F., Machain-Castillo, M. L., & Arellano-Torres, E. (2004). ^{210}Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu and Pb) in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific of Mexico. *Journal of Environmental Radioactivity*, 76, 161-175.
- Ruiz-Fernández, A. C., Páez-Osuna, F., Urrutia-Fucugauchi, J., & Preda, M. (2005). ^{210}Pb geochronology of sediment accumulation rates in Mexico City Metropolitan Zone as recorded at Espejo de los Lirios lake sediment. *Catena*, 61: 31-48.
- Ruiz-Fernández, A. C., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M. D., Raygoza-Viera, J. R., & Páez-Osuna, F. (2009). Trace Metals (Cd, Cu, Hg and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, México. *Estuaries and Coasts*, 32(3): 55-564.
- Ruiz-Fernández, A. C., Marrugo-Negrete, J. L., Paternina-Urbe, R., Pérez-Bernal, L. H., (2011). ^{210}Pb -derived Sedimentation Rates and C_{org} Fluxes in Soledad Lagoon (Cispatá Lagoon System, NW Caribbean Coast of Colombia). *Estuaries and Coasts*, 34: 1117–1128.

- Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Ontiveros-Cuadras, J. F., Páez-Osuna, F., & Pérez-Bernal, L. H. (2014). Registros ambientales del cambio global. *Revista Ciencia y Tecnología*, 40: 6-11.
- Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., López-Mendoza, P., & Limoges, A. (2014). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern Gulf of México). *Ciencias Marinas*, 40(4): 291-303. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>.
- Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Serrato de la Peña, J. L., Pérez-Bernal, L. H., Cearreta, A., Flores-Verdugo, F. J., Machaín-Castillo, M. L., Chamizo, E., García-Tenorio, R., Queralt, I., Dunbar, R., Mucciarone, D., & Díaz-Asencio, M. (2016). Accretion rates in coastal wetlands of the southeastern Gulf of California and their relationship with sea-level rise. *The Holocene*, 26(7): 1126-1137.
- Ruiz-Fernández, A. C., Carnero-Bravo, V., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., Amaya-Monterrosa, O. A., Bojórquez-Sánchez, S., López-Mendoza, P. G., Cardoso-Mohedano, J. G., Dunbar, R. B., Mucciarone, D. A., & Marmolejo-Rodríguez, A. J. (2018). Carbon burial and storage in tropical salt marshes under the influence of sea level rise. *Science of the Total Environment*, 630: 1628-1640.
- Ruiz Luna, A., & Berlanga-Robles, C. A. (2003). Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. Research Center for Food and Development (CIAD). A.C. Unidad Mazatlán, México, *Kluwer Academic Publishers, Landscape Ecology*, 18: 159-171.
- Salminen, R., Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P. J., Olsson, S.Å., Ottesen, R.-T., Petersell, V., Plant, J.A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U., Steenfelt, A., & Tarvainen, T., (2005). Geochemical Atlas of Europe. Part 1: Background Information, Methodology and Maps. *Espoo*, Geological Survey of Finland, 526 p.
<http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>
- Sanchez-Cabeza, J. A., Wee, L. L., & Betti, M. (2010). Method to determine ^{226}Ra in small sediment samples by Ultralow background liquid scintillation. *Analytical Chemistry*, 82: 6847-6853.

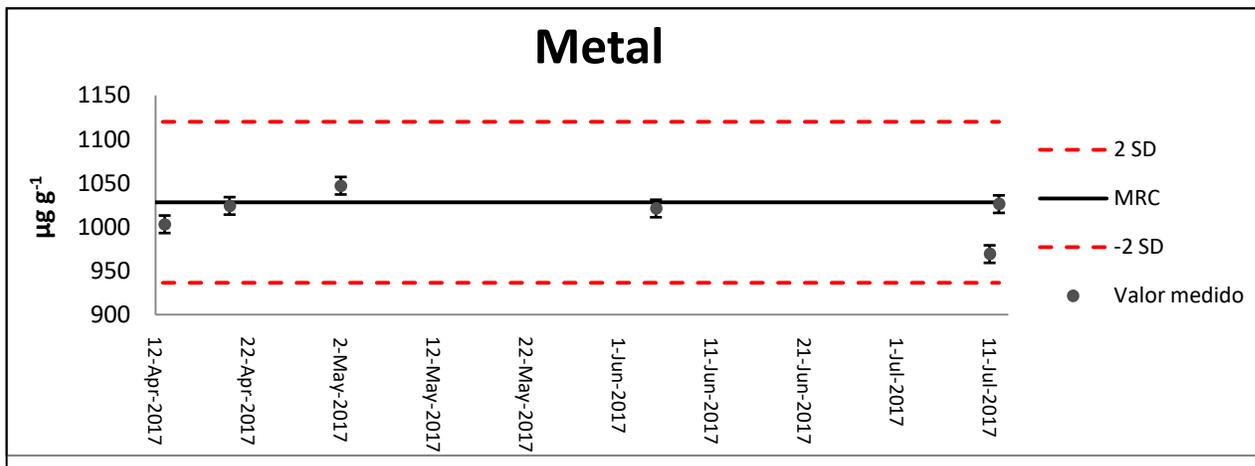
- Sanchez-Cabeza, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2012). ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82: 183-200.
- Sanders, C. J., Santos, I. R., Silva-Filho, E. V., & Patchineelam, S. R. (2006). Mercury flux to estuarine sediments, derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs geochronologies (Guaratuba Bay, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 52(9): 1085–1089.
doi:10.1016/j.marpolbul.2006.06.004.
- Sanders, C. J., Smoak, J. M., Naidu, A. S., & Patchineelam, S. R. (2008). Recent sediment accumulation in a mangrove forest and its relevance to local sea-level rise (Ilha Grande, Brazil). *Journal of Coastal Research*, 24(2): 533–536. doi:10.2112/07-0872.1.
- Sanders, C. J., Smoak, J. M., Naidu, A. S., Sanders, L. M., & Patchineelam, S. R. (2010^a). Organic carbon burial in a mangrove forest, margin and intertidal mud flat. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 90(3): 168–172. doi:10.1016/j.ecss.2010.08.013.
- Sanders, C. J., Smoak, J. M., Sanders, L. M., Naidu, A. S., & Patchineelam, S. R. (2010^b). Organic carbon accumulation in Brazilian mangal sediments, *Journal of South American Earth Science*, 30(3–4): 189–192. doi:10.1016/j.jsames.2010.10.001.
- Sanders, C. J., Smoak, J. M., Naidu, A. S., Araripe, D. R., Sanders, L. M., & Patchineelam, S. R. (2010^c). Mangrove forest sedimentation and its reference to sea level rise, Cananeia, Brazil. *Environmental Earth Science*, 60(6): 1291–1301.
doi:10.1007/s12665-009-0269-0.
- Schlesinger, W. H., & Lichter, J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO_2 . *Nature*, 411: 466–469.
- Schmidt-Nielsen, K. (1984). *Scaling: Why is Animal Size so Important?* Cambridge University Press, New York, NY.
- Schneeweiss, H., & Mathes, H. (1995). Factor Analysis and Principal Components. *Journal of Multivariate Analysis*, 55(1): 105-124.
- Schnitzer, M. (1986). Binding of humic substances by soil mineral colloids. In: Huang, P. M., & Schnitzer, M. (Eds.). 1986. Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes. Special Publication No. 17, *Soil Science of America*, 77-101.
- SEDUMA (2015). Observatorio de cambio climático de Yucatán. Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente, Mérida, Yucatán, México.
<http://www.cambioclimatico.yucatan.gob.mx/cambio-global.php>

- Segura, R. V., Maza-Álvarez, J. A., Rivera, J. G. F., & Soto, G. (2005). Distribución exponencial de concentración de sedimentos en flujo turbulento con pared hidráulicamente rugosa. En: Trejo, F. R., Gutiérrez, L. A., Segura, R. V., Mejía, Z. R., Sánchez, R. P. A., Aparicio, M. J., & Díaz, F. L. L. (Eds.). 2005. La medición de sedimentos en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco, México, 115-124.
- SEPANAL (1975). Plan Director de Desarrollo Metropolitano Mazatlán. Secretaría del Patrimonio Nacional, Comisión Coordinadora de Puertos, Ciudad de México, México.
- Singh, A. K., Hasnain, S. I., & Banerjee, D. K. (1999). Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River – tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 39(1): 90-98.
- SMN (2014). Normales climatológicas Mazatlán. Periodo 1981-2010. Servicio Meteorológico Nacional, CNA (CONAGUA), Ciudad de México, México. Disponible en: <http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=sin>
- Smock, J., Breithaupt III, J., Smith, T., & Sanders, C. (2013). Sediment accretion and organic carbon burial relative to sea-level rise and storm events in two mangrove forests in Everglades National Park. *Catena*, 104: 58–66. doi:10.1016/j.catena.2012.10.009.
- Snedecor, G. W., & Cochran, W. G. (1978). Métodos Estadísticos. CECSA, Ciudad de México, México, 703 p.
- Solomons, W., & Forstner, J. (1982). Metals in the hydrocycle, *Springer-Verlag*, Berlin, 349 p.
- Sorgente, D., Frignani, M., Langone, L., & Ravaioli, M., (1999). Chronology of marine sediments, interpretation of activity-depth profiles of ^{210}Pb and other radioactive tracers, Part I. Technical Report 54, Consiglio Nazionale delle Ricerche Istituto per la Geologia Marina (CNR-ISMAR), Bologna, Italia.
- Soto-Jimenez, M. F., Páez-Osuna, F. (2001). Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 259-274.
- Staunton, S., & Quiquampoix, H. (1994). Adsorption and conformation of bovine serum albumin on montmorillonite: modification of the balance between electrostatic and hydrophobic interactions by protein methylation and pH variation. *Journal of Colloid and Interface Science*, 166: 89-94.

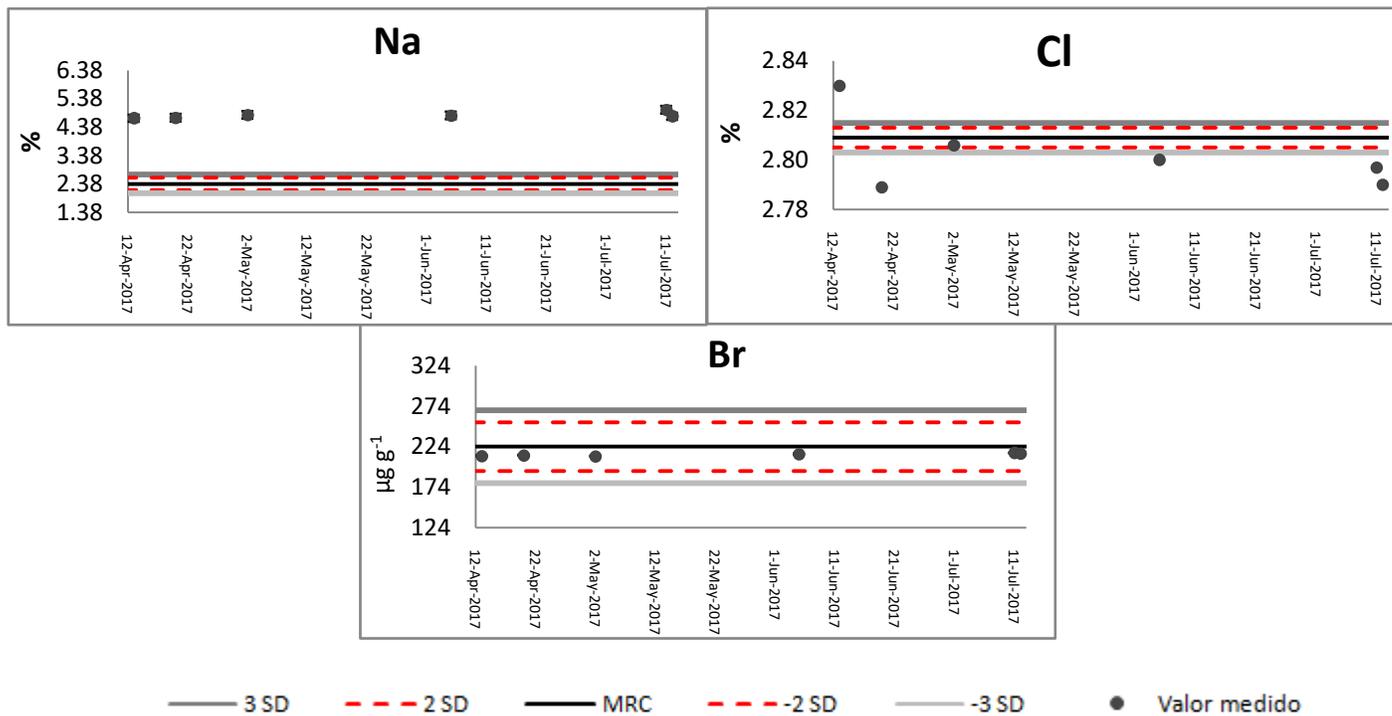
- Staunton, S., Dumat, C., & Zsolnay, A. (2002). Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58: 163-173.
- Sugimoto, R., Kasai, A., Yamao, S., Fujiwara, T., & Kimura, T. (2006). Short-term variation in behavior of allochthonous particulate matter accompanying changes of river discharge in Ise Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 267-79.
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. Environmental Geology, University of Hawaii, Geomorphology Laboratory, Department of Geography, USA. April. 39(6): 611-627.
- Tam, N. F. Y., & Wong, Y. S. (2000). Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*, 110: 195-205.
- Tateda, Y., Nhan, D. D., Wattayakorn, G., & Toriumi, H. (2005). Preliminary evaluation of organic carbon sedimentation rates in Asian mangrove coastal ecosystems estimated by ²¹⁰Pb chronology, *Radioprotection*, 40, suppl., S527–S532.
doi:10.1051/radiopro:2005s1-077
- Thornton, S. F., & McManus, J. (1994). Applications of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 38: 219-33.
- UNEP/IAEA-MEL (1995). Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. United Nations Environment Programme, International Atomic Energy Agency, Marine Environment Laboratory. Reference methods for marine pollution studies, Nairobi, 63: 85 p.
- UNFCCC (2017). National Inventory Submissions 2017. United Nations Framework Convention on Climate Change, accedido en Junio 2017. Disponible en:
http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php.
- UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- USGS (2017). Mineral Commodities Summaries: Cement, U.S. Geological Survey. Disponible en: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cement/>

- Usman, A. R. A., Alkdredaa, R. S., Al-Wabel, M. I. (2013). Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97: 263-270.
- Usui, T., Nagao, S., Yamamoto, M., Suzuki, K., Kudo, I., Montani, S., Noda, A., & Minagawa, M.(2006). Distribution and sources of organic matter in surficial sediments on the shelf and slope off Tokachi, western North Pacific, inferred from C and N stable isotopes and C/N ratios. *Marine Chemistry*, 98: 241-59.
- Villalba Loera, A. (1986). Descripción General del Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Revista Ciencias Marinas*, 2(8): 32-37.
- Wang, G., Guan, D., Peart, M. R., Chen, Y., & Peng, Y. (2013). Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. *Forest Ecology Management*, 310: 539-546.
- Williams, T. P., Bubb, J. M., & Lester, J. N. (1994). Metal accumulation within salt marsh environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 28(5): 277-290.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments: *Journal of Geology*. 3: 377-392.
- <http://pubs.usgs.gov/of/2006/1195/html/docs/nomenclature.htm>

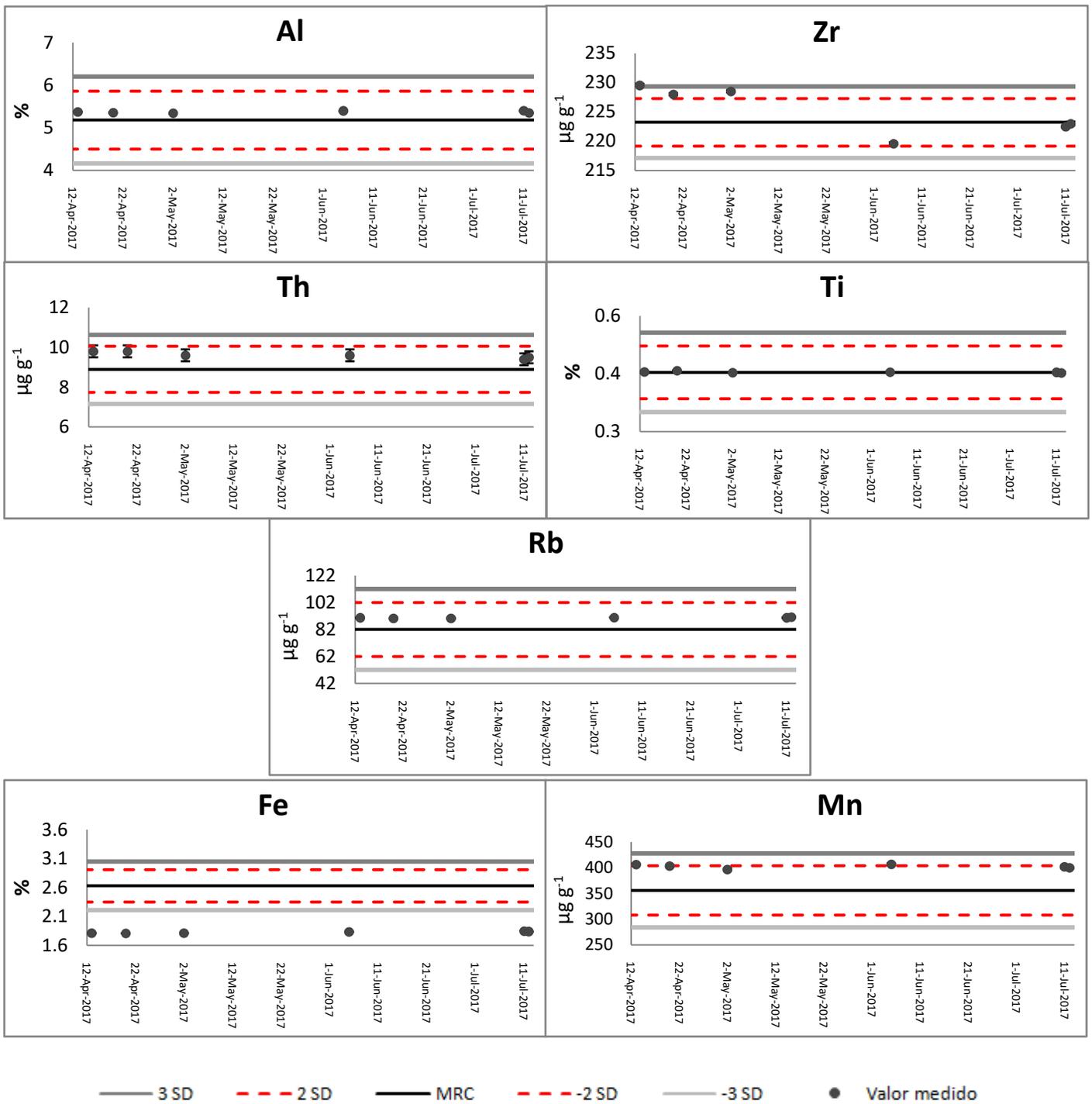
13. ANEXOS



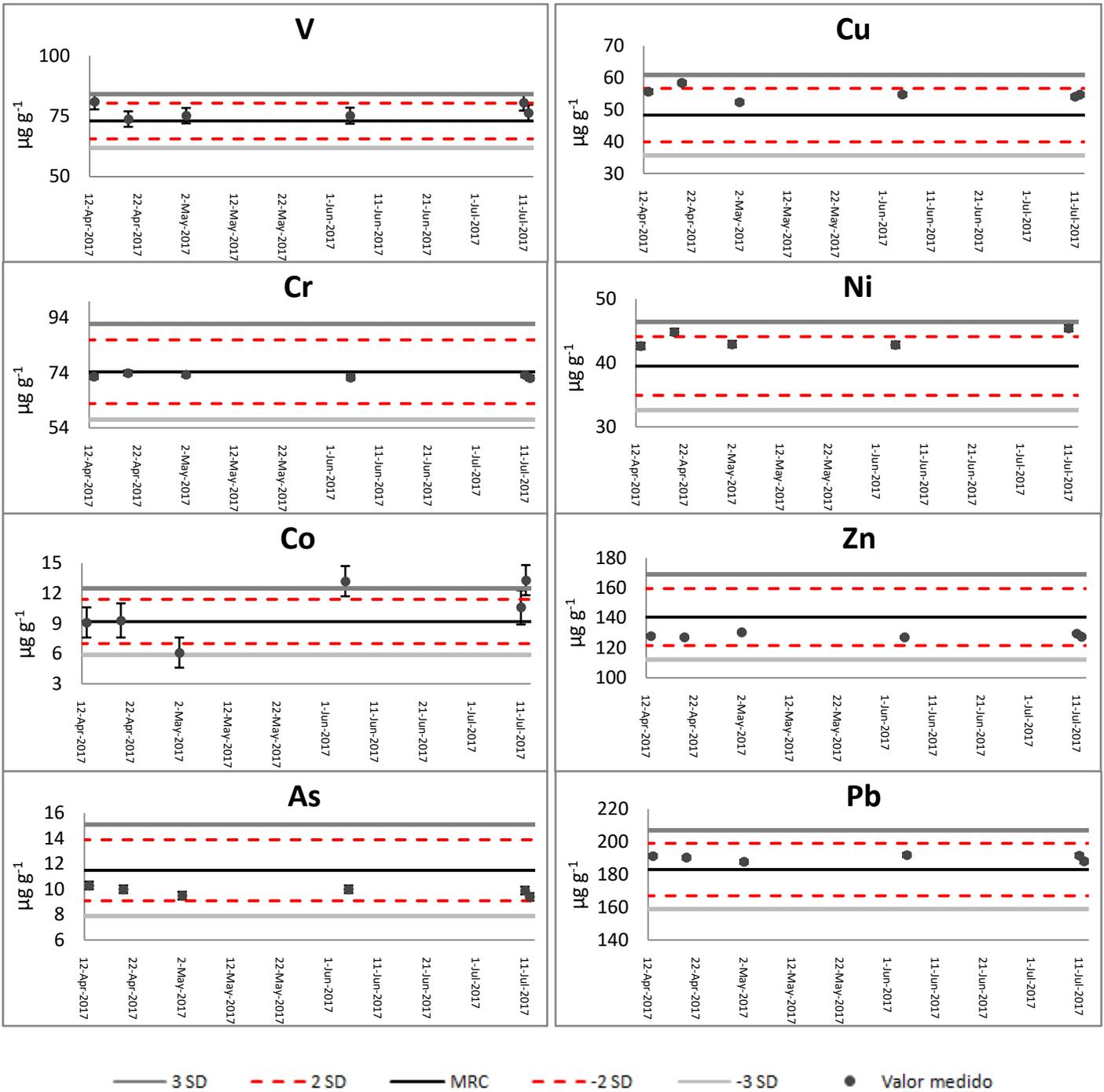
Anexo 1. Descripción de una carta de control de calidad analítica.



Anexo 2. Gráficos de CCCA de MRC para indicadores marinos IAEA-158 (Na, Br), PACS-2 (Cl).



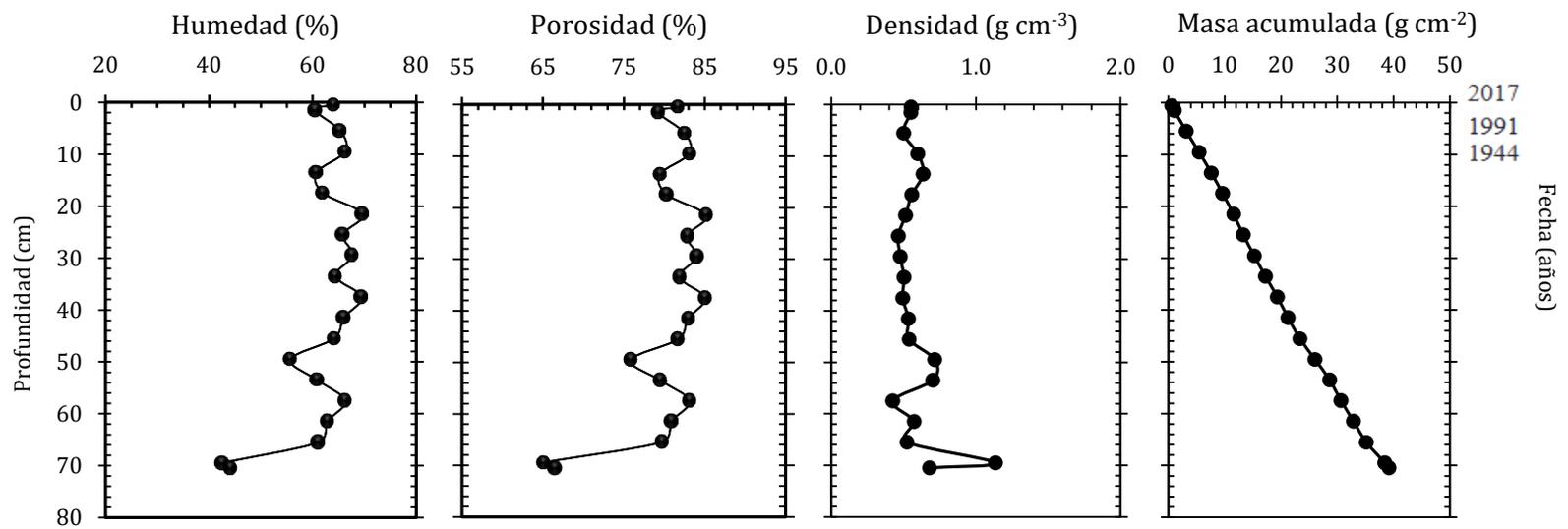
Anexo 3. Gráficos de CCCA de MRC para indicadores terrígenos IAEA-158 (Al, Th, Zr, Rb), PACS-2 (Ti) y redox-sensibles IAEA-158 (Fe), PACS-2 (Mn).



Anexo 4. Gráficos de CCCA de MRC para elementos potencialmente tóxicos
IAEA-158 (V, Cr, Co, Cu, As, Zn), PACS-2 (Pb, Ni).

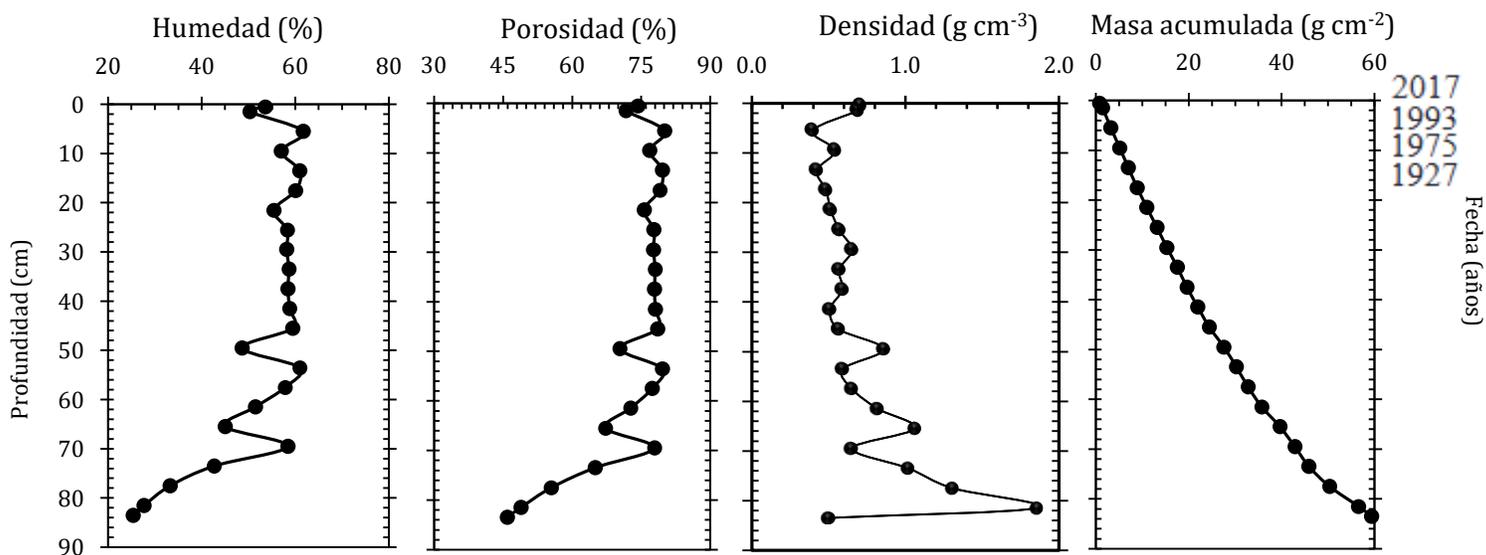
Anexo 5. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-V.

Prof_{media} (cm)	Humedad (%)	Porosidad (%)	Densidad (g cm^{-3})	± (g cm^{-3})	Masa_{acum} (g cm^{-2})	± (g cm^{-2})
0.5	64.08	81.69	0.55	0.01	0.55	0.01
1.5	60.46	79.26	0.55	0.01	1.10	0.03
3.5	61.69	80.11	0.57	0.01	2.21	0.09
5.5	65.35	82.50	0.50	0.01	3.20	0.15
9.5	66.28	83.09	0.60	0.01	5.46	0.34
11.5	63.28	81.16	0.55	0.01	6.46	0.44
13.5	60.76	79.47	0.64	0.01	7.65	0.57
17.5	62.05	80.34	0.56	0.01	9.65	0.82
21.5	69.71	85.19	0.51	0.01	11.57	1.08
25.5	65.87	82.83	0.46	0.01	13.32	1.35
29.5	67.71	83.98	0.48	0.01	15.24	1.66
33.5	64.41	81.90	0.50	0.01	17.26	2.01
37.5	69.50	85.07	0.50	0.01	19.38	2.38
41.5	66.04	82.94	0.53	0.01	21.27	2.75
45.5	64.12	81.71	0.54	0.01	23.40	3.17
49.5	55.69	75.86	0.72	0.01	26.06	3.68
53.5	60.84	79.53	0.70	0.01	28.65	4.20
57.5	66.33	83.12	0.43	0.01	30.68	4.67
61.5	62.82	80.86	0.57	0.01	32.89	5.17
65.5	61.09	79.70	0.52	0.01	35.16	5.71
69.5	42.65	65.03	1.13	0.02	38.47	6.43
70.5	44.21	66.46	0.68	0.01	39.15	6.59



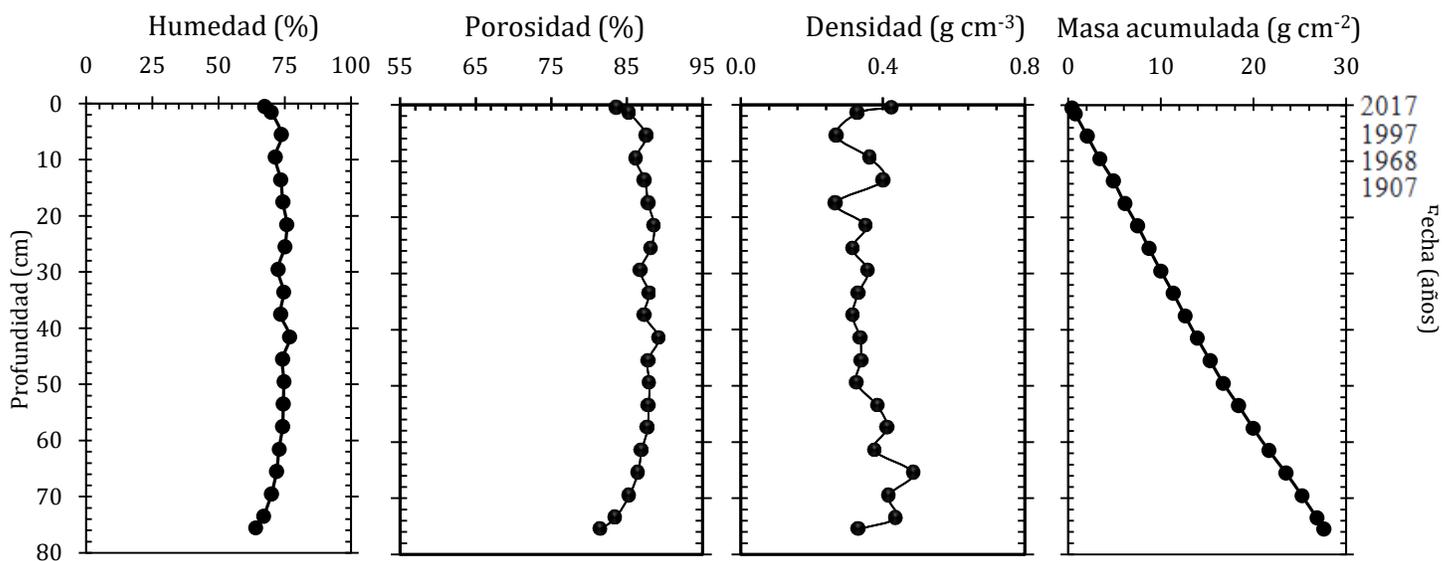
Anexo 6. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VI.

Prof_{media} (cm)	Humedad (%)	Porosidad (%)	Densidad (g cm^{-3})	\pm (g cm^{-3})	Masa_{acum} (g cm^{-2})	\pm (g cm^{-2})
0.5	53.60	74.28	0.71	0.01	0.71	0.01
1.5	50.25	71.63	0.69	0.01	1.39	0.03
5.5	61.70	80.11	0.40	0.01	3.23	0.07
7.5	60.39	79.22	0.51	0.01	4.17	0.09
9.5	57.03	76.84	0.54	0.01	5.16	0.12
11.5	61.80	80.18	0.44	0.01	6.03	0.15
13.5	60.95	79.60	0.42	0.01	6.99	0.19
15.5	61.16	79.74	0.55	0.01	7.94	0.23
17.5	60.10	79.02	0.48	0.01	8.89	0.27
21.5	55.43	75.66	0.51	0.01	10.96	0.32
25.5	58.28	77.74	0.57	0.01	13.13	0.36
29.5	58.16	77.66	0.65	0.01	15.28	0.41
33.5	58.62	77.98	0.57	0.01	17.54	0.46
37.5	58.45	77.86	0.59	0.01	19.58	0.51
41.5	58.76	78.08	0.51	0.01	21.95	0.56
45.5	59.46	78.57	0.57	0.01	24.37	0.63
49.5	48.64	70.30	0.86	0.02	27.55	0.68
53.5	60.93	79.59	0.59	0.01	30.21	0.74
57.5	57.81	77.40	0.65	0.01	32.73	0.81
61.5	51.52	72.65	0.82	0.02	35.69	0.88
65.5	45.05	67.21	1.06	0.02	39.59	0.95
69.5	58.44	77.86	0.65	0.01	42.82	1.02
73.5	42.63	65.00	1.02	0.02	45.88	1.10
77.5	33.26	55.47	1.31	0.03	50.29	1.16
81.5	27.71	48.93	1.85	0.04	56.59	1.24
83.5	25.38	45.96	0.50	0.01	59.40	1.33



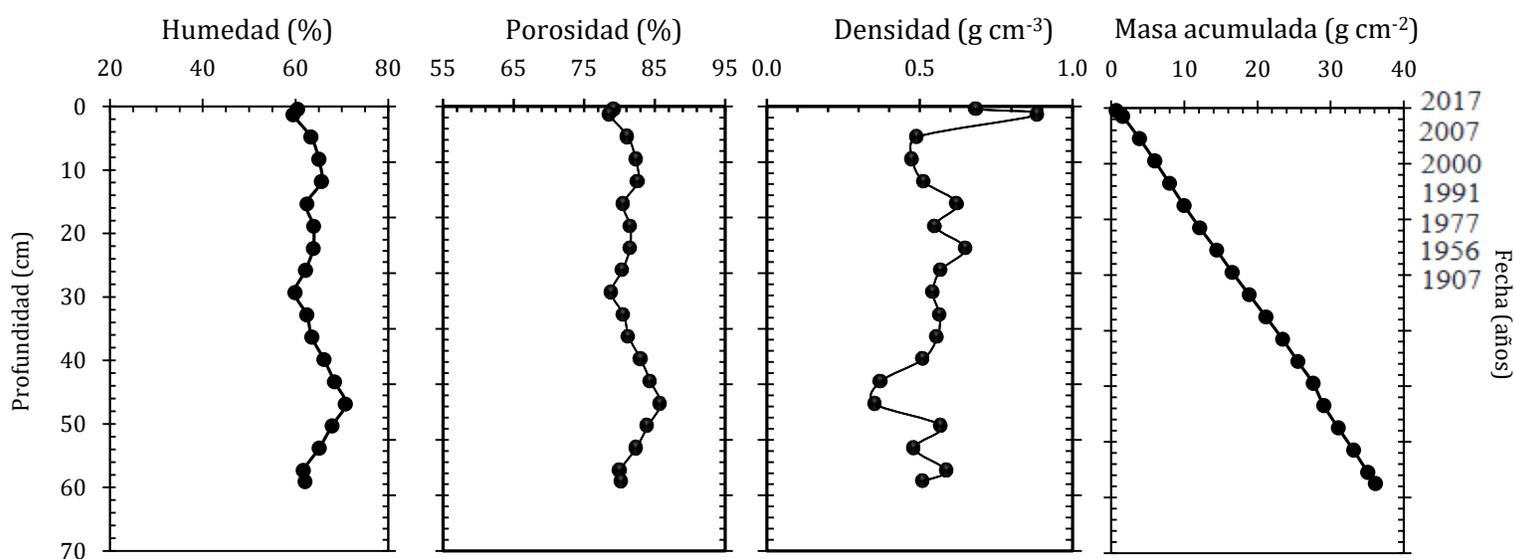
Anexo 7. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VII.

Prof_{media} (cm)	Humedad (%)	Porosidad (%)	Densidad (g cm^{-3})	\pm (g cm^{-3})	Masa_{acum} (g cm^{-2})	\pm (g cm^{-2})
0.5	67.25	83.70	0.42	0.01	0.42	0.01
1.5	69.85	85.28	0.33	0.01	0.75	0.02
5.5	73.71	87.51	0.27	0.01	2.09	0.11
9.5	71.40	86.19	0.36	0.01	3.39	0.22
11.5	69.51	85.07	0.42	0.01	4.23	0.30
12.5	72.48	86.82	0.27	0.01	4.50	0.33
13.5	73.45	87.37	0.40	0.01	4.90	0.37
17.5	74.25	87.82	0.27	0.01	6.11	0.52
21.5	75.69	88.61	0.35	0.01	7.51	0.71
25.5	74.92	88.19	0.31	0.01	8.75	0.90
29.5	72.43	86.78	0.36	0.01	10.00	1.10
33.5	74.47	87.94	0.33	0.01	11.35	1.33
37.5	73.44	87.36	0.31	0.01	12.61	1.56
41.5	76.77	89.20	0.34	0.01	13.91	1.81
45.5	74.15	87.76	0.34	0.01	15.34	2.09
49.5	74.55	87.99	0.33	0.01	16.75	2.38
53.5	74.36	87.88	0.38	0.01	18.39	2.71
57.5	74.12	87.75	0.41	0.01	19.98	3.05
61.5	72.77	86.98	0.38	0.01	21.64	3.42
65.5	71.86	86.45	0.49	0.01	23.51	3.83
69.5	69.93	85.32	0.42	0.01	25.21	4.23
73.5	66.86	83.45	0.44	0.01	26.82	4.63
75.5	63.86	81.54	0.33	0.01	27.60	4.82



Anexo 8. Humedad (%), porosidad (%), densidad (g cm^{-3}) y masa acumulada (g cm^{-3}) para el núcleo sedimentario EU-VIII.

Prof_{media} (cm)	Humedad (%)	Porosidad (%)	Densidad (g cm^{-3})	± (g cm^{-3})	Masa_{acum} (g cm^{-2})	± (g cm^{-2})
0.5	60.47	79.27	0.69	0.01	0.69	0.01
1.5	59.48	78.58	0.88	0.02	1.57	0.04
5.5	63.36	81.21	0.49	0.01	3.86	0.18
9.5	65.05	82.31	0.48	0.01	5.95	0.37
13.5	65.59	82.65	0.51	0.01	7.94	0.58
17.5	62.41	80.58	0.62	0.01	9.97	0.84
21.5	63.86	81.54	0.55	0.01	12.10	1.12
25.5	63.79	81.50	0.65	0.01	14.38	1.45
29.5	62.19	80.44	0.57	0.01	16.55	1.80
33.5	59.89	78.87	0.54	0.01	18.82	2.18
37.5	62.45	80.61	0.56	0.01	21.14	2.59
41.5	63.56	81.35	0.56	0.01	23.39	3.01
45.5	66.16	83.02	0.51	0.01	25.48	3.44
49.5	68.43	84.42	0.37	0.01	27.58	3.88
53.5	70.75	85.81	0.35	0.01	29.08	4.26
57.5	67.84	84.06	0.57	0.01	31.02	4.71
61.5	65.12	82.35	0.48	0.01	33.11	5.19
65.5	61.68	80.10	0.59	0.01	35.10	5.68
67.5	62.00	80.31	0.51	0.01	36.12	5.94



Anexo 9. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-V.

Prof_{media} (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$	\pm	$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$	\pm
0.5	54.1	3.6	31.73	6.98
1.5	28.6	2.1	29.49	6.97
3.5	36.0	2.5	25.07	7.00
5.5	40.8	2.8	21.01	7.02
9.5	45.6	3.0	14.36	7.62
13.5	23.7	1.7		
21.5	20.7	1.5		
29.5	15.5	1.1		
33.5	23.5	1.5		
41.5	28.6	2.0		
49.5	32.0	2.2		
57.5	21.6	1.4		
65.5	21.6	1.4		
70.5	32.1	2.5		

Anexo 10. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VI.

Prof_{media} (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$	\pm	$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$	\pm
0.5	58.8	3.9	19.04	3.21
1.5	59.5	4.2	19.67	3.34
5.5	43.8	3.1	4.03	0.68
9.5	47.4	3.1	7.62	1.28
13.5	44.7	3.1	4.84	0.82
17.5	59.0	4.0	19.22	3.24
21.5	29.2	2.1		
29.5	24.7	1.7		
33.5	40.2	2.8		
37.5	31.9	2.1		
45.5	32.9	2.2		
61.5	46.4	3.2		
69.5	60.2	4.3		
77.5	57.1	3.9		
83.5	38.3	2.6		

Anexo 11. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VII.

Prof_{media} (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$	\pm	$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$	\pm
0.5	60.4	3.9	43.33	4.12
1.5	45.4	3.2	28.39	3.42
5.5	39.9	2.8	21.41	3.14
9.5	36.3	2.6	16.66	3.05
11.5	26.0	1.7	5.42	2.40
12.5	20.7	1.4		
13.5	17.3	1.1		
21.5	17.3	1.1		
29.5	18.8	1.2		
75.5	19.9	1.3		

Anexo 12. Actividad (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el núcleo EU-VIII.

Prof_{media} (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$	\pm	$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$	\pm
0.5	53.6	3.6	34.76	4.15
1.5	46.2	3.3	26.82	3.21
5.5	41.6	2.9	19.13	2.56
9.5	43.2	2.8	20.07	2.74
13.5	37.0	2.5	16.72	1.94
17.5	42.7	2.8	20.21	2.67
21.5	36.7	2.6	16.17	1.92
25.5	42.1	2.8	19.69	2.61
29.5	32.8	2.3	6.82	1.39
37.5	21.7	1.4		
41.5	28.7	1.9		
49.5	26.0	1.7		
57.5	24.3	1.7		
65.5	22.3	1.4		
67.5	22.3	1.5		

Anexo 13. Actividad (Bq kg^{-1}) de ^{226}Ra (Pb_{base}) en los núcleos EU-V (a), EU-VI (b), EU-VII (c) y EU-VIII (d).

(a)

Prof_{media} (cm)	^{226}Ra	\pm
0.5	26.52	1.97
5.5	30.04	2.09
11.5	34.22	2.02
17.5	50.91	2.56
25.5	27.94	1.76
33.5	28.97	1.66
41.5	33.74	1.84
49.5	43.24	1.97
57.5	27.67	1.84
65.5	41.29	2.22
70.5	51.80	2.89

(b)

Prof_{media} (cm)	^{226}Ra	\pm
0.5	29.60	2.57
5.5	34.83	2.64
7.5	41.79	2.52
11.5	35.91	1.84
15.5	39.34	2.10
17.5	39.96	2.01
25.5	51.61	2.16
29.5	42.60	2.14
45.5	42.64	2.33
61.5	77.68	3.00
69.5	71.25	3.14
77.5	70.99	3.07
84.5	58.73	2.51

(d)

Prof_{media} (cm)	^{226}Ra	\pm
0.5	17.06	1.26
1.5	16.96	1.34
17.5	22.90	1.99
25.5	28.66	2.05
45.5	50.44	2.20
61.5	23.14	1.42
69.5	26.78	1.45
75.5	26.72	1.51

(d)

Prof_{media} (cm)	^{226}Ra	\pm
0.5	18.80	1.21
5.5	21.51	1.82
13.5	20.26	1.85
21.5	20.55	1.66
29.5	25.97	1.78
37.5	23.43	1.78
45.5	22.48	1.65
53.5	21.35	1.59
61.5	22.92	2.01
67.5	27.21	1.72

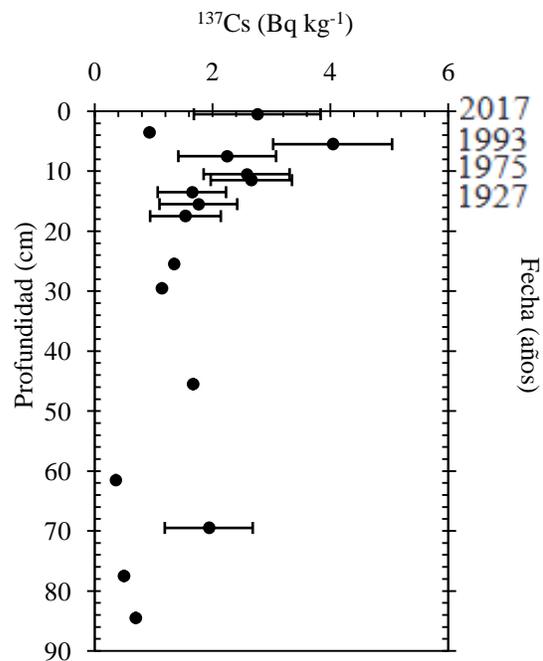
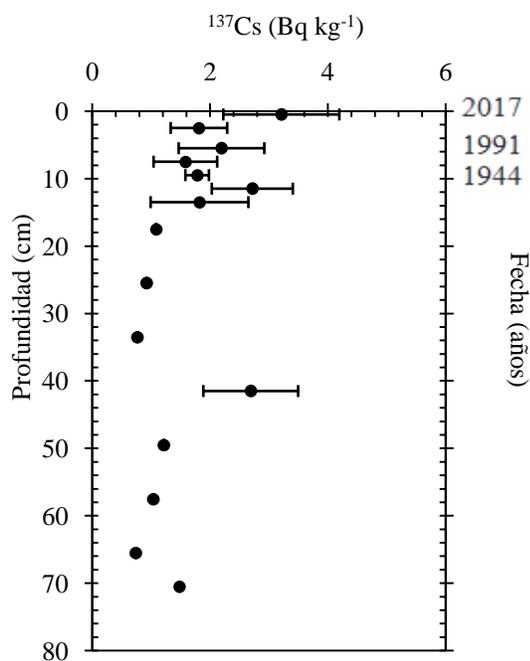
Anexo 14. Actividad (Bq kg^{-1}) y perfiles de ^{137}Cs en los núcleos EU-V (a) y EU-VI (b).

(a)

Prof _{media} (cm)	^{137}Cs	\pm
0.5	3.21	0.99
2.5	1.81	0.48
5.5	2.19	0.73
7.5	1.58	0.54
9.5	1.78	0.20
11.5	2.72	0.69
13.5	1.82	0.83
17.5	1.08	
25.5	0.92	
33.5	0.77	
41.5	2.69	0.80
49.5	1.22	
57.5	1.04	
65.5	0.74	
70.5	1.48	

(b)

Prof _{media} (cm)	^{137}Cs	\pm
0.5	2.76	1.08
2.5	0.93	
5.5	4.04	1.01
7.5	2.25	0.83
10.5	2.58	0.73
11.5	2.66	0.69
13.5	1.65	0.58
15.5	1.76	0.66
17.5	1.54	0.60
25.5	1.34	
29.5	1.14	
45.5	1.67	
61.5	0.35	
69.5	1.94	0.75
77.5	0.50	
84.5	0.70	



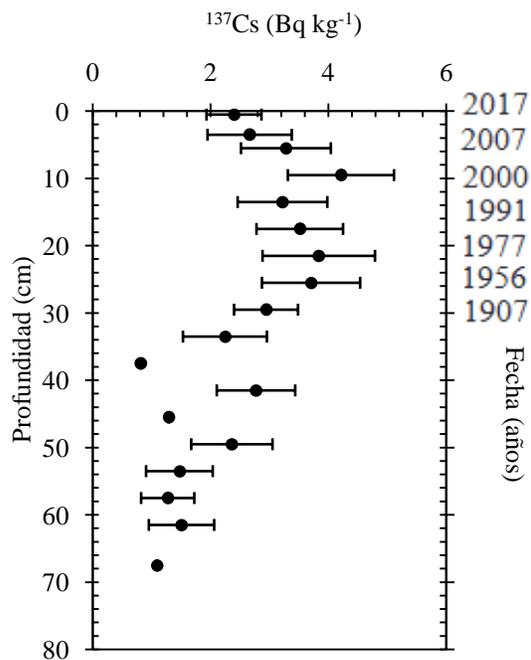
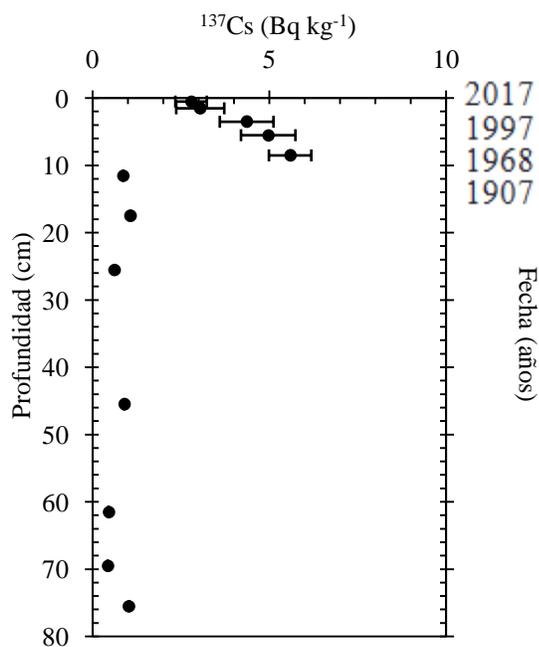
Anexo 15. Actividad (Bq kg^{-1}) y perfiles de ^{137}Cs en los núcleos EU-VII (c) y EU-VIII (d).

(c)

(d)

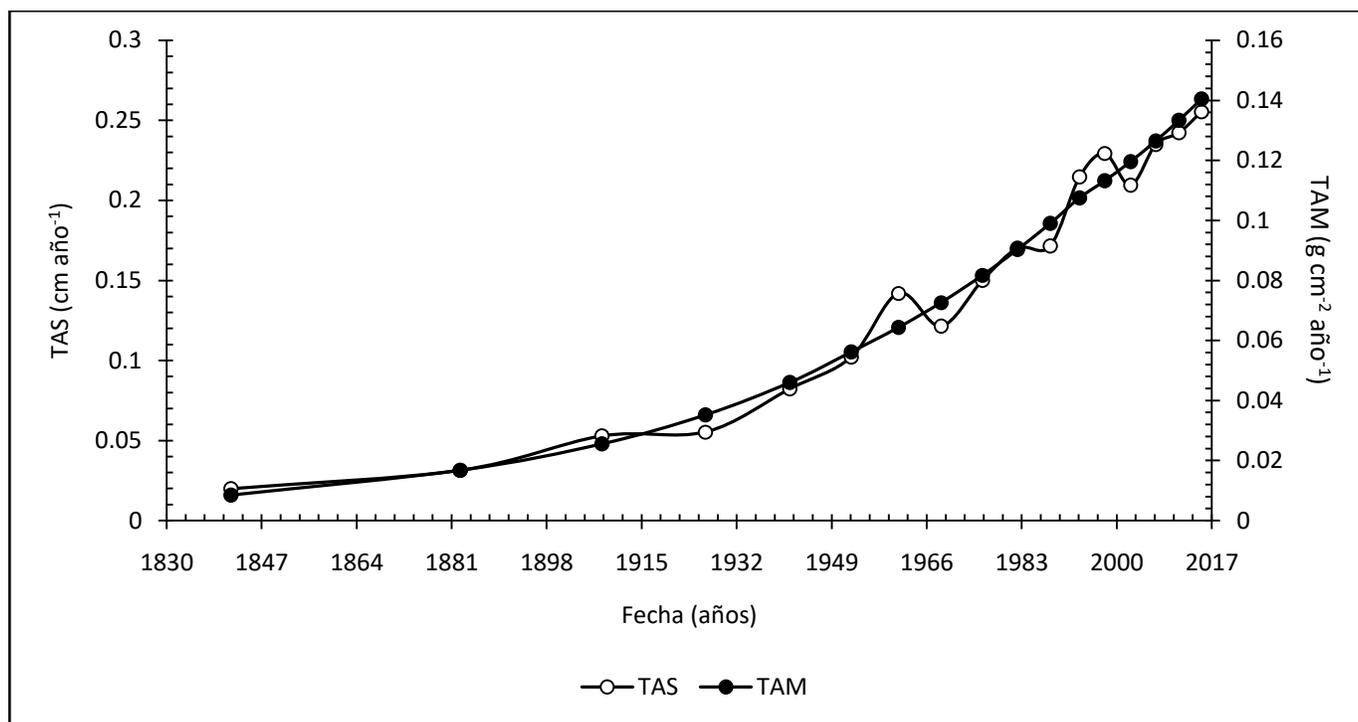
Prof _{media} (cm)	^{137}Cs	\pm
0.5	2.79	0.45
1.5	3.05	0.68
3.5	4.36	0.76
5.5	4.97	0.77
8.5	5.59	0.60
11.5	0.86	
17.5	1.07	
25.5	0.62	
45.5	0.90	
61.5	0.45	
69.5	0.43	
75.5	1.03	

Prof _{media} (cm)	^{137}Cs	\pm
0.5	2.40	0.47
3.5	2.67	0.72
5.5	3.28	0.76
9.5	4.22	0.90
13.5	3.22	0.76
17.5	3.52	0.73
21.5	3.84	0.96
25.5	3.71	0.83
29.5	2.94	0.54
33.5	2.25	0.71
37.5	0.82	
41.5	2.77	0.67
45.5	1.29	
49.5	2.36	0.69
53.5	1.47	0.57
57.5	1.27	0.45
61.5	1.51	0.55
67.5	1.09	



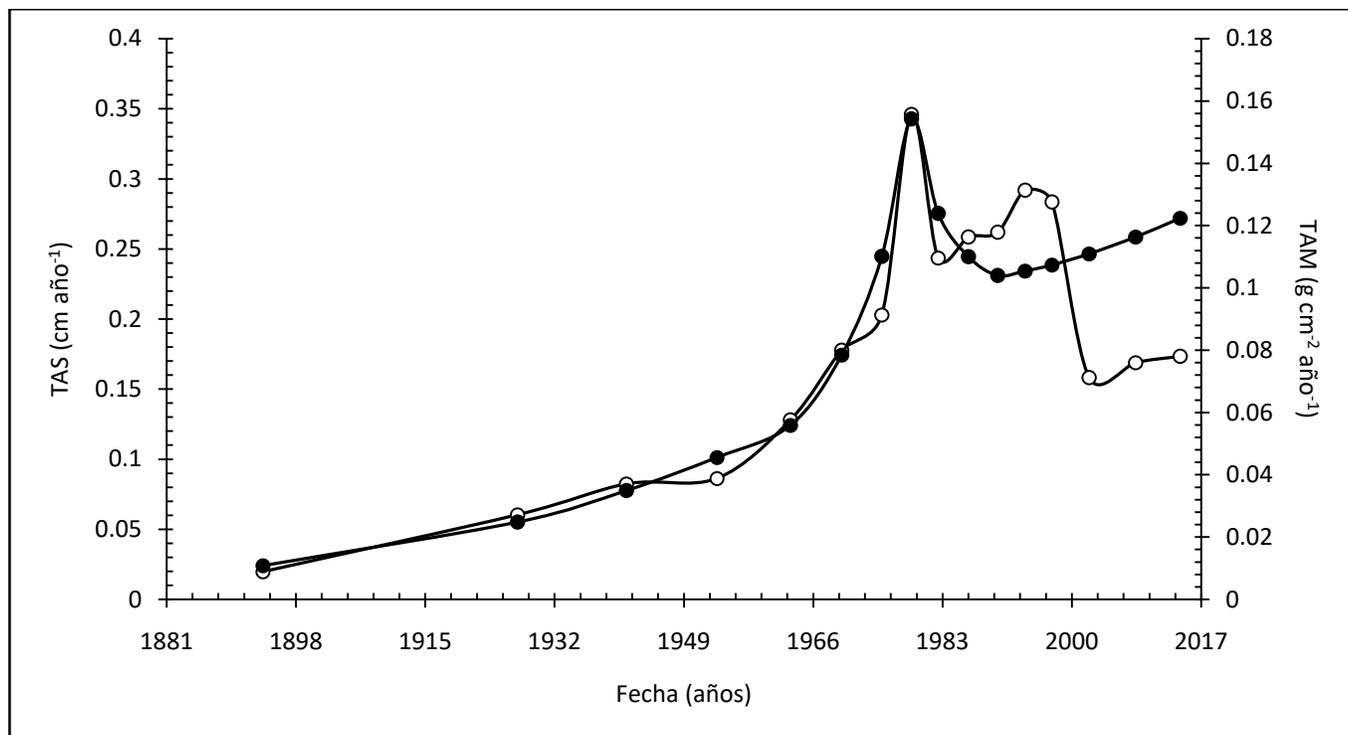
Anexo 16. Resultados del fechado con ^{210}Pb , Tasa de Acumulación Másica y Tasa de Acumulación Sedimentaria para el núcleo EU-V.

Muestra	Profundidad	Fecha	±	TAM	±	TAS	±
	[cm]	[años]		[g cm ⁻² año ⁻¹]		[cm año ⁻¹]	
EU V 0-1	0.5	2017	1	0.140	0.033	0.255	0.061
EU V 1-2	1.5	2011	1	0.133	0.034	0.242	0.062
EU V 2-3	2.5	2007	2	0.126	0.036	0.235	0.066
EU V 3-4	3.5	2002	2	0.120	0.036	0.209	0.064
EU V 4-5	4.5	1998	3	0.113	0.038	0.229	0.078
EU V 5-6	5.5	1993	4	0.107	0.040	0.215	0.080
EU V 6-7	6.5	1988	5	0.099	0.041	0.171	0.070
EU V 7-8	7.5	1982	6	0.090	0.042	0.170	0.078
EU V 8-9	8.5	1976	7	0.082	0.042	0.150	0.078
EU V 9-10	9.5	1969	9	0.073	0.043	0.121	0.072
EU V 10-11	10.5	1961	12	0.064	0.045	0.142	0.099
EU V 11-12	11.5	1952	15	0.056	0.045	0.102	0.082
EU V 12-13	12.5	1942	20	0.046	0.044	0.082	0.079



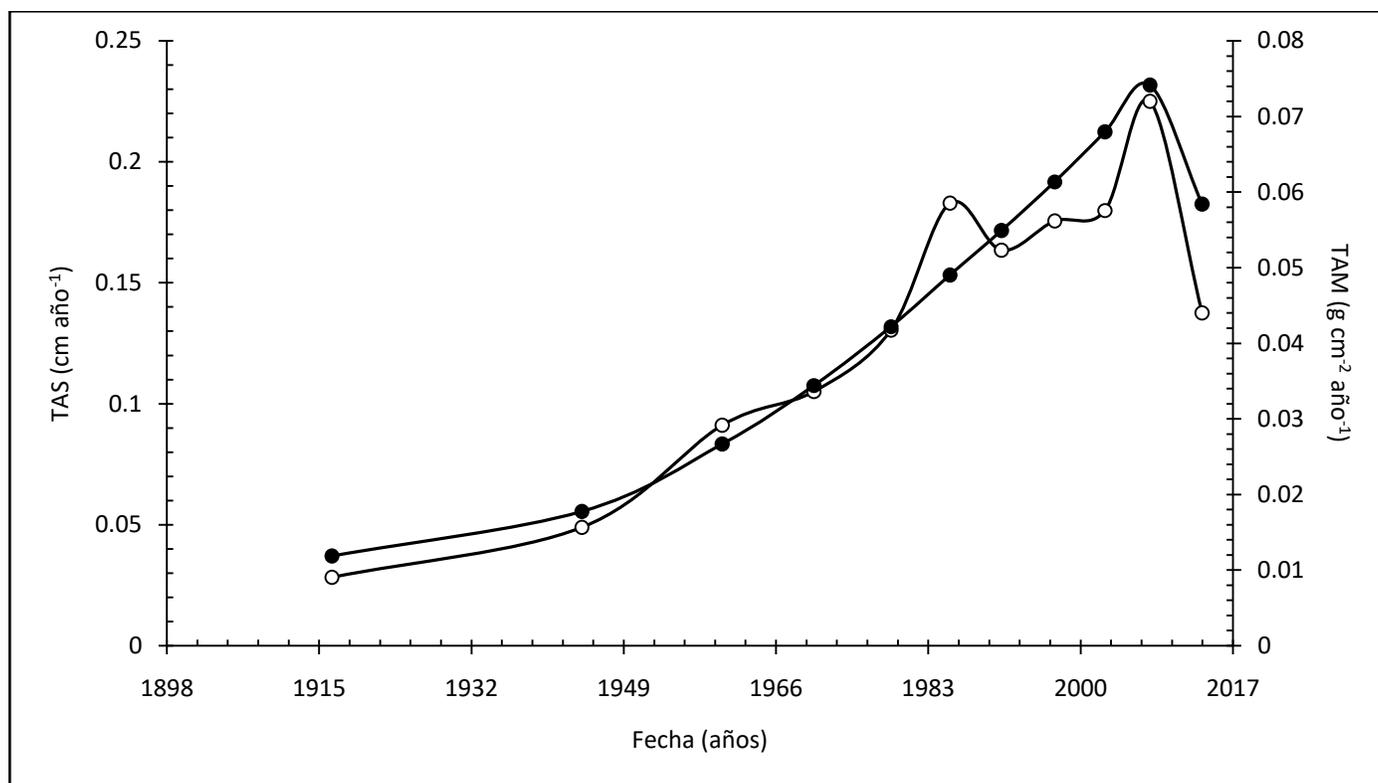
Anexo 17. Resultados del fechado con ^{210}Pb , Tasa de Acumulación Másica y Tasa de Acumulación Sedimentaria para el núcleo EU-VI.

Muestra	Profundidad [cm]	Fecha [años]	±	TAM [g cm ⁻² año ⁻¹]	±	TAS [cm año ⁻¹]	±
EU VI 0-1	0.5	2017	0.4	0.122	0.019	0.173	0.027
EU VI 1-2	1.5	2008	1	0.116	0.020	0.169	0.029
EU VI 2-3	2.5	2002	1	0.111	0.022	0.158	0.031
EU VI 3-4	3.5	1997	2	0.107	0.025	0.283	0.065
EU VI 4-5	4.5	1994	2	0.105	0.027	0.292	0.074
EU VI 5-6	5.5	1990	2	0.104	0.029	0.262	0.072
EU VI 6-7	6.5	1986	3	0.110	0.034	0.258	0.079
EU VI 7-8	7.5	1982	3	0.124	0.044	0.244	0.087
EU VI 8-9	8.5	1979	3	0.154	0.071	0.346	0.159
EU VI 9-10	9.5	1975	3	0.110	0.042	0.203	0.078
EU VI 10-11	10.5	1970	4	0.078	0.027	0.178	0.062
EU VI 11-12	11.5	1963	4	0.056	0.018	0.128	0.041
EU VI 12-13	12.5	1953	5	0.046	0.014	0.086	0.027
EU VI 13-14	13.5	1941	7	0.035	0.012	0.082	0.028
EU VI 14-15	14.5	1927	9	0.025	0.009	0.060	0.023
EU VI 15-16	15.5	1894	22	0.011	0.007	0.020	0.012



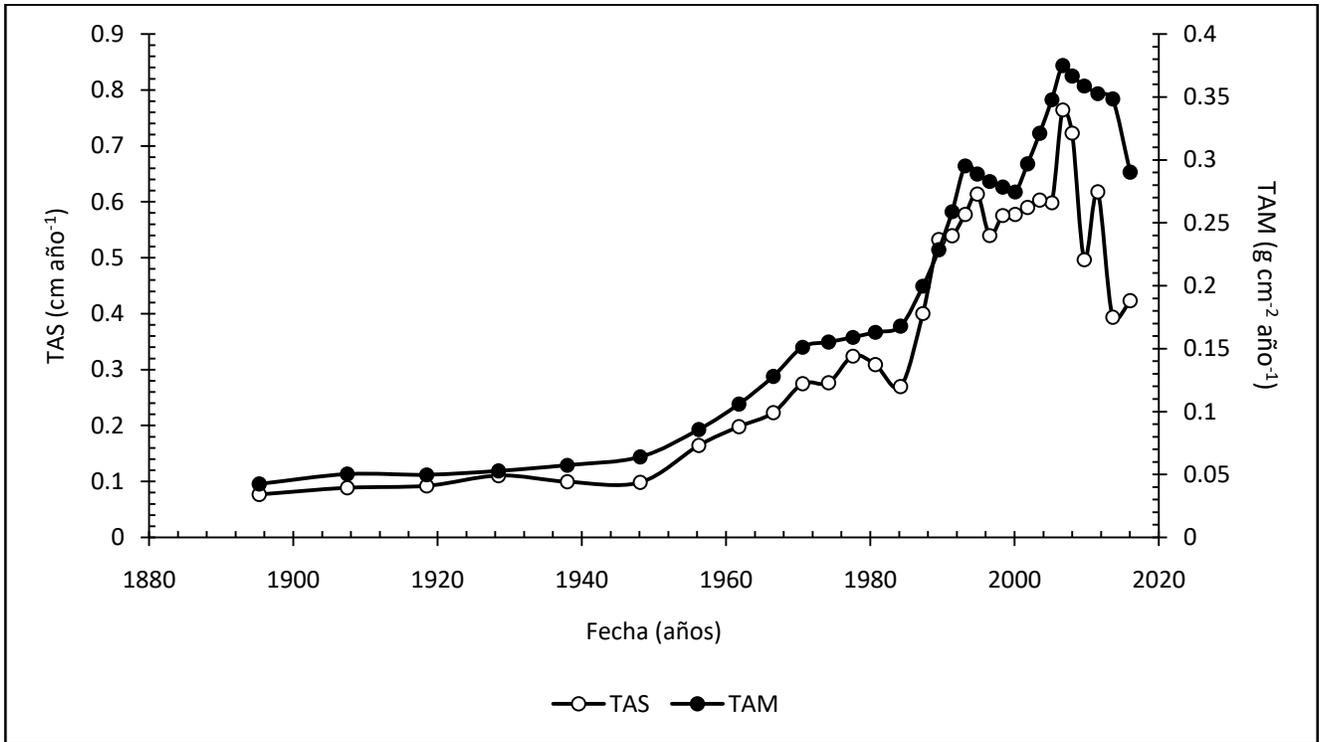
Anexo 18. Resultados del fechado con ^{210}Pb , Tasa de Acumulación Másica y Tasa de Acumulación Sedimentaria para el núcleo EU-VII.

Muestra	Profundidad [cm]	Fecha [años]	±	TAM [g cm ⁻² año ⁻¹]	±	TAS [cm año ⁻¹]	±
EU VII 0-1	0.5	2017	0.3	0.058	0.006	0.137	0.013
EU VII 1-2	1.5	2008	1	0.074	0.009	0.225	0.028
EU VII 2-3	2.5	2003	1	0.068	0.009	0.180	0.023
EU VII 3-4	3.5	1997	1	0.061	0.008	0.175	0.024
EU VII 4-5	4.5	1991	2	0.055	0.008	0.163	0.023
EU VII 5-6	5.5	1985	2	0.049	0.008	0.183	0.028
EU VII 6-7	6.5	1979	2	0.042	0.007	0.130	0.021
EU VII 7-8	7.5	1970	3	0.034	0.006	0.105	0.018
EU VII 8-9	8.5	1960	4	0.027	0.005	0.091	0.017
EU VII 9-10	9.5	1944	5	0.018	0.004	0.049	0.010
EU VII 10-11	10.5	1916	9	0.012	0.004	0.028	0.009



Anexo 19. Resultados del fechado con ^{210}Pb , Tasa de Acumulación Másica y Tasa de Acumulación Sedimentaria para el núcleo EU-VII.

Muestra	Profundidad	Fecha	±	TAM	±	TAS	±
	[cm]	[años]		[g cm ⁻² año ⁻¹]		[cm año ⁻¹]	
EU VIII 0-1	0.5	2017	0.1	0.29	0.03	0.42	0.05
EU VIII 1-2	1.5	2014	0.3	0.35	0.05	0.39	0.05
EU VIII 2-3	2.5	2012	0.4	0.35	0.05	0.62	0.09
EU VIII 3-4	3.5	2010	1	0.36	0.05	0.50	0.07
EU VIII 4-5	4.5	2008	1	0.37	0.06	0.72	0.12
EU VIII 5-6	5.5	2007	1	0.37	0.06	0.76	0.13
EU VIII 6-7	6.5	2005	1	0.35	0.06	0.60	0.10
EU VIII 7-8	7.5	2003	1	0.32	0.05	0.60	0.10
EU VIII 8-9	8.5	2002	1	0.30	0.05	0.59	0.09
EU VIII 9-10	9.5	2000	1	0.27	0.04	0.58	0.09
EU VIII 10-11	10.5	1998	1	0.28	0.04	0.58	0.09
EU VIII 11-12	11.5	1997	1	0.28	0.05	0.54	0.09
EU VIII 12-13	12.5	1995	1	0.29	0.05	0.61	0.11
EU VIII 13-14	13.5	1993	1	0.30	0.06	0.58	0.11
EU VIII 14-15	14.5	1991	1	0.26	0.05	0.54	0.10
EU VIII 15-16	15.5	1989	1	0.23	0.04	0.53	0.09
EU VIII 16-17	16.5	1987	1	0.20	0.03	0.40	0.06
EU VIII 17-18	17.5	1984	1	0.17	0.03	0.27	0.04
EU VIII 18-19	18.5	1981	2	0.16	0.03	0.31	0.05
EU VIII 19-20	19.5	1978	2	0.16	0.03	0.32	0.06
EU VIII 20-21	20.5	1974	2	0.16	0.03	0.28	0.05
EU VIII 21-22	21.5	1971	2	0.15	0.03	0.27	0.05
EU VIII 22-23	22.5	1967	2	0.13	0.02	0.22	0.04
EU VIII 23-24	23.5	1962	3	0.11	0.02	0.20	0.04
EU VIII 24-25	24.5	1956	3	0.09	0.02	0.16	0.03
EU VIII 25-26	25.5	1948	4	0.06	0.01	0.10	0.02
EU VIII 26-27	26.5	1938	5	0.06	0.01	0.10	0.02
EU VIII 27-28	27.5	1928	6	0.05	0.02	0.11	0.03
EU VIII 28-29	28.5	1918	8	0.05	0.02	0.09	0.03
EU VIII 29-30	29.5	1907	10	0.05	0.02	0.09	0.04
EU VIII 30-31	30.5	1895	13	0.04	0.02	0.08	0.04
EU VIII 31-32	31.5	1879	19	0.03	0.02	0.05	0.04



Anexo 20. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-V.

Prof_{media} (cm)	Arcillas 0.10µm-2.00µm	±	Limos 2.00µm-63.00µm	±	Arenas 63.00µm-1000.00µm	±
0.5	16.85	2.51	59.79	3.45	23.36	2.80
1.5	15.42	2.30	52.18	3.01	32.40	3.88
3.5	17.32	2.58	57.06	3.29	25.62	3.07
5.5	18.56	2.76	53.71	3.10	27.72	3.32
9.5	18.32	2.73	51.94	3.00	29.74	3.56
11.5	7.72	1.15	63.56	3.67	28.72	3.44
13.5	18.93	2.82	54.88	3.17	26.19	3.13
17.5	16.23	2.42	46.38	2.68	37.39	4.47
21.5	25.51	3.80	57.84	3.34	16.65	1.99
25.5	17.56	2.61	58.59	3.38	23.85	2.85
29.5	12.64	1.88	68.92	3.98	18.44	2.21
33.5	13.55	2.02	47.96	2.77	38.49	4.61
37.5	20.13	3.00	61.72	3.56	18.15	2.17
41.5	13.24	1.97	40.01	2.31	46.74	5.59
45.5	15.33	2.28	44.79	2.58	39.88	4.77
49.5	10.65	1.59	36.66	2.12	52.69	6.31
53.5	10.93	1.63	37.29	2.15	51.78	6.20
57.5	17.13	2.55	57.08	3.29	25.79	3.09
61.5	15.26	2.27	45.22	2.61	39.52	4.73
65.5	14.80	2.20	39.99	2.31	45.21	5.41
69.5	7.48	1.11	27.40	1.58	65.12	7.79
70.5	10.90	1.62	44.01	2.54	45.09	5.40

Anexo 21. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VI.

Prof_{media} (cm)	Arcillas 0.10µm-2.00µm	±	Limos 2.00µm-63.00µm	±	Arenas 63.00µm-1000.00µm	±
0.5	14.91	0.89	56.03	1.79	29.06	1.70
1.5	13.10	0.78	46.81	1.49	40.09	2.34
5.5	19.83	1.19	56.69	1.81	23.48	1.37
7.5	18.16	1.09	55.41	1.77	26.44	1.54
9.5	9.77	0.58	46.33	1.48	43.91	2.57
11.5	19.29	1.16	58.29	1.86	22.42	1.31
13.5	20.90	1.25	49.97	1.59	29.13	1.70
15.5	15.54	0.93	53.89	1.72	30.57	1.79
17.5	19.77	1.18	46.18	1.47	34.06	1.99
21.5	17.21	1.03	39.33	1.25	43.46	2.54
25.5	17.65	1.06	43.99	1.40	38.36	2.24
29.5	13.52	0.81	46.00	1.47	40.49	2.37
33.5	16.68	1.00	41.65	1.33	41.67	2.43
37.5	14.05	0.84	39.51	1.26	46.44	2.71
41.5	13.93	0.83	41.16	1.31	44.91	2.62
45.5	16.44	0.98	37.06	1.18	46.50	2.72
49.5	8.80	0.53	21.67	0.69	69.53	4.06
53.5	15.97	0.96	42.27	1.35	41.76	2.44
57.5	14.55	0.87	34.46	1.10	50.98	2.98
61.5	10.87	0.65	28.49	0.91	60.63	3.54
65.5	5.28	0.32	22.08	0.70	72.64	4.24
69.5	15.06	0.90	36.54	1.16	48.40	2.83
73.5	8.71	0.52	21.40	0.68	69.89	4.08
77.5	4.95	0.30	22.08	0.70	72.97	4.26
81.5	4.76	0.28	25.13	0.80	70.11	4.10
83.5	2.19	0.13	16.35	0.52	81.46	4.76

Anexo 22. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VII.

Prof_{media} (cm)	Arcillas 0.10µm-2.00µm	±	Limos 2.00µm-63.00µm	±	Arenas 63.00µm-1000.00µm	±
0.5	21.01	1.05	74.50	2.83	4.48	1.91
1.5	22.09	1.10	71.57	2.72	6.33	2.70
5.5	24.23	1.21	69.23	2.63	6.54	2.79
9.5	22.92	1.14	71.33	2.71	5.75	2.45
11.5	24.27	1.21	71.39	2.71	4.34	1.85
12.5	26.58	1.32	71.91	2.73	1.51	0.64
13.5	26.36	1.31	70.98	2.70	2.67	1.14
17.5	15.52	0.77	80.26	3.05	4.23	1.80
21.5	25.50	1.27	73.11	2.78	1.39	0.59
25.5	24.91	1.24	70.32	2.67	4.77	2.04
29.5	24.14	1.20	74.75	2.84	1.10	0.47
33.5	24.13	1.20	73.45	2.79	2.42	1.03
37.5	12.70	0.63	85.61	3.25	1.68	0.72
41.5	23.13	1.15	73.25	2.78	1.68	0.72
45.5	22.52	1.12	68.65	2.61	8.84	3.77
49.5	25.08	1.25	70.74	2.69	4.19	1.79
53.5	21.41	1.07	76.66	2.91	1.93	0.82
57.5	24.67	1.23	71.76	2.73	3.57	1.52
61.5	24.88	1.24	70.92	2.69	4.19	1.79
65.5	24.53	1.22	69.05	2.62	6.42	2.74
69.5	25.37	1.26	60.87	2.31	13.76	5.87
73.5	22.22	1.11	70.83	2.69	6.95	2.97
75.5	26.78	1.33	68.06	2.59	5.16	2.20

Anexo 23. Tamaño de grano en porcentaje (%) para el núcleo EU-VIII.

Prof_{media} (cm)	Arcillas 0.10µm-2.00µm	±	Limos 2.00µm-63.00µm	±	Arenas 63.00µm-1000.00µm	±
0.5	18.71	1.85	74.38	1.60	6.91	1.10
1.5	19.86	1.96	70.56	1.52	9.58	1.52
5.5	19.43	1.92	74.97	1.62	5.61	0.89
9.5	19.58	1.93	72.75	1.57	7.67	1.22
13.5	17.41	1.72	78.03	1.68	4.56	0.72
17.5	20.44	2.02	73.89	1.59	5.68	0.90
21.5	21.19	2.09	72.38	1.56	6.44	1.02
25.5	18.62	1.84	78.14	1.69	3.24	0.51
29.5	22.00	2.17	70.85	1.53	7.15	1.14
33.5	25.63	2.53	71.44	1.54	2.94	0.47
37.5	13.52	1.33	84.87	1.83	1.61	0.26
41.5	18.05	1.78	77.95	1.68	4.00	0.64
45.5	25.35	2.50	72.74	1.57	1.91	0.30
49.5	9.74	0.96	85.20	1.84	5.06	0.80
53.5	14.55	1.43	81.80	1.76	3.65	0.58
57.5	25.45	2.51	69.56	1.50	4.99	0.79
61.5	22.87	2.26	74.61	1.61	2.51	0.40
65.5	23.64	2.33	71.19	1.54	5.17	0.82
67.5	26.27	2.59	70.83	1.53	2.90	0.46

Anexo 24. Valores de susceptibilidad magnética (SM) volumétrica k ($\times 10^{-6}$ CGS) para los núcleos del Estero de Urías; EU-V, EU-VI, EU-VII, EU-VIII. Entre paréntesis se encuentran las profundidades de las secciones más profundas para cada núcleo, EU-V¹, EU-VII², EU-VII³, EU-VIII⁴.

Prof_{media} (cm)	EU-V¹	±	EU-VI²	±	EU-VII³	±	EU-VIII⁴	±
0.5	12.50	0.01	15.50	0.01	2.500	0.002	8.50	0.01
1.5	16.70	0.01	25.50	0.02	3.500	0.002	7.40	0.01
3.5	17.30	0.01						
5.5	17.50	0.01	19.70	0.01	3.500	0.002	7.50	0.01
7.5			18.70	0.01				
9.5	15.30	0.01	37.30	0.03	4.500	0.003	7.50	0.01
11.5	15.50	0.01	25.00	0.02	5.200	0.004		
12.5					3.500	0.002		
13.5	19.50	0.01	27.50	0.02	3.700	0.003	7.40	0.01
15.5			27.50	0.02				
17.5	22.80	0.02	23.10	0.02	2.400	0.002	8.40	0.01
21.5	13.50	0.01	28.10	0.02	3.500	0.002	7.60	0.01
25.5	15.20	0.01	31.00	0.02	4.200	0.003	8.40	0.01
29.5	13.30	0.01	30.00	0.02	4.200	0.003	8.50	0.01
33.5	18.50	0.01	46.30	0.03	3.200	0.002	8.50	0.01
37.5	16.50	0.01	47.20	0.03	4.500	0.003	8.50	0.01
41.5	20.50	0.01	43.50	0.03	3.300	0.002	8.50	0.01
45.5	20.50	0.01	34.30	0.02	3.500	0.002	7.000	0.005
49.5	28.50	0.02	89.50	0.06	3.500	0.002	7.100	0.005
53.5	18.20	0.01	66.70	0.05	4.500	0.003	6.000	0.004
57.5	12.50	0.01	37.00	0.03	3.500	0.002	6.500	0.005
61.5	23.20	0.02	89.50	0.06	3.700	0.003	7.50	0.01
65.5	24.20	0.02	93.50	0.07	5.300	0.004	9.00	0.01
69.5 (67.5) ⁴	114.5	0.08	71.50	0.05	6.200	0.004	10.00	0.01
73.5 (70.5) ¹	65.5	0.05	67.40	0.05	6.500	0.005		
77.5 (75.5) ³			54.40	0.04	7.500	0.005		
81.5			64.00	0.04				
83.5			63.40	0.04				

Anexo 25. Concentración elemental del núcleo EU-V (Min= valor mínimo, Max= valor máximo, Prom= valor promedio, SD= Desviación estándar, ND= No detectable, TEL= Nivel de efecto umbral, PEL= Nivel de efecto probable) (Buchman, 2008).

Prof _{media} (cm)	Na (%)	Cl (%)	Br (µg g ⁻¹)	Al (%)	Ti (%)	Fe (%)	Mn (µg g ⁻¹)	Zr (µg g ⁻¹)	Th (µg g ⁻¹)	Rb (µg g ⁻¹)	V (µg g ⁻¹)	Cr (µg g ⁻¹)	Co (µg g ⁻¹)	Ni (µg g ⁻¹)	Cu (µg g ⁻¹)	Zn (µg g ⁻¹)	As (µg g ⁻¹)	Pb (µg g ⁻¹)
0.5	10.7	7.0	277.1	7.1	0.46	2.2	321.3	229.2	16.4	104.4	131.7	30.1	13.0	49.2	53.7	92.6	15.5	33.3
1.5	10.0	6.4	251.1	7.2	0.47	1.7	299.1	351.2	19.2	106.6	124.6	24.5	9.8	40.0	47.9	65.8	9.9	26.4
2.5	14.0	6.2	322.1	9.2	0.42	2.0	249.6	288.1	17.7	110.2	132.4	29.9	6.3	22.7	41.3	69.9	7.8	30.9
3.5	7.4	5.7	316.7	6.9	0.48	1.9	296.3	413.5	20.0	112.4	134.5	26.6	5.7	27.7	39.7	73.9	8.4	29.2
5.5	11.0	7.1	246.3	6.5	0.45	2.2	323.1	345.0	15.9	100.8	112.7	29.3	8.6	45.0	44.4	76.8	14.1	30.5
7.5	15.2	5.5	249.4	9.0	0.42	2.7	275.1	373.6	14.9	100.5	109.2	28.2	5.9	23.9	43.7	78.7	15.2	30.1
9.5	10.8	7.0	238.8	6.6	0.46	2.2	328.4	352.6	15.6	97.3	107.3	25.9	11.3	43.0	47.5	76.8	12.9	28.6
11.5	9.8	6.8	212.0	6.7	0.41	2.3	278.7	348.7	14.7	107.6	114.3	32.5	6.4	26.5	41.1	79.1	15.6	34.6
13.5	8.5	5.2	196.1	7.0	0.49	2.1	316.0	387.6	17.1	106.7	80.9	34.5	9.8	34.4	34.0	67.6	14.1	27.7
17.5	10.7	5.3	200.8	6.2	0.56	2.3	354.7	500.4	20.3	96.1	68.1	25.5	14.4	34.8	29.0	56.0	23.9	24.4
21.5	12.4	7.9	311.4	6.3	0.41	2.9	260.9	278.2	14.9	93.4	83.5	35.3	27.7	52.9	34.9	77.6	34.7	28.9
25.5	12.2	7.3	250.5	6.0	0.39	3.7	262.3	271.8	12.6	89.8	80.5	40.2	14.1	53.3	33.4	77.5	37.4	23.5
29.5	12.5	8.5	259.4	5.8	0.36	3.7	260.8	222.7	12.3	84.8	80.1	38.4	12.5	52.9	32.7	74.5	32.5	20.5
33.5	13.0	6.7	198.1	5.7	0.44	3.1	350.2	370.1	13.9	88.7	70.2	36.0	18.2	48.3	30.9	70.5	28.9	19.0
37.5	13.8	7.2	222.5	5.9	0.44	3.3	372.4	329.0	14.5	86.1	74.2	36.9	21.9	46.8	31.5	74.3	30.0	19.0
41.5	12.6	7.1	196.9	6.0	0.50	2.4	428.6	402.0	18.0	94.6	63.1	24.6	10.6	33.6	33.4	61.3	16.0	21.1
45.5	10.9	5.5	167.2	6.0	0.58	2.2	490.1	514.7	21.7	96.2	65.3	25.5	20.0	32.6	31.3	57.9	14.8	17.1
49.5	8.4	3.6	103.5	5.7	0.67	1.8	538.2	643.3	19.3	92.7	53.3	22.9	16.1	24.9	27.6	46.5	11.2	14.8
53.5	12.6	7.5	154.8	6.1	0.41	2.4	350.5	343.4	17.1	97.1	59.8	25.5	5.1	36.6	32.7	55.5	13.5	20.0
57.5	12.6	8.2	207.2	6.2	0.38	3.0	357.2	253.4	12.4	92.2	83.3	36.1	7.9	45.4	37.3	72.5	17.4	23.4
61.5	12.8	8.7	167.3	6.0	0.39	3.0	342.6	278.9	11.9	93.3	93.0	36.0	6.3	41.3	32.3	60.4	21.0	18.4
65.5	12.5	8.9	153.8	5.5	0.44	3.0	334.7	348.6	17.3	89.7	94.1	34.9	ND	41.1	29.4	53.4	21.5	15.4
69.5	11.9	5.7	81.9	5.8	0.59	4.0	475.7	465.4	12.3	94.6	108.6	40.6	7.3	40.3	21.0	54	23.1	14.3
70.5	8.6	3.1	95.8	5.6	0.64	3.5	471.7	545.9	18.1	90.5	106.5	39.6	7.1	34.5	21.2	55.6	21.1	14.5
Min	7.4	3.1	81.9	5.5	0.36	1.7	260.8	222.7	11.9	84.8	53.3	22.9	5.1	22.7	21.0	46.5	7.8	14.3
Max	15.2	8.9	322.1	9.2	0.67	4.0	538.2	643.3	21.7	112.4	134.5	40.6	27.7	53.3	53.7	92.6	37.4	34.6
Prom	11.4	6.6	211.7	6.5	0.47	2.6	347.4	369.1	16.2	96.9	93.0	31.6	11.6	38.8	35.5	67.9	19.2	23.6
SD	2.0	1.5	65.8	1.0	0.08	0.7	79.6	104.0	2.8	7.7	24.7	5.7	5.9	9.5	8.1	11.2	8.4	6.3
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52.3	-	15.9	18.7	124.0	7.24	30.24
PEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160.0	-	42.8	108.0	271.0	41.6	112.0

Anexo 26. Concentración elemental del núcleo EU-VI (Min= valor mínimo, Max= valor máximo, Prom= valor promedio, SD= Desviación estándar, TEL= Nivel de efecto umbral, PEL= Nivel de efecto probable) (Buchman, 2008).

Prof _{media}	Na	Cl	Br	Al	Ti	Fe	Mn	Zr	Th	Rb	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Pb
(cm)	(%)		($\mu\text{g g}^{-1}$)	(%)			($\mu\text{g g}^{-1}$)				($\mu\text{g g}^{-1}$)							
0.5	26.2	22.8	333.0	4.2	0.33	1.2	221.5	314.0	14.0	64.0	119.4	18.6	4.1	70.6	48.9	59.0	7.0	24.8
1.5	20.5	17.1	268.0	4.9	0.46	1.4	278.2	597.9	16.3	76.8	148.9	18.2	6.2	67.3	44.9	56.8	9.1	26.2
2.5	29.2	14.7	281.7	7.6	0.38	1.6	241.7	662.8	13.8	85.2	137.0	23.1	6.0	35.0	42.6	52.4	8.1	22.7
5.5	14.1	12.3	340.0	5.7	0.41	1.7	271.7	449.3	17.1	97.4	162.2	23.6	5.0	59.4	46.6	66.1	8.7	27.7
7.5	12.4	10.2	283.5	6.2	0.44	2.1	273.2	413.7	13.7	95.6	134.1	28.2	7.5	72.7	40.0	72.6	18.9	39.7
9.5	11.3	9.8	227.8	5.6	0.49	2.0	310.9	650.3	21.2	98.3	121.2	23.0	4.9	57.7	42.1	66.6	17.6	32.9
10.5	21.0	9.1	260.3	8.6	0.48	2.5	298.0	536.8	14.1	100.4	105.5	23.6	8.4	31.4	40.0	78.1	17.7	41.6
11.5	12.7	10.4	257.3	6.2	0.46	2.2	305.9	507.9	19.4	98.1	120.5	24.3	9.8	31.5	41.1	78.8	16.5	36.9
13.5	11.8	10.1	237.5	5.8	0.43	2.4	304.1	500.1	15.1	89.7	113.8	24.4	9.0	59.7	39.2	75.2	19.6	35.7
15.5	12.0	9.6	228.7	6.2	0.45	2.5	290.6	472.0	15.3	93.3	102.2	24.2	6.9	29.2	34.7	72.5	20.3	33.5
17.5	12.8	9.7	224.7	5.9	0.47	2.6	308.6	578.2	16.5	95.3	89.8	24.9	8.4	50.7	36.7	71.1	21.1	32.8
21.5	12.7	8.2	200.6	5.6	0.48	3.1	312.9	557.8	13.7	93.2	86.2	32.0	8.2	48.6	26.9	61.6	26.5	25.8
25.5	12.2	9.1	213.2	5.2	0.47	3.1	324.6	612.7	14.6	89.3	86.1	42.4	7.6	50.6	30.9	60.3	27.9	25.2
29.5	15.7	11.0	214.4	4.2	0.44	4.2	294.2	525.6	12.5	77.1	79.6	28.2	7.4	54.8	30.4	54.5	36.3	16.3
33.5	18.3	11.5	200.2	4.8	0.53	3.9	385.5	712.0	17.2	80.6	88.9	30.5	7.4	51.5	29.9	56.6	33.2	15.1
37.5	17.2	11.7	186.8	4.6	0.52	3.2	414.0	747.4	18.2	82.3	74.0	30.9	5.1	48.6	30.0	50.8	28.1	15.6
41.5	15.7	11.0	157.8	5.1	0.60	2.6	444.3	852.7	13.7	87.7	71.3	26.8	5.4	39.8	30.4	48.9	22.0	16.1
45.5	15.5	11.8	187.8	5.4	0.54	2.4	466.9	536.6	13.7	86.7	79.4	34.6	6.4	39.0	30.6	53.9	17.4	18.3
49.5	14.0	8.0	98.3	5.3	0.97	1.9	593.6	1254.0	17.4	88.5	64.2	20.6	7.7	27.7	28.2	40.0	11.5	14.7
53.5	19.0	13.4	179.1	5.0	0.77	2.5	530.4	1217.0	16.9	85.1	83.7	26.9	6.5	39.8	33.4	50.7	16.8	15.6
57.5	14.4	10.7	170.5	5.2	0.58	2.1	448.6	662.5	14.9	93.5	72.2	32.6	4.6	35.5	30.3	48.3	13.4	19.4
61.5	15.2	9.6	114.3	5.3	0.86	2.2	590.6	1042.0	23.1	84.2	80.5	37.8	5.2	32.1	26.6	43.8	13.4	15.6
65.5	14.1	7.0	79.5	5.0	1.00	2.2	672.2	1029.0	12.9	84.4	70.2	23.5	5.9	28.6	24.0	43.1	15.0	12.2
69.5	14.9	10.0	142.1	5.1	0.81	2.7	602.0	1107.0	16.4	80.8	114.1	46.3	8.1	37.0	30.2	52.6	16.1	14.5
73.5	10.2	5.0	79.9	5.3	0.93	2.2	640.6	839.4	16.8	87.0	77.0	30.4	5.4	27.3	23.6	43.2	11.0	14.4
77.5	9.6	3.3	56.5	4.8	0.97	3.8	777.5	778.9	14.8	75.4	144.7	36.9	7.1	35.5	16.5	62.1	12.4	14.8
81.5	10.7	4.4	55.3	5.4	0.93	4.1	743.4	655.1	14.5	89.3	206.9	46.8	7.0	38.8	18.5	64.4	11.7	15.7
83.5	11.6	4.6	46.5	4.9	0.87	3.8	685.7	619.3	15.3	87.1	248.4	60.6	6.9	37.5	18.0	54.2	8.4	15.6
Min	9.6	3.3	46.5	4.2	0.33	1.2	221.5	314.0	12.5	64.0	64.2	18.2	4.1	27.3	16.5	40.0	7.0	12.2
Max	29.2	22.8	340.0	8.6	1.01	4.2	777.5	1254.0	23.1	100.4	248.4	60.6	9.8	72.7	48.9	78.8	36.3	41.6
Prom	15.2	10.2	190.2	5.5	0.61	2.6	429.7	694.0	15.8	87.4	110.1	30.1	6.7	44.2	32.7	58.5	17.3	22.8
SD	4.6	3.9	82.2	0.9	0.22	0.8	169.5	242.6	2.5	8.2	43.1	9.6	1.4	13.5	8.6	11.0	7.6	9.0
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52.3	-	15.9	18.7	124.0	7.24	30.24
PEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160.0	-	42.8	108.0	271.0	41.6	112.0

Anexo 27. Concentración del núcleo EU-VII (Min= valor mínimo, Max= valor máximo, Prom= valor promedio, SD= Desviación estándar, TEL= Nivel de efecto umbral, PEL= Nivel de efecto probable) (Buchman, 2008).

Prof _{media} (cm)	Na (%)	Cl (%)	Br (µg g ⁻¹)	Al (%)	Ti (%)	Fe (%)	Mn (µg g ⁻¹)	Zr (µg g ⁻¹)	Th (µg g ⁻¹)	Rb (µg g ⁻¹)	V (µg g ⁻¹)	Cr (µg g ⁻¹)	Co (µg g ⁻¹)	Ni (µg g ⁻¹)	Cu (µg g ⁻¹)	Zn (µg g ⁻¹)	As (µg g ⁻¹)	Pb (µg g ⁻¹)
0.5	17.3	16.5	401.4	5.0	0.24	1.8	199.4	76.5	13.9	71.7	217.4	26.0	3.4	73.4	53.2	76.3	20.9	25.9
1.5	16.7	15.8	366.2	5.4	0.25	1.7	186.3	86.4	13.3	79.4	244.0	24.9	3.6	62.3	43.1	68.3	26.7	22.4
3.5	20.0	9.8	325.5	9.3	0.32	2.4	236.7	114.1	15.7	102.4	205.1	26.8	8.7	42.6	42.3	89.6	20.7	36.8
5.5	14.0	11.8	372.2	5.9	0.30	2.1	203.6	99.7	13.9	88.3	184.0	32.9	3.5	55.2	43.1	79.8	19.8	32.5
7.5	20.1	9.5	339.8	8.7	0.33	2.8	228.1	115.0	15.0	97.4	103.6	29.5	5.7	35.0	34.8	82.8	18.6	29.3
8.5	19.0	9.6	351.5	8.2	0.32	2.6	231.8	111.3	14.0	94.0	124.1	27.8	6.0	46.9	42.1	85.2	17.4	29.6
9.5	11.3	9.5	290.6	5.6	0.30	2.7	224.6	102.3	13.1	94.4	91.1	35.6	6.9	40.6	37.2	78.0	23.7	37.0
11.5	10.1	7.6	253.6	6.3	0.32	2.9	223.5	115.8	12.7	99.7	83.6	36.4	5.5	36.1	37.3	79.5	26.5	30.9
12.5	12.0	10.0	300.5	5.8	0.28	2.8	208.8	103.8	12.8	89.0	74.9	34.6	7.7	38.5	34.7	71.7	23.6	24.8
13.5	14.2	12.3	375.1	4.7	0.26	3.0	205.3	101.6	12.4	82.3	79.4	32.5	6.7	45.5	32.3	63.9	26.6	23.4
17.5	14.5	13.0	335.0	3.8	0.22	3.2	208.9	96.8	11.3	70.6	87.2	30.8	7.7	44.9	30.6	56.0	33.5	20.9
21.5	15.9	12.8	304.3	4.8	0.23	3.2	290.7	87.7	10.3	68.3	87.8	30.5	5.3	44.4	32.9	59.9	31.9	20.7
25.5	15.2	13.2	334.3	4.1	0.22	3.4	342.5	90.6	12.0	77.7	79.0	30.0	7.9	72.0	32.6	68.4	34.6	24.7
29.5	14.8	11.7	325.3	5.0	0.25	3.5	346.9	92.4	12.1	78.8	76.8	32.1	8.5	41.9	33.4	74.9	35.0	23.8
33.5	17.4	13.8	314.7	4.9	0.25	2.7	301.3	96.2	12.2	78.8	76.8	30.3	ND	37.0	36.2	73.6	26.1	21.9
37.5	14.8	12.5	299.2	5.3	0.26	2.8	300.3	102.2	12.8	87.4	75.2	34.4	5.3	39.4	38.0	78.9	21.7	23.6
41.5	17.8	15.2	328.9	5.4	0.26	2.2	302.6	91.1	13.7	84.4	67.7	28.9	3.2	33.4	38.0	74.2	15.3	25.0
45.5	16.0	13.2	291.6	5.9	0.26	2.5	338.7	92.4	12.5	88.4	71.0	29.9	4.1	32.7	39.7	78.5	18.1	24.4
49.5	16.3	13.9	307.9	5.4	0.25	2.4	351.8	98.1	13.0	86.8	70.8	30.1	3.3	34.3	39.6	76.5	17.4	27.0
53.5	17.5	13.8	303.5	5.7	0.26	2.5	318.0	103.5	12.9	83.8	75.6	30.0	5.3	32.1	39.1	73.1	20.0	24.1
57.5	16.0	13.5	309.8	5.4	0.26	2.4	357.6	99.0	12.4	87.6	75.6	30.8	3.7	36.2	40.3	74.8	18.3	25.9
61.5	15.5	12.3	282.1	6.0	0.27	2.5	356.2	98.6	12.7	86.7	78.2	30.3	5.8	31.0	37.4	75.1	19.6	25.4
65.5	14.5	11.6	285.4	5.6	0.28	2.7	315.1	124.6	12.9	91.4	83.2	33.3	8.2	33.5	40.9	78.1	23.5	25.6
69.5	13.8	10.0	258.1	6.2	0.31	3.8	243.8	137.1	12.4	88.4	86.5	37.4	7.9	65.5	35.8	78.5	47.8	21.0
73.5	12.8	8.9	237.8	6.0	0.31	4.1	261.3	149.6	13.3	91.3	96.4	39.6	9.6	39.5	36.4	82.8	54.0	20.4
77.5	11.2	7.9	212.4	6.4	0.33	3.8	295.0	155.9	13.3	99.6	92.8	40.6	9.0	36.7	42.0	89.6	39.3	24.1
Min	10.1	7.6	212.4	3.8	0.21	1.7	186.3	76.5	10.3	68.3	67.7	24.9	3.2	31.0	30.6	56.0	15.3	20.4
Max	20.1	16.5	401.4	9.3	0.33	4.1	357.6	155.9	15.7	102.4	244.0	40.6	9.6	73.4	53.2	89.6	54.0	37.0
Prom	15.3	11.9	311.8	5.8	0.27	2.8	272.3	105.5	12.9	86.5	103.4	31.8	6.1	43.5	38.2	75.7	26.2	25.8
SD	2.6	2.4	43.5	1.3	0.03	0.6	57.7	18.8	1.1	8.9	49.7	3.9	2.0	12.2	4.7	7.9	9.6	4.5
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52.3	-	15.9	18.7	124.0	7.24	30.24
PEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160.0	-	42.8	108.0	271.0	41.6	112.0

Anexo 28. Concentración del núcleo EU-VIII (Min= valor mínimo, Max= valor máximo, Prom= valor promedio, SD= Desviación estándar, TEL= Nivel de efecto umbral, PEL= Nivel de efecto probable) (Buchman, 2008).

Prof _{media} (cm)	Na (%)	Cl (%)	Br ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Al (%)	Ti (%)	Fe (%)	Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Th ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Rb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	V ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Co ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)
0.5	8.0	5.5	233.9	7.3	0.40	2.9	355.5	160.2	14.8	112.8	150.5	41.1	7.5	39.3	64.4	117.7	24.2	39.8
1.5	8.0	5.4	214.7	7.4	0.39	3.0	309.7	160.6	13.8	109.9	132.3	34.0	4.6	40.3	61.2	119.3	25.6	37.8
3.5	13.7	4.9	210.5	9.8	0.38	3.4	288.8	166.8	14.2	109.6	125.4	35.8	10.0	30.2	56.7	116.3	22.8	40.7
5.5	8.0	4.9	205.5	7.3	0.39	3.3	394.4	160.9	15.0	112.8	154.7	43.5	8.5	41.7	55.9	114.7	27.4	38.8
9.5	8.1	5.3	196.1	7.2	0.37	3.1	439.8	152.8	14.8	109.3	146.1	38.9	9.2	37.6	55.2	108.1	25.1	38.3
13.5	7.5	5.1	200.8	7.3	0.39	3.1	378.1	156.4	14.8	116.8	140.1	42.5	10.5	36.0	52.5	109.3	21.3	38.9
17.5	7.3	4.3	193.1	7.7	0.39	3.3	464.8	167.2	14.7	115.2	144.6	38.9	7.3	55.1	54.4	114.1	24.5	38.8
21.5	7.5	4.4	187.1	7.5	0.40	3.3	455.1	158.4	14.2	117.2	146.0	42.5	8.4	40.4	56.5	116.1	24.6	39.6
25.5	7.2	4.0	181.5	7.6	0.40	3.6	459.4	158.0	15.1	116.3	148.9	42.8	8.4	39.7	52.5	118.6	26.1	38.5
29.5	7.1	4.0	166.1	7.5	0.40	3.3	411.9	178.0	14.7	120.8	135.6	41.9	5.8	37.7	50.8	113.0	23.7	40.2
33.5	5.0	3.3	161.2	7.9	0.43	3.5	387.5	167.3	15.3	126.7	113.8	43.4	8.8	31.3	46.1	112.4	24.0	37.3
37.5	6.6	4.1	189.7	7.8	0.41	3.2	341.7	164.4	14.8	120.4	89.4	44.3	6.7	29.0	41.7	97.2	20.6	31.2
41.5	7.8	4.4	194.0	7.5	0.39	3.8	381.7	146.9	15.0	115.3	113.2	45.5	13.3	33.2	45.4	106.0	30.6	36.1
45.5	8.8	5.1	202.1	6.8	0.34	4.0	406.7	141.4	12.9	101.2	109.4	42.1	10.7	38.9	43.7	100.1	38.3	29.1
49.5	8.4	5.4	203.7	7.2	0.38	3.4	425.7	156.9	14.1	110.7	118.5	40.1	8.7	39.2	47.1	101.7	26.7	31.2
53.5	9.3	6.2	209.0	7.0	0.35	3.2	356.3	140.2	13.5	102.2	108.0	37.2	6.0	34.1	45.7	95.3	26.6	29.1
57.5	7.9	5.3	210.1	7.1	0.38	3.2	407.8	149.4	14.4	113.1	111.5	41.5	5.0	38.5	49.4	101.8	26.9	32.0
61.5	7.8	4.5	180.4	7.7	0.40	3.4	404.9	157.3	14.7	115.5	102.8	41.8	10.0	52.4	46.8	103.6	26.3	34.3
65.5	7.0	4.1	158.3	7.4	0.40	3.4	394.8	179.4	14.5	118.6	90.9	43.4	9.2	30.6	44.2	100.5	27.6	32.5
69.5	7.7	4.4	147.3	7.4	0.38	3.3	350.0	224.3	13.4	112.7	86.3	38.7	8.9	30.3	43.1	94.3	28.7	28.8
Min	5.0	3.3	147.3	6.8	0.34	2.9	288.8	140.2	12.9	101.2	86.3	34.0	4.6	29.0	41.7	94.3	20.6	28.8
Max	13.7	6.2	233.9	9.8	0.42	4.0	464.8	224.3	15.3	126.7	154.7	45.5	13.3	55.1	64.4	119.3	38.3	40.7
Prom	7.9	4.7	192.3	7.5	0.39	3.3	390.7	162.3	14.4	113.9	123.4	41.0	8.4	37.8	50.7	108.0	26.1	35.7
SD	1.6	0.7	21.5	0.6	0.02	0.2	47.5	17.8	0.6	6.0	22.0	2.9	2.1	6.8	6.4	8.2	3.7	4.2
TEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	52.3	-	15.9	18.7	124.0	7.24	30.24
PEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	160.0	-	42.8	108.0	271.0	41.6	112.0

Anexo 29. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-V.

Prof_{media} (cm)	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
0.5	0.58	1.45	0.60	1.13	2.00	1.82	0.98	1.32
1.5	0.37	1.07	0.48	0.90	1.76	1.42	0.91	0.92
3.5	0.32	0.65	0.54	0.65	1.51	1.63	1.02	1.07
5.5	0.57	1.04	0.63	1.12	1.79	1.80	0.91	1.18
9.5	0.52	1.34	0.55	1.05	1.89	1.66	0.85	1.17
11.5	0.61	0.75	0.68	0.64	1.61	1.98	0.89	1.18
13.5	0.54	1.11	0.70	0.80	1.29	1.53	0.61	0.98
17.5	1.02	1.83	0.58	0.91	1.23	1.52	0.58	0.91
21.5	1.46	3.46	0.79	1.36	1.46	1.77	0.70	1.24
25.5	1.64	1.84	0.94	1.43	1.46	1.50	0.70	1.29
29.5	1.50	1.71	0.94	1.49	1.50	1.37	0.73	1.30
33.5	1.35	2.53	0.90	1.38	1.44	1.29	0.65	1.25
37.5	1.35	2.92	0.88	1.28	1.41	1.24	0.66	1.27
41.5	0.71	1.40	0.58	0.91	1.48	1.37	0.56	1.04
45.5	0.67	2.68	0.61	0.90	1.40	1.12	0.58	0.99
49.5	0.52	2.24	0.57	0.71	1.28	1.01	0.49	0.83
53.5	0.59	0.66	0.59	0.98	1.42	1.27	0.52	0.92
57.5	0.75	1.01	0.83	1.19	1.59	1.46	0.71	1.18
61.5	0.93	0.83	0.85	1.12	1.43	1.19	0.82	1.02
65.5	1.04	-	0.90	1.21	1.42	1.08	0.90	0.98
69.5	1.06	0.99	0.99	1.13	0.96	0.95	0.99	0.94
70.5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Anexo 30. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VI.

Prof_{media} (cm)	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
0.5	0.98	0.70	0.36	2.20	3.18	1.86	0.56	1.27
1.5	1.09	0.90	0.30	1.80	2.50	1.68	0.60	1.05
5.5	0.88	0.61	0.33	1.34	2.20	1.51	0.55	1.03
7.5	1.76	0.85	0.36	1.51	1.74	1.99	0.42	1.05
9.5	1.83	0.62	0.33	1.34	2.04	1.84	0.43	1.07
11.5	1.56	1.13	0.32	0.67	1.81	1.88	0.38	1.15
13.5	1.95	1.09	0.34	1.33	1.82	1.92	0.38	1.16
15.5	1.91	0.79	0.32	0.62	1.53	1.70	0.33	1.06
17.5	2.07	1.00	0.34	1.11	1.68	1.73	0.30	1.08
21.5	2.73	1.03	0.46	1.12	1.29	1.43	0.30	0.98
25.5	3.14	1.04	0.66	1.27	1.62	1.53	0.33	1.05
29.5	4.98	1.24	0.54	1.68	1.95	1.20	0.37	1.16
33.5	4.00	1.09	0.51	1.39	1.68	0.98	0.36	1.06
37.5	3.53	0.78	0.54	1.37	1.76	1.06	0.31	0.99
41.5	2.48	0.74	0.42	1.01	1.60	0.98	0.27	0.85
45.5	1.88	0.84	0.52	0.95	1.55	1.07	0.29	0.90
49.5	1.25	1.02	0.31	0.68	1.43	0.86	0.24	0.68
53.5	1.94	0.92	0.43	1.03	1.80	0.97	0.33	0.91
57.5	1.49	0.62	0.50	0.88	1.58	1.16	0.27	0.83
61.5	1.47	0.70	0.58	0.79	1.37	0.92	0.30	0.75
65.5	1.74	0.83	0.38	0.74	1.30	0.76	0.28	0.78
69.5	1.83	1.12	0.73	0.94	1.60	0.89	0.44	0.93
73.5	1.20	0.72	0.46	0.67	1.20	0.84	0.28	0.73
77.5	1.48	1.03	0.61	0.95	0.92	0.95	0.59	1.15
81.5	1.25	0.91	0.69	0.93	0.92	0.91	0.75	1.07
83.5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Anexo 31. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VII.

Prof_{media} (cm)	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
0.5	0.69	0.49	0.83	1.63	2.58	1.39	3.02	1.10
1.5	0.81	0.48	0.73	1.22	2.02	1.11	3.13	0.91
5.5	0.54	0.42	0.88	1.11	1.63	1.46	2.14	0.96
9.5	0.70	0.89	1.01	1.02	1.28	1.77	1.13	1.01
11.5	0.69	0.62	0.91	0.90	1.00	1.30	0.92	0.90
12.5	0.67	0.95	0.95	0.92	1.17	1.15	0.90	0.89
13.5	0.93	1.03	1.10	1.06	1.71	1.34	1.18	0.98
17.5	1.46	1.46	1.30	1.24	2.09	1.48	1.61	1.07
21.5	1.09	0.79	1.01	1.06	1.63	1.16	1.28	0.90
25.5	1.39	1.38	1.16	1.22	3.09	1.61	1.34	1.20
29.5	1.16	1.23	1.03	1.03	1.48	1.28	1.07	1.08
33.5	0.88		0.99	1.14	1.33	1.20	1.09	1.09
37.5	0.66	0.71	1.02	1.09	1.29	1.18	0.98	1.06
41.5	0.46	0.42	0.84	1.07	1.07	1.22	0.86	0.98
45.5	0.50	0.50	0.81	1.03	0.97	1.11	0.84	0.96
49.5	0.53	0.44	0.88	1.12	1.11	1.33	0.91	1.01
53.5	0.57	0.66	0.83	1.04	0.98	1.12	0.91	0.91
57.5	0.55	0.49	0.90	1.14	1.17	1.28	0.97	0.99
61.5	0.53	0.69	0.79	0.95	0.90	1.12	0.90	0.89
65.5	0.68	1.04	0.93	1.11	1.04	1.21	1.02	0.99
69.5	1.26	0.91	0.96	0.88	1.85	0.90	0.97	0.91
73.5	1.47	1.14	1.04	0.93	1.15	0.91	1.11	0.99
75.5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Anexo 32. Valores de factor de enriquecimiento (FE) en el núcleo EU-VIII.

Prof_{media} (cm)	As	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
0.5	0.85	0.85	1.07	1.51	1.31	1.40	1.76	1.26
1.5	0.89	0.51	0.87	1.41	1.32	1.30	1.52	1.26
5.5	0.96	0.96	1.14	1.31	1.39	1.36	1.81	1.23
9.5	0.89	1.06	1.03	1.31	1.27	1.36	1.73	1.17
13.5	0.76	1.20	1.12	1.24	1.21	1.38	1.65	1.18
17.5	0.82	0.79	0.97	1.22	1.75	1.30	1.62	1.17
21.5	0.84	0.92	1.08	1.28	1.31	1.35	1.66	1.21
25.5	0.88	0.91	1.07	1.18	1.27	1.29	1.67	1.22
29.5	0.81	0.64	1.07	1.16	1.23	1.38	1.55	1.18
33.5	0.78	0.93	1.05	1.00	0.97	1.22	1.24	1.12
37.5	0.68	0.72	1.09	0.92	0.91	1.03	0.99	0.98
41.5	1.04	1.46	1.15	1.03	1.07	1.23	1.28	1.10
45.5	1.45	1.30	1.18	1.10	1.39	1.10	1.38	1.15
49.5	0.96	1.01	1.07	1.12	1.33	1.11	1.41	1.11
53.5	0.98	0.72	1.02	1.13	1.19	1.07	1.33	1.07
57.5	0.97	0.58	1.11	1.19	1.32	1.15	1.34	1.12
61.5	0.88	1.08	1.04	1.05	1.67	1.15	1.15	1.06
65.5	0.97	1.04	1.13	1.03	1.01	1.13	1.06	1.07
67.5	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Anexo 33. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-V.

Fecha	As	±	Co	±	Cr	±	Cu	±	Ni	±	Pb	±	V	±	Zn	±
(años)	$\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$															
2017	2.18	0.52	1.83	0.50	4.23	1.01	7.54	1.80	6.91	1.72	4.68	1.12	18.49	4.43	13.00	3.10
2011	1.32	0.34	1.31	0.39	3.27	0.84	6.39	1.64	5.33	1.43	3.52	0.91	16.61	4.29	8.77	2.26
2007	0.99	0.28	0.80	0.28	3.78	1.07	5.22	1.47	2.87	0.83	3.91	1.10	16.74	4.71	8.84	2.48
2002	1.00	0.31	0.68	0.26	3.18	0.97	4.75	1.46	3.31	1.01	3.49	1.07	16.08	4.92	8.83	2.70
1998	1.27	0.43	0.81	0.31	3.16	1.07	4.76	1.62	4.11	1.41	3.38	1.15	13.99	4.75	8.53	2.89
1993	1.52	0.56	0.92	0.37	3.15	1.17	4.77	1.77	4.84	1.83	3.28	1.22	12.11	4.50	8.25	3.06
1988	1.45	0.60	0.72	0.32	2.85	1.17	4.36	1.79	3.41	1.42	3.00	1.23	10.98	4.51	7.70	3.16
1982	1.37	0.63	0.53	0.27	2.55	1.17	3.95	1.82	2.16	1.01	2.72	1.25	9.86	4.55	7.11	3.27
1976	1.15	0.60	0.70	0.38	2.21	1.15	3.73	1.93	2.74	1.43	2.40	1.25	8.85	4.60	6.36	3.30
1969	0.94	0.56	0.82	0.50	1.88	1.12	3.45	2.04	3.12	1.86	2.08	1.23	7.80	4.62	5.58	3.30
1961	0.92	0.64	0.57	0.41	1.88	1.31	2.85	1.99	2.23	1.57	2.03	1.42	7.12	4.99	5.01	3.50
1952	0.88	0.70	0.36	0.30	1.83	1.47	2.31	1.86	1.49	1.20	1.94	1.56	6.42	5.17	4.44	3.57
1942	0.68	0.65	0.37	0.36	1.54	1.48	1.73	1.65	1.40	1.34	1.43	1.37	4.49	4.30	3.37	3.23

Anexo 34. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VI.

Fecha	As	±	Co	±	Cr	±	Cu	±	Ni	±	Pb	±	V	±	Zn	±
(años)	$\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$															
2017	0.86	0.13	0.50	0.13	2.28	0.36	5.98	0.93	8.64	1.48	3.04	0.47	14.61	2.28	7.22	1.12
2008	1.06	0.19	0.72	0.18	2.12	0.38	5.22	0.91	7.83	1.48	3.05	0.54	17.32	3.05	6.61	1.15
2002	0.90	0.18	0.67	0.18	2.56	0.51	4.73	0.94	3.88	0.82	2.52	0.50	15.20	3.02	5.81	1.15
1997	1.02	0.24	0.65	0.19	2.56	0.59	4.59	1.06	4.59	1.09	2.73	0.63	15.01	3.48	6.08	1.40
1994	1.15	0.29	0.65	0.21	2.58	0.66	4.53	1.15	5.32	1.37	2.97	0.75	15.03	3.80	6.42	1.62
1990	0.90	0.25	0.52	0.18	2.45	0.68	4.85	1.34	6.18	1.76	2.88	0.80	16.86	4.66	6.87	1.89
1986	1.52	0.47	0.69	0.25	2.85	0.88	4.76	1.47	7.26	2.25	3.71	1.14	16.29	5.01	7.62	2.34
1982	2.34	0.83	0.93	0.38	3.49	1.25	4.96	1.78	9.01	3.21	4.92	1.75	16.61	5.93	8.99	3.21
1979	2.81	1.29	0.96	0.48	3.95	1.81	6.33	2.91	10.05	4.63	5.60	2.57	19.68	9.05	10.73	4.92
1975	1.94	0.74	0.54	0.24	2.53	0.97	4.63	1.78	6.35	2.48	3.62	1.39	13.34	5.13	7.33	2.81
1970	1.39	0.48	0.66	0.25	1.85	0.64	3.14	1.09	2.47	0.87	3.26	1.13	8.28	2.88	6.13	2.13
1963	0.92	0.30	0.55	0.19	1.36	0.44	2.30	0.74	1.76	0.57	2.06	0.66	6.73	2.17	4.40	1.41
1953	0.82	0.26	0.43	0.15	1.11	0.35	1.83	0.58	2.08	0.66	1.65	0.52	5.34	1.68	3.51	1.10
1941	0.68	0.23	0.31	0.11	0.85	0.29	1.37	0.46	2.09	0.72	1.25	0.42	3.98	1.34	2.63	0.88
1927	0.49	0.19	0.20	0.08	0.60	0.23	0.92	0.34	1.10	0.42	0.86	0.32	2.68	1.01	1.83	0.69
1894	0.22	0.13	0.07	0.05	0.26	0.16	0.38	0.23	0.32	0.19	0.36	0.22	1.11	0.67	0.79	0.47

Anexo 35. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VII.

Fecha	As	±	Co	±	Cr	±	Cu	±	Ni	±	Pb	±	V	±	Zn	±
(años)	µg cm ⁻² año ⁻¹															
2017	1.22	0.12	0.20	0.06	1.52	0.15	3.11	0.30	4.29	0.41	1.51	0.15	12.69	1.23	4.45	0.43
2008	1.98	0.24	0.27	0.07	1.85	0.23	3.19	0.40	4.62	0.57	1.66	0.21	18.09	2.24	5.06	0.62
2003	1.61	0.21	0.42	0.10	1.76	0.23	2.90	0.37	3.56	0.47	2.01	0.26	15.26	1.96	5.36	0.69
1997	1.27	0.17	0.53	0.12	1.64	0.23	2.60	0.35	2.61	0.40	2.26	0.31	12.58	1.72	5.50	0.75
1991	1.11	0.16	0.33	0.08	1.64	0.24	2.34	0.34	2.68	0.40	1.90	0.28	10.68	1.54	4.65	0.67
1985	0.97	0.15	0.17	0.05	1.61	0.25	2.11	0.33	2.71	0.42	1.59	0.25	9.02	1.40	3.91	0.61
1979	0.81	0.13	0.19	0.05	1.32	0.21	1.64	0.27	1.90	0.31	1.30	0.21	6.07	0.98	3.43	0.55
1970	0.64	0.11	0.20	0.05	1.02	0.18	1.20	0.21	1.20	0.23	1.01	0.18	3.57	0.62	2.85	0.49
1960	0.46	0.09	0.16	0.04	0.74	0.14	1.12	0.22	1.25	0.26	0.79	0.15	3.31	0.64	2.27	0.44
1944	0.42	0.09	0.12	0.03	0.63	0.14	0.66	0.14	0.72	0.15	0.66	0.14	1.62	0.35	1.39	0.30
1916	0.30	0.09	0.07	0.03	0.43	0.13	0.44	0.14	0.46	0.14	0.40	0.12	1.04	0.32	0.94	0.29

Anexo 36. Flujos de elementos contaminantes en el núcleo EU-VIII.

Fecha	As	±	Co	±	Cr	±	Cu	±	Ni	±	Pb	±	V	±	Zn	±
(años)	$\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$															
2017	7.02	0.79	2.18	0.45	11.92	1.34	18.68	2.08	11.40	1.28	11.55	1.30	43.66	4.93	34.15	3.79
2014	8.92	1.18	1.60	0.41	11.84	1.57	21.31	2.80	14.03	1.85	13.16	1.75	46.07	6.14	41.55	5.45
2012	8.54	1.20	2.57	0.57	12.31	1.74	20.79	2.92	12.43	1.81	13.84	1.96	45.45	6.44	41.55	5.81
2010	8.18	1.22	3.59	0.76	12.84	1.92	20.34	3.02	10.83	1.79	14.60	2.18	44.99	6.73	41.72	6.18
2008	9.20	1.47	3.39	0.76	14.53	2.33	20.64	3.30	13.18	2.17	14.57	2.34	51.34	8.25	42.34	6.75
2007	10.27	1.74	3.19	0.75	16.30	2.77	20.95	3.55	15.63	2.65	14.54	2.48	57.98	9.88	42.99	7.27
2005	9.33	1.53	3.02	0.69	14.73	2.43	19.38	3.18	14.15	2.33	13.45	2.22	53.07	8.77	39.33	6.44
2003	8.42	1.34	2.84	0.64	13.22	2.11	17.83	2.84	12.73	2.03	12.37	1.98	48.27	7.74	35.75	5.68
2002	7.62	1.19	2.68	0.59	11.89	1.86	16.43	2.56	11.46	1.79	11.40	1.79	43.99	6.91	32.57	5.07
2000	6.89	1.05	2.53	0.54	10.68	1.64	15.16	2.31	10.33	1.58	10.52	1.61	40.12	6.15	29.69	4.51
1998	6.72	1.08	2.65	0.58	11.07	1.79	15.17	2.44	10.35	1.67	10.70	1.73	40.24	6.51	30.16	4.84
1997	6.56	1.11	2.79	0.61	11.52	1.95	15.24	2.57	10.41	1.76	10.92	1.85	40.49	6.88	30.76	5.18
1995	6.42	1.15	2.94	0.66	12.01	2.15	15.35	2.74	10.50	1.88	11.18	2.00	40.86	7.33	31.46	5.60
1993	6.29	1.19	3.10	0.72	12.55	2.38	15.50	2.93	10.63	2.01	11.49	2.17	41.37	7.85	32.28	6.08
1991	5.72	1.02	2.51	0.57	10.77	1.93	13.72	2.44	10.56	1.88	10.06	1.80	36.56	6.55	28.61	5.09
1989	5.23	0.89	2.03	0.46	9.30	1.58	12.21	2.07	10.41	1.77	8.88	1.51	32.52	5.55	25.52	4.32
1987	4.73	0.77	1.62	0.37	7.95	1.29	10.77	1.74	10.05	1.63	7.76	1.26	28.66	4.67	22.55	3.64
1984	4.11	0.63	1.23	0.29	6.53	1.00	9.13	1.39	9.25	1.41	6.51	1.00	24.28	3.72	19.16	2.90
1981	4.00	0.65	1.24	0.29	6.49	1.06	8.96	1.45	8.39	1.36	6.36	1.04	23.65	3.86	18.70	3.03
1978	3.91	0.68	1.25	0.30	6.48	1.12	8.82	1.53	7.60	1.31	6.24	1.08	23.12	4.02	18.31	3.16
1974	3.81	0.69	1.26	0.30	6.45	1.18	8.68	1.58	6.84	1.24	6.11	1.11	22.60	4.13	17.94	3.25
1971	3.72	0.73	1.27	0.32	6.43	1.26	8.54	1.67	6.11	1.20	5.99	1.17	22.08	4.34	17.56	3.43
1967	3.19	0.61	1.07	0.27	5.45	1.04	7.10	1.36	5.14	0.99	5.03	0.97	18.77	3.61	14.93	2.85
1962	2.68	0.51	0.89	0.22	4.52	0.86	5.77	1.10	4.24	0.81	4.13	0.79	15.61	3.00	12.43	2.37
1956	2.20	0.42	0.72	0.18	3.66	0.70	4.58	0.88	3.42	0.65	3.32	0.64	12.70	2.44	10.11	1.93
1948	1.67	0.32	0.54	0.14	2.74	0.52	3.36	0.64	2.54	0.49	2.46	0.47	9.52	1.83	7.58	1.45
1938	1.47	0.34	0.45	0.13	2.45	0.57	3.00	0.70	2.26	0.53	2.24	0.52	8.38	1.96	6.74	1.57
1928	1.32	0.38	0.38	0.13	2.24	0.65	2.73	0.79	2.05	0.59	2.08	0.60	7.52	2.18	6.12	1.77
1918	1.21	0.43	0.32	0.13	2.10	0.75	2.56	0.91	1.91	0.68	1.98	0.71	6.93	2.49	5.71	2.04
1907	1.19	0.57	0.29	0.15	2.11	1.00	2.56	1.21	1.90	0.90	2.02	0.96	6.82	3.24	5.68	2.70

Anexo 37. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-V.

Prof_{media} (cm)	C_{inorg}	±	C_{org}	±
0.5	3.68	0.18	10.67	0.86
1.5	3.30	0.16	9.10	0.40
3.5	4.46	0.21	8.86	0.39
5.5	3.76	0.18	9.39	0.76
9.5	4.10	0.20	9.48	0.76
11.5	3.59	0.17	8.28	0.67
13.5	2.63	0.13	7.27	0.59
17.5	3.02	0.15	7.19	0.58
21.5	4.24	0.20	10.07	0.81
25.5	4.97	0.24	9.07	0.73
29.5	5.18	0.25	10.53	0.85
33.5	4.32	0.21	8.23	0.66
37.5	4.93	0.24	8.59	0.69
41.5	3.52	0.17	7.70	0.62
45.5	3.81	0.18	7.93	0.64
49.5	2.58	0.12	5.57	0.45
53.5	3.33	0.16	7.04	0.57
57.5	3.90	0.19	10.94	0.88
61.5	3.38	0.16	8.68	0.70
65.5	2.94	0.14	7.86	0.63
69.5	2.04	0.10	3.54	0.29
70.5	3.38	0.16	4.09	0.33

Anexo 38. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VI.

Prof_{media} (cm)	C_{inorg}	±	C_{org}	±
0.5	16.61	1.76	10.39	0.99
1.5	8.71	0.92	9.89	0.90
5.5	1.54	0.16	12.02	1.09
7.5	4.14	0.44	10.84	1.03
9.5	3.69	0.39	8.96	0.82
11.5	3.04	0.32	9.95	0.94
13.5	4.44	0.47	10.13	0.92
15.5	3.89	0.41	7.83	0.74
17.5	4.18	0.44	7.57	0.72
21.5	3.45	0.36	5.31	0.50
25.5	3.68	0.39	6.03	0.55
29.5	4.43	0.47	6.99	0.66
33.5	3.80	0.40	6.59	0.63
37.5	3.66	0.39	8.56	0.78
41.5	4.09	0.43	6.77	0.64
45.5	4.60	0.49	7.37	0.67
49.5	3.29	0.35	4.17	0.38
53.5	4.43	0.47	7.81	0.74
57.5	4.28	0.45	7.05	0.64
61.5	2.78	0.29	4.34	0.41
65.5	1.99	0.21	2.21	0.21
69.5	3.51	0.29	5.93	0.54
73.5	1.92	0.20	2.63	0.25
77.5	3.30	0.35	1.38	0.13
81.5	2.79	0.32	0.90	0.09
83.5	2.29	0.24	0.93	0.09

Anexo 39. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VII.

Prof_{media} (cm)	C_{inorg}	±	C_{org}	±
0.5	10.17	0.41	16.25	0.18
1.5	9.31	0.37	15.43	0.17
5.5	5.54	0.22	15.42	0.17
9.5	4.47	0.18	13.06	0.15
11.5	3.68	0.15	11.96	0.13
12.5	4.87	0.20	13.30	0.15
13.5	4.75	0.19	16.31	0.18
17.5	4.35	0.17	17.02	0.19
21.5	4.64	0.19	15.96	0.18
25.5	5.28	0.21	13.70	0.15
29.5	5.55	0.22	13.05	0.15
33.5	7.02	0.24	14.22	0.16
37.5	6.40	0.26	12.33	0.14
41.5	9.63	0.32	12.78	0.14
45.5	7.43	0.30	12.00	0.13
49.5	8.08	0.33	12.70	0.14
53.5	8.08	0.33	12.95	0.14
57.5	8.16	0.33	13.32	0.15
61.5	7.28	0.29	12.50	0.14
65.5	6.80	0.27	11.26	0.13
69.5	5.81	0.23	8.31	0.09
73.5	4.98	0.20	8.77	0.10
75.5	3.64	0.15	8.80	0.10

Anexo 40. Concentraciones (%) de carbono inorgánico y carbono orgánico junto con su incertidumbre asociada en el núcleo EU-VIII.

Prof_{media} (cm)	C_{inorg}	±	C_{org}	±
0.5	2.73	0.24	7.16	0.08
1.5	2.81	0.25	7.16	0.08
5.5	2.62	0.23	7.60	0.08
9.5	2.65	0.23	7.69	0.09
13.5	2.71	0.24	6.91	0.08
17.5	2.71	0.24	6.79	0.08
21.5	2.56	0.23	6.94	0.08
25.5	2.42	0.21	6.32	0.07
29.5	2.72	0.24	5.61	0.06
33.5	3.33	0.29	5.75	0.06
37.5	2.70	0.24	7.20	0.33
41.5	3.33	0.29	9.08	0.10
45.5	3.64	0.32	8.50	0.10
49.5	3.56	0.36	9.36	0.10
53.5	2.68	0.30	8.86	0.10
57.5	3.22	0.28	7.41	0.08
61.5	2.85	0.25	7.00	0.08
65.5	2.78	0.25	7.17	0.08
67.5	2.71	0.24	7.20	0.04

Anexo 41. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los núcleos sedimentarios del Estero de Urías.

Núcleo	Prof _{media} (cm)	$\delta^{13}\text{C}$	\pm	$\delta^{15}\text{N}$	\pm
EU-V	0.5			4.71	0.10
	17.5			2.65	0.06
	37.5			3.78	0.08
	49.5	-25.60		4.22	0.09
	69.5	-25.96		1.89	0.04
EU-VI	0.5	-26.93	0.13	6.14	0.17
	21.5	-25.33	0.12	3.44	0.10
	41.5	-25.55	0.12	3.61	0.10
	65.5	-26.17	0.13	1.93	0.05
	81.5	-26.12	0.13	2.22	0.06
EU-VII	0.5	-26.42	0.60	7.13	0.92
	17.5	-24.98	0.57	3.45	0.45
	37.5	-25.78	0.59	4.10	0.53
	57.5	-25.98	0.59	4.31	0.56
	75.5	-25.55	0.58	4.49	0.58
EU-VIII	0.5	-26.15	0.25	5.70	0.26
	21.5	-25.89	0.24	5.00	0.23
	37.5	-25.61	0.24	3.92	0.18
	57.5	-25.45	0.24	4.53	0.21
	67.5	-25.85	0.24	3.65	0.17