UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

RIESGO TOXICOLÓGICO EN PERSONAS EXPUESTAS, A SUELOS Y VEGETALES, CON POSIBLES CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS, EN EL SUR DEL ATLÁNTICO, COLOMBIA.

MARLON YACOMELO HERNANDEZ

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE MEDELLÍN

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

2014

RIESGO TOXICOLÓGICO EN PERSONAS EXPUESTAS, A SUELOS Y VEGETALES, CON POSIBLES CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS, EN EL SUR DEL ATLÁNTICO, COLOMBIA.

Marlon José Yacomelo Hernández

Tesis de grado presentado como requisito parcial para optar al título Máster en Ciencias Agrarias (Suelo, Agua y Nutrición Vegetal)

DIRECTOR

Raúl Zapata, Ph. D.

Director Escuela de Geociencias

Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

CODIRECTORA

INES TORO, M. Sc

INVESTIGADORA CORPOICA

Dedicatoria

A DIOS sobre todas las cosas, por guiarme y darme sabiduría para salir adelante y por el camino del bien**….**

A las personas más importante en mi vida, mi hijo Emanuel Yacomelo y esposa Argelis Paternina por brindarme su apoyo incondicional y estar a mi lado siempre.

Con mucho amor a mis padres, Julián Yacomelo Hernández y Lilia Hernández Polo, por darme una familia e inculcarme grandes valores que me han servido para ser una persona integral, a su vez por haber colaborado en todas las etapas de mi formación personal y profesional.

A mis hermanos, Julián Yacomelo Hernández y Dora Yacomelo Hernández, por su apoyo incondicional para cumplir mis metas.

A mis familiares, en especial a mi tía Marelvis Hernández Polo y Francisco Hernández Polo, por sus múltiples contribuciones a mi formación.

A mis amigos y compañeros de Corpoica, en especial el Doctor Luis Fernando Gil, Cesar Baquero y Ángela Arcila que me han brindado la confianza y el apoyo para culminar mi Profesión.

Y a todas aquellas personas que indirecta o directamente han contribuido a mi formación personal y profesional.

Agradecimientos

El autor manifiesta sus más sinceros agradecimientos a Corpoica, la Universidad del Nacional de Colombia, a los doctores Raúl Zapata y Inés Toro, por su impecable orientación en la ejecución de la investigación, por su admirable don para enseñar, y por todo su apoyo un agradecimiento sin límites!!!.

A los miembros del jurado de la investigación, M.Sc Cesar Baquero y pHD Sebastián Reynaldi, por todo el apoyo y las sugerencias que me brindaron desde la formulación del anteproyecto hasta las últimas correcciones de la tesis.

A los investigadores de Corpoica Inés Toro, Ángela Arcila, Cesar Baquero, Luis Fernando Gil, Carlos Abaunza, Juan Carlos Pérez, Isueh Arenas, Ender Correa, gracias por todas las sugerencias…

Al doctor Darío Castañeda por su valioso aporte en el análisis de los datos.

A mi compañero y amigo Yesith Montero y Miguel Lobato, gracias por su apoyo para la toma de muestras y por sus consejos.

A mis compañeros Nicolás Pérez Echevarría, Manuel Restrepo y Claudia Berrio, gracias por sus aportes.

TABLA DE CONTENIDO

Dedicatoria. **III**
Agradecimiento. **IV**
Lista de figuras. **VIII**
Lista de Tablas. **XI**
Resumen **12**
1. Planteamiento del problema. **16**
2. Justificación. **18**
3. Objetivo General. **19**
3.1. Objetivos específicos. **19**
4. Fundamentos teóricos. **20**
4.1. Que es un riesgo. **20**
4.2. Análisis del riego. **20**
4.3. Análisis del peligro. **21**
4.4. Análisis de la exposición. **21**
4.5. Metodología para la evaluación del riesgo. **23**
4.5.1. Generación listado de sitios peligrosos **23**
4.5.2. Inspección sitios peligrosos **24**
4.6. Variabilidad especial de los suelos. **25**
4.7. Evaluación de las características especial de los suelos. **27**
4.8. Metales Pesados. **27**
4.8.1. Clasificación. **28**
4.8.2. Origen de las contaminaciones. **28**
4.8.3. Biodisponibilidad de metales pesados. **29**
4.8.4. Metales pesados en la plantas. **31**
4.8.4.1. Cadmio. **32**
4.8.4.2. Cromo **33**
4.8.4.3. Arsénico. **34**
4.8.4.4. Plomo. **34**
4.8.4.5. Mercurio. **34**
4.8.5. Contaminación por metales pesados. **35**
5. Materiales y métodos. **36**
5.1. Objetivo 1 **36**
5.1.1. Ubicación del estudio. **36**
5.1.2. Método **36**
5.1.3. Técnicas y procedimiento de análisis. **38**
5.2. Objetivo 2 **39**
5.2.1. Análisis de bioconcentración y transferencia de metales pesados en los cultivos **39**

5.2.2. Determinación de la acumulación de metales pesados en la raíz y área foliar de los cultivos. **40**
5.2.3. Análisis estadístico. **41**
5.3. Objetivo 3 **41**
5.3.1. Estimación del riesgo **41**
5.3.2. Caracterización del riesgo **43**
6. Resultados **45**
6.1. **Objetivo específico 1** **45**
Resumen objetivo 1. **45**
6.1.1. Concentración de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico. **45**
6.1.1.1. Municipio de Campo de la Cruz **46**
6.1.1.2. Municipio de Santa Lucía. **48**
6.1.1.3. Municipio de Candelaria. **49**
6.1.1.4. Municipio de Manatí. **50**
6.1.1.5. Municipio de Suan. **52**
6.1.2. Comparación en las concentraciones de metales pesados entre los municipios. **54**
6.1.3. Interpolaciones de las concentraciones de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico. **56**
6.1.4. Efecto de las propiedades físicas y químicas sobre la concentración de metales pesados en los suelos. **60**
6.1.5. Correlaciones de las propiedades físicas y químicas con las concentraciones de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico. **68**

6.2. **Objetivo específico 2** **71**
Resumen Objetivo 2. **71**
6.2.1. Concentraciones de metales pesados en las raíces y parte aérea de algunos pastos, herbáceas y plantas acuáticas. **75**
6.2.2. Factores de bioconcentración o transferencia de algunas especies de pastos, herbáceas y plantas acuáticas. **76**
6.2.3. Factores de transferencia **79**

6.3. **Objetivo específico 3** **80**
Resumen Objetivo 3. **80**
6.3.1. Evaluación del riesgo. **81**
6.3.1.1. Visita al sitio **81**
6.3.1.2. Tipos de contaminante. **82**
6.3.1.3. Contaminación ambiental. **82**
6.3.1.4. Análisis ambiental. **82**
6.3.2.1. Selección de contaminante crítico en suelo. **83**
6.3.2.2. Análisis de las rutas de exposición. **86**
6.3.3. Estimación preliminar del riesgo. **87**
6.3.3.1. Análisis dosis-respuesta. **88**
6.3.4. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico. **94**

6.3.5. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo con concentraciones de mercurio en el municipio de Santa lucía. **95**
6.3.6. Caracterización del riesgo no cancerígeno en adultos por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico. **96**
6.3.7. Caracterización del riesgo en niños y adultos por ingesta de hortalizas con concentraciones de Arsénico y Mercurio. **97**
6.3.8. Análisis final **99**
6.3.9. Recomendaciones Finales. **100**
7. Conclusiones. **101**
8. Bibliografía. **102**
9. Anexos **111**

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. a) Sedimentos incorporados a los suelos con la ruptura de 214m del canal del dique b)Inundación en el municipio de Campo de la Cruz, 16 de diciembre de 2010. **16**
Figura 2. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz. **47**
Figura 3. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz. **47**
Figura 4. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz. **47**
Figura 5. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz. **47**
Figura 6. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz. **47**
Figura 7. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía. **48**
Figura 8. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía. **48**
Figura 9. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía. **48**
Figura 10. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía. **48**
Figura 11. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía. **49**
Figura 12. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria. **49**
Figura 13. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria. **49**
Figura 14. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria. **50**
Figura 15. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria **50**
Figura 16. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria **50**
Figura 17. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí. **51**
Figura 18. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí. **51**
Figura 19. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí. **51**
Figura 20. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí. **51**
Figura 21. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí. **52**
Figura 22. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan. **52**
Figura 23. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan. **52**

Figura 24. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan. **53**
Figura 25. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan. **53**
Figura 26. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan. **53**
Figura 27. Concentración de Cd por municipio muestreado. **55**
Figura 28. Concentración de Cr por municipio muestreado. **55**
Figura 29. Concentración de Pb por municipio muestreado. **55**
Figura 30. Concentración de As por municipio muestreado. **55**
Figura 31. Concentración de Hg por municipio muestreado. **55**
Figura 32. Concentraciones de As en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para As establecidos Eco SSL Concentraciones mayores a LMP para As. **56**
Figura 33. Concentraciones de Hg en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Hg establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Hg. **56**
Figura 34. Concentraciones de Cr en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Cr establecidos USEPA Concentraciones mayores a LMP para Cr. **57**
Figura 35. Concentraciones de Cd en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Cd establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Cd. **57**
Figura 36. Concentraciones de Pb en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Pb establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Pb. **57**
Figura 37. Distribución de concentraciones de As en los suelos Menores concentraciones de As, Concentraciones medias de As, Mayores concentraciones de As. **58**
Figura 38. Distribución de concentraciones de Cd en los suelos Menores concentraciones de Cd, Concentraciones medias de Cd, Mayores concentraciones de Cd. **58**
Figura 39. Distribución de concentraciones de Cr en los suelos Menores concentraciones de Cr, Concentraciones medias de Cr, Mayores concentraciones de Cr. **59**
Figura 40. Distribución de concentraciones de Hg en los suelos Menores concentraciones de Hg, Concentraciones medias de Hg, Mayores concentraciones de Hg. **59**
Figura 41. Distribución de las concentraciones de Pb en los suelos del Sur del Atlántico, Menores concentraciones de Pb, Concentraciones de medias de Pb, Mayores concentraciones de Pb encontradas en los suelos del Sur del Atlántico. **59**
Figura 42. Texturas identificadas en los suelos de los municipios del Sur del Atlántico. **60**
Figura 43. Clasificación de pH de los suelos del Sur del Atlántico, según rangos establecidos por Soil Survery Division Astaff(SSDS, 1993). **61**
Figura 44. Familias texturales según USDA Arcillosa fina y muy fina Franca, limosa y arenosa. **65**
Figura 45. Clasificación de la M.O del suelo según (ICA, 1992) Alta, Media y Baja. **65**
Figura 46. Capacidad de intercambio catiónica identificada en los suelos de los municipio del Sur del Atlántico Mayores valores en CIC, menores Valores en CIC, Valores medios en CIC. **66**

Figura 47. Concentraciones promedios de metales pesados (Cd, Cr, As, Hg y Pb) en raíces y parte aérea de plantas cultivadas en los municipios del Sur del Atlántico. **75**

Figura 48. Municipios del Sur del Atlántico. **81**

Figura 49. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de As en el suelo superan la EMEG_ADULTOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_ADULTOS. **84**

Figura 50. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de As en el suelo superan la EMEG_NIÑOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_NIÑOS. **84**

Figura 51. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de Hg en el suelo superan la EMEG_NIÑOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_NIÑOS. **85**

Figura 52. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de Hg en el suelo superan la EMEG_ADULTOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_NIÑOS. **85**

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos permisibles establecidos por la Comunión Económica Europea, 1996, Eco SSL y USEPA. **35**

Tabla 2. Métodos para determinación de propiedades químicas y físicas **37**

Tabla 3. Concentraciones mínimas, media y máxima de metales pesados en los municipios del Sur del Atlántico. **46**

Tabla 4. Comparación entre las concentraciones de cada metal pesado cuantificado en los municipios del Sur del atlántico (Manatí, Candelaria, Suan, Campo de la Cruz y Suan. **54**

Tabla 5. Valores promedios, máximos y mínimos de propiedades químicas suelos de municipios del sur del Atlántico. **62**

Tabla 6. Contenido de elementos menores municipios sur del Atlántico. **63**

Tabla 7. Coeficientes de Correlaciones bivariados entre algunas características físicas y químicas del suelo y las concentraciones de metales pesados en el suelo (Correlaciones de Rho Spearman). **70**

Tabla 8. Factores de Bioconcentración de las especies *Trianthema portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea.* **76**

Tabla 9. Factores de Bioconcentración en raíz y parte aérea de las especies *Trianthema portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea.* **77**

Tabla 10. Factores de transferencia de metales pesados desde las raíces a la parte aérea de las plantas de *Trianthema portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea.* **79**

Tabla 11. Efectos tóxicos causados por exposición a Arsénico y Mercurio. **88**

Tabla 12. Dosis de exposición por suelo contaminado con arsénico y mercurio en niños. **90**

Tabla 13. Concentraciones de metales pesados en frutos de hortalizas. **91**

Tabla 14. Dosis de exposición metales pesados por consumo de Ahuyama contaminada con metales pesados. **93**

Tabla 15. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico. **94**

Tabla 16. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo concentraciones de mercurio en el municipio de Santa Lucia. **95**

Tabla 17. Caracterización del riesgo no cancerígeno en adultos por ingesta de suelo con concentraciones de Arsénico. **96**

Tabla 18. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de mercurio en el municipio de Santa Lucía. **97**

Tabla 19. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de arsénico en el municipio de Santa Lucía. **98**

Tabla 20. Caracterización del riesgo no cancerígeno en adultos por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de arsénico en el municipio de Santa Lucía. **99**

RESUMEN

Colombia durante los años 2010-2011, afrontó una de las temporadas invernal de mayor impacto, uno de los departamentos más afectados fue el Atlántico, las fuertes lluvias ocasionaron el aumento del caudal del rio Magdalena y del embalse del Guájaro, la cual ocasionó la ruptura del canal del dique en 214 m, en el municipio de Santa Lucía. Como consecuencia se inundaron los municipios de Campo de la Cruz, Santa Lucía, Manatí, Suan y Candelaria y se depositaron en los suelos toneladas de sedimentos que traían en suspensión arena, con alto contenido de cuarzo, limo, arcillas y otras partículas sueltas, entre las que se prevé cantidades de metales pesados, cadmio, arsénico, mercurio, plomo y cromo. El objetivo de la investigación fue caracterizar el riesgo toxicológico en personas expuestas, a suelos y vegetales, con posibles concentraciones de metales pesados, en el Sur del Atlántico, Colombia**.** Se realizó un muestreo en los municipios afectados y se determinó la presencia y concentración de metales pesados en los suelos, la bioconcentración(FB) y trasnferencia(FT) de metales pesados en las especies de pasto (*Cynodon dactylon* y *Panicum máximum*), las maleza (*Teramnus volubilis y Trianthema portulacastrum),* buchones de agua *(Eichhornia crassipes (Mart) Solms* y *Eichhornia azurea)* y la concentración de metales pesados en frutos de pepino (*Cucumis sativus*) y ahuyama (*Cucurbita moschata*).

La metodología empleada para la caracterización del riesgo fue la propuesta por la Oficina Sanitaria panamericana y la Oficina Regional Mundial de la Salud. Se encontraron concentraciones detectables analíticamente de arsénico, plomo, cromo, mercurio y cadmio, en el suelo de todos los municipios analizados. Se identificaron un número reducido de fincas, donde las concentraciones de arsénico en el suelo superan los límites máximos permisibles (LMP) establecidos por la Eco SSL(Ecological Soil Acreening Levels,2005) para este metal en suelos (18ppm), adicionalmente en menor proporción fincas con concentraciones de cadmio, cromo y mercurio superiores a los LMP establecidos por la Comunión Económica Europea(Directiva 86/278/CEE) para los metales Cd y Hg (Cd=1-3ppm, y Hg=1-1.5ppm) y los reportados por la USEPA(Soil Guideline Departament Enviromental Agency de Estados Unidos) para cromo (LMP=130ppm). Por su parte no se identificaron fincas con concentraciones de plomo superiores a los límites máximos permitidos para plomo (50-300ppm), reportados por la CEE.

Se identificaron FB>1 para Hg y Cd en plantas de *Trianthema portulacastrum* L, FB>1 para Cd en plantas de *Teramnus volubilis Sw*, FB>1 para Hg y Cd en la especie de pasto *Panicum máximum* , FB>1 para Hg y Cd en la especie *Cynodon dactylon*, FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en *Eichhornia crassipes (Mart)* Solms y por ultimo FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en plantas Eichhornia azurea. La especie *Trianthema portulacastrum* L presentó FT>1 para los metales Pb, Cr, Cd y As, y el orden de mayor a menor es As>Pb>Cr>Cd>Hg , en la especie *Teramnus volubilis* Sw, se evidenciaron FT>1 para los metales pesados As, Cd, Pb y Cr y el orden encontrado fue As>Pb>Cr>Cd>Hg, la especie *Panicum máximum* presento FT<1 para todos los metales exceptuando Hg, donde fue igual a uno y el orden fue Hg>Cd>As>Cr>Pb, la especie *Cynodon dactylon* obtuvo FT>1 para todos los metales y el orden encontrado fue As>Cd>Pb>Cr>Hg, y

por último en las especies de buchón de agua se identificaron FT>1 para todos los metales, y el orden para estas especies fue para *Eichhornia azurea* As>Pb>Cr>Cd>Hg y para *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms As>Cr>P>Hg>Cd.

Los metales críticos detectados que pueden causar un posible efecto toxicológico en la salud son el Arsénico presente en un número reducido de fincas en todos los municipios (Santa Lucia, Campo de la Cruz, Manatí, Suan y Candelaria) y el Mercurio detectado solo en tres fincas del total muestreadas en los cinco municipios. Los alimentos son la principal ruta de exposición tanto en adultos como niños.

Las dosis de exposición calculada por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico para los niños fueron de 1.56135×10^{-4} mg/kg/día en el municipio de Campo de la Cruz, 1.0542×10^{-4} mg/kg/día en Suan, 9.39876×10^{-4} mg/kg/día en Manatí, 1.3318×10^{-3} mg/kg/día en Candelaria y de 6.216×10^{-5} mg/kg/día en Santa Lucía. En adultos las dosis fueron de 6.795×10^{-5} mg/kg/día en Candelaria, 7.960×10^{-6} mg/kg/día Campo de la cruz, 4.7952×10^{-5} mg/kg/día en Manatí, 5.3785×10^{-6} mg/kg/día en Suan, 3.1714×10^{-6} mg/kg/día en Santa Lucía y 3.02114×10^{-6} la dosis de exposición por mercurio en Santa Lucía.

Por su parte la dosis de arsénico calculada por consumo de pepino en el municipio de Santa Lucía fue de 1.284×10^{-3} mg/kg/día en niños y 1.834×10^{-3} en adultos, y la dosis de exposición por consumo de ahuyama contaminada con mercurio fue de 5.16×10^{-4} mg/kg/día en niños y 7.37×10^{-4}mg/kg/día en adultos.

Las dosis de exposición de arsénico calculadas no superan las dosis mínimas donde se ha observado efectos neurológicos y de hiperpigmentación sobre las personas, a su vez las dosis de mercurio calculada no superan las dosis mínimas donde se ha observado efectos autoinmunes sobre los niños, por lo cual no existe riesgo para la salud de la población expuesta a las concentraciones de metales pesados detectadas en los suelos y vegetales, sin embargo, es importante investigar a fondo las formas químicas de cada compuesto en el suelo y verificar si aún bajo pequeñas concentraciones puede causar algún efecto sobre la salud.

Es importante aclarar que la caracterización del riesgo toxicológico determinado en esta investigación, requiere de un análisis y evaluación profunda, donde las concentraciones de metales pesados sean cuantificadas en las personas y animales expuesto a los suelos con presencia de metales pesados, a fin de comprobar y verificar si las concentraciones de metales pesados en los suelos están siendo trasloado a través de la cadena trófica y ver si el hombre último eslabón está recibiendo de estas concentraciones.

Palabras claves: Riesgo toxicológico, factor de bioconcentración y transferencia.

TOXICOLOGICAL RISK IN HUMANS EXPOSED, A SOIL AND PLANTS, WITH POSSIBLE MERGER OF HEAVY METALS IN THE SOUTH ATLANTIC, COLOMBIA.

ABSTRACT

Colombia during the years 2010-2011, he faced one of the greatest impact winter seasons, one of the departments most affected was the Atlantic, heavy rains caused the increased flow in the Magdalena river and reservoir Guájaro, which caused the rupture channel at 214 m dam in the municipality of Santa Lucía. Following the municipalities of Campo de la Cruz, St. Lucia, Manatee,

and Suan Candelaria were flooded and deposited in soils tons of sediment brought in sand suspension with high quartz content, silt, clay and other loose particles between which amounts of heavy metals, cadmium, arsenic, mercury, lead and chromium are anticipated. The aim of the research was to characterize the toxicological risk in people exposed to soil and plant, with possible heavy metal concentrations in the South Atlantic, Colombia. Sampling was conducted in the affected municipalities and the presence and concentration of heavy metals in soil was determined bioconcentration (FB) and trasnferencia (FT) of heavy metals in grass species (Cynodon dactylon and Panicum maximum), the weed (Teramnus volubilis and Trianthema portulacastrum) buchones water (Eichhornia crassipes (Mart) Solms Eichhornia azurea and) and the concentration of heavy metals in fruits of cucumber (Cucumis sativus) and squash (Cucurbita moschata).

The methodology used for risk characterization was proposed by the Pan American Health Organization and the World Health Regional Office. Analytically detectable concentrations of arsenic, lead, chromium, mercury and cadmium in the soil of all the municipalities included in the study. A small number of farms where arsenic concentrations in soil exceed the maximum permissible limits (MPL) established by the Eco SSL (Soil Ecological Acreening Levels, 2005) for this metal in soils (18ppm), in addition to a lesser extent were identified farms with concentrations of cadmium, chromium and higher than the LMP set by the European Economic Communion (Directive 86/278 / EEC) for Cd and Hg metals (Cd = 1-3ppm, and Hg = 1-1.5ppm) mercury and reported by the USEPA (Soil Guideline Department Environmental Agency of the United States) to chromium (LMP = 130 ppm). Meanwhile farms not identified with lead concentrations above the maximum permissible limits for lead (50-300ppm), reported by the EEC.

We identified FB> 1 for Hg and Cd in plants Trianthema portulacastrum L, FB> 1 for Cd in plants Teramnus volubilis Sw, FB> 1 for Hg and Cd in grass species Panicum maximum, FB> 1 for Hg and Cd in Cynodon dactylon, FB> 1 for Hg, Pb, Cr, Cd and As in Eichhornia crassipes (Mart) Solms and FB> 1 last for Hg, Pb, Cr, Cd and As in plants Eichhornia azurea. The species presented FT Trianthema portulacastrum L> 1 for Pb, Cr, Cd and As metals, and order from highest to lowest is As> Pb> Cr> Cd> Hg in the species Teramnus volubilis Sw, were evident FT> 1 for heavy metals As, Cd, Pb and Cr and order found was As> Pb> Cr> Cd> Hg, Panicum maximum present FT <1 for all metals except Hg, which was equal to one and the order was Hg> Cd> As> Cr> Pb, the species Cynodon dactylon obtained FT> 1 for all metals and order found was As> Cd> Pb> Cr> Hg, and finally species of water hyacinth were identified FT > 1 for all metals, and the order for these species was to Eichhornia azurea As> Pb> Cr> Cd> Hg and Eichhornia crassipes (Mart) Solms As> Cr> P> Hg> Cd.

The detected critical metals that can cause a potential toxicological effects on health are arsenic present in a small number of farms in all municipalities (Santa Lucia, Cross Country, Manatee, and Suan Candelaria) and Mercury only detected in three total farms sampled in the five boroughs. Food is the main route of exposure in both adults and children.

Doses calculated soil ingestion exposure to arsenic concentrations were children 1.56135 x 10-4 mg / kg / day in the town of Campo de la Cruz, 1.0542 x 10-4 mg / kg / day in Suan, 9.39876 x 10-4 mg / kg / day in Manati, 1.3318 x 10-3 mg / kg / day in Candelaria and 6.216 × 10-5 mg / kg / day in St. Lucia. In adult doses were 6.795 x 10 -5 mg / kg / day in Candelaria, 7.960 x 10-6 mg / kg / day Field of the cross, 4.7952 x 10 -5 mg / kg / day in Manati, 5.3785 x 10 -6 mg / kg / day in Suan, 3.1714 x 10-6 mg / kg / day in St. Lucia and 3.02114 x 10-6 dose mercury exposure in St. Lucia.

Meanwhile dose of arsenic consumption calculated by cucumber in the municipality of Santa Lucía was 1.284 × 10-3 mg / kg / day in children and adults 1.834 x 10-3, and the exposure dose from consumption of squash was contaminated with mercury was 5.16 x 10-4 mg / kg / day in children and 7.37 x 10-4mg / kg / day in adults.

The calculated dose of arsenic exposure does not exceed the minimum doses that have shown neurological effects of hyperpigmentation and people turn mercury calculated doses do not exceed the minimum doses that have shown autoimmune effects on children, so which there is no risk to the health of the population exposed to concentrations of heavy metals detected in soil and plants, however, it is important to thoroughly research the chemical forms of each compound in the ground and see if even under low concentrations can cause any effect on health.

It is important to note that the characterization of particular toxicological concern in this research requires analysis and thorough evaluation, where concentrations of heavy metals are quantified in humans and animals exposed to soils with heavy metals, so check and verify that the concentrations of heavy metals in soils are being trasloado through the food chain and see if the last link man is getting these concentrations.

Keywords: Toxicological Risk, BCF and transfer.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Colombia, entre el periodo 2010-2011, afrontó la ola invernal con mayor impacto de los todos los tiempos. Esta temporada produjo fuertes lluvias que causaron inundaciones en diferentes zonas de Colombia. De acuerdo con el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) se identificó, cuantificó y publicó en un primer reporte que el área inundada era de cerca de 764.033 hectáreas y posteriormente, en agosto del 2011, el IGAC indicó a través del reporte final que el área total afectada fue de 1.642.108 hectáreas.

Uno de los departamentos más afectados por la ola invernal fue el del Atlántico. El área total afectada por las inundaciones fue de 331.159 Ha, (DANE, 2011) y se presentó, en Noviembre de 2010, debido al exceso de caudales tanto en el río Magdalena como en el embalse del Guájaro, que ocasionaron la ruptura del Canal del Dique en 214m. Como consecuencia, se inundaron municipios enteros y se cubrieron los suelos con toneladas de sedimentos que traían en suspensión (arena, con alto contenido de cuarzo, limo, arcillas y otras partículas sueltas) (Figura 1a), los municipios más afectados fueron: Santa Lucía, Campo de la Cruz, Manatí, Suán y Candelaria (Figura 1b.)

a b

Figura 1. a) Sedimentos incorporados a los suelos con la ruptura de 214m del canal del dique b)Inundación en el municipio de Campo de la Cruz, 16 de diciembre de 2010.

Una vez que bajó la inundación, en el año 2011, la Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (CORPOICA), diseñó y realizó un muestreo aleatorio de suelos en los municipios afectados, donde se encontraron concentraciones detectables analíticamente de los metales pesados As, Cd, Pb, Cr y Hg; los cuales se prevé fueron incorporados por los nuevos sedimentos depositados por las aguas del Canal del Dique.

Estas concentraciones de metales pesados cuantificadas en los suelos, se presume, provienen del resultado de las continuas actividades mineras (extracción de oro y plata) e industriales, realizadas alrededor del Río Magdalena, en el transepto de Magangué a Calamar; lo anterior teniendo en cuenta que las demás minerías existentes desde la desembocadura del Rio Magdalena depositan sus sedimentos en los humedales de la Mojana (el río Magdalena desemboca en Bocas de Cenizas en Barranquilla) , ya que se trata de un delta interior donde

confluyen grandes cantidades de agua y sedimento. Esta región es considerada un sistema hídrico de alta complejidad entre los ríos Cauca, San Jorge y Magdalena, parte de la subregión Depresión Momposina, que se encuentra por debajo del nivel del mar. Los sedimentos que se depositan en La Mojana traen consigo contaminantes, entre ellos, metales pesados (Giraldo, Torrado y Toro, 1997).

Estos metales pesados son sustancias altamente tóxicas, que pueden acumularse en los organismos vivos. Cuando están presentes en el suelo, algunos se transfieren a las plantas y, de este modo, comienzan su ruta a lo largo de la cadena trófica, caracterizada por una biomagnificación, lo que significa que el hombre, último eslabón de la cadena trófica, recibirá una mayor concentración de sustancias tóxicas en comparación con los organismos de niveles inferiores (Oficina Española de Patentes y Marcas, 2005)

Teniendo en cuenta las concentraciones de metales pesados determinados en los suelos del Sur del Atlántico, se evaluó el riesgo toxicológico en personas expuestas, a suelos y vegetales, con posibles concentraciones de metales pesados, en el Sur del Atlántico, Colombia.

2. JUSTIFICACIÓN

Los metales pesados se encuentran en forma natural en la corteza terrestre. Estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. En general esto puede ocurrir durante la extracción minera, el refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales y emisiones vehiculares. Además, la inadecuada disposición de residuos metálicos también ha ocasionado la contaminación del suelo, agua superficial y subterránea y de ambientes acuáticos.

La calidad del suelo es uno de los factores más importantes en el mantenimiento de la biosfera mundial. La incorporación de metales pesados en el suelo y cultivos agrícolas por el depósito de desechos de la minería puede provocar la acumulación, a través de la cadena alimentaria, de los metales pesados como Cd, Pb, Cu y Zn, los cuales pueden afectar la salud humana (Bevacqua (1993) y Lacatusu et al., (1995).

Es importante realizar esta investigación, teniendo en cuenta que se pretende evaluar el riesgo ambiental que representa para la región del Sur del Atlántico la presencia de metales pesados en sus suelos, estableciendo la exposición mediante la determinación de los factores de concentración en suelo y bioconcentración y transferencia, en cultivos establecidos luego de las inundaciones, los cuales servirán de punto de partida para futuras investigaciones que busquen mitigar el impacto que pueda generar la presencia de estos metales en los suelos de la región.

Por otra parte en el departamento no se existen estudios sobre la presencia de estos metales en sus suelos, y mucho menos de la concentración. Dicha concentración puede ser producto de las constantes explotaciones mineras que generan la presencia de estos materiales, y que por efecto de la Ola invernal que sufrió nuestro País entre el periodo 2010-2011 han podido ser desplazado por las crecientes de los ríos, de su lugar de origen hasta todo el territorio nacional, pudiendo provocar aumento en las concentraciones de metales pesados en el suelo y con ello de la cadena trófica.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Evaluar el riesgo toxicológico en personas expuestas, a suelos y vegetales, con posibles concentraciones de metales pesados, en el sur del atlántico, Colombia.

3.2. Objetivos Específicos

Determinar la presencia y concentración de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico sometidos a la inundación por la ola invernal ocurrida en el país entre el periodo 2010 – 2011.

Determinar el factor de Bioconcentración y transferencia de los metales pesados identificados en algunas plantas establecidas luego de las inundaciones en los suelos seleccionados.

Caracterizar el riesgo toxicológico en personas expuestas, a suelos y vegetales, con posibles concentraciones de metales pesados.

3.3. HIPÓTESIS

Los suelos del Sur del departamento del Atlántico presentan concentraciones detectables de metales pesados, los cuales sobrepasan los límites de concentración de metales pesados en los suelos.

Existen patrones de distribución de los metales pesados de acuerdo a los contenidos de arcillas y materia orgánica en el suelo.

Existe respuesta de cultivos establecidos luego de las inundaciones a la bioconcentración y transferencia de los metales pesados desde el suelo a los órganos de las plantas.

Existe riesgo toxicológico a la salud de los habitantes de los municipios del sur del departamento del Atlántico, expuesto, a suelos y vegetales contaminados con metales pesados.

Las concentraciones de metales pesados cuantificadas en los pastos y malezas pueden afectar al ganado que las consume.

Existe riesgo a la salud por el consumo de pepino (*Cucumis sativus*) y ahuyama (*Cucurbita moschata*).

4. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

4.1. Que es un riesgo

En términos generales, un riesgo es la probabilidad de que ocurra algo con consecuencias negativas (EPA, 2001). Los riesgos nos rodean en la vida diaria y existen a cierto nivel en todas las actividades que realizamos. Una definición completa de riesgo tiene que comprender el concepto de exposición a un peligro. Esta puede ser voluntaria; por ejemplo, al esquiar o saltar con un paracaídas son actividades peligrosas en las cuales se decide libremente correr el riesgo de llegar a sufrir un accidente. Pero también existe la exposición involuntaria a un peligro, como puede resultar la exposición a sustancias tóxicas presentes en el medio ambiente, en el aire que respiramos o en el agua o alimentos que ingerimos. Los efectos negativos de una exposición de este tipo dependerán de la toxicidad de la sustancia, de la dosis, y del tiempo y frecuencia de la exposición (Ize, 2003).
En este sentido el riesgo es la distancia en términos de concentración del toxico que existe entre la concentración que se encuentras en el medio y la que causa daño biológico, por lo cual, para estimar el riesgo que significa la presencia de un tóxico en un sitio determinado es necesario conocer su toxicidad, la cantidad de tóxico que entra en contacto con el organismo o población en estudio y las condiciones en las que se da este contacto. Por consiguiente la evaluación de riesgos para la salud humana consiste en determinar si es tolerable el riesgo que enfrenta una población por estar expuesto a tóxicos en el ambiente de un sitio contaminado (Peña, 2001).

4.2. Análisis del riesgo

En el campo de la salud y del medio ambiente, el riesgo se identifica como la probabilidad de que un individuo o una población presente una mayor incidencia de efectos adversos por la exposición a un peligro (EPA, 2001).

Por otra parte el análisis del riesgo se divide en evaluación del riesgo y manejo del riesgo. La evaluación del riesgo es el uso de los datos y observaciones científicas para definir los efectos a la salud causados por la exposición a materiales o situaciones peligrosas (NAS, 1983). Las preguntas en este sentido son: ¿existe un riesgo por exposición a una sustancia química? ¿Qué se sabe de ese riesgo? ¿Quién puede verse más afectado por ese riesgo?. La evaluación del riesgo consiste en la recolección de datos para relacionar una respuesta a una dosis. Esos datos de dosis - respuesta pueden entonces ser combinados con estimaciones de la exposición de humanos u otros organismos para obtener una evaluación completa de riesgo.

El riesgo se expresa a menudo en términos cuantitativos de probabilidad, como es el caso del número de muertes adicionales por cáncer a lo largo de una vida en una población de in millón de individuos expuesto, en este sentido un riesgo de uno en 10000, se expresa como un riesgo de 10^{-4} (IZE, 2003).

4.3. Análisis del Peligro

En este sentido el peligro es el potencial de un estresor a causar un efecto adverso sobre un sistema, por lo cual es una propiedad inherente del compuesto y no tiene carácter probabilístico (TORO, 2010).

El estudio de los daños peligrosos a través de los análisis de riesgos, tienen el objetivo de prever, evitar, controlar, o reducir los peligros, a condiciones de mínimos impacto sobre los sistemas. El riesgo se define como una función de probabilidad de la realización de uno o varios peligros, y complementariamente, de los cálculos de las proporciones de destrucción sobre las partes o de la totalidad de un sistema. Toda la aplicación práctica en los análisis de riesgo parte de la identificación de los peligros potenciales y del planteamiento de un escenario o modelo interpretativo, en el cual se desarrollan las situaciones y los daños peligrosos en un espacio y un tiempo determinado. Las condiciones, los parámetros y las variables de cada escenario, se establecen de acuerdo con los fundamentos técnicos y científicos, que requiere cada enfoque analítico del riesgo en particular (ESPEJEL, 2009).

Según el mismo autor la disciplina de los análisis de riesgos tiene un carácter preventivo. Los resultados de los análisis de riesgos deben ser el fundamento para la toma de decisiones orientadas a la prevención, a la minimización, así como al control de éstos mediante el desarrollo acciones planificadas de contención y de respuestas de emergencia a los daños peligrosos. La secuencia general del método de estudio de los análisis de riesgos, es la siguiente:

1.- Identificación de los peligros.
2.- Elaboración de los escenarios de riesgos.
3.- Evaluaciones y análisis cualitativos y cuantitativos de la probabilidad de desarrollo y de las magnitudes espacio temporales de los riesgos.
4.- Establecimiento de los criterios y de los niveles de vulnerabilidad de riesgo de los escenarios propuestos.
5.- Establecimiento de los criterios y de los niveles de aceptabilidad o de tolerancia a los riesgos analizados.
7.- Decisiones con respecto a los procedimientos e infraestructura necesaria para realizar las acciones de prevención, de reducción y de control de riesgos.
8.- Establecimiento de los criterios y de los procedimientos de la comunicación social de los riesgos.

4.4. Análisis de la exposición

Exposición es una medida de la concentración y persistencia de un compuesto químico dentro de un sistema definido. La determinación de la concentración en un medio acuoso, en el suelo o en el aire de un compuesto determinado es una forma de determinar la exposición de estos componentes de los ecosistemas a dicho compuesto (Trevisan, et al., 2002).

El análisis de la exposición se puede adelantar de forma cualitativa con análisis de destino ambiental que indica, además del sitio de aplicación, los ecosistemas alrededor, donde potencialmente llega el compuesto, después de su descarga o liberación en el ambiente(TORO, 2010). Estos son ecosistemas dentro del cual el compuesto actúa y el medio ecológico en donde se van a evaluar las interacciones metales pesados – ecosistemas, de importancia para el estudio.
La magnitud de la exposición se determina midiendo o estimando la cantidad (Concentración) del agente que está presente en la superficie de contacto durante un periodo específico.
Para el propósito de la toxicología ambiental las exposiciones se clasifican de acuerdo a la magnitud del periodo de exposición:

1. Exposiciones crónicas- son exposiciones que duran entre el 10% y 100% del periodo vida.
2. Exposiciones subcrónicas – son exposiciones de corta duración, menores que el 10% del periodo de vida.
3. Exposiciones agudas – son exposiciones de un día o menos y que suceden en un solo evento periodo de latencia. El periodo transcurrido entre el evento de exposición y las observaciones en el organismo expuesto.

4.4.1. Ruta de exposición

Es el camino que sigue el agente químico en el ambiente desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la población o individuo expuesto. Este análisis describe la relación que existe entre las fuentes y los receptores.

Destino de los tóxicos

- **Absorción**
- **Distribución:** Bioacumulación y biomagnificación
- **Biotransformación:** Reacciones fase I y II
- **Detoxificación:** Reducir la toxicidad
- **Bioactivación:** aumento de la toxicidad
- **Excreción**

En consecuencia con lo anterior el riesgo está en función de la exposición y el peligro, por lo cual se necesitan tanto el peligro como la exposición, si alguno es igual a cero entonces no hay riesgo.

RIESGO: f (EXPOSICIÓN, PELIGRO)

4.5. Metodologías para evaluación de riesgo

El desarrollo de las industrias, el amplio manejo de agroquímicos en las actividades agrícolas y el crecimiento urbano en América Latina, fomentan una creciente producción de residuos peligrosos, los cuales ante la falta de programas paralelos para su manejo adecuado, causan graves episodios de contaminación ambiental.

Existen distintas metodologías de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados, para lo cual Estados Unidos de Norteamérica es el país que ha marcado la pauta en el diseño de metodologías para el estudio de sitios peligrosos. Dos de ellas, complementarias entre sí, son las más populares; una metodología fue diseñada por la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) y la otra fue originada por la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades del Departamento de Salud Pública (ATSDR). La primera metodología estima el riesgo en salud basándose en datos ambientales del sitio y la segunda metodología evalúa el riesgo en salud, con fundamento en los datos ambientales y en los antecedentes de salud registrados en el área de influencia del sitio (Barriga, 1999).

La aplicación exacta de los métodos de la EPA y de la ATSDR en América Latina presenta algunas dificultades, fundamentalmente por dos hechos que son el gran número de sitios que deben estudiarse y la escasez de recursos económicos para efectuar estudios tan detallados requeridos en dichas metodologías. Por consiguiente, se plantea una alternativa en la que se adaptan los puntos más valiosos de los métodos estadounidenses a las condiciones y necesidades de los países de América Latina, es y la metodología propuesta por Oficina Sanitaria panamericana (OPS) y la Oficina Regional Mundial de la Salud (OMS).

En general la metodología propuesta por OPS/OMS cuenta con tres fases; (1) la obtención de un listado preliminar de sitios potencialmente contaminados,(2) la inspección de los sitios listados y (3) la evaluación de la exposición en aquellos sitios que como resultado de la inspección hayan sido considerados de alto riesgo(Barriga, 1999).

4.5.1. Generación de Listado de sitios peligrosos

Este método ha sido diseñado para países o regiones que carecen de dicha lista y donde se presume que no existe información ambiental.

La primera lista contiene información de sitios potencialmente peligrosos y solo se establecerá el grado de peligrosidad de cada uno de los sitios del listado, luego haber obtenido los datos analíticos. Se define como sitio potencialmente peligroso a toda zona que se encuentra potencialmente contaminada con sustancias peligrosas. Las sustancias pueden ser sólidas, gaseosas o liquidas y su origen antropogénico o natural.

Para generar la lista se propone la formación de un grupo de individuos cuya responsabilidad será precisamente obtener el primer listado. Este grupo deberá estar conformado por miembros del gobierno, sector privado, investigadores etc…

Luego de definir el listado es necesario comenzar a reunir información a fin de definir las principales fuentes de residuos peligrosos, las cuales pueden clasificarse de subproductos de la minerometalurgia, regiones agrícolas, macroindustrias, industrias petroleras, otros, etc..

4.5.2. Inspección de sitios peligrosos

La INSPECCIÓN es la fase que sigue a la obtención de un listado de sitios peligrosos. La fase de INSPECCIÓN comprende cinco actividades:(1) **visita al sitio**, en la cual se hace una descripción del sitio, reconocimiento de los tipos de contaminantes presentes en el sitio y definir los puntos de exposición (2) **monitoreo de la contaminación ambiental**, en esta actividad los objetivos son el muestreo ambiental y determinar los contaminantes mediante un análisis químico en el laboratorio (3) **selección de contaminantes críticos**, La importancia de los niveles de contaminantes encontrados se podría determinar comparando su concentración contra valores de referencia. Se podrán emplear valores nacionales, como las normas que rigen en el país o utilizar referencias internacionales, como la de la Organización Mundial de la Salud, Comunidad Económica Europea, etc. Para estimar la importancia de los contaminantes se comparará su concentración contra un valor de referencia denominado Guía de Evaluación par Medios Ambientales (EMEG). Estos valores han sido propuestos por ATSDR. La función de la EMEG es servir como referencia para definir los contaminantes críticos. (4) **análisis preliminar de rutas de exposición**, Una vez seleccionados los contaminantes críticos, se evalúa la posibilidad de que en el futuro dichos contaminantes se encuentren en otros medios del ambiente. Para efectuar este ejercicio se debe considerar los principios fisicoquímicos de cada sustancia. Con ello se podrá determinar la capacidad de transporte de las sustancias a través de los medios y por, consiguiente, definir el destino ambiental. Usualmente los mecanismos de transporte y destino de los contaminantes pueden simplificarse en cuatro categorías;

1. Emisión: Escape o descarga de material contaminado desde la fuente.
2. Advección: Migración del contaminante en sentido del movimiento del medio (por ejemplo, migración en la dirección de la corriente de un arroyo, en la dirección de los vientos predominantes, por el lavado de los suelos por corrientes superficiales, etc.).
3. Dispersión: Distribución de contaminantes en un líquido, gas o sólido, debido a la colisión del contaminante con material presente en dichas fases.
4. Atenuación: Disminución de la cantidad del contaminante en el medio ambiental por fenómenos de degradación o de adsorción a elementos del propio medio.

Existen unos factores que afectan el destino y transporte de los contaminantes, por lo cual se debe considerar la naturaleza química del contaminante que podría influir en el transporte tales como;

Solubilidad en agua: Los compuestos muy solubles en agua se adsorben con baja afinidad a los suelos. Por lo tanto, son rápidamente transportados desde el suelo contaminado hasta los cuerpos de agua superficial y/o profunda. La solubilidad también afecta la volatilidad desde el agua. Por ejemplo, los compuestos muy solubles en agua tienden a ser menos volátiles y también muy biodegradables.

Factor de bioconcentración (FBC): Dada por el cociente entre su concentración en los órganos aéreos y la de los respectivos suelos (Olivares, 2009).

Las plantas pueden adoptar distintas estrategias frente a la presencia de metales en su entorno (Baker, 1981; Barceló et al., 2003). Unas basan su resistencia a los metales con la estrategia de una eficiente exclusión del metal, restringiendo su transporte a la parte aérea. Otras prefieren acumular el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es más característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, mientras que la acumulación es más común de especies que aparecen siempre en suelos contaminados o metalíferos.

Estimación preliminar del riesgo. La estimación preliminar del riesgo se fundamenta en 5 fases, Identificación del contaminante, Análisis dosis-respuesta, Estimación de la exposición, Caracterización del riesgo y factores asociados al riesgo. Al final del ejercicio, se aportan conclusiones y los sitios inspeccionados son calificados para determinar si requieren de un análisis más detallado.

En el método propuesto por OPS/OMS, la fase de inspección no es tan completa como la descrita en los programas de Estados Unidos. No puede serlo por el gran número de sitios que merecen la inspección, además de los limitados recursos económicos y por la escasez de información básica sobre los sitios. Por consiguiente, se ha preferido diseñar una inspección rápida, económica pero confiable. En la metodología la inspección comprende el estudio sólo de las rutas de mayor importancia y en ellas se analizan solamente los contaminantes críticos.

Lo anterior teniendo en cuenta que en un sitio pueden encontrarse niveles muy altos de algún contaminante en el suelo(Cadmio, plomo, arsénico etc..), los cuales serían indicativos de riesgo, pero en caso de que la biodisponibilidad de alguno de estos contaminante sea baja aun con valores altos en el suelo, su riesgo sería mínimo.

En consecuencia, el objetivo de la fase para la evaluación de la exposición es la obtención de mayores datos, que permita corroborar o no el riesgo en salud asociado a un sitio.

Los párrafos anteriores describen la metodología empleada por OPS/OMS, la cual busca la funcionalidad y adaptación a las condiciones imperantes en América Latina, de los métodos desarrollados y aplicados en Estados Unidos. Sobre todo se espera tener certeza al momento de tomar una decisión.

4.6. Variabilidad espacial de suelos.

La ausencia de información sobre la presencia y concentración de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico, genera la necesidad de realizar un estudio detallado de estas propiedades y su caracterización por medio de procedimientos estadísticos, que generen información pertinente que sirva como punto de partida en el emprendimiento un programa de manejo adecuado de los suelos con presencia de estos metales.

4.6.1. Variación espacial de las propiedades químicas de los suelos.

Una característica dominante de los suelos es su heterogeneidad, aún en pequeñas áreas que podrían considerarse como homogéneas. Esta heterogeneidad induce una variabilidad en las propiedades del suelo que puede llegar a ser de considerable magnitud, la cual puede afectar grandemente las generalizaciones y predicciones que se hagan con ellas. (JARAMILLO, 2011)

Las propiedades químicas de los suelos en las zonas tropicales presentan gran variabilidad en el espacio, debido a diferentes factores como el relieve, la temperatura, la acción de los microorganismos, prácticas de manejo, mecanización y uso al que han sido sometidos. La distribución de los minerales en el suelo está determinada por la composición de la roca madre, sobre la cual influyen procesos de descomposición química y procesos físicos (LUGO, 2009)

Sumado a lo anterior, investigaciones recientes indican que desde un punto de vista agronómico, la variabilidad del suelo estaría asociada a la variabilidad que se puede encontrar dentro de un cultivo, la importancia de esto radica en las correlaciones que podrían lograrse entre ellos y por ende en la optimización de la aplicación de fertilizantes y agroquímicos. Esto se conoce como agricultura de precisión (JOHANNSEN *et al.*, 2000)

A demás Burrough y McDonnell (1998), mencionan que la variación de las características del suelo a través del espacio físico o paisaje, es causada por muchos factores tanto trópicos del suelo como externos al mismo y que los más estudiados han sido las variaciones internas del suelo causada por el material parental, como es el caso de cambios litológicos a través de un área determinada.

Esta variabilidad espacial de los suelos ha sido de gran utilidad para estudios y predicción de valores en puntos no muestreados a través del uso de las interpolaciones, herramientas SIG muy utilizada en conjunto con las metodologías de muestreos. En particular, la interpolación con análisis geoestadístico se basa en la teoría de las variables regionalizadas y en su dependencia y autocorrelación, bajo un marco de variabilidad espacial (Trangmar et al.1985).

Lo anterior ha permitido la implementación del concepto de manejo por sitio especifico, apoyado en el uso de mapas cloropleticos, los cuales modelan dicha variación en forma de un conjunto de cuerpos geográficos discretos que se separan entre sí por discontinuidades o limites(Jenkins et al. 2000, Schepers et al. 2000).

Teniendo en cuenta lo anterior, se puede decir que tradicionalmente la variabilidad ha sido estudiada mediante la estadística clásica, utilizando índices como el promedio, la desviación estándar, el coeficiente de variación, entre otros. No obstante, desde el descubrimiento de la continuidad espacial como propiedad de la corteza terrestre, y por consiguiente del suelo, se han desarrollado algunas herramientas que consideran el efecto o dependencia que pueda existir entre distintos sectores de un mismo suelo o incluso entre diferentes suelos. Esas herramientas se encuentran bajo el nombre de geoestadística (Mardones, 2003).

4.6.2. Componentes de la variabilidad

La variabilidad de suelos presenta dos componentes fundamentales uno aleatorio y otro sistemático, teniendo en cuenta la fuente de variación que produce (Upchurch y Edmonds (1992).

4.6.3. Variabilidad sistemática.

La variabilidad sistemática se define como el cambio gradual o claro en las propiedades del suelo, que puede ser entendido en términos de factores de formación del suelo (o procesos) en una escala dada de observación. Es decir, éstos operan e interactúan sobre un continuo de escalas espaciales y temporales. Los procesos actúan sobre grandes distancias (clima) o por largos períodos de tiempo (intemperización) siendo, a su vez, modificados por procesos locales (erosión y depósito de materiales) o más frecuentes (tiempo) (Trangmar *et al.*, 1985).

4.6.4. Variabilidad aleatoria.

Asociadas a la variabilidad sistemática, están las diferencias observadas en las propiedades del suelo que no están conectadas a causas conocidas existiendo fuentes de variación espaciales, temporales y de medición que no pueden discernirse por la naturaleza o escala de la investigación. La heterogeneidad inexplicable se denomina variación aleatoria, azar o ruido. No obstante ésta puede contener un componente sistemático (TRANGMAR *et al.*, 1985).

4.7. Evaluación de la caracterización espacial en suelos

4.7.1. Geoestadística

La geoestadística es el estudio de variables distribuidas en el espacio, utilizada en las ciencias del suelo en el estudio de las variaciones de propiedades de los mismos, porque permite saber que está sucediendo con las variables en estudio y sirve como punto de partida para analizar los fenómenos que posiblemente causan estas variaciones.

4.8. METALES PESADOS

Los metales pesados son aquellos elementos químicos que presentan una densidad igual o superior a 5g/cm3 cuando están en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20(excluyendo los metales alcalinos y alcalinotérreos)

No obstante, en primer lugar, conviene aclarar que el término “metales pesados” es impreciso. En realidad se pretende indicar con este término a aquellos metales que, siendo elementos pesados, son “tóxicos” para la célula. Sin embargo, en realidad cualquier elemento que a priori es benéfico para la célula, en concentraciones excesivas puede llegar a ser tóxico. Por tanto se seguirá manteniendo el término “metales pesados” para definir dichos elementos (Navarro et al., 2007)

Los metales pesados más peligrosos son el Plomo, Mercurio, Arsénico, Cadmio, Estaño, Cromo, Zinc y Cobre. Estos metales son muy utilizados en la industria, y también se emplean en ciertos plaguicidas y medicinas.

Los metales pesados son de toxicidad extrema porque, como iones o en ciertos compuestos, son solubles en agua y el organismo lo adsorbe con facilidad. Dentro del cuerpo, tienden a combinarse con las enzimas e inhibir su funcionamiento. Hasta dosis muy pequeñas producen consecuencias fisiológicas o neurales graves.

4.8.1. CLASIFICACIÓN DE LOS METALES PESADOS:

4.8.1.1. Oligoelementos o micronutrientes:

Necesarios en pequeñas cantidades para los organismos, pero tóxicos una vez rebasado cierto umbral. Incluyen Arsénico(As), Boro(B), Cobalto(Co), Cromo(Cr), Cobre(Cu), Molibdeno(Mo), Manganeso(Mn), Niquel(Ni), Selenio(Se) y Zinc(Zn).

4.8.1.2. Sin función biológica conocida:

Son altamente tóxicos, e incluyen Bario (Ba), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Antimonio (Sb) y Bismuto (Bi).
Su persistencia, acumulación progresiva y/o su transferencia a otros supone una amenaza para la salud humana y la de los ecosistemas (Navarro et al., 2007).

4.8.2. ORIGEN DE LAS CONTAMINACIONES POR METALES PESADOS EN EL SUELO

Los metales pesados y elementos trazas de importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación del suelo, y por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénica. Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo. Los metales son de origen antrópico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica y son el resultado de las actividades del hombre por actividades industrial, minero y agrícola.

4.8.2.1. Origen natural:

Los metales pesados han existido desde siempre en la corteza terrestre, estos metales al meteorizarse se concentran en los suelos. Las concentraciones naturales de metales pesados en algún momento pueden llegar a ser tóxicas, ya que estos tienen la capacidad de acumularse principalmente en plantas y producir efectos tóxicos para todos aquellos organismos que las consumen.

Las rocas ígneas ultrabásicas (peridotitas y serpentinas) revelan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las rocas ígneas básicas (gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas acidas (granito) y en las sedimentarias como las areniscas y las calizas. Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para As, Cd y Hg (Sanchez, 2003)

El proceso natural de transformación de las rocas para originar los suelos produce una parte de los metales pesados, aunque estos metales originados de forma natural se encuentran a elevadas concentraciones, por lo regular no suelen rebasar los umbrales de toxicidad y además se encuentran bajo formas poco asimilables para los organismos.

4.8.2.2. Origen antropogénico

La concentración de metales pesados y su movilidad en suelos ha aumentado por causas no naturales, siendo la actividad humana la fuente principal de este incremento de contaminaciones por metales pesados.

Las actividades humanas que provocan una modificación del contenido natural de los metales pesados son muy variadas: vertidos industriales, vertidos procedentes de actividades mineras, aplicación de productos químicos agrícolas, lodos residuales, gases de combustión, emisión de partículas por automóviles y por último aunque no menos importante, los residuos sólidos de origen doméstico (Lund, 1990)

4.8.3. BIODISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS

En el suelo los metales pesados se asocian con distintas fracciones, (1) en solución, como iones de metal libre y complejos metálicos solubles, (2) adsorbida en los sitios de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo, (3) ligada a la materia orgánica, (4) precipitadas como óxidos, hidróxidos y carbonatos, y (5) residual en las estructuras de los minerales silicatados (Rieuwerts et al., 1998; Lassat, 2001, Reichaman, 2002, Basta, 2004). Para que se produzca extracción de los metales por la planta, éstos deben estar biodisponibles. Se entiende por biodisponibilidad la fracción de metales que está disponible para la absorción por las plantas. La biodisponibilidad depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución del suelo. Solo los metales asociados con las fracciones 1 y 2 están realmente disponibles para que las plantas los extraigan, por ello, la concentración total de los metales en el suelo no refleja necesariamente los niveles de metales biodisponibles (Elliot y Shields, 1988, Sims y Kline, 1991; Ma y Rao, 1997; Rieuwerts et al., 1998; Lassat, 2001; Silveira et al., 2003).

4.8.3.1. Procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad

La biodisponibilidad depende de la solubilidad de los metales y de su capacidad de adsorción en la fracción coloidal del suelo. La interacción entre los distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, afecta la

distribución de los metales entre la solución del suelo y la fase sólida, siendo responsables de su movilidad y biodisponibilidad (Rieuwerts et al., 1998; Silvera et al., 2003; Basta, 2004).

4.8.3.1.1. Intercambio catiónico

Todos los suelos presentan cargas negativas en la superficie de sus constituyentes (Evans, 1989). De acuerdo con el principio de electro-neutralidad, las cargas negativas en la superficie de los coloides son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes en la solución del suelo, los que pueden quedar adsorbidos (Alloway, 1995b; Silva, 2004). Esta adsorción de cationes por el suelo es denominada “adsorción no específica” que se caracteriza porque el ión es atraído electrostáticamente por las superficies cargadas de la fracción coloidal del suelo, sin que haya una dependencia de configuración electrónica con el grupo funcional de la superficie del suelo, formando complejos de esfera externa (Sposito, 1989). La cantidad de iones que pueden der adsorbidos de forma intercambiable en el suelo se llama capacidad de intercambio catiónico. En la mayoría de los casos existe selectividad o preferencia de un catión por otro, por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible (Silva, 2004). En general, la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Silvera et al., 2003; Oliver y Naidu, 2003)

4.8.3.1.2. Adsorción específica

Es un fenómeno de alta afinidad, involucrando mecanismos de intercambio entre el metal y el ligando de la superficie de los coloides por medio de enlaces covalentes o iónicos.

Este término ha sido utilizado para explicar la razón por la cual algunos suelos absorben determinados cationes en concentraciones superiores a su capacidad de intercambio catiónico (Alloway, 1995b; Phillips, 1999).

Como consecuencia de adsorción específica, los metales son removidos de la solución del suelo y retenidos en la superficie de los coloides formando moléculas estables, llamadas complejos de esfera interna. Este mecanismo muchas veces no es reversible (Sparks, 1995; Silvera et al., 2003). La adsorción especifica se produce por la afinidad de algunos cationes metálicos por un sitio particular de adsorción, por esta razón los metales adsorbidos específicamente en cierto orden de preferencia, por ejemplo, Cd<Zn<Cu<Pb, por lo tanto, los metales no siempre están afectados por la competencia de otros cationes (Alloway, 1995b; Rieuwerts et al., 1998).

La adsorción específica no es fácilmente reversible y altamente dependiente del pH e involucra a los cationes orgánicos e inorgánicos (Óxidos hidratados de Al, Fe y Mn y la materia orgánica principalmente), y ocurre cuando la concentración de los metales sea baja (Jarvis y Jones, 1980 ;Sposito, 1986; Evans, 1989; Silveira et al., 2003)

4.8.3.1.3. Precipitación

Las reacciones de precipitación y disolución dependen del producto de solubilidad del sólido en agua. Los iones metálicos en la solución del suelo pueden precipitar con un agente químico, generalmente aniones como fosfatos, carbonatos o sulfatos (Rieuwerts et al., 1998). También pueden precipitar como hidróxidos al reaccionar como los iones de la solución (Basta y Tabatabai, 1992). La precipitación/disolución son procesos que, además se ven influenciados por el pH y el potencial redox del suelo (Rieuwerts et al., 1998; Basta, 2004). Las reacciones de precipitación están asociadas normalmente a suelos alcalinos y calcáreos con concentraciones relativamente altas de metales pesados, y además a condiciones que favorezcan una baja solubilidad de estos metales o ala presencia de pocos sitios de adsorción específica (Brummer et al., 1993; Silva, 2004). La precipitación es improbable que ocurra en condiciones ácidas, excepto cuando hay grandes cantidades de cationes, Boekhold et al. (1993) sostiene que la precipitación de Cd es poco probable que ocurra en suelos neutros y ácidos, excepto cuando hay altas concentraciones de carbonatos, sulfatos o fosfatos.

4.8.3.1.4. Complejación y quelación

La complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligando orgánicos o inorgánicos (Hill y Colman, 1983). La quelación ocurre cuando un ligando polidentado, generalmente una molécula orgánica grande, ocupa dos o más sitios de coordinación alrededor de un ion metálico central (Bohn et al., 1979). Dentro de los ligando complejantes orgánicos se encuentran los ácidos cítricos, oxálicos y gálico, además de ácidos complejantes mas estructurados, como aquellos incluidos en las fracciones húmicas y fúlvica solubles (Evans, 1989). Los hidróxidos y el ión cloruro son considerados como los ligandos inorgánicos más importantes (García-Miragaya y Page; Sposito, 1989).

4.8.4. METALES PESADOS EN LAS PLANTAS:

Las plantas tienen un comportamiento complejo ya que las especies vegetales e incluso, las variedades difieren, entre sí, en su capacidad para absorber metales, acumularlos y tolerarlos (Alloway y Jackson, 1991). Algunas de Estas crean mecanismos para tolerarlos ligando los metales a las paredes celulares, como también los introducen en las vacuolas o simplemente los compleja con ácidos orgánicos y otras plantas sufren adaptaciones enzimáticas que les permiten realizar sus funciones en presencia de cantidades elevadas de metales pesados, Peris (2006).

Según Ross y Kaye (1994) las plantas se clasifican en función de su comportamiento ante la presencia de metales en el ambiente en tres tipos excluyentes, indicadoras y acumuladoras, Así, las excluyentes restringen la entrada o la trasladación de metales tóxicos. Esto les permite vivir en ambientes con elevadas concentraciones de metales (Barceló y Poschenrieder, 1992). Las

indicadoras reflejan el incremento de metal producido en el entorno. Por último, las acumuladoras incrementan activamente los metales en sus tejidos. (Peris, 2006).

Distintos metales pesados se estudiaran en la presente investigación, a los cuales se les determinará el factor de Bioconcentración y transferencia, dentro de los cuales se resaltan Cadmio, Cromo, Plomo, Mercurio y Arsénico.

4.8.4.1. Cadmio:

El Cd es un metal pesado tóxico, miembro del grupo IIB de la tabla periódica de elementos químicos y presente en el suelo, sedimentos, aire y agua (Weisberg *et al*., 2003). Sus principales fuentes naturales son las erupciones volcánicas, las quemas forestales y el transporte de partículas del suelo por el viento. Por otra parte, la actividad humana libera 3-10 veces más Cd al ambiente. En los últimos años, la contaminación por este metal ha aumentado a causa de actividades industriales tales como minería, fundición de metales, enchapado eléctrico (*electroplating*), uso y purificación de Cd, quema de combustibles fósiles, uso de fertilizantes fosfatados, fabricación de baterías, cemento, pigmentos y plásticos (Palus *et al*., 2003; Weisberg *et al*., 2003).

El Cd generado por erupciones volcánicas y actividades antropogénicas es removido de la atmosfera por deposición de partículas o por precipitación. Luego, por escorrentía y erosión es transportado a ríos y océanos. De igual forma, los efluentes industriales con Cd llegan a los ríos donde es absorbido por la materia particulada (Salazar y Reyes, 2000). Finalmente, los ríos contaminados con Cd pueden a su vez contaminar tierras cercanas a través de la irrigación de cultivos o por deposición de sedimentos dragados.

El Cd puede combinarse con otros elementos y formar compuestos tales como cloruros, óxidos y sulfuros, los cuales se unen fuertemente a las partículas del suelo permaneciendo en el por muchos años. Se estima que su vida media es de 15-30 años (Henson y Chedrese, 2004; Maruthi *et al*., 2005).

Como todos los metales pesados, el Cd puede acumularse en los organismos, transferirse de un nivel trófico al siguiente y multiplicar su concentración a lo largo de las cadenas tróficas (De Acevedo, 2003). Estos elementos se encuentran por lo general en una forma no biodisponible, poco soluble en agua o unido a partículas del suelo. La absorción de Cd por parte de las raíces depende tanto de su biodisponibiliad como de su concentración en el suelo, de la presencia de materia orgánica, el pH, el potencial redox, la temperatura, la concentración de otros elementos (Di Toppi y Gabrielli, 1999), la salinidad, la intensidad de la luz y el nivel de O2 (Prasad *et al*., 2001).

Sin embargo, las plantas son capaces de acidificar el suelo modulando la actividad de una ATPasa de membrana denominada H+ATPasa, por medio de fitosideroforos o por la producción de exudados carboxílados, haciendo biodisponible los metales pesados presentes. Según Clemens (2006) el Cd también puede penetrar utilizando transportadores de otros metales tales como Ca2+, Fe2+ y Zn2+. De igual forma, las bacterias y las micorrizas desempeñan un papel importante en la biodisponibilidad de estos metales en el suelo (Clemens *et al.,* 2002).

Una vez que los metales se han movilizado, son capturados por las células de las raíces, donde se unen inicialmente a la pared celular de las células epidérmicas para ser luego translocados por intercambio iónico al resto de la planta. Este proceso puede estar mediado por transportadores, como en *Oryza sativa* (Homma e Hirata*,* 1984), *Zea mays* L*.* (Mullins y Sommers*,* 1986) y *Glicine max* (Cataldo *et al*., 1983), por difusión simple como en *Hordeum vulgare* (Soloiz y Vulpe*,* 1996) o por ambas, como en el caso de *Triticum turgidum* (Hart *et al*., 1998).

4.8.4.2. Cromo:

El problema de salud más común en el ser humano por estar expuesto a Cromo involucra principalmente a las vías respiratorias. Estos efectos incluyen irritación del revestimiento del interior de la nariz, secreción nasal, y problemas para respirar (asma, tos, falta de aliento, respiración jadeante). En trabajadores, la inhalación de Cromo (VI) causa cáncer del pulmón y el incremento de tumores en el estómago está asociado con la ingestión de agua contaminada con Cromo hexavalente (ATSDR, 2008)

El Cr puede presentarse en varios estados de valencia, los más comunes e importantes son Cr metálico, Cr III y Cr VI. La toxicidad aguda y crónica por Cr es causada principalmente por los compuestos Cr VI, siendo esta la forma más disponible, pero inestable en el suelo, para la absorción por las plantas. No existe evidencia que el Cr sea un elemento esencial para el metabolismo de las plantas. La mayoría de los suelos contienen cantidades significativas de Cr, pero su solubilidad para las plantas es limitada. Los suelos ricos en serpentina y los desechos de curtiembre tienen una concentración al de Cr (III), sin embargo, el Cr VI es la forma más disponible para las plantas. El Cr (VI) aumenta su solubilidad en rangos de pH bajo 5.5 y sobre 8. James y Bartlet (1984).

James y Bartlet (1984), observaron que la reducción del Cr (VI), seguida de la complejación del recién formado Cr (III), en la zona radial, puede aumentar la absorción y traslocación de Cr en raíces y tallos de poroto (*Phaseolus sp*.) y maíz (*Zea mays* L.). Los ácidos carboxílicos también incrementan la absorción de Cr en tomate y maíz.

En las plantas generalmente se observa un contenido de Cr mayor en las raíces que en las hojas y tallos, mientras que la concentración más baja está en los granos (James, 2002). El grado de toxicidad de los metales depende del tipo de elemento, de la concentración y la forma física o química en que se presente ya que esto regula su disponibilidad.

4.8.4.3. Arsénico:

El arsénico es un elemento natural ampliamente distribuido en la corteza terrestre. En el ambiente, el arsénico se combina con oxígeno, cloro y azufre para formar compuestos inorgánicos de arsénico. La inhalación de niveles altos de Arsénico inorgánico puede producir dolor de garganta e irritación de los pulmones. La ingestión de niveles altos puede ser fatal. La exposición a niveles más bajos puede producir náuseas y vómitos, disminución del número de glóbulos rojos y blancos, ritmo cardiaco anormal, fragilidad capilar y una sensación de hormigueo en las manos y los pies. La ingestión o inhalación prolongada de niveles bajos arsénico puede producir oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la planta de las manos, la planta de los pies y el torso. El contacto de la piel con Arsénico inorgánico puede producir enrojecimiento e hinchazón. El departamento de salud y servicios humanos (DHHS, por su sigla en inglés) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) han determinado que el Arsénico inorgánico es un elemento reconocido carcinogénico en seres humanos (ATSDR, 2007).

La acumulación de arsénico en las plantas puede estar afectada por muchos factores, incluyendo las especies de plantas, el tipo de compuestos utilizados, los métodos de aplicación, las condiciones del suelo y la aplicación de fertilizantes. Es raro que la acumulación de arsénico en las plantas alcance niveles perjudiciales para los seres vivos, porque invariablemente el crecimiento es reducido antes de que el contenido alcance niveles tóxicos.

La fitotoxicidad del arsénico viene determinada por la forma química presente en el suelo. El arsenito es más fitotóxico que el arseniato y ambos son mucho más fitotóxicos que el metanoarsoniato monosódico (MSMA) y el ácido cacodílico (CA). Si los arsenicales son aplicados foliarmente, entonces el CA es el más fitotóxico (Sachs y Michaels, 1971). La fitotoxicidad de los residuos de arsénico está influenciada más por las formas químicas que presenten que por su cantidad (Woolson et al., 1971b).

4.8.4.4. Plomo:

La intoxicación aguda se presenta acompañada de alteraciones digestivas, dolores epigástricos y abdominales, vómitos, alteraciones renales y hepáticas, convulsión y coma. En tanto que la intoxicación crónica puede involucrar neuropatías, debilidad y dolor muscular, fatiga, cefalea, alteraciones del comportamiento, parestesias, alteraciones renales, aminoaciduria, hiperfosfaturia, nefritis crónica, encefalopatía, irritabilidad, temblor, alucinaciones con pérdida de memoria, cólicos y alteraciones hepáticas (INE, 2009)

4.8.4.5. Mercurio:

El mercurio se presenta en tres estados de oxidación en el ambiente, el estado elemental (Hg), estado mercurioso (Hg^{+}) y estado mercúrico (Hg^{++}). La naturaleza de la especie y su abundancia depende de varios factores, entre estos el pH, el potencial redox, la naturaleza y concentración de los aniones que forman complejos estable con el mercurio.

4.8.5. CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

El suelo no es solamente un receptor geoquímico para los contaminantes sino también actúa como un regulador natural que controla el transporte de elementos químicos y sustancias a la atmosfera, hidrosfera y biota.
Knox et al (1999) se refieren a un suelo contaminado como un suelo cuyo estado químico se desvía de la composición normal pero no tiene un efecto negativo hacia los organismos.
La Comunión Económica Europea ha propuesto unos límites máximos permitidos en los suelo (LMP) para los metales pesados Cadmio, Plomo y Mercurio, la Eco SSL para Arsénico y la USEPA para Cromo (Tabla 1).

Parámetro	Límites Máximos Permisibles(ppm)
Cadmio	1-3
Plomo	50-300
Mercurio(Hg)	1-1.5
a) Límites máximos permisibles establecidos por la Comunión Económica Europea, 1986.	
Arsénico	18
Cromo	130
b) Límites máximos permitidos establecidos por la Eco SSL para Arsénico, para Cromo no existe una regulación por parte de las legislaciones Eco SSL y CEE, para esta investigación se tomó como nivel de referencia 130ppm de USEPA (reportado en Brizuela, 2012).	

Tabla 1. a) Límites máximos permisibles establecidos por la Comunión Económica Europea para los metales Cadmio, Plomo y Mercurio, 1986.,b) Límites máximos permitidos establecidos por la USEPA para Cromo y Eco SSL para Arsénico.

Estos límites máximos permisibles para suelos son los tenidos en cuenta para el análisis de la información generada en esta investigación, lo anterior teniendo en cuenta que los métodos de extracción utilizado para la cuantificación de los metales pesados en el suelo son los mismos utilizados por la CEE para los metales Cd, Hg y Pb, los utilizados por la Eco SSL Estados Unidos para As y los utilizados por la USEPA para Cr.

5. MATERIALES Y MÈTODOS

La totalidad del presupuesto para cumplir cada actividad planteada en el presente proyecto es recurso de CORPOICA. Y todas las muestras fueron tomadas por investigadores de la Corporación.

5.1. Determinar la presencia y concentración de metales pesados en los suelos del sur del atlántico sometidos a la inundación por la ola invernal ocurrida en el país entre el periodo 2010 – 2011.

5.1.1. Localización del estudio

El estudio se desarrolló en los suelos del Sur del Atlántico que estuvieron inundados por efecto de la Ola invernal durante el período 2010-2011, municipios de Manatí, Candelaria, Santa Lucía, Suan y Campo de la cruz. geográficamente se encuentran entre las coordenadas 75°57 O de longitud oeste y a los 10° 19 N de latitud norte al meridiano Greenwich. La zona está situada a una altura de 8 m.s.n.m, con una precipitación promedio anual de 821 mm, la temperatura promedio anual es de 30.4C, humedad relativa de 84%.(IDEAM, 2005)

5.1.2. MÉTODO

5.1.2.1. Fase de campo

Se realizó un muestreo aleatorio simple, en el cual se identificaron las fincas de productores afectados por la ola invernal en los municipios estudiados, el muestreo permitió analizar la variabilidad de las concentraciones de metales pesados en los suelo. En este tipo de muestreo todas las áreas de los municipios (fincas) tenían la misma probabilidad de ser escogidos.

- **Número de muestras**

El número de muestras, necesario para caracterizar la población de estudio, se debe definir en función de la variabilidad de las características estudiadas en la zona de estudio (Schleuß y Müller, 2001), y de la precisión con la que se quiere caracterizar la población (Wollum, 1994). Estas dos premisas están integradas en una fórmula estadística, ampliamente utilizada en estudios edáficos (Crépin y Johnson, 1993; Dick et al., 1996; Tan, 1996) para la obtención del tamaño óptimo muestral. La fórmula es la siguiente:

$n = t^2 s^2 / E^2$ (1)

donde, **n** es el tamaño muestral óptimo, **t** es la t de Student para un nivel de confianza dado, **s** es la desviación estándar de la población y **E** es el error de muestreo prefijado.
Las muestras de este estudio cumplen el primer requisito, ya que se tomaron mediante un muestreo aleatorio simple, y, para cumplir la segunda premisa, previamente a la aplicación de la fórmula, se identificaron posibles valores discordantes mediante el diagrama de caja. La normalidad se comprobó aplicando el test de Kolgomorov-Smirnov para poblaciones superiores a 50 muestras o el test de Shapiro-Wilkinson para poblaciones inferiores a 50 muestras.

Una vez evaluada la normalidad de las poblaciones, se aplicó la ecuación 1 para un nivel de confianza del 95% y un error de muestreo prefijado del 10% de la media muestral, según proponen Montiel y Blanco (2001) como niveles satisfactorios para estudios de suelos. De los resultados obtenidos tras aplicar la fórmula para cada metal, se escogió como tamaño muestral óptimo el que presentó mayor variabilidad, de acuerdo con Crépin y Johnson (1993).

Se tomaron 60 muestras de suelo en el municipio de Campo de la Cruz, 39 en Candelaria, 36 en Manatí, 53 en santa Lucía y 44 en Suan para conformar un total de 232 muestras de suelo. El número de muestras dependió del número de fincas identificadas en cada municipio y del área de cada finca.

Las muestras de suelo se tomaron con un palín a una profundidad de 20cm en cada punto seleccionado y georeferenciado, las cuales fueron enviadas al laboratorio para cuantificar los contenidos de metales pesados (Cd, Cr, Pb, Hg y As), a su vez con el fin de caracterizar otras variables químicas y físicas del suelo que pudieron ser modificadas o alteradas por las inundaciones, se determinaron en las mismas muestras de suelo colectadas los contenidos de; M.O, pH, P, S, Cationes intercambiables (Al, Ca , Mg, K, Na), C.E, Elementos menores (Fe, Cu, Zn, Mn, B) y algunas propiedades físicas; densidad aparente y textura .

La metodología de análisis serán las utilizadas por el laboratorio de C.I. tibaitata, las cuales se describen a continuación:

5.1.2.2. Fase de laboratorio.

En la fase de laboratorio se determinaron los contenidos de metales pesados (Cd, Cr, As, Pb y Hg) de las muestras de suelo recolectadas.

Los métodos de extracción utilizados corresponden a los implementados por el laboratorio de Corpoica-C.I.Tibaitatá.

Tabla 2. Métodos para determinación de propiedades químicas y físicas

DETERMINACIÓN	MÉTODO	REFERENCIA
Bases intercambiables *Ca+2, Mg+2, K+, Na+*	*Extracción con acetato de am 1N-pH 7 y la determinación por m del espectrofotómetro*	(IGAC, 1990).
pH	Potenciómetro con electrodo de v en relación (1:1)(Suelo-Agua)	(IGAC, 1990).
Elementos menores (Cu, Zn, Fe y Mn)	*Espectrofotometría de adsor atómica*	(IGAC, 1990).

Azufre(s) y Boro(B)	Fosfato monocálcico	(IGAC, 1990).
Al+H Acidez intercambiable	ClK 1N	(IGAC, 1990).
Materia Orgánica	Walkley y Black	(IGAC, 1990).
Fosforo (P)	Bray II	(IGAC, 1990).
Conductividad Eléctrica(C.E)	pasta saturada en relación ((agua-suelo)	(IGAC, 1990).
Determinaciones físicas		
Textura	Bouyucos	(IGAC, 1990).

5.1.3. Técnicas o procedimientos de análisis

El análisis estadístico de los datos obtenidos incluyó diferentes tratamientos que se pueden agrupar en:

Estadística descriptiva

Los parámetros principales de estadística descriptiva, como media, desviación estándar, coeficiente de variación, máximo y mínimo, se utilizaron para caracterizar las propiedades del suelo y los contenidos de metales en suelo y cultivos. Los resultados se presentan resumidos en tablas y permiten conocer los valores medios, así como la variabilidad de las variables analizadas. Además, se evaluó la normalidad de las poblaciones mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

Técnicas para estudiar relaciones entre variables

El análisis de las posibles relaciones entre variables se realizó mediante el establecimiento de correlaciones. Concretamente, se aplicaron para establecer las relaciones entre las variables de los siguientes grupos: propiedades físicas (Textura y % de arcillas), propiedades químicas (pH, CIC y %M.O) y por último la distancia al río.

a) Correlaciones

Las **correlaciones** permitieron establecer las relaciones lineales entre diferentes parámetros, ya que medían como estaban relacionadas linealmente las variables. No obstante, si entre las variables existía algún tipo de correlación no lineal no se pudo detectar mediante este análisis. Las correlaciones se establecieron mediante el cálculo de los coeficientes de correlación de Rho de Spearman. Este coeficiente presenta valores entre 1 y -1 y diferentes grados de significación, al nivel de 0,01 o de 0,05. Se utilizó esta prueba teniendo en cuenta que no requiere que las distribuciones de las poblaciones cumplan la normalidad, partiendo que los datos no cumplían el supuesto de normalidad.

Las correlaciones se establecieron entre las propiedades físicas, químicas y distancia al rio y las concentraciones de metales pesados en el suelo.

a) Comparación de medianas

Con el fin de comparar las concentraciones de metales pesados entre los municipios se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, y la prueba pos análisis de U de Mann-Whitney para comparar cuál de las medianas es significamente diferente de cual.

5.3.1. Construcción de mapas temáticos Conociendo las propiedades del semivariograma de las variables estudiadas, se elaboraron los gráficos de distribución espacial de cada variable, representados por mapas de isolíneas donde muestra los valores de la variable en cada punto de muestreo. Este se realizó mediante las técnicas de interpolación Natural Neighbor. La herramienta utilizada para la construcción de los mapas fue el programa ArGIS.

5.2. **Objetivo específico 2.**

Determinar el factor de Bioconcentración y transferencia de los metales pesados identificados en plantas establecidas luego de las inundaciones.

5.2.1. Análisis de bioconcentración y transferencia de metales pesados en cultivos establecidos luego de las inundaciones

Se realizó un muestreo aleatorio simple por los municipios, en el cual se colectaron muestras de pastos (*Cynodon dactylon* y *Panicum máximum*) y malezas (*Teramnus volubilis y Trianthema portulacastrum)* establecidos por los agricultores luego de las inundaciones, lo anterior teniendo en cuenta que la principal vocación de estos predios es la ganadería por lo cual estos cultivos se pueden convertir en focos de contaminación en la medida que puedan adsorber estos metales a sus órganos pudiendo transferir la contaminación a través de la cadena trófica. Partiendo de lo anterior, a las plantas seleccionadas se les realizó un corte separando la parte aérea de la raíz y se enviaron al laboratorio para determinar la concentración de estos metales en cada órgano de la planta. En total se tomaron diez 10 plantas/especie/municipio, simultáneamente se tomaron muestras de suelo en los sitios donde se colectaron las especies para determinar los factores de bioconcentración para cada planta evaluada.

Por otra parte también se realizó un muestreo aleatorio simple en todos los municipios, en el cual se seleccionaron al azar plantas de Buchón de Agua en todos los municipios seleccionados teniendo en cuenta la capacidad de estas de adsorber iones pesados, lo cual después de secarse el suelo estás mueren en el sitio pudiendo incorporar estos metales de forma definitiva al suelo y con ello generando contaminación. Al igual que para el pasto y las malezas seleccionadas al buchón de agua se le realizó un corte separando la parte aérea de la raíz, pero a la vez se tomó una muestra de agua en el sitio donde se hizo la colecta de la planta para determinar la concentración de los metales pesados en la solución y correlacionarlo con las concentraciones detectadas en la raíz y la parte aérea.

5.2.2. Determinaciones de la acumulación de metales en la raíz y área foliar de los cultivos seleccionados

Tanto para el área foliar como para la raíz de las especies estudiadas se cuantificaron los contenidos totales de metales pesados (Cd, Cr, As, Pl, Hg). Los métodos de extracción utilizados fuern los implementados por el laboratorio de Corpoica-C.I.Tibaitatá.

Con los resultados obtenidos en los análisis foliares, se determinó el factor de bioconcentración y transferencia relacionando las concentraciones de metales pesados encontradas en la parte aérea y raíz de las plantas con las concentraciones inicialmente identificada en el suelo.

Para lo cual se realizó el procedimiento descrito por Olivares y Peña (2009), modificando el extractante del suelo tanto en raíz como en la parte aérea, donde:

FB= C metal pesado en tejido vegetal (raíz, parte aérea) / CS metal pesado detectado en el suelo

Donde:

FB = Factor de bioconcentración

C = Concentración del metal pesado (Cd, Cr, Pl, As y Hg) en tejido vegetal

CS = Concentración de metal pesado (Cd, Cr, As, Pl, y Hg) en el suelo extractable por el método implementado por el laboratorio C.I.Tibaitatá-Corpoica

Y el factor de **transferencia** de raíz a la parte aérea de las plantas seleccionadas de acuerdo a Zhang *et al*. (2006) y Olivares y Peña (2009) utilizando la siguiente relación.

FT = C del metal pesado en parte aérea / C del metal pesado en raíz

Donde:

FT = Factor de transferencia

C = Concentración de metal pesado en la parte aérea y raíz

5.2.3. Análisis estadístico:

Se realizó una prueba de Kruskal Wallis para comparar las concentraciones de metales pesados entre las distintas especies muestreadas y la prueba de U Mann Whitney para comparar entre las concentraciones de metales pesados de la parte aérea de las plantas con las concentraciones en las raíces. Se realizaron tablas de contingencia para ver las respuestas de los cultivos a las concentraciones de metales pesados en el suelo. La unidad experimental fueron las concentraciones de metales pesados en el suelo seleccionado y la variable respuesta la concentración de metales pesados transferida desde el suelo a la planta.

5.3. Objetivo 3. Caracterizar el riesgo toxicológico de daño a la salud al personal expuesto, a suelos y vegetales contaminados por metales pesados.

La evaluación del riesgo en Colombia, para empezar debe ser flexible, iterativa y dinámica. Flexible porque, si bien debe estar basada en principios científicos rigurosos, se deben aceptar metodologías con suficiente rigor científico y aplicadas con criterios ya que no se posee mucha información. Debe ser iterativo, pues a medida que se ajusta un valor, todo el proceso debe ajustarse. También debe ser dinámico, es decir, se debe entender que el proceso debe repetirse periódicamente ya que con el estado actual de la investigación y el conocimiento, este ejercicio permite identificar los vacíos de información, los cuales deben mejorar a medida que avanza el conocimiento de la realidad y así a medida que se llenen los vacíos se podrá introducir en la evaluación del riesgo valores de parámetros obtenidos en las condiciones particulares, lo cual dará como resultado un producto con un menor grado de incertidumbre (Toro, 1997).

Para la evaluación del riesgo toxicológico se tuvo en cuenta las concentraciones de metales pesados cuantificada en los suelos de los municipios estudiados(objetivo 1), simultáneamente se estableció ¼ de hectárea en una finca seleccionada al azar en el municipio de Santa Lucía, en cual se establecieron plantas de ahuyama y pepino, a una distancia de 50cm entre plantas y 1m entre surco, con el fin de seleccionar al azar frutos de estos cultivos para cuantificar las concentraciones de los metales pesados. En total se seleccionaron 52 al azar de cada fruto.

Se partió de un estresor conocido, metales pesados a evaluar, se determinó la distribución espacial de los metales adelantando un análisis de transporte, transferencia y transformación o análisis de las tres trans. Con lo anterior se determinaron los puntos de exposición potenciales, es decir donde se colocarán en contacto el estresor y los componentes ecológicos (TORO, 2010). De allí se siguió el siguiente procedimiento metodológico para la evaluación del riesgo toxicológico.

5.3.1. Estimación del riesgo

El método para la estimación preliminar del riesgo que se expone en la presente investigación es el propuesto por OPS/OMS, el cual se basa en la metodología de estimación de riesgo desarrollado en los Estados Unidos (Díaz, 1999).

a) Identificación del contaminante

Para este caso se dio respuesta a los siguientes interrogantes los cuales hacen parte de la INSPECCIÓN descrita en el marco teórico:

¿Cuál es la ruta de exposición más importante en el sitio?
¿Cuáles son los contaminantes críticos detectados en dicha ruta?
¿Existe la posibilidad de que los contaminantes se transporten de un medio a otro?
¿Cómo se da la exposición a los contaminantes (frecuencia, duración, etc.)?
¿Cuál es la población en riesgo (niños, adultos, mujeres embarazadas, etc.)?
¿Cuáles son los efectos tóxicos de los contaminantes críticos?

b) Análisis Dosis-Respuesta

Para la evaluación de la dosis-respuesta se tuvo en cuenta unas dosis de referencia establecidas por la EPA y ATSDR, las cuales implican que las sustancias químicas, bajo esta concentración de metales pesados en el suelo y plantas o frutos no son nocivas, es decir una sustancia bajo estas concentraciones no deberá representar un riesgo para la gran mayoría de individuos.

Una vez definido las dosis de referencia de la EPA o ATSDR, se procedió a calcular la máxima dosis experimental en la cual no hay efecto alguno por concentraciones de metales pesados en suelos, tejidos y frutos (NOAEL), y la dosis mínima donde se observó algún tipo de efecto (LOAEL), estos valores fueron obtenidos de la literatura reportada por ATSDR.

c) Estimación de la exposición

En esta sección se busca conocer aproximadamente la dosis de contaminante que está siendo absorbida por el individuo expuesto, para este caso se analizó la adsorción de las plantas expuestas (hortalizas-pepino) a las concentraciones de metales pesados en el suelo y de los individuos expuestos.

Para estimar la exposición se siguen algunas reglas simples:
1. Considerar sólo los medios ambientales para los que se cuenta con datos analíticos confiables.
2. Anotar la concentración mínima, máxima y promedio del contaminante crítico para el medio ambiental seleccionado.
3. Analizar la vía de exposición para la ruta crítica (ingesta para suelo, polvo, alimento y agua; inhalación por aire; dérmica para orgánicos; etc.).
4. Definir el grupo poblacional de mayor riesgo en el sitio.

Se establecieron tres dosis de concentraciones de metales pesados en el suelo y plantas: la dosis mínima, para la cual se emplea el valor mínimo de concentración ambiental del contaminante en el medio seleccionado; la dosis máxima, que se obtiene con el nivel máximo y la dosis promedio, para la que se utilizan medidas como la media aritmética de la concentración del contaminante en el medio ambiental.

Los parámetros para la estimación de la exposición fueron los siguientes:

Dosis

$$\text{Dosis}(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}) = \frac{Conc.\,x\,TI}{PC} FE$$

Dosis de exposición que está estimándose
Conc: Concentración del contaminante en el medio ambiental seleccionado
TI: tasa de ingestión diaria de agua = 1 litro/niño 2 litros/adulto
tasa de ingestión diaria de suelo = 350 mg/niño 50 mg/adulto
tasa ingestión diaria de polvo = 35 mg/ niño 5 mg/adulto
tasa de inhalación diaria de aire = 3.8 m3 / niños 15 m3 /niño
21 m3 /mujer 23 m3 /hombre

En el caso de los alimentos, mediante cuestionario se obtuvo información sobre el tipo de alimento, frecuencia de ingesta, cantidad consumida y método de preparación culinaria; no existen valores estándares ya que las costumbres pueden variar de manera importante según la región.

PC: Peso corporal = 10 kg/niños, 14 kg/niño (3-6 años), 25Kg niños (Aproximadamente 10 años) ó 70 kg/adulto
FE: Factor de exposición incluye datos de biodisponibilidad, absorción y/o temporalidad. Los datos pueden provenir de la literatura científica y del estudio efectuado en el sitio.

d) Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo se calculó para efectos no cancerígenos, dependiendo del metal pesado a evaluar.

5.3.2. Caracterización del riesgo no cancerígeno

1. Severidad del efecto en salud

La severidad del efecto puede clasificarse como catastrófico, serio o adverso. El efecto catastrófico es el que pone en riesgo la vida (por ejemplo, efecto letal, daño cardiaco, invalidez, retardo mental, desorden hereditario, osificación anormal). El efecto serio es aquél que sin poner en riesgo la vida sí causa un problema de salud (por ejemplo, función alterada de órganos, daño neurológico, efecto en el comportamiento, aborto, infertilidad, etc.). El efecto adverso es el que no se puede definir directamente como una enfermedad, pero sí como una alteración (por ejemplo, bajo peso al nacer, actividad enzimática disminuida, hiperplasia o hipertrofia de tejidos, irritación de ojos o piel, alteración reversible del funcionamiento orgánico, etc.).

2. Relación dosis estimada/RfD o MRL = riesgo individual

La **relación dosis/RfD** (o MRL) es un factor que resulta de dividir la dosis estimada entre la dosis de referencia (EPA) o la dosis de riesgo mínimo (ATSDR). Significa que entre más alto sea este factor, mayor será el riesgo individual de desarrollar un efecto adverso; la EPA denomina Índice de Peligro a esta relación. Además, la dosis estimada se puede comparar también con la NOAEL o LOAEL.

e) Factores asociados al riesgo.

En este caso se realizará una descripción de los factores que puedan alterar la exposición al contaminante o la toxicidad de este.

f) Análisis Final

Una vez se recopilada la información obtenida a partir de la caracterización del riesgo, de los factores asociados al riesgo y antecedentes bibliográficos sobre toxicidad y comportamiento de los metales pesados, se procedió a construir un análisis final de riesgo.

6. RESULTADOS

6.1. Objetivo específico 1. Determinar la presencia y concentración de metales pesados en los suelos del sur del atlántico sometidos a la inundación por la ola invernal ocurrida en el país entre el periodo 2010 – 2011.

RESUMEN

El objetivo fue determinar la presencia y concentración de los metales pesados en los suelos de los municipios de Santa Lucía, Campo de la Cruz, Manatí, Suan y Candelaria en el Sur del departamento del Atlántico, afectados por la ola invernal 2010-2011. Se encontraron concentraciones detectables analíticamente de cadmio, cromo, mercurio, arsénico y plomo. Se identificaron un número reducido de fincas con concentraciones de arsénico que superan los límites máximos permisibles establecidos por la Eco SSL Estados Unidos para este metal en suelos, en todos los municipios evaluados, adicionalmente en menor proporción fincas con concentraciones de cadmio, cromo y mercurio superiores a los límites máximos permitidos establecidos por la Comunión Económica Europea (CEE) para los metales Cadmio y Mercurio y los establecidos por la USEPA para Cromo. Por su parte no se identificaron zonas con concentraciones de plomo superiores a los límites máximos permitidos establecidos por la CEE para este metal. Estas concentraciones de metales pesados cuantificadas abren la puerta para realizar muchas investigaciones en estos suelos, en esta investigación serán la base para estimar el riesgo para la salud de las personas expuestas a estas concentraciones, además serán fundamental para estimar los factores de bioconcentración de algunas plantas establecidas luego de las inundaciones, las cuales serán tratados en los capítulos siguientes.

6.1.1. Concentración de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico.

Se procesaron 137 fincas que representan 232 muestras de suelo, 39 fincas en el municipio de Candelaria, 35 en Manatí, 28 en Campo de la Cruz, 22 en Santa Lucía y 13 en el municipio de Suan, las cuales todas presentaron concentraciones detectables analíticamente de metales pesados(As, Cr, Hg, Cd y Pb). Del total de muestras analizadas, en el 35% las concentraciones de As superaron los límites máximos permisibles (LMP) establecidos por la Eco SSL para este metal(LMP de As=18ppm), el 2 % las concentraciones de Hg superaron los límites máximos permisibles de Hg establecidos por la CEE(LMP de Hg=1-1.5ppm), 4.3 % las concentraciones de Cd superaron los umbrales permitidos para Cd igualmente establecidos por CEE(LMP de Cd=1-3ppm), en el 100% de las muestras las concentraciones de Cr y Pb no superaron los límites máximos establecidos para cada metal respectivamente(LMP de Pb=50-300ppm(Según CEE) y LMP de Cr=130ppm(Según USEPA), a excepción de la finca Villa Martha en el municipio de Candelaria y Guayacanes en Manatí, donde se cuantifico concentraciones de Cr superiores a los límites máximos permisibles para este metal. En la tabla 3 se relacionan las concentraciones mínimas, promedio y máximas de cada metal estudiado.

Tabla 3. Concentraciones mínimas, media y máxima de metales pesados en los municipios del Sur del atlántico.

Municipio	Valor	Hg	Pb	Cr	Cd	As
		mg/kg				
Santa Lucia	Media	2.82	4.21	46.80	1.58	9.80
	Máximo	28.20	11.00	106,00	8.33	29,63
	Mínimo	0.01	0.10	4,00	0.25	0.13
Suan	Media	0,04	7.17	65.89	1.56	13.44
	Máximo	0,08	14.00	117,00	2,25	50,23
	Mínimo	0,00	2,92	39.54	0,59	2,58
Campo Cruz	Media	0,06	6,84	59.64	2.00	12.95
	Máximo	0,31	17.00	101,00	8,77	74,35
	Mínimo	0,00	3.13	31.55	1.18	0,85
Manatí	Media	0,08	5,06	61.77	1,66	30.05
	Máximo	0,23	10.33	157.00	3,56	447,56
	Mínimo	0,02	2,60	18,70	0,26	0,49
Candelaria	Media	0,07	7,06	72,71	1,29	76,14
	Máximo	0,14	14,15	154,29	6,72	634,28
	Mínimo	0,00	2,64	33,10	0,43	0,85

Relacionando las concentraciones de los metales pesados por municipios muestreados se relaciona lo siguiente;

6.1.1.1. Campo de la Cruz

Las concentraciones de Hg, Pb y Cr en los suelos de las fincas muestreadas en el municipio de Campo de la cruz no superan los límites máximos permisibles de estos metales establecidos por la Comunión Económica Europea (CEE) para los metales Hg y Pb y establecidos por la USEPA para Cr(Figuras 4,5,6), sin embargo en el 28% de la fincas(El Amparo, El Puyal, Lomita Linda, Caño Lindo, La Colibrí, Los Castillos 1, El Horizonte y Caño Bravo) se evidenció concentraciones de arsénico superiores al límite máximo permisible reportado por Eco SSL (18mg/kg)(Figura 2) y en la finca Parcela 20 se cuantificó concentraciones de Cd superiores a los límites máximos permisibles(1-3 mg/kg)(Figura 3).

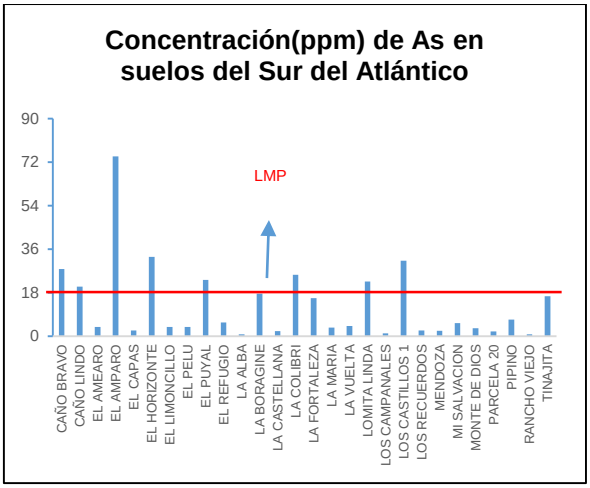


Figura 2. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz.

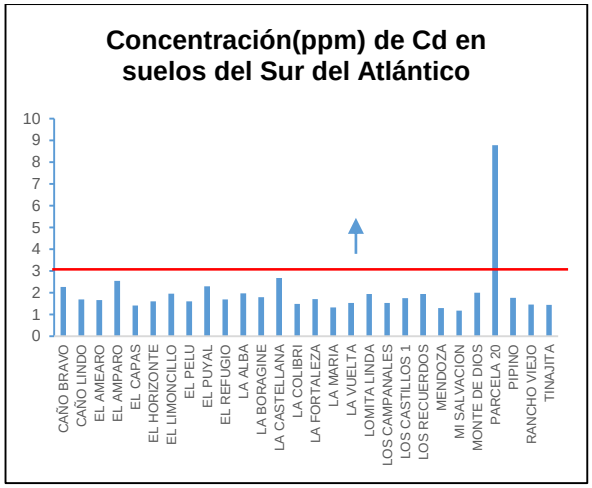


Figura 3. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz.

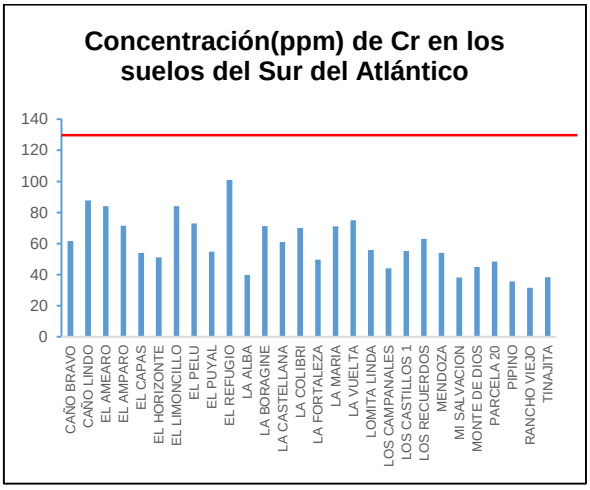


Figura 4. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz.

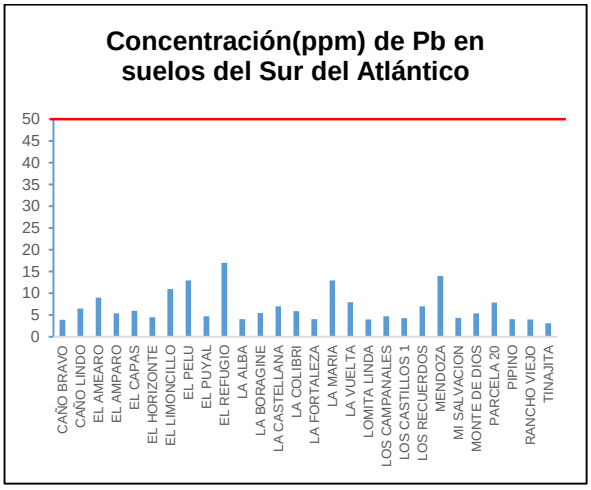


Figura 5. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz.

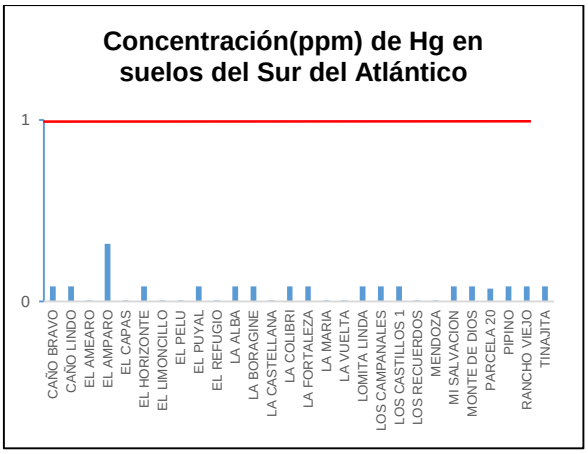


Figura 6. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Campo de la Cruz.

6.1.1.2. Municipio de Santa Lucía

Por su parte en el municipio de Santa Lucía, del total de fincas muestreadas, el 18% de las fincas presentaron concentraciones de Arsénico superior al límite máximo permisible de este metal en el suelo(18mg/kg) reportados por Eco SSL, en el 9% las concentraciones de Cadmio eran superiores a los límites máximos permisibles establecidos por la CEE (1-3mg/kg) y en el 14% las concentraciones de mercurio superan los límites permisibles establecidas por CEE(1-1.5mg/kg), por último las concentraciones Pb y Cr no superaron los límites máximos permitidos de estos metales establecidos por la CEE para Pb y por la USEPA para Cr(Figuras 7-11).

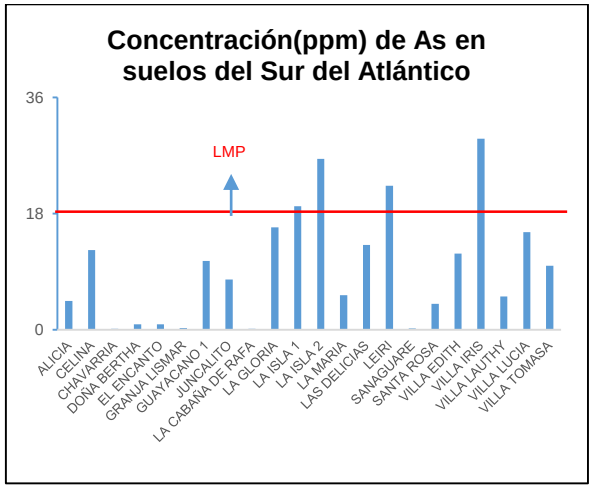


Figura 7. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía.

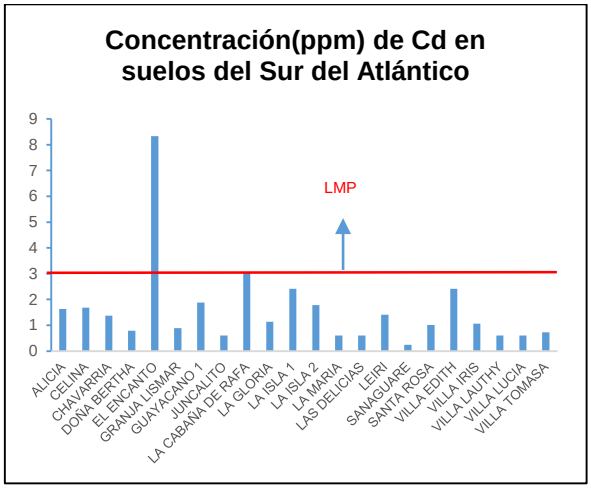


Figura 8. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía.

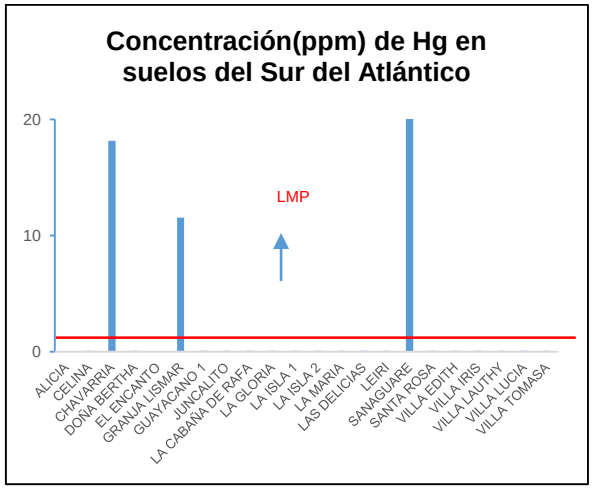


Figura 9. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía.

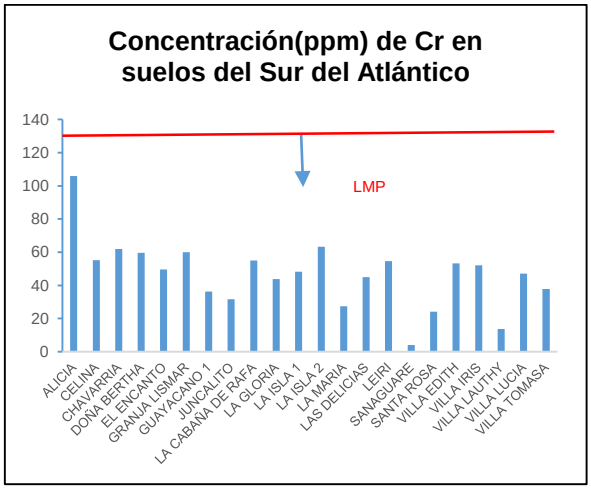


Figura 10. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía.

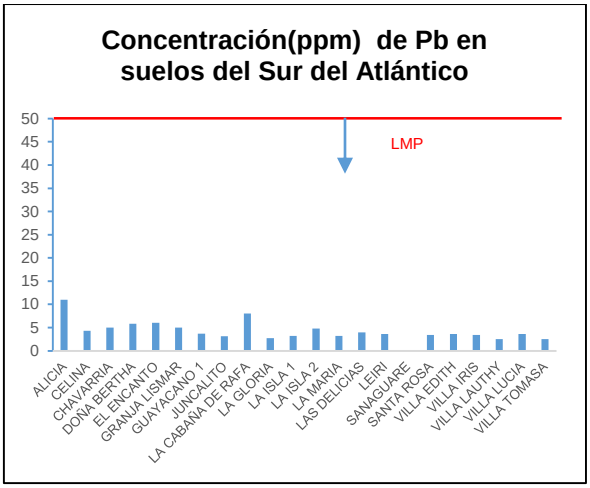


Figura 11. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Santa Lucía.

6.1.1.3. Municipio de Candelaria

En el municipio de Candelaria se evidenció concentraciones de Arsénico superiores al límite máximo permisible establecido por la Eco SSL en el 38% de las fincas (Figura 12), en el 8 % las concentraciones de cadmio superan los límites máximos permisibles establecidos por la CEE para cadmio y en el 3% las concentraciones de cromo superan los LMP reportados por la USEPA para cromo (Figuras 15 y 16), en el resto de fincas las concentraciones no alcanzaron el umbral o límites máximos permisibles para plomo y mercurio, establecidos por la CEE(Figura 13 y 14).

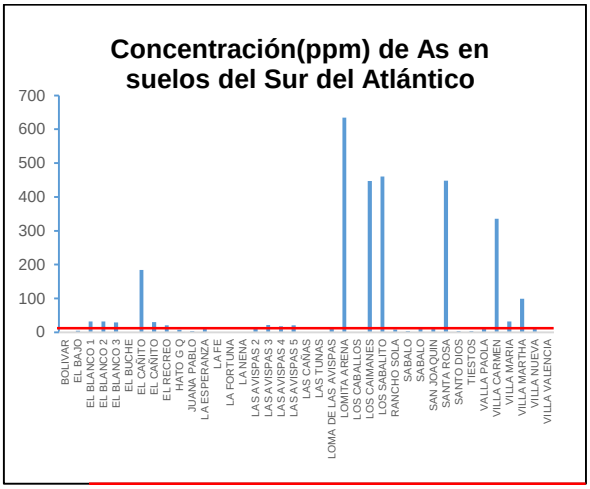


Figura 12. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria.

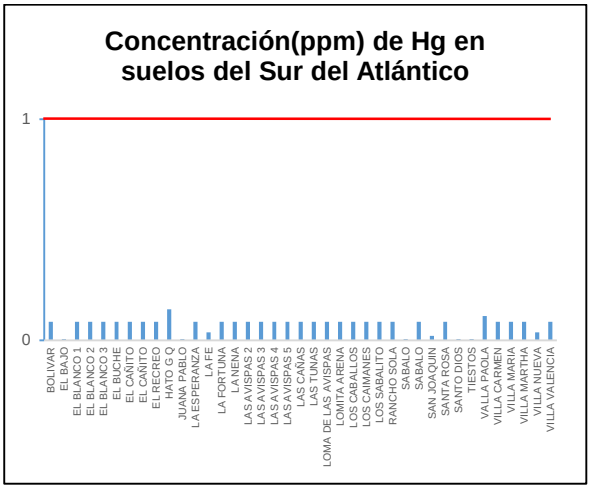


Figura 13. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria.

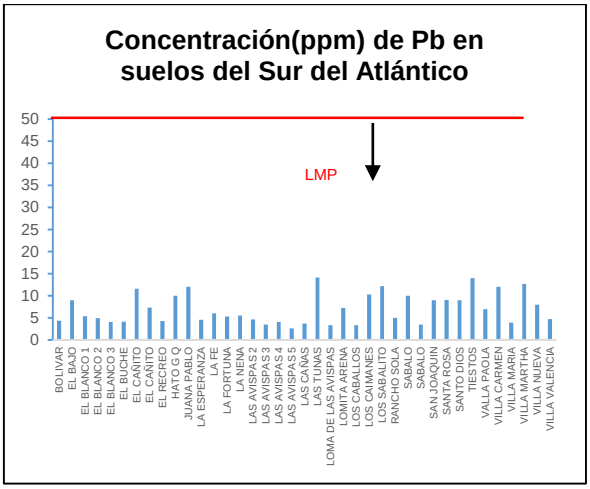


Figura 14. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria.

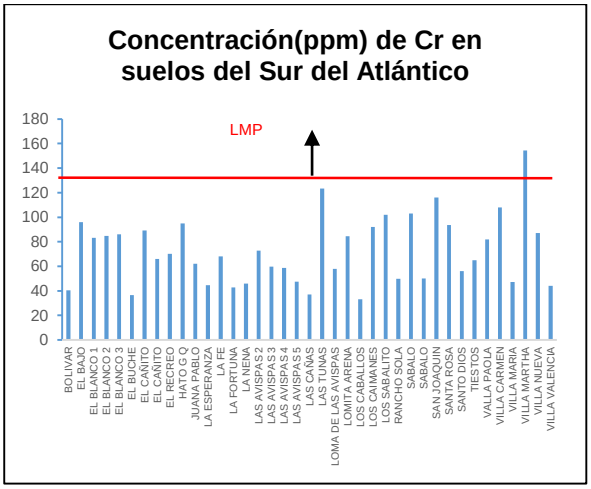


Figura 15. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria.

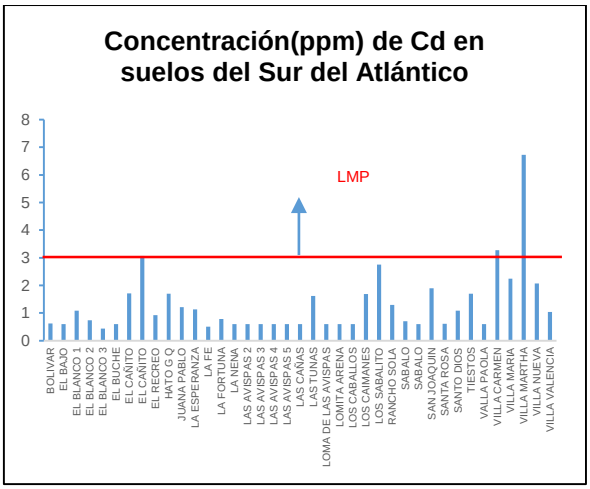


Figura 16. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Candelaria.

6.1.1.1. Municipio de Manatí

En el municipio de Manatí en el 48% de las fincas muestreadas las concentraciones de As en los suelos superan los límites máximos permisibles establecidos por la Eco SSL para este metal (Figura 17), en el resto de fincas las concentraciones de todos los metales evaluados (Cd, Cr, Pb, y Hg) no superan los límites máximos permisibles reportados por la CEE para los metales Cd, Hg y Pb y los establecido por la USEPA para Cr (Figuras 18-21), a excepción de la concentraciones de Cd en la finca la María . Las fincas que presentan concentraciones superiores al límite máximo permisible para arsénico (18mg/kg) son las fincas Buena Vista, Villa Isabel, Santa Inés, La Perra, Guarapaso 1, El Romance, Sabana Grande, El Volador, La Victoria, Tio Greto, Caño lindo, El Esfuerzo 1, Caño Pechi, Las Chascas,La Parcela, Los Guayacanes 1 y Los Guayacanes 2.

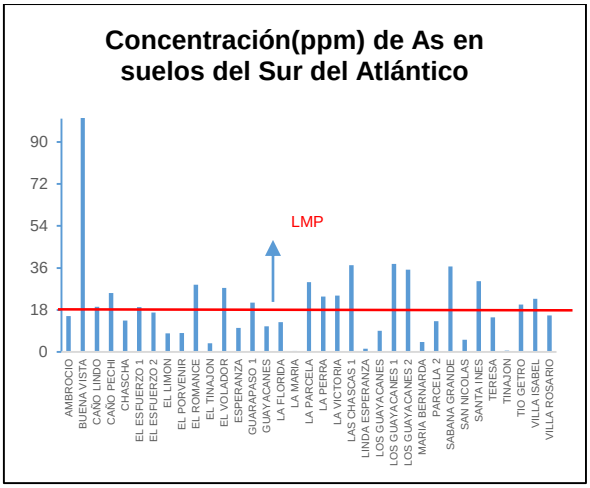


Figura 17. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí.

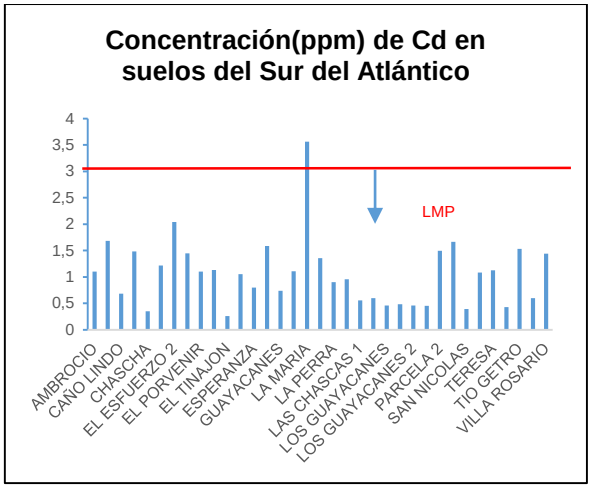


Figura 18. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí.

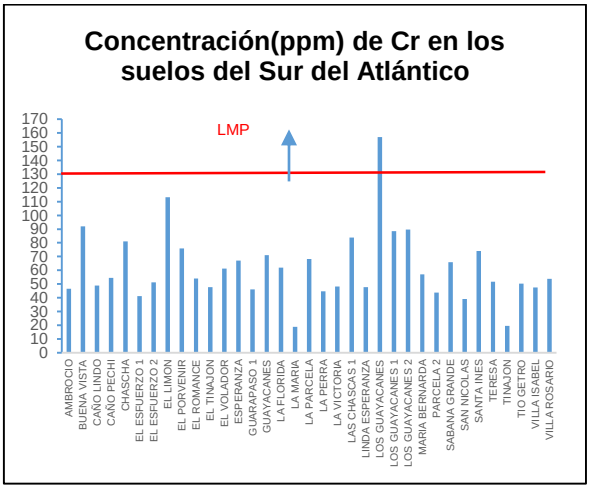


Figura 19. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí.

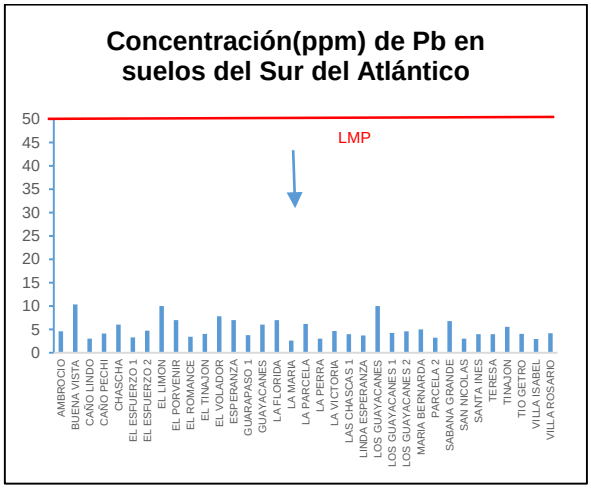


Figura 20. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí.

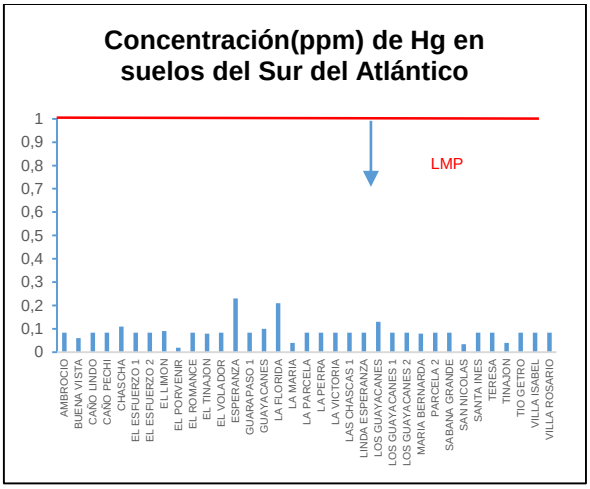


Figura 21. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Manatí.

6.1.1.5. Municipio de Suan

Por último en el municipio de Suan el 38% de las fincas presentaron concentraciones de As superiores a LMP establecidos por la Eco SSL para este metal (Figura 22). Las concentraciones de Cd, Pb y Hg no superaron los límites máximos permitidos establecidos por la CEE para estos metales y los establecidos por la USEPA para Cr (Figuras 23-26).

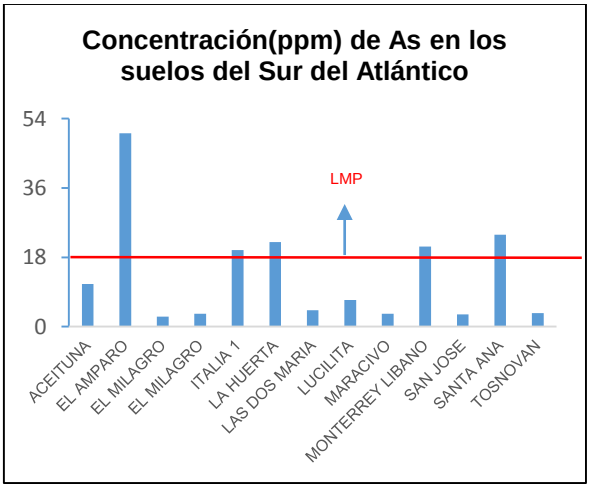


Figura 22. Concentración de As en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan.

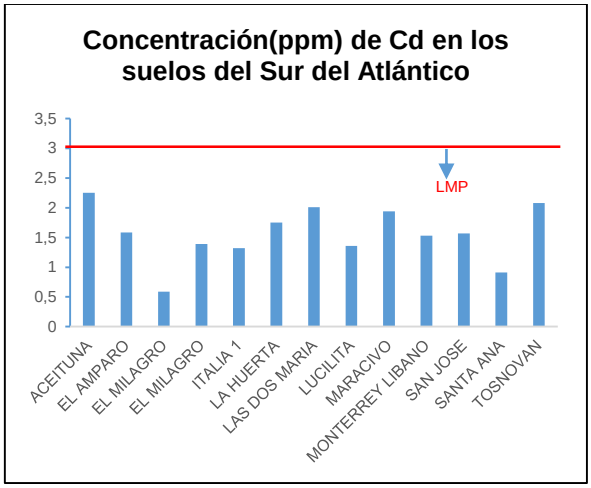


Figura 23. Concentración de Cd en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan.

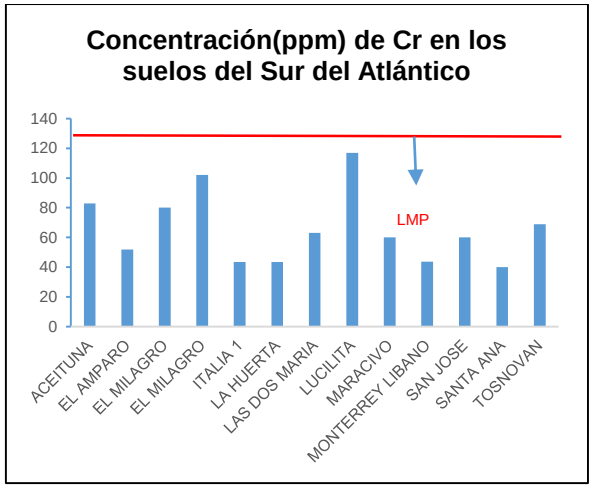


Figura 24. Concentración de Cr en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan.

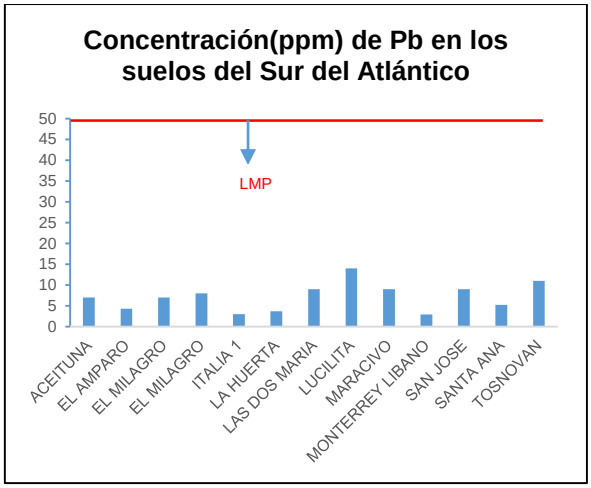


Figura 25. Concentración de Pb en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan.

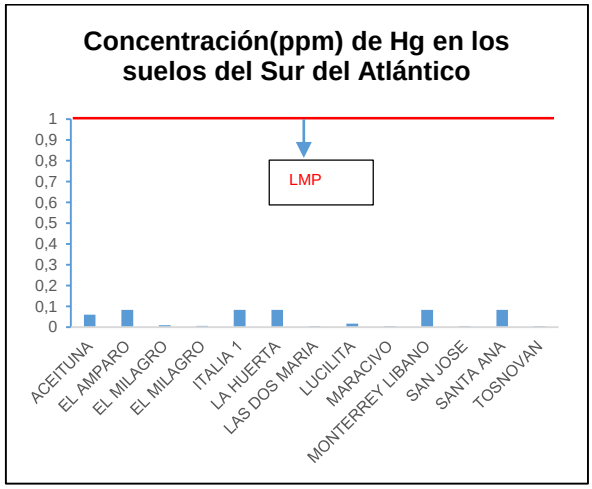


Figura 26. Concentración de Hg en las fincas muestreadas en el Municipio de Suan.

Analizando las concentraciones de los metales en los municipios muestreados se puede apreciar que en todos los municipios se identificaron por lo menos una finca donde las concentraciones de As superan los límites máximos permisibles establecidos por la Eco SSL Estados Unidos, razón por la cual este metal puede ser una probable fuente para causar riesgo para la salud de la población expuesta, sin embargo, es importante aclarar que las concentraciones de metales pesados cuantificadas hacen referencia a la concentración total del elemento presente en el suelo, sin especificar las formas químicas, lo cual requiere de un estudio más riguroso, además los límites máximos permitidos tenidos en cuenta en esta investigación fueron estudiados y soportados en otros países con suelos que tienen condiciones mineralógicas diferentes, por lo cual, la información generada a partir de este documento solo es una base que nos sirve para tener una idea o acercamiento de las condiciones nuestras. Teniendo en cuenta lo anterior es importante estudiar las formas químicas de los metales pesados presente en el suelo y su concentración, debido a que podríamos identificar que las formas químicas de los elementos presentes en el suelo, no representan ningún riesgo o por el contrario se requiere que se inicien estudios.

6.1.2. Comparación en las concentraciones de metales pesados entre los municipios muestreados.

Comparando las concentraciones de cada metal pesado evaluado entre los municipios, se encontró diferencias significativas con un nivel de confianza del 95%, entre las concentraciones de Hg, Pb, Cd y Cr de todos los municipios evaluados (prueba de Kruskal-Wallis < 0,05 para todos los municipios), por su parte las concentraciones de As no evidenciaron diferencias significas entre los municipios evaluados (prueba de Kruskal-Wallis > 0,05)(Tabla 4). Comparando las medianas de todas las concentraciones de cada metal por cada municipio, se observa que la concentración de Cd en el municipio de Candelaria es significativamente inferior a la concentración de los municipios de Suan y Campo de la Cruz. Por otra parte la mayor concentración de Cd en los suelos del Sur del Atlántico se cuantificó en el municipio de Santa Lucía (2.4 mg/kg)(figura 27). Por su parte las concentraciones de Cr en el municipio de Candelaria es significativamente superior a las concentraciones de Cr en los municipios de Santa Lucía, Manatí, Suan y Campo de la Cruz, sin embargo, la mayor concentración identificada de Cr se evidenció en el municipio de Manatí con (157.00 mg/kg)(Figura 28). La concentración de Pb es mayor significativamente en el municipio de Suan, que las concentraciones de los otros municipios y la mayor concentración de Pb se cuantificó en el municipio de Campo de la Cruz (13.2 mg/kg)(Figura 29). Para Hg se evidenció que la concentración de este metal en el municipio de Suan es significativamente inferior a las concentraciones de los municipios de Manatí, Candelaria y Santa lucía, y la mayor concentración de Hg se encontró en el municipio de Santa Lucía (28.20 mg/kg)(Figura 31). Por último la mayor concentración de As cuantificada se observó en el municipio de Candelaria (634.28 mg/kg)(Figura 30).

Elemento	Prueba de Kruskal-Wallis
Mercurio (Hg)	pvalué= 0,00288552
Cromo (Cr)	pvalué= 0,0109394
Plomo (Pl)	pvalué= 0,00116304
Arsénico (As)	pvalué= 0,158991
Cadmio (Cd)	pvalué= 0,00000433401

Tabla 4. Comparación entre las concentraciones de cada metal pesado cuantificado en los municipios del Sur del atlántico (Manatí, Candelaria, Suan, Campo de la Cruz y Suan.

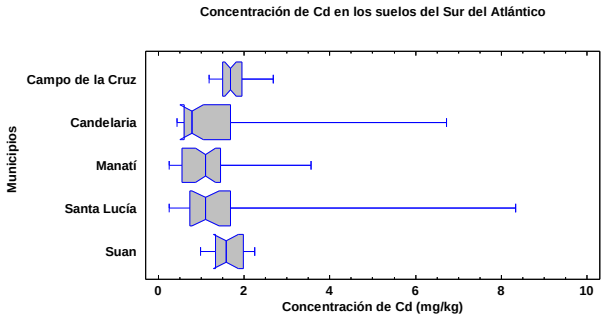


Figura 27. Concentración de Cd por municipio muestreado

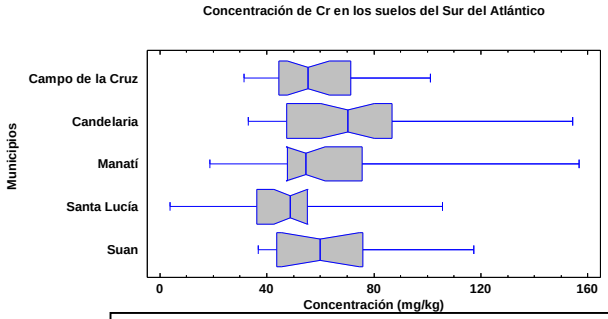


Figura 28. Concentración de Cr por municipio muestreado

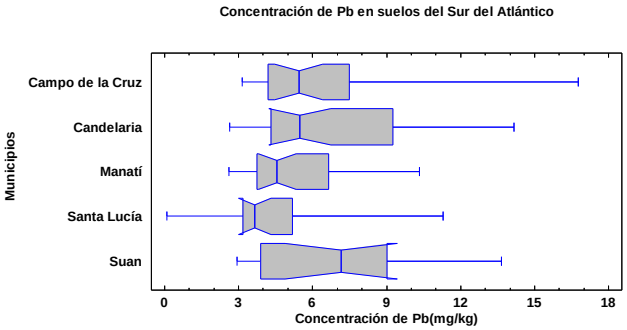


Figura 29. Concentración de Pb por municipio muestreado

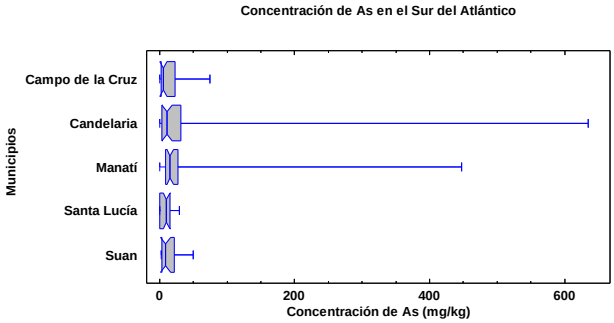


Figura 30. Concentración de As por municipio muestreado

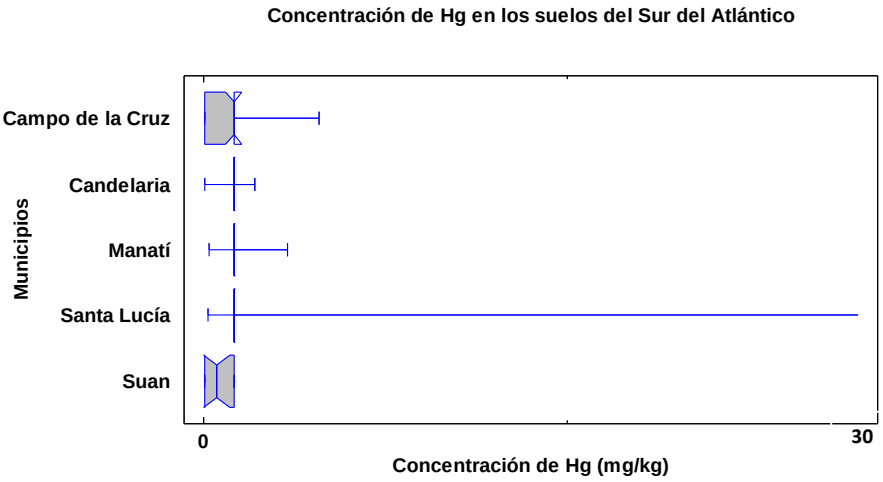


Figura 31. Concentración de Hg por municipio muestreado

6.1.3. Interpolaciones de las concentraciones de metales pesados en los suelos del sur del atlántico.

Al utilizar las herramientas de interpolación Natural Neighbor, se puede apreciar las zonas de cada municipio muestreado que presentan concentraciones de metales pesados superiores a los límites máximos permisibles (zona coloreada en rojo en los mapas). El As fue el metal que presentó mayor área donde las concentraciones superan los LMP en los cincos municipios muestreados, y de estos, los municipios de Candelaria y Manatí son los que presentan mayor áreas (figura 32). Por otra parte el mercurio le sigue al arsénico en cantidad de área donde las concentraciones de Hg superan los LMP, sin embargo, toda el área se encuentra en el municipio de Santa Lucía (figura 33). Para cromo se evidencio un área reducida donde las concentraciones de Cr superan los límites máximos permisibles para Cr, esta área se ubican en los municipios de Manatí y entre Candelaria y Campo de la Cruz (Figura 34). Las concentraciones de cadmio superiores a los LMP ocupan un área muy pequeña al igual que el cromo (figura 35). Por último al interpolar las concentraciones de Pb en los sitios no muestreados no se evidencia concentraciones superiores a los límites máximos permisibles en todos los municipios.

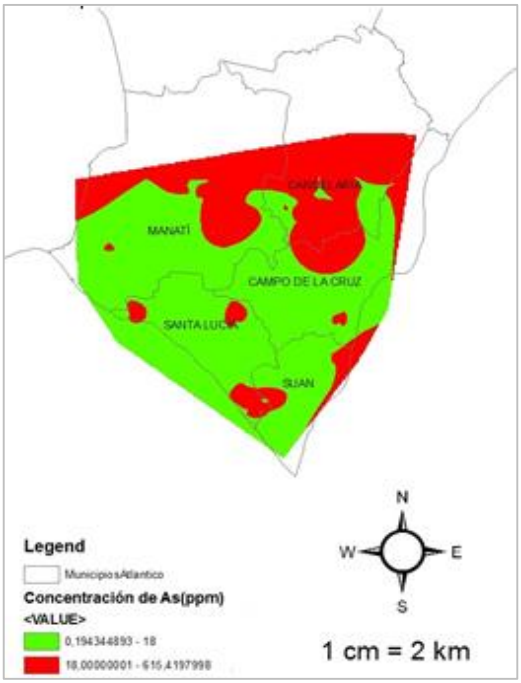


Figura 32. Concentraciones de As en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para As establecidos Eco SSL Concentraciones mayores a LMP para As

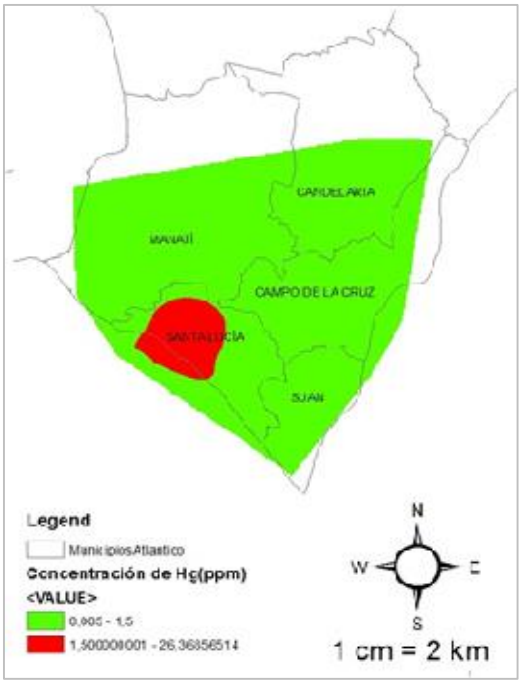


Figura 33. Concentraciones de Hg en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Hg establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Hg

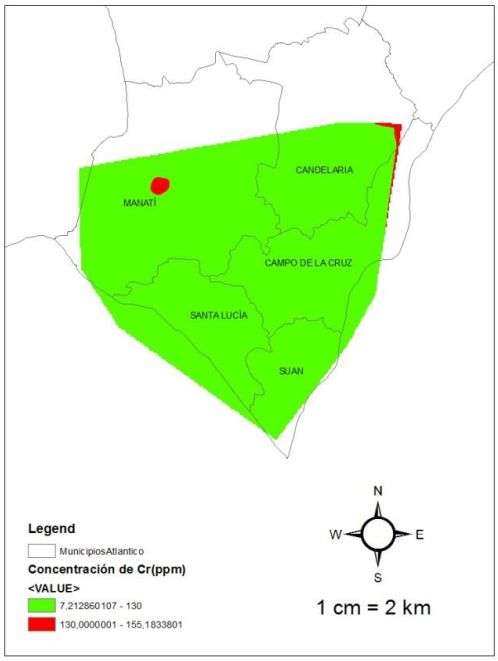


Figura 34. Concentraciones de Cr en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Cr establecidos USEPA Concentraciones mayores a LMP para Cr.

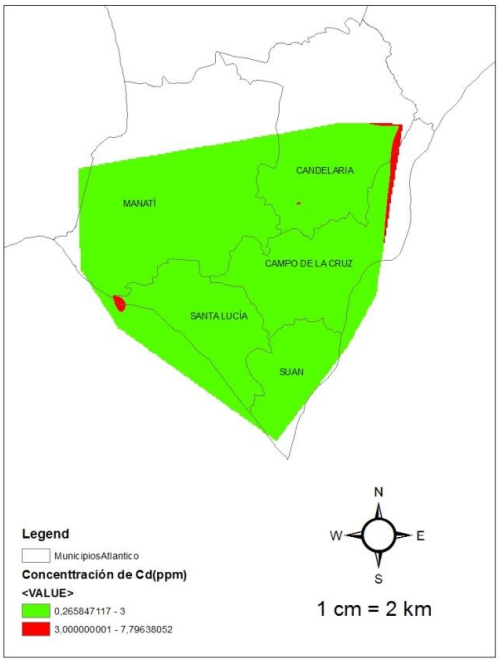


Figura 35. Concentraciones de Cd en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Cd establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Cd.

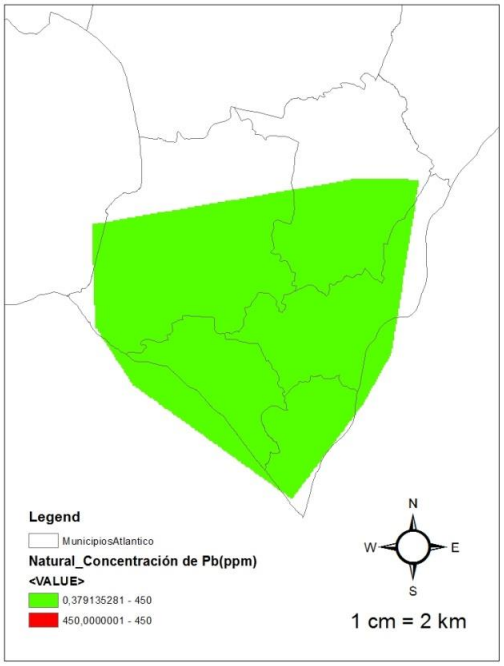


Figura 36. Concentraciones de Pb en los suelos del Sur del Atlántico menores a los límites máximos permisibles (LMP) para Pb establecidos CEC Concentraciones mayores a LMP para Pb.

Con el fin de precisar cómo se encuentran distribuidas las concentraciones de cada metal pesado evaluado se fraccionaron en tres rangos las concentraciones determinadas en los suelos del Sur del Atlántico.

En las gráficas 36 a la 40 se puede apreciar que las mayores concentraciones de cada metal evaluados se encuentran en un área continua y no fraccionadas en todos el territorio, esto ocurre para todos los rangos de concentraciones, lo cual manifiesta que la contaminación o concentraciones tienen un comportamiento lineal con respecto a la distancia u otro factor. Un factor particular son las concentraciones de Pb en los suelos, como se ha hablado en el transcurso del escrito, las concentraciones de este metal no superan los límites máximos permisibles en ninguna de las zonas de los municipios evaluados, sin embargo, al fraccionar las concentraciones de Pb determinadas en los suelos, se nota que tienen el mismo comportamiento de todos los metales que tienen concentraciones superiores a los límites máximos permisibles, es decir el mayor porcentaje de las concentraciones más alta de este metal se encuentran juntas o en un área en común, lo que verifica que existe alguna relación con algunos factores que pueden estar ocasionando esta distribución en los suelos (Figuras 37-41).

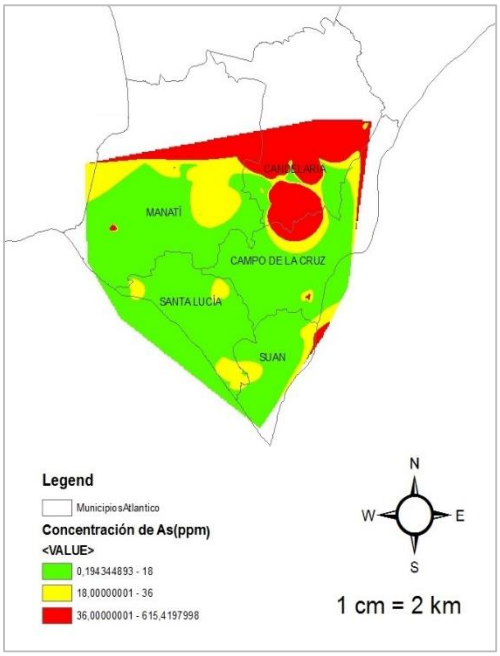


Figura 37. Distribución de concentraciones de As en los suelos Menores concentraciones de As, Concentraciones medias de As, Mayores concentraciones de As.

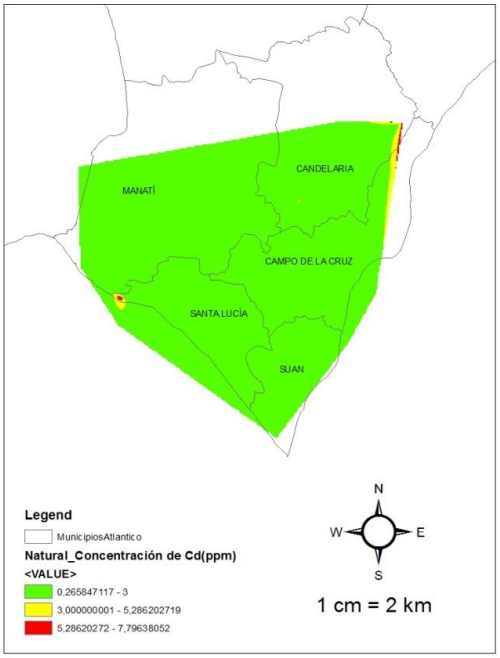


Figura 38. Distribución de concentraciones de Cd en los suelos Menores concentraciones de Cd, Concentraciones medias de Cd, Mayores concentraciones de Cd.

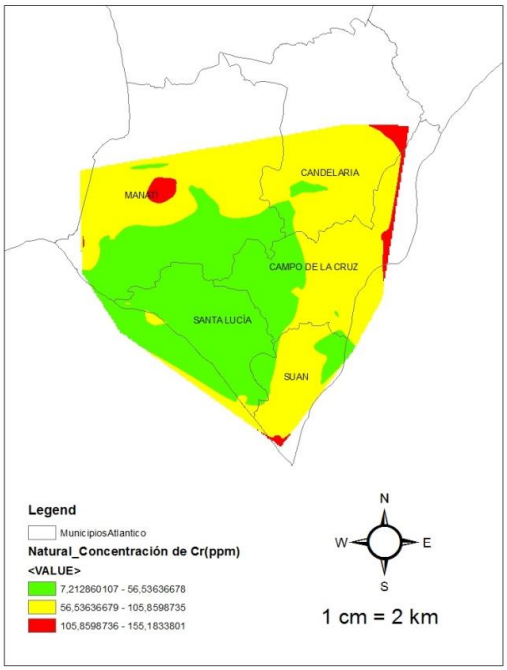


Figura 39. Distribución de concentraciones de Cr en los suelos Menores concentraciones de Cr, Concentraciones medias de Cr, Mayores concentraciones de Cr.

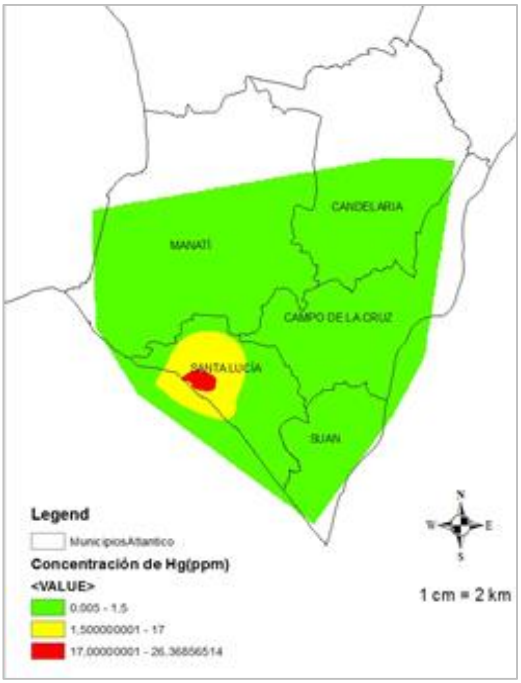


Figura 40. Distribución de concentraciones de Hg en los suelos Menores concentraciones de Hg, Concentraciones medias de Hg, Mayores concentraciones de Hg.

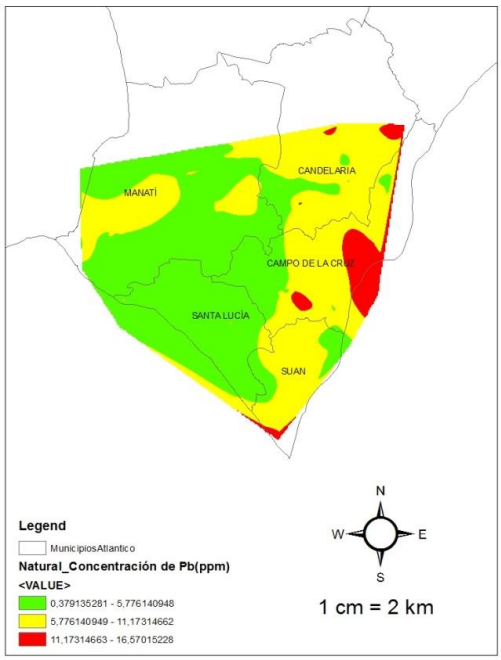


Figura 41. Distribución de las concentraciones de Pb en los suelos del Sur del Atlántico, Menores concentraciones de Pb, Concentraciones de medias de Pb, Mayores concentraciones de Pb encontradas en los suelos del Sur del Atlántico.

Las concentraciones de metales pesados cumplen un patrón de distribución común para los metales As, Pb, Cr y Cd, las mayores concentraciones se cuantificaron en los municipios de Manatí, Campo de la Cruz y Candelaria, mientras que mercurio presentó una distribución opuesto, las mayores concentraciones se encontraron en el municipio de Santa Lucia. Es de resaltar además, que las mayores concentraciones de As, Cr, Pb y Cd coinciden con las presencia de las clase textural arcillosas, es decir, los contenidos de arcillas influenciaron en la mayor retención de estos metales en estos suelos, por lo cual existe mayores concentraciones. Por su parte mercurio no presentó esta distribución, sin embargo, lo anterior puede ser porque las concentraciones de mercurio cuantificadas no provienen de los sedimentos depositados por el rio, o fueron depositados con anterioridad, por génesis de suelo o por alguna fuente externa cercana al sitio identificado con estas concentraciones.

6.1.4. Efectos de las propiedades físicas y químicas sobre la concentración de metales pesados en los suelos.

6. Textura

La textura del suelo es aquella propiedad que establece las cantidades relativas en que se encuentran las partículas de diámetro menor a 2 mm, es decir la tierra fina en el suelo, estas partículas, llamadas separados se agrupan en tres clases, por tamaños; Arena(A), Limo (L) y Arcilla (Ar) y son un factor importante para el movimiento de los metales pesados en los suelos y en la adsorción de estos (Jaramillo, 2011). En la figura(42), se muestran los tipos de texturas identificas en los suelos de los municipios del Sur del Atlántico, en esta se puede notar que la textura que predomina es la arcillosa para los municipios de Campo de la Cruz con un 39.2% del total de muestras,26.6% para Manatí y 42,8% en Suan, por su parte en el municipio de Candelaria y Santa Lucía predominaron la textura franco arcillosa con 51.4% y 27.2% respectivamente del total de muestras tomadas, lo anterior manifiesta que el agregado que predomina en los suelos del Sur del Atlántico es la Arcilla, lo anterior se justifica por el origen de los suelos, teniendo en cuenta que son suelos aluviales formados por sedimentos de los ríos.

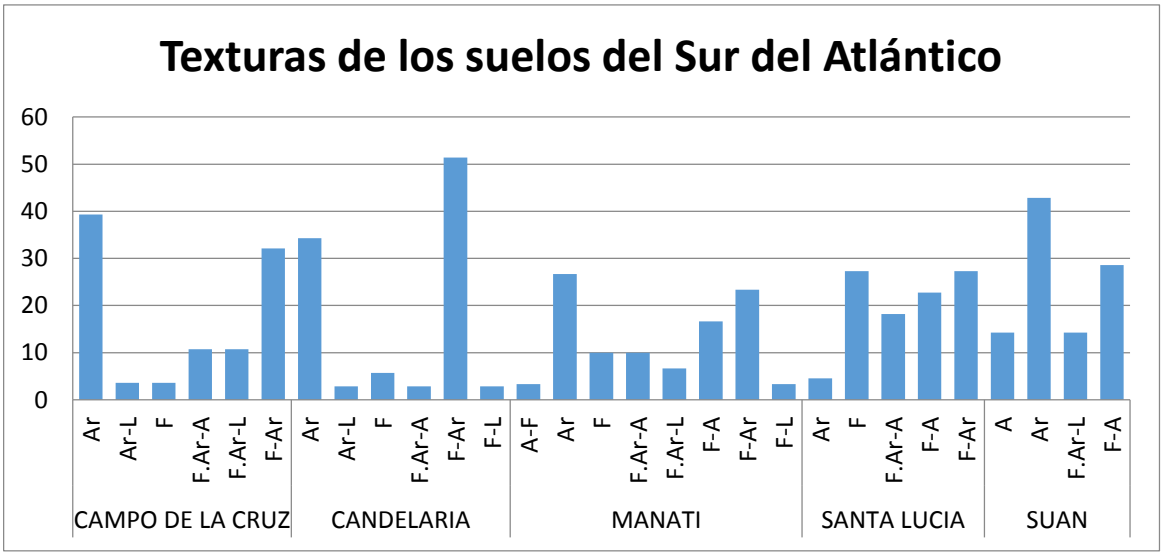


Figura 42. Texturas identificadas en los suelos de los municipios del Sur del Atlántico

7. pH del suelo

La reacción del suelo es aquella propiedad que establece el grado de acides o de alcalinidad que el presenta y tiene gran influencia en muchas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Jaramillo, 2011). En la figura 43, se observan que los pH caracterizados en los suelos del Sur del Atlántico van desde Moderadamente ácido (pH entre 5.6-6) hasta suelos Muy fuertemente alcalino (pH>9), sin embargo los valores de pH que predominan van entre 6.6 y 7.3, es decir, suelos Neutros. En la tabla 5 se pueden apreciar los contenidos de las propiedades químicas de los suelos de Sur del Atlántico, en esta se anotan los valores mínimos, promedios y máximos cuantificados en cada municipio muestreado luego de las inundaciones. Las condiciones redox que se generan en los suelos que son inundados no causan condiciones de alcalinidad, si después de drenados los suelos estos quedan con valores de pH mayores a 7, es porque antes de la inundación tenían estos valores de pH, y no hubo suficiente tiempo en la cinética de reducción para que estos suelos con pHs alcalinos lleguen a la neutralidad, como se ha demostrado tanto en la práctica como en la teoría de los suelos inundados (Ramesh,2008)

La actividad agrícola que se realiza en Sur del Atlántico es con baja a muy poca aplicación de fertilizantes. Los suelos de los municipios del sur del Atlántico tienen altos contenidos de nutrientes. Igualmente tienen altos y muy altos los contenidos de cationes intercambiables, sobresaliendo el sodio intercambiable. Este contenido de sodio, con valores de pH y conductividad eléctrica altos confirma su condición inicial, antes de la inundación, de tener suelos salinos y salinos sódicos.

Para explicar los altos niveles de nutrientes que tiene estos suelos del Sur del Atlántico es necesario pensar que son aportados por los sedimentos y aguas de inundación que tienen disueltos estos nutrientes. Situación que se corrobora con el fenómeno del eutrificación que se observa en los cuerpos de agua.

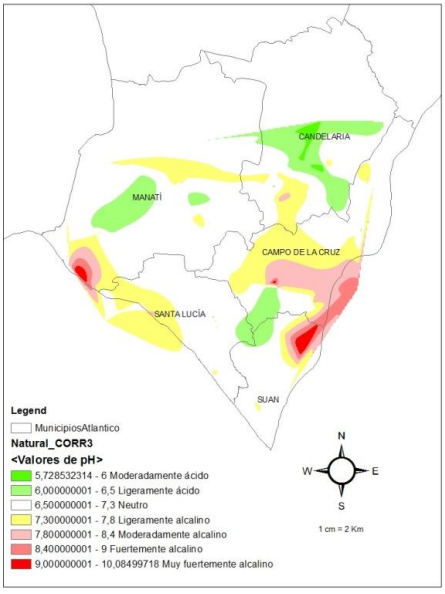


Figura 43. Clasificación de pH de los suelos del Sur del Atlántico, según rangos establecidos por Soil Survery Division Astaff(SSDS, 1993).

Tabla 5. Valores promedios, máximos y mínimos de propiedades químicas de los suelos de los municipios del Sur del Atlántico.

Municipios	Valor	pH	M.O (%)	P	S	Ca	Mg	K	Na	CE
				ppm		meq/100g				dS/m
Santa Lucia	Media	7.0	2.2	70.5	135.2	8.2	4.1	0.5	1.4	2.7
	Max	8.3	3.8	172.1	489.3	13.2	8.4	1.0	3.4	10.0
	Min	6.0	0.9	25.5	13.2	3.9	1.5	0.2	0.1	0.5
Suan	Media	7.9	1.9	195.8	61.1	7.8	2.9	0.9	3.1	1.5
	Max	10.2	3.7	644.0	190.3	11.6	5.2	2.4	11.5	3.7
	Min	6.0	0.1	49.8	4.4	4.5	0.9	0.1	0.0	0.1
Campo de Cruz	Media	7.6	2.2	163.7	114.1	8.4	4.3	0.7	5.0	3.6
	Max	9.6	3.7	1086.2	489.3	12.8	11.3	1.5	18.0	17.9
	Min	6.0	0.8	15.4	9.9	5.2	2.1	0.1	0.1	0.3
Manatí	Media	6.9	2.5	63.6	97.1	9.3	5.6	0.7	2.2	1.9
	Max	10.0	4.9	216.0	588.0	19.4	11.9	1.5	8.8	13.7
	Min	5.7	0.9	10.3	10.6	2.6	0.9	0.2	0.1	0.2
Candelaria	Media	6.7	2.5	59.3	77.7	11.3	6.7	0.8	2.0	4.3
	Max	8.1	6.5	310.3	388.1	18.1	14.5	3.5	14.5	17.9
	Min	5.7	1.1	1.8	0.0	3.8	3.0	0.2	0.1	0.3

Por su parte en cuanto al contenido de elementos menores presentados en la tabla 6, se puede apreciar los altos contenidos de estos microelementos, donde sobresale el boro. Este mayor contenido de estos elementos no es garantía de disponibilidad. Los altos valores de pH los hace indisponible. Por cual es factible que se tenga deficiencias de estos nutrientes en las plantas.

Tabla 6. Contenido de elementos menores municipios sur del Atlántico.

Municipio	Valor	Fe	Cu	Mn	Zn	B
		ppm				
Santa Lucia	Media	298.8	5.3	8.2	3.2	0.5
	Max	1.120.0	9.1	45.9	8.4	0.9
	Min	111.0	2.1	1.4	1.3	0.2
Suan	Media	192.1	4.4	16.4	3.1	0.4
	Max	536.0	7.6	67.0	9.0	0.8
	Min	21.0	1.2	1.0	0.8	0.2
Campo de la Cruz	Media	276.9	6.4	9.5	4.5	0.6
	Max	895.0	10.1	47.4	8.1	1.4
	Min	38.3	3.3	2.2	1.5	0.1
Manatí	Media	299.4	4.9	6.9	3.7	0.5
	Max	1.328.0	10.1	48.4	8.5	1.0
	Min	15.3	1.0	1.1	0.6	0.1
Candelaria	Media	284.1	4.9	14.7	3.5	0.4
	Max	800.0	8.1	109.0	10.5	1.6
	Min	26.0	1.4	1.2	1.3	0.1

8. Materia Orgánica y Capacidad de intercambio catiónica

Las dos propiedades que determinan la reactividad de los suelos son el área superficial y la carga de la superficie. La primera es el resultado directo de las dimensiones y forma de las partículas. La mayor parte del área total superficial de un suelo mineral se debe a las partículas con las dimensiones de la arcilla y a la materia orgánica. La formación de la carga se encuentra íntimamente ligada con estas mismas dos fracciones, aunque las de tamaño de arena y limo pueden contribuir un poco a la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) si se encuentran presentes partículas grandes de vermiculita.

En este sentido la formación de la carga de los suelos, es el resultado de la sustitución isomórfica y la ionización de grupos funcionales sobre la superficie de los suelos que conforman la matriz de estos. Tales mecanismos dan como resultado, las cargas permanentes y las dependientes del pH, respectivamente (Bohn, 1993).

Por otra parte la Capacidad de Intercambio Catiónico es la medida de la capacidad que posee un suelo de intercambiar cationes y es equivalente a la carga negativa del suelo. Esta propiedad define la cantidad de sitios de intercambio disponibles para almacenar los cationes en el suelo. Los cationes que son sometidos a esta retención quedan protegidos contra los procesos que tratan de evacuarlos del suelo, como la lixiviación, evitando así que se pierdan nutrientes para las plantas. Además como la retención se hace superficialmente obedeciendo a diferencias de carga electrostática, los cationes adsorbidos pueden ser intercambiados por otros de la solución del suelo, convirtiéndose en cationes intercambiables, que corresponden a una de las tres categorías principales de iones existentes en los suelos (de la fase sólida, intercambiables y solubles) (Bohn, 1993).

Teniendo en cuenta que los suelos del Sur del Atlántico presentan carga permanente, por lo cual se da el proceso de sustitución isomorfica, es decir, el reemplazo de un ion por otro de tamaño similar que se lleva a cabo dentro de la celda cristalina. El ion sustituto puede tener una carga más grande, igual o menor que el que se vaya a sustituir. En la mayoría de los casos existe selectividad o preferencia de un catión por otro, por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible (Silva, 2004). La carga resultante del mineral es, esencialmente independiente del pH. En general, la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Silvera et al., 2003; Oliver y Naidu, 2003).

En este sentido las concentraciones de metales pesados identificadas en los suelos del Sur de Atlántico, se deben, a la presencia de coloides del suelo, principalmente los contenidos de arcillas, teniendo en cuenta que estas son las principales responsables de la sustitución isomorfica de los suelos de carga permanente, dentro de estos minerales los principales son silicatos laminares de esmectitas (montmorillonita) y vermiculitas, la primera tiene alta capacidad coloidal, que incluye alta plasticidad y cohesión, así como contracción y expansión también elevadas, y son comunes en planicies aluviales, su capacidad de intercambio catiónico va desde los 800 – 1200 mmoles(+)kg-1 y la segunda expandible solo en forma limitada, por poseer carga de capa más alta y su capacidad de intercambio catiónico va de los 1200 a 1500 mmoles(+)kg-1(Bohn,1993).

Por otra parte, la CIC también depende en gran medida del contenido de materia orgánica. En el humus los grupos carboxilo e hidroxilo representan alrededor del 50% y 30% de los grupos funcionales totales, respectivamente, y la carga que produce el humus es predominantemente variable y negativa, debido a la disociación de dichos grupos. Cuando el suelo presenta pH alto, como es el caso de los suelos estudiados, se puede presentar aporte adicional de carga negativa por disociación de los grupos amino, incrementándose en mayor medida los grupos reactivos en la materia orgánica donde se pueden adsorber cationes (Jaramillo, 2011).

A su vez, la carga electrostática superficial presente en los coloides del suelo, sean arcillas o materia orgánica, no siempre son neutralizadas con iones benéficos para las plantas y/o para los demás organismos que viven en el suelo. Algunas veces son retenidos por efectos de esas cargas, iones que pueden llegar a ser tóxicos para aquellos organismos Cu, Pb, Ni, Cd y Co, hecho confirmado en muchos suelos estudiados, como el de la Sabana de Bogotá. La contaminación de estos suelos se dio por desbordamientos continuos del río Bogotá, situación similar a la discutida en este documento para los suelos del Sur del Atlántico (Jaramillo, 2011).

Analizando la CIC, los contenidos de M.O del suelo y el porcentaje de arcillas(figuras 44, 45 y 46), se puede apreciar coeficientes de correlación positiva entre la CIC y la arcilla (Correlaciones de Rho Spearman=0,66), los mayores valores de cada variable coinciden (Zonas en rojo en los mapas), lo cual corrobora lo discutido anteriormente; sin embargo se aprecia una mayor relación entre los porcentajes de arcillas en el suelo y la CIC, que la M.O con la CIC, teniendo en cuenta que los mayores valores en la CIC del suelo coinciden con los mayores porcentajes de arcillas en el suelo(figura 44 y 46), lo cual significa que la retención de cationes(metales pesados) en los suelos del Sur del Atlántico se debe en mayor medida al efecto de las arcillas para retener estos iones que los de la M.O del suelo.

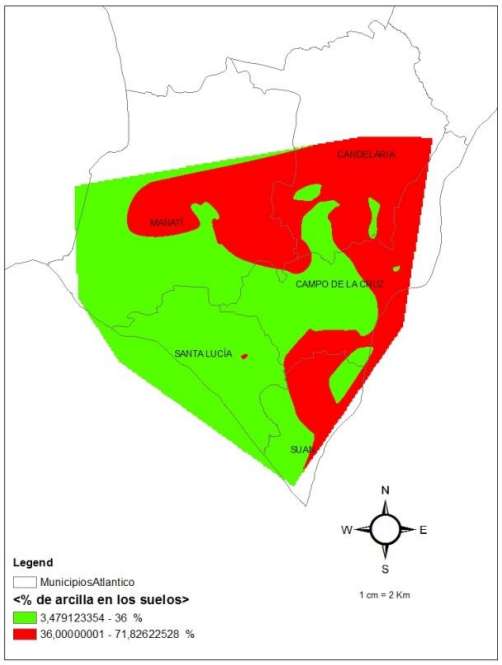


Figura 44. Familias texturales según USDA Arcillosa fina y muy fina Franca, limosa y arenosa.

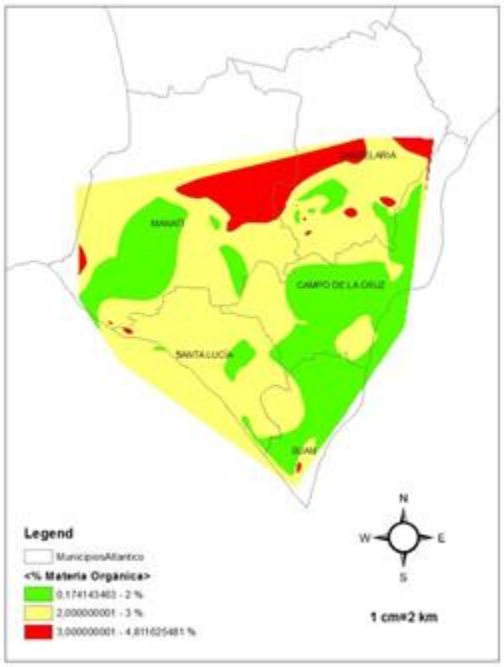


Figura 45. Clasificación de la M.O del suelo según (ICA, 1992) Alta, Media y Baja.

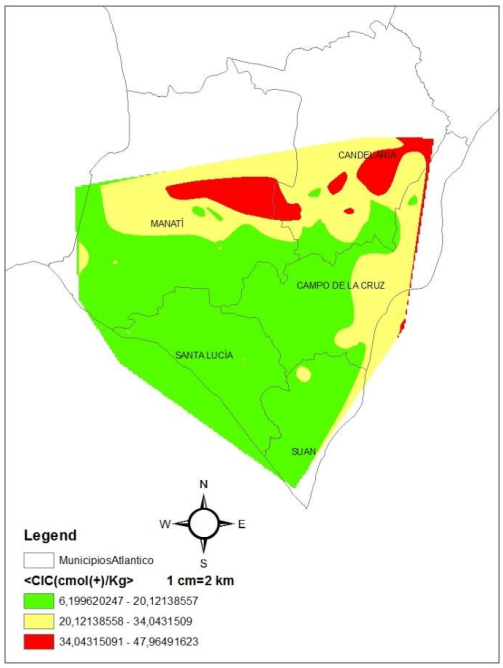


Figura 46. Capacidad de intercambio catiónica identificada en los suelos de los municipio del Sur del Atlántico Mayores valores en CIC, menores Valores en CIC, Valores medios en CIC.

Ahora analizando el comportamiento químico y el proceso de metabolización de cada metal pesado estudiado, se relaciona que los estados de oxidación más probables de arsénico son +3 y +5, aunque los estados 3- y 0 son posibles en suelos fuertemente reducidos y en los sedimentos. El As^{+3} adopta varias formas tales como $As(OH)_3$, $As(OH)^-_4$, $AsO_2(OH)^{2-}$ y ASO_3^{3-} que es el estado más reducido, y es probable encontrarlo en condiciones de suelos anaerobios. El As^{+5}, adopta el estado AsO_4^{3-}, que es estable en suelos anaerobios (Bohn, 1993). La adsorción del arsénico se presenta en un 80% vía digestiva, siendo la forma inorgánica más fácil, una vez ingerido el arsénico su distribución empieza por la corriente sanguínea, la cantidad que pasa a la sangre dependerá de la cantidad y del tipo de arsénico ingerido. En caso de respirar aire con polvo de arsénico muchas de las partículas se depositan en los pulmones y posteriormente es transferido de los pulmones a la sangre. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS), la EPA y La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) han determinado que el arsénico inorgánico es reconocido como sustancia carcinogénica en seres humanos(ATSDR, 2007).

El cromo en el ambiente presenta estados de oxidación +3 y forma el crómico(Cr^{3+}) y el estado de oxidación +6 formando el Cromato(CrO_4^{2-}), sin embargo las condiciones del suelo favorecen la forma Cr^{3+}, que es un catión muy inmóvil por presentarse complejado fuertemente a la materia orgánica del suelo y las arcillas. El Cr^{3+} como par iónico libre existe como $Cr\ (H2O)_6^{3+}$ y como los productos de su hidrólisis. Estos productos son el $Cr(OH)^{2+}_{aq}$, $Cr(OH)^{2+}_{aq}$ y $Cr(OH)_{3\ aq}$ los cuales predominan en solución en un rango de pH de 4 -10 (Sotelo, 2012). El Cr (VI) forma

diferentes especies dependiendo del pH y la concentración total de Cr (VI), a valores de pH> 7 predominan los iones CrO_4^{2-}, mientras que, a valores de pH entre 1-6, predomina el $HCrO_4^-$, Cotton y Wilkinson (1980); Greenwoodand Earnshaw (1984), Nieboer y Jusys (1988).

El Cr^{3+} es también un elemento esencial en el metabolismo de los mamíferos, inclusive utilizado en medicamentos como la insulina, que se utiliza para reducir los niveles de glucosa en la sangre y para el control de ciertos casos de diabetes, Anderson (1989) , Mohan y Pittman (2006) .El Cr (VI)es un fuerte agente oxidante y muestra efectos tóxicos crónicos, incluida la propiedad cancerígena . La exposición a Cr(VI) conduce a una variedad de problemas clínicos, por ejemplo, la inhalación y retención de Cr(VI) causa la perforación del tabique nasal, asma, bronquitis, neumonitis inflamación de la laringe y el hígado y el aumento de la incidencia del carcinoma broncogénico ,Gad (1989) ;Lee et al (1989).

El mercurio en ambientes de suelo, la forma más común es Hg^{2+}, el estado de oxidación reducido +1, tiene un rango de estabilidad limitada y el estado oxidación Hg° se consigue fácilmente en los suelos tanto por reacciones biológicas como química, el mercurio elemental es inestable y el vapor es extremadamente toxico para los organismos (McBride, 1994). La adsorción del mercurio inorgánico se realiza rápidamente vía digestiva, sin embargo, un 80% de la absorción del Hg es por vía respiratoria. Las concentraciones de este metal se pueden depositar en los órganos del cuerpo(hígado, riñón, pulmón e intestinos) causando ciertos efectos adversos a la salud, como diarreas e irritaciones dañando el funcionamiento de los órganos. Este metal no ha sido clasificado como de efecto de carcinogenicidad en seres humanos.

El cadmio en ambientes naturales se presenta en estado de oxidación +2, por lo que en solución forma $CdCl^+$,$CdOH^+$,$CdHCO^{3+}$,$CdCl_3$,$CdCl_4^{2-}$,$Cd(OH)_3$ y $Cd(OH)_4^{2-}$ y quelatos orgánicos.

Por último el plomo se encuentra principalmente en estado de oxidación +2, también es conocido su estado de oxidación +4, el Pb2+ se vuelve menos soluble a pH altos, por la complejación con la Materia orgánica y arcillas de silicatos. En suelos alcalinos la solubilidad puede aumentar mediante la formación de complejos de Pb-orgánicos y Pb-hidroxidosoluble, el Pb^{2+} tiene una alta afinidad con por los óxidos de Mn, un hecho explicado por la oxidación del Mn de Pb^{2+} a Pb^{4+}, un ion muy insoluble (McBride, 1994). Respirar altos niveles de cadmio produce graves lesiones en los pulmones y puede producir la muerte. Ingerir alimentos o tomar agua con niveles de cadmio muy elevados produce seria irritación al estómago e induce vómitos y diarrea. El cadmio puede acumularse en los riñones a raíz de exposición por largo tiempo a bajos niveles de cadmio en el aire, los alimentos o el agua; esta acumulación puede producir enfermedades renales (ATSDR, 1999).

Por otra parte teniendo en cuenta que la fuerza con la cual son retenidos los metales pesados en los sitios de intercambio dependen de **la carga del ion(metal)**, en el cual son retenidos con mayor firmeza por la materia orgánica y las arcillas del suelo, aquellos iones que poseen mayor carga, el **radio hidratado del ion,** con el aumento de moléculas de agua alrededor del ion, disminuye la fuerza de retención que está ejerciendo sobre el ion los coloides del suelo, **el radio cristalográfico del ion,** mayor tamaño del ion deshidratado, mayor es la fuerza con la cual es retenido, puesto que hay menor cantidad de moléculas de agua interpuesta entre el cambiador y el ion y la **concentración del ion**, debido a la ley de acción de masas, aquel ion que se encuentre en mayor cantidad, será el que se retendrá preferiblemente en el suelo, en ausencia de adsorción especifica.

En este sentido, analizando los metales pesados en estudio, se relaciona lo siguiente; los radios cristalográficos de los metales pesados estudiados son los siguientes Cr^{3+}(0.69nm), As^{5+}(0.47nm), Pb^{2+}(1.20nm), Hg^{2+}(1.10nm) y Cd^{2+}(0.97nm), por lo cual se puede apreciar que el As y el Cr, son los metales de menor tamaño cristalográfico, por consiguiente mayor es la fuerza con la cual son retenidos por las arcillas y M.O del suelo en comparación con el resto de metales estudiados, sin embargo estos cationes Cd^{2+}, Pb^{2+}y Hg^{2+}, representan un problema más serio de movilidad y de disponibilidad para los vegetales.

6.1.5. Correlaciones de las propiedades físicas y químicas con las concentraciones de los metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico.

Teniendo en cuenta que las propiedades físicas y químicas analizadas anteriormente y su importancia en la retención y movilidad de los metales pesados en el suelo, se correlacionaron los % de arcillas y clase textural, por parte de la propiedades físicas del suelo y pH, M.O y C.I.C de las propiedades químicas, con las concentraciones de metales pesados en los suelos del sur del atlántico luego de las inundaciones, esperando encontrar una correlación significativamente dependiente entre estas variables y las concentraciones de metales pesados cuantificadas en los suelos, teniendo en cuenta que por un lado, el destino de los metales pesados en el medio ambiente está controlado fuertemente por la reacciones de adsorción por los coloides del suelo, de los cuales los más activos son minerales de la arcilla, óxidos metálicos y materia orgánica, que son importantes adsorbentes de metales pesados(McBride, 1989), debido principalmente a sus capacidades de intercambio catiónico y a su habilidad de formar complejos de esfera interna mediante grupos reactivos superficiales, tales como grupos carboxílicos e hidroxilos (Weng et al.,2001).

Por otra parte la naturaleza química de las interacciones entre los metales pesados y las arcillas cambia según el pH, a bajos valores de pH el proceso de cambio iónico es el que predomina en la retención de los metales, mientras que a altos valores de pH, la retención metálica está acompañada de la liberación de iones de hidrógeno, y parece ser más especifica que la retención a menores valores de pH, así el clásico modelo de intercambio iónico no cubre el rango del fenómeno de adsorción y una parte de la adsorción de metales pesados se da en sitios creados por el desplazamiento de protones de hidroxilos superficiales, responsables de la complejación superficial. En cuanto a la metería orgánica, esta es uno de los componentes del suelo más importantes responsables del enlace de metales pesados, tanto fase sólida como complejos solubles (McBride, 1989).

A su vez el comportamiento de polímeros naturales como los ácidos húmicos y fúlvicos de los suelos en la interacción con metales pesados es un proceso que puede contemplarse en dos etapas, por un lado los componentes solubles de las sustancias húmicas pueden formar complejos que serán responsables del aumento de la solubilidad de los metales y por otro lado, las partículas sólidas coloidales de sustancias húmicas o asociaciones organominerales contribuyen notablemente a la retención y/o inmovilización de metales, en cualquier caso la interacción con los metales tiene lugar a través de los diferentes grupos funcionales presentes en los polímeros orgánicos. No obstante, independientemente de que la interacción de lugar a la solubilización del metal o a su inmovilización parece que ello está más relacionado con el tamaño y solubilidad del polímero que con los grupos funcionales involucrados, así los ácidos fúlvicos

juagan un papel importante en el transporte de los metales en la solución del suelo, debido a su menor peso molecular y mayor solubilidad comparada con los ácidos húmicos (Madrid, 1999).

Al correlacionar todas las variables físicas y químicas del suelo con las concentraciones de metales pesados (Tabla 7) se encontró correlaciones estadísticamente significativas y positivas entre los contenidos de arcillas del suelo y las concentraciones Pb, Cr y As, a un nivel de 0.01%, a su vez hubo correlación positiva pero no significativa con las concentraciones de Hg y Cd, sin embargo las correlaciones entre las variables son débil. La M.O presentó correlaciones significativas a un nivel de 0.01% con las concentraciones de Hg y con los contenidos de arcillas, las concentraciones del resto de metales presentó correlaciones positivas con la M.O pero no significativas, a excepción de las concentraciones de Pb que presentó correlaciones negativas con respecto a la M.O del suelo.

Por su parte el pH presentó correlación negativa con las concentraciones de Cr, Pb y Cd y correlación positiva, pero muy débil con las concentraciones de Hg y As. La CIC evidenció correlaciones significativas a un nivel de 0.01, con las concentraciones de Cr en el suelo, el contenido de arcillas y el % de materia orgánica, a su vez presentó correlaciones significativas a un nivel de 0.05 con las concentraciones de As en el suelo y correlaciones positivas pero no significativas con las concentraciones de Pb y Hg, por último se encontró correlaciones negativas con las concentraciones de Cd.

Por otra parte también se puede evidenciar correlaciones positivas, con un nivel de significancia de 0.01 entre las concentraciones de Hg y As, Pb y Cr, Pb y Cd, Cd y Cr y Pb y con nivel de significancia de 0.05 entre As y Cr y correlación positiva pero no significativa entre As y Cd, lo anterior ha sido justificado por autores como Ma *et al*.(1997), Chen *et al*.(1999), Marín *et al*.(2000), Navas y Machín(2002), en el cual manifiestan que estas correlaciones, pueden ser debidas a que los metales pesados tengan la misma procedencia, bien sea por el aporte de contaminantes o por la litología sobre la que se desarrolla el suelo, o por un comportamiento similar entre los metales.

Por último las correlaciones entre las concentraciones de metales pesados y la distancia al río para cuantificar la dependencia de las concentraciones con respecto a la distancia del río encontrando correlaciones negativas y significativas a un nivel de 0.01 entre la distancia y las concentraciones de Cr, Cd y Pb y correlaciones positivas y significativas con Hg, por su parte el Ar presentó correlación nula con respecto a la distancia del rio(Coeficiente de Correlación=0).

Tabla 7. Coeficientes de Correlaciones bivariados entre algunas características físicas y químicas del suelo y las concentraciones de metales pesados en el suelo (Correlaciones de Rho Spearman)

	Hg	Pb	Cr	Cd	As	Arcilla	pH	M.O	CIC	Dist_Rio
Hg	1	-,527**	-,208*	-,190*	,398**	0,135	0,156	,351**	0,157	,344**
Pb		1	,779**	,381**	-0,164	,301**	-,237**	-0,056	0,15	-,323**
Cr			1	,287**	,229*	,378**	-0,137	0,07	,333**	-,222*
Cd				1	0,17	0,145	-0,031	0,08	-0,155	-,496**
As					1	,238**	0,027	0,154	,181*	0
Arcilla						1	-0,151	,234**	,669**	-,247**
pH							1	0,037	-0,026	-0,078
M.O								1	,293**	0,029
CIC									1	-0,041
Dist_Rio										1

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

6.2. **Objetivo Especifico 2. Determinar el factor de Bioconcentración y transferencia de los metales pesados identificados en plantas establecidas luego de las inundaciones.**

RESUMEN

Durante décadas la alimentación de los agricultores de los municipios del Sur del Atlántico depende de los vegetales y carnes producidas por ellos mismos; sin embargo, después del rompimiento del canal del Dique, todo quedó sumergido por varios meses (años 2010 y 2011). Cuando las aguas bajaron, muestras de suelo mostraron presencia de metales pesados por lo que esta investigación tuvo como objetivo determinar en dos especies de pasto (*Cynodon dactylon y Panicum máximum*), malezas (*Teramnus volubilis y Trianthema portulacastrum)* y buchones de agua (*Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea*) el factor de bioconcentración(FB) y transferencia(FT) de cadmio, cromo, arsénico, mercurio y plomo, dada por el cociente entre su concentración en los órganos aéreos y en los suelos respectivos y la concentración entre la raíz y la parte aérea respectivamente, en muestras colectadas en el Sur del departamento del Atlántico. Para lograrlo, se determinó la concentración de cadmio, cromo, arsénico, mercurio y plomo en el suelo y en las hojas y raíces de las plantas evaluadas. Se encontró FB>1 para Hg y Cd en plantas de *Trianthema portulacastrum* L, FB>1 para Cd en plantas de *Teramnus volubilis Sw*, FB>1 para Hg y Cd en la especie de pasto *Panicum máximum* , FB>1 para Hg y Cd en la especie *Cynodon dactylon*, FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en *Eichhornia crassipes (Mart)* Solms y por ultimo FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en plantas Eichhornia azurea. La especie *Trianthema portulacastrum* L presentó FT>1 para los metales Pb, Cr, Cd y As, y el orden de mayor a menor es As>Pb>Cr>Cd>Hg , en especie *Teramnus volubilis* Sw, se evidenciaron FT>1 para los metales pesados As, Cd, Pb y Cr y el orden encontrado fue As>Pb>Cr>Cd>Hg, la especie *Panicum máximum* presento FT<1 para todos los metales exceptuando Hg, donde fue igual a uno y el orden fue Hg>Cd>As>Cr>Pb, la especie *Cynodon dactylon* obtuvo FT>1 para todos los metales y el orden encontrado fue As>Cd>Pb>Cr>Hg, y por último en las especies de buchón de agua se identificaron FT>1 para todos los metales, y el orden para estas especies fue para *Eichhornia azurea* As>Pb>Cr>Cd>Hg y para *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms As>Cr>P>Hg>Cd. Los resultados muestran la capacidad de los pastos y malezas evaluados de absorber y transferir los metales pesados desde el suelo hasta sus órganos, por lo cual se pueden convertir en una ruta de exposición para los animales que puedan consumir de estas especies, si llegaran a cultivarse en suelos con altas concentraciones de metales pesados.Por otra parte, el buchón de agua por su alta capacidad de absorción de metales pesados, se podría convertir en una especie potencial de biorremediación; sin embargo, sino existe un medio seguro para su eliminación, se puede volver un foco de contaminación.

Factor de biocencentración y transferencia de metales pesados

Se buscó cuantificar los Factores de Bioconcentración(FB) y Tranferencia (FT) de algunos pastos y malezas establecidos por los agricultores luego de las inundaciones, además se colectaron muestras de buchón de agua para determinarles igual estos factores, partiendo de estudios que

certifican la gran capacidad de estas especies de retener metales pesados en sus órganos, pudiendo ser una fuente de contaminación para los suelos del sur del atlántico.

A continuación se realiza una breve descripción de las especies estudiadas;

9. Pasto Estrella (*Cynodon dactylon*):

Es un pasto de crecimiento frondoso, perenne, con rizomas y estolones que le permiten extenderse rápidamente, puede desarrollarse bien en regiones tropicales, subtropicales y de clima templado con precipitaciones superiores a 700 mm (Eguiarte et al., 1993; Fernández Greco et al., 1988), por lo cual se convierte en una especie con un amplio rango de adaptación, llegando a sostener hasta 6500/kg de peso vivo/ha/año, bajo condiciones de riego y fertilización (González et al., 1993). Es bastante rústico y resiste al pastoreo siendo aceptado más fácilmente por ser de mayor calidad y rendimiento forrajero que el pasto estrella del África.

10. Pasto Guinea (*Panicum máximum*)

Es una especie perenne y crece durante el verano, produce hojas largas y anchas con tallos que florecen llevando panículas abiertas. En crecimiento pueden presentar una altura de 1.5 a 2.4 m. No tolera períodos largos de secas, presenta buena adaptación y producción de forraje en condiciones tropicales, con temperaturas medias a los 20°C, el mejor desarrollo de este pasto, se obtiene en altitudes de 0 a 800 m sobre el nivel del mar. Los suelos indicados para esta especie, son los areno arcillosos sin problemas de sales y de mediana fertilidad. La época de siembra debe ser en los meses de junio o julio, una vez que el temporal de lluvias se ha establecido. Este pasto responde satisfactoriamente a la fertilización con nitrógeno y fósforo. Las ventajas de este pasto, es la facilidad de establecimiento y su rápida emergencia, presentando una alta competencia con malezas anuales y tolera períodos amplios de sombra. Es un forraje altamente consumido por el ganado en los primeros 25 días de crecimiento, presentando un contenido proteico de hasta 14% cuando la proporción de hojas es mayor que la de tallos (Eguiarte et al, 1993).

11. Buchón de Agua:

El buchón es originario de la cuenca del río Amazonas y ha invadido diversos cuerpos de agua en los trópicos, las zonas subtropicales y en los climas templados (Bock 1969) ; su amplia distribución se caracteriza por poseer una alta tasa de crecimiento, el número de retoños que posee una planta puede doblarse en tan sólo una semana (Ren and Zhang 2007). Estas especie han causado considerables daños al medio ambiente afectando la entrada de la luz, desplazando especies nativas, dificultando o imposibilitando la navegación y alterando la dinámica natural de la vegetación lacustre y palustre (Bock 1969 , Charudattan 1986, Williams et al. 2005, Franco Vidal et al. 2007, Kateregga and Sterner 2007).

El buchón es una planta pionera cuyo hábito estolonífero crea islas densas flotantes que se desarrollan desde los márgenes hacia el centro del lago. Esta planta brinda un medio favorable para el crecimiento de las hidrófitas emergentes como las gramíneas y las ciperáceas que estabilizan y ligan al margen estas islas, estos cambios culminan con el establecimiento de las

especies terrestres (CAR 2000). Dentro de las especies de buchón de agua muestreadas en los municipios del Sur del Atlántico se encuentran las siguientes:

.

12. *Eichhornia crassipes* (Mart):

El Buchón *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontenderiaceae), es una planta acuática con distribución cosmopolita, nativa de la cuenca del río Amazonas en Sur América, tiene flores de color entre azul a purpura con puntos amarillos en los pétalos y sus hojas son redondeadas. El buchón se caracteriza por tener crecimiento modular y formar densos parches flotantes de los que no se puede obtener información demográfica detallada sin hacer análisis genéticos (Ge et al. 1999) Por ejemplo, en un parche con muchos módulos que consiste de uno o más clones , no hay forma de diferenciar a los individuos de los clones, ni su distribución espacial. La dispersión de los clones tiene un importante impacto en los estudios de ecología vegetal (Fischer et al. 2000), ya que se cree que la diversidad y estructura de los clones juega un papel crucial en el éxito reproductivo de las especies vegetales (Bock 1969 , Eckert et al. 2003)

La planta que cumple estos requisitos es Eichhornia crassipes (camalote) y de hecho es la más usada en todo el mundo, en particular en zonas tropicales y subtropicales. Muchas plantas acuáticas y palustres tienen la capacidad de concentrar metales pesados y metabolizar compuestos orgánicos. Wolverton et al. (1979) deteminaron que 0,4 ha de camalotes pueden potencialmente extraer 68 kg de fenoles cada 72 horas y 120 g de metales pesados (Cd, Pb y Hg) cada 24 horas

En los últimos años se ha comenzado a trabajar en la depuración de aguas servidas utilizando a las plantas acuáticas para la extracción de nutrientes y en particular metales pesados tales como zinc, cromo, plomo, cobre y cadmio (Lallana, 1989). Para implementar estos sistemas es necesario el estudio local "in situ" de las características del líquido a tratar y de las condiciones climáticas en la cual se va a llevar a cabo ensayo, como así también conocer detalladamente la biología de la especie a utilizar como extractora de nutrientes. Otra cuestión importante es prever el uso y deposición final de los residuos de cosecha del material vegetal.

13. Eichhornia azurea

Es una especie acuática nativa de Sudamérica, es una planta arraigada de hojas flotantes. Tiene tallos elongados ascendentes hasta la superficie del agua; hojas sumergidas caulinares, dísticas, alternos, sésiles y lineares. Hojas pecioladas con peciolos fuertemente doblados, que sostienen laminas más o menos emergentes desde tallos flotantes; láminas de 7-17cm, cuneadas a truncadas en la base. La inflorescencia es una espiga densamente glandular pubescente.

Flores blancas o violeta (azules cuando secas) con una gran mancha de color morado oscuro hacia la garganta del tubo en el lóbulo central superior del perianto y un pequeño punto amarillo debajo de la mancha morada.

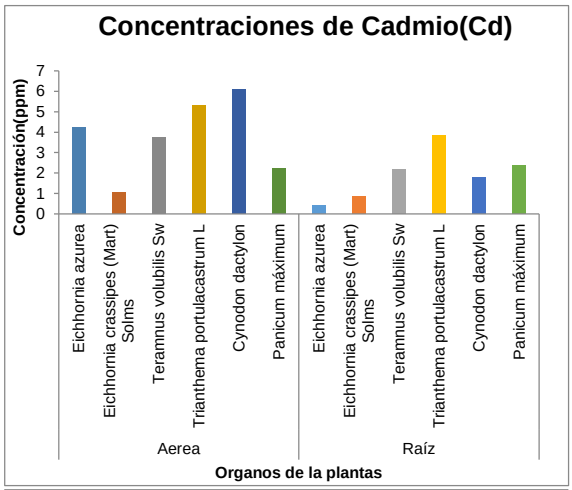
14. *Teramnus volubilis* Sw:

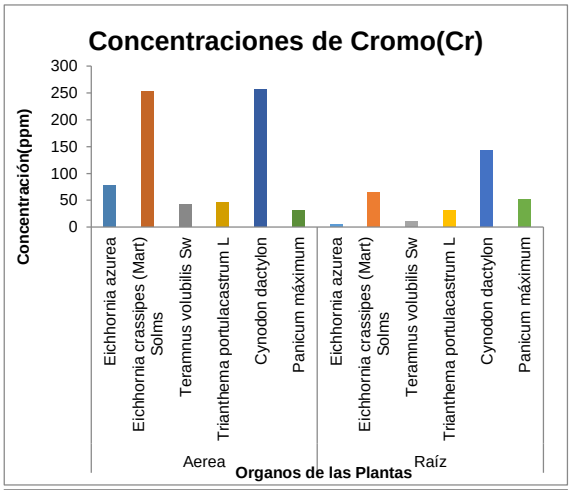
Teramnus volubilis Sw es una especie herbácea, se caracteriza por poseer Hojas trifolioladas, alternas, folíolos de 2.5-5 x 0.5-1.5 cm, lanceolados, angostamente ovados u oblongos, ápice obtuso y mucronado, base redondeada, la haz glabra, el envés pubescente, los pecíolos de 2-4 cm; en tallos con tricomas reflexos; estípulas muy pequeñas. Flores con pedicelos de 2 mm; blancas o violeta-pálidas; cáliz de 2 mm, con los dientes casi tan largos como el tubo, los superiores connatos, los 3 dientes inferiores más cortos; corola: estandarte exerto. Inflorescencias racimos de 5-15 cm, o las flores solitarias. De esta especie no se conocen estudios o reportes de su capacidad para adsorber metales pesados.

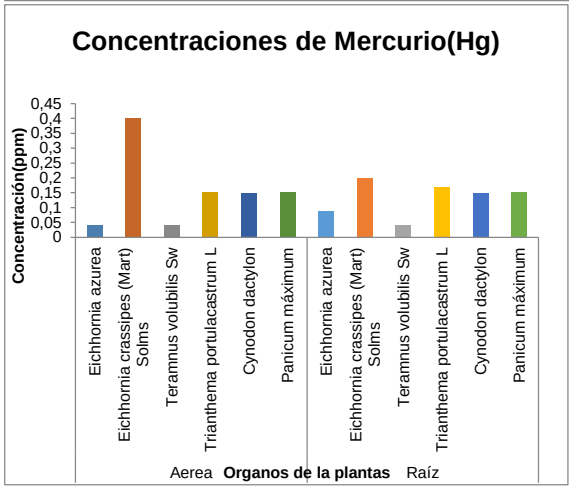
15. *Trianthema portulacastrum* L:

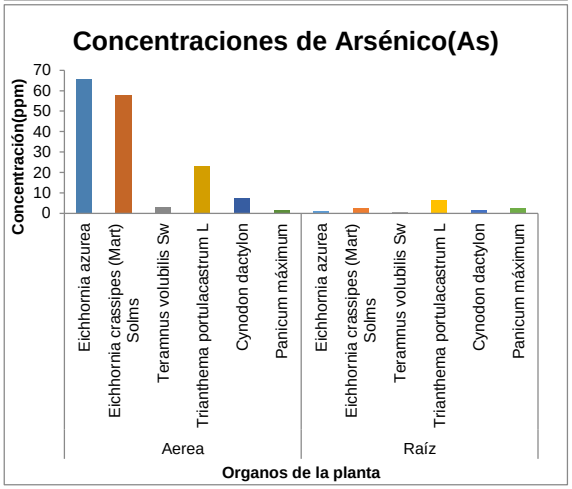
La verdolaga de caballo se parece a la verdolaga comestible, pero no están emparentadas. Es una planta nativa común sobre todo en suelos salobres y alcalinos; puede crecer en las orillas de caminos, etc., pero también es arvense y a veces dominante. Se presenta como una especie introducida en muchas áreas, es de color verde a rojo, sin pelos, excepto por pequeñas líneas de pelos cerca de las hojas. Las hojas son pequeñas y redondas o ovaladas de hasta cuatro centímetros de largo que nacen en periodos cortos. Flores solitarias, sin pétalos y con sépalos de color purpura. El fruto es una capsula curvada, cilíndrica que emerge del vástago. No se conocen estudios de la capacidad de esta especieg para absorber metales pesados a sus órganos.

6.2.1. Concentraciones de metales pesados en las raíces y parte aérea de algunos pastos, herbáceas y plantas acuáticas.









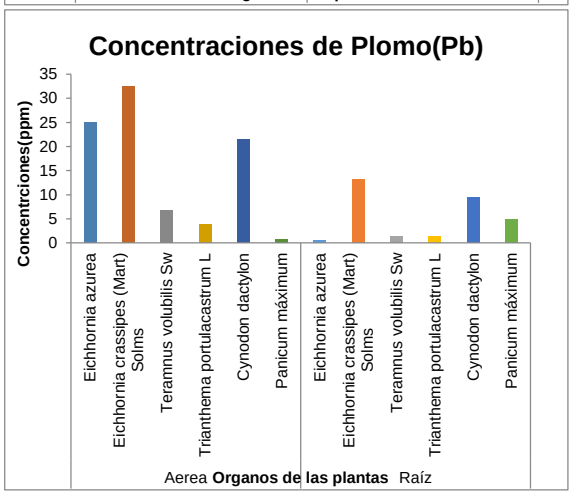


Figura 47. Concentraciones promedios de metales pesados (Cd, Cr, As, Hg y Pb) en raíces y parte aérea de plantas cultivadas en los municipios del Sur del Atlántico

La especie *Cynodon dactylon* fue la que presentó mayores concentraciones promedios de Cd en la parte aérea (6.08 ppm) y la especie *Trianthema portulacastrum* L en las raíces (3.85ppm), por su parte las mayores concentraciones de Hg tanto en la parte aérea como en las raíces se encontraron en la especie *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms(0.40 ppm y 0.19 ppm respectivamente). Para Cr las mayores concentraciones tanto en parte aérea o como en las raíces de las plantas se identificaron en la especie *Cynodon dactylon*(256.96 y 142.63 ppm respectivamente*)*, por su parte las mayores concentraciones de As cuantificadas en la parte aérea se identificaron en las plantas de buchón de agua *Eichhornia azurea y Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, mientras que para las raíces la especie *Trianthema portulacastrum* L presentó las mayores concentraciones(6.72 ppm), por ultimo tanto para la parte aérea como para las raíces la especie *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms presentó las mayores concentraciones de metales pesados(32.49 ppm y 13.10 ppm respectivamente), corroborando la capacidad de este planta de absorber y transferir hacia la parte aérea trazas de metales pesados(Figura 47).

Por otra parte estos datos muestran la capacidad de *Cynodon dactylon* de absorber y transferir metales pesados, por lo cual se pueden convertir en una ruta de exposición para los animales que consuman esta especie en caso de cultivarse en suelos con altas concentraciones de metales pesados, y de esta manera puedan transferir de un eslabón de la cadena trófica hacia otro las concentraciones. Las especies *Teramnus volubilis Sw y Panicum máximum* fueron las que presentaron menores concentraciones de todos los metales estudiados, sin embargo, se detectaron concentraciones analíticamente detectables que pueden transferirse desde las raíces hasta los órganos de las plantas y a la vez se pueden convertir en puntos de exposición potenciales.

6.2.2. Factores de Bioconcentración de algunas especies de pastos, herbáceas y plantas acuáticas.

Factor de Bioconcentración					
Cultivo	**Hg**	**As**	**Cd**	**Pb**	**Cr**
Trianthema portulacastrum L	1,91	0,35	3,91	0,14	0,27
Teramnus volubilis Sw	1,00	0,16	6,52	0,52	0,43
Panicum máximum	1,83	0,05	1,97	0,23	0,45
Cynodon dactylon	2,26	0,18	4,90	0,33	0,58
Eichhornia crassipes (Mart) Solms	428,56	4259,27	187,50	638,66	536,92
Eichhornia azurea	93,26	4668,03	465,60	2135,00	348,51

Tabla 8. Factores de Bioconcentración de las especies *Trianthema portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea.*

Se determinaron FB>1 para Hg y Cd en plantas de *Trianthema portulacastrum* L, FB>1 para Cd en plantas de *Teramnus volubilis* Sw, FB>1 para Hg y Cd en la especie de pasto *Panicum máximum* , FB>1 en Hg y Cd en la especie *Cynodon dactylon*, FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms y por ultimo FB>1 para Hg, Pb, Cr, Cd y As en plantas *Eichhornia azurea*, lo anterior corrobora la capacidad de las plantas de buchón de agua en la absorción de metales pesados. De acuerdo a McGrath y Zhao(2003) para una fitorremediación exitosa de metales pesados es necesario alcanzar valores de FB>20 para que el número de cosecha necesarias para disminuir a la mitad el metal sea <10. Teniendo en cuenta este reporte solo las plantas de *Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea* tienen factores de bioconcentración superiores a 20, por lo cual pueden ser de utilidad para emprender programas que permitan realizar una fitorremediación de suelos (Tabla 8).

Es de destacar que actualmente estas plantas de buchón de agua no están siendo utilizadas con este propósito, sino que son silvestres, por lo cual observando estos factores de bioconcentración se puede considerar las especies de buchón como una de las principales fuentes causante de las concentraciones de metales pesados en los suelos del Sur del Atlántico, lo anterior se justifica teniendo en cuenta que estas plantas no son retiradas de las zonas de inundación, si no por el contrario permanecen en los suelos, absorben los metales pesados y una vez el suelo se seca estas mueren en el sitio incorporando en este las concentraciones de los metales.

Por otra parte teniendo en cuenta solo las plantas comestibles por el ganado, es decir las descritas en la tabla 8, exceptuando las especies *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms y *Eichhornia azurea*, podemos observar, que ambas especies de pasto tienen FB>1 para los metales de Cd y Hg, estos datos reflejan un posible riesgo a largo plazo, en caso tal se lleguen aumentar considerablemente las concentraciones de estos metales en el suelo con un considerable aumento de la absorción por parte de las plantas.

Factor de Bioconcentración en parte aérea y raíz/concentración suelo						
Cultivo	**Hg**	**As**	**Cd**	**Pb**	**Cr**	
Teramnus volubilis Sw	0,50	0,02	2,38	0,08	0,08	Raíz
Teramnus volubilis Sw	0,50	0,13	4,14	0,44	0,34	Aérea
Trianthema portulacastrum L	1,00	0,08	1,65	0,04	0,11	Raíz
Triahema portulacastrum L	0,91	0,27	2,27	0,10	0,16	Aérea
Panicum máximum	0,92	0,02	0,96	0,03	0,17	Aérea
Panicum máximum	0,92	0,03	1,01	0,20	0,28	Raíz
Cynodon dactylon	1,37	0,04	1,49	0,14	0,29	Raíz
Cynodon dactylon	1,37	0,23	5,13	0,31	0,52	Aérea

Tabla 9. Factores de bioconcentración en raíz y parte aérea de las especies *Cynodon dactylon, Panicum máximum, Triahema portulacastrum L y Teramnus volubilis Sw.*

Continuación Tabla 9. Factores de Bioconcentración en raíz y parte aérea de las especies *Trianthem portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipe (Mart) Solms y Eichhornia azurea.*

Eichhornia crassipes (Mart) Solms	141,56	198,43	84,00	221,35	108,19	Raíz
Eichhornia crassipes (Mart) Solms	287,00	4060,84	103,50	548,92	421,29	Aérea
Eichhornia azurea	30,00	4590,09	422,30	2094,75	325,57	Aérea
Eichhornia azurea	63,26	77,94	43,30	40,25	22,94	Raíz

En la tabla 9 se muestran detalladamente los FB por órganos (parte aérea y raíz) de las plantas evaluadas, en esta se puede apreciar que en la especie *Teramnus volubilis* Sw los FB en la parte aérea son mayores a los FB de la raíz para todos los metales, exceptuando el Hg donde los FB en la raíz fue igual a los de la parte aérea, la especie *Trianthema portulacastrum* L presento FB de la parte aérea superiores FB de la raíz para los metales As, Cd, Pb y Cr, en especie *Panicum máximum* se encontró FB de la raíz superiores a los de la parte aérea para los metales As, Cd, Pb y Cr e iguales para Hg, por su parte *Cynodon dactylon* presentó FB de la parte aérea superiores a los de las raíces para todos los metales, a excepción del Hg donde son iguales. Con respecto al buchón de agua las especie *Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea* presentaron FB de la parte aérea de las plantas superiores a los de las raíces para todos los metales exceptuando Hg para la especie *Eichhornia azurea* donde fueron mayores los de las raíces.

En este sentido y comparando los FB por órganos de las plantas y teniendo solo en consideración las especies comestibles por el ganado, podríamos manifestar que la especie *Cynodon dactylon* podría representar la mayor fuente potencial con concentraciones de metales pesados para el ganado que consume de esta clase de pastos, lo anterior teniendo en cuenta que esta especie fue la presentó las mayores FB, por lo cual los metales pesados son transferidos a la parte aérea de las plantas que es el principal órgano de la planta consumido por los animales, a diferencia de la especie *Panicum máximum* que las mayores concentraciones las establece en las raíces.

Estos resultados deben servir de punto de partida para realizar nuevas investigaciones en la que los animales cumplan un papel fundamental, analizando en muestras de leche y carne, las concentraciones de metales pesados, pues puede ocurrir que las concentraciones de metales pesados encontradas en los tejidos vegetales no se transfieran hasta la leche y carne del animal, por consiguiente, no existiría riego alguno para los animales consumir de estos pastos.

Por otra parte es necesario aclarar que estas especies se colectaron en suelos que si bien presentan concentraciones de metales pesados, estas no representan riesgo por las bajas concentraciones.

6.2.3. Factores de Transferencia

FACTOR DE TRANSFERENCIA					
	Hg	**As**	**Cd**	**Pb**	**Cr**
Trianthema portulacastrum L	1,00	6,50	1,74	5,50	4,25
Teramnus volubilis Sw	0,91	3,38	1,38	2,50	1,45
Panicum máximum	1,00	0,67	0,95	0,15	0,61
Cynodon dactylon	1,00	5,75	3,44	2,21	1,79
Eichhornia azurea	0,47	58,89	9,75	52,04	14,19
Eichhornia crassipes (Mart) Solms	2,03	20,46	1,23	2,48	3,89

Tabla 10. Factores de transferencia de metales pesados desde las raíces a la parte aérea de las plantas de *Trianthema portulacastrum L, Teramnus volubilis Sw, Panicum máximum, Cynodon dactylon, Eichhornia crassipes (Mart) Solms y Eichhornia azurea.*

La especie *Trianthema portulacastrum* L presento FT>1 para los metales Pb, Cr, Cd y As, y el orden de mayor a menor es As>Pb>Cr>Cd>Hg , en especie *Teramnus volubilis* Sw, se evidenciaron FT mayores a uno para los metales pesados As, Cd, Pb y Cr y el orden es As>Pb>Cr>Cd>Hg, la especie *Panicum máximum* presento FT<1 para todos los metales exceptuando Hg, donde fue igual a uno y el orden fue Hg>Cd>As>Cr>Pb, la especie *Cynodon dactylon* obtuvo FT mayor o igual a 1 para todos los metales y el orden es As>Cd>Pb>Cr>Hg, y por último las especies de buchón de agua se identificaron FT>1 para todos los metales, y el orden fueron los siguientes la especie *Eichhornia azurea* As>Pb>Cr>Cd>Hg y la especie *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms As>Cr>P>Hg>Cd. De la información anterior se destaca que la especie *Eichhornia azurea* presentó los mayores FT para todos los metales, es decir esta especie traslada desde la raíz hasta la parte aérea de las plantas las concentraciones de metales pesados en mayor proporción que las otras especies. Por su parte de las especies de pastos y malezas muestreadas la especie *Trianthema portulacastrum L* presento los mayores FT para los metales As, Cr y Pb y la especie *Cynodon dactylon* para Cd, para Hg todas las especies presentaron FT=1, a excepción de *Teramnus volubilis Sw* donde el FT<1(Tabla 10).

Lo anterior evidencia la probabilidad de riesgo que representa que estas especies puedan absorber y trasladar hasta la parte aérea metales pesados, en caso de cultivarse en suelos con altas concentraciones de metales, por convertirse en un punto de exposición para el ganado que consume esta especies, lo cual puede causar efectos adversos sobre la salud del animal y trasladarse hasta los hombres que consumen la leche y carne de estos animales. Las plantas acumuladoras de metales se caracterizan por FT>1 (Raskin y Ensley 2000, Tu *et al.* 2003), en este sentido, todas las plantas estudiadas son acumuladoras de metales pesados, unas más que otras, sin embargo las concentraciones actualmente presente en el suelo no representan un riesgo actual.

6.3. Objetivo específico 3. Caracterizar el riesgo toxicológico de daño a la salud al personal expuesto, a suelos y vegetales contaminados por metales pesados.

RESUMEN

Los metales pesados se encuentran en forma natural en la corteza terrestre. Estos se pueden convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. En general esto ocurre durante la extracción minera, el refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de efluentes industriales, lo cual representa un riesgo para la salud de la población expuesta a estos contaminantes. Se caracterizó el riesgo toxicológico en personas de los municipios de Campo de la Cruz, Santa Lucía, Manatí, Candelaria y Suan, en el departamento del Atlántico expuesto, a suelos, con concentraciones detectables analíticamente de cadmio, plomo, arsénico, mercurio y cromo, la cual se prevé fueron incorporados por sedimentos depositados por las aguas del Canal del Dique, durante la temporada invernal de los años 2010 - 2011. La metodología empleada para la caracterización del riesgo fue la propuesta por la Oficina Sanitaria panamericana y la Oficina Regional Mundial de la Salud. Los contaminantes críticos detectados para la salud de los niños fueron Arsénico en algunas fincas de todos los municipios evaluados y el Mercurio en solo tres fincas del total muestreadas y para adultos solo arsénico en algunas fincas de todos los municipios. Los alimentos son la principal ruta de exposición tanto en adultos como niños. Las dosis de exposición calculada por ingesta de suelo contaminado con arsénico para los niños fueron de 1.56135×10^{-4} mg/kg/día en el municipio de Campo de la Cruz, 1.0542×10^{-4} mg/kg/día en Suan, 9.39876×10^{-4} mg/kg/día en Manatí, 1.3318×10^{-3} mg/kg/día en Candelaria y de 6.216×10^{-5} mg/kg/día en Santa Lucía. En adultos las dosis fueron de 6.795×10^{-5} mg/kg/día en Candelaria, 7.9660×10^{-6} mg/kg/día Campo de la cruz, 4.7952×10^{-5} mg/kg/día en Manatí, 5.3785×10^{-6} mg/kg/día en Suan, 3.1714×10^{-6} mg/kg/día en Santa Lucía y 3.02114×10^{-6} mercurio. Por su parte la dosis de arsénico calculada por consumo de pepino en el municipio de Santa Lucía fueron de 1.284×10^{-3} mg/kg/día en niños y 1.834×10^{-3} en adultos, y la dosis de exposición por consumo de ahuyama contaminada con mercurio fue de 5.16×10^{-4} mg/kg/día en niños. Las dosis de exposición de arsénico calculadas no superan las dosis mínimas donde se ha observado efectos neurológicos y de hiperpigmentación sobre las personas, a su vez las dosis de mercurio calcula no superan las dosis mínimas donde se ha observado efectos autoinmunes sobre los niños, por lo cual no existe riesgo para la salud de la población expuesta a las concentraciones de metales pesados detectadas en los suelos y vegetales, sin embargo, es importante investigar a fondo las formas químicas de cada compuesto en el suelo y verificar si aún bajo pequeñas concentraciones puede causar algún efecto sobre la salud.

6.3.1. Evaluación del Riesgo

6.3.1.1. Visita al sitio

Los sitios se ubican en el Sur del departamento del Atlántico, municipios de Manatí, Santa Lucía, Suan, Campo de la Cruz y Candelaria, estos pertenecen a la microregión Faja Litoral y cubren una extensión de 90.600 hectáreas que corresponden al 24% del área total del departamento del Atlántico (Figura 48). Del total de la superficie del área de interés, aproximadamente 70.902 hectáreas, que equivalen al 78% del total, se localizan en áreas planas o con pendientes menores del 3% y pertenecen a las zonas agroecológicas Cj, Cf, Cn y W. El resto de la región, que corresponde a 19.998 hectáreas (22% del total), se localiza en terrenos ondulados y quebrados, en las zonas agroecológicas Cu y Cv. Los suelos de la zona son de formación sedimentaria marina, originados en los periodos geológicos terciario y cuaternario, de gran dispersión en distancias muy cortas, los cuales se diferencian, de acuerdo con las texturas de los sedimentos pluviolacustres, la intensidad de salinidad y la profundidad de la capa freática. La población del sur del atlántico asciende aproximadamente a los 2.370.753 según censo del DANE (2005). La principal vocación de los suelos del sur del departamento es pecuaria y agrícola. A excepción de algunos agricultores la mayoría siembra cultivos para consumo interno, los principales cultivos en el departamento son yuca, maíz, plátano y hortalizas. Los municipios mencionados sufrieron los estragos de la ola invernal ocurrida en el País durante el periodo 2010 – 2011, estos fueron inundados por completo como consecuencia de la ruptura de 214m del canal del Dique en el rio magdalena, en el sur del departamento. Las inundaciones provocaron en los suelos muchos cambios físicos, químicos y microbiológicos, entre estos el depósito de nuevos sedimentos que pueden traer contaminantes y depositarlos al suelo.

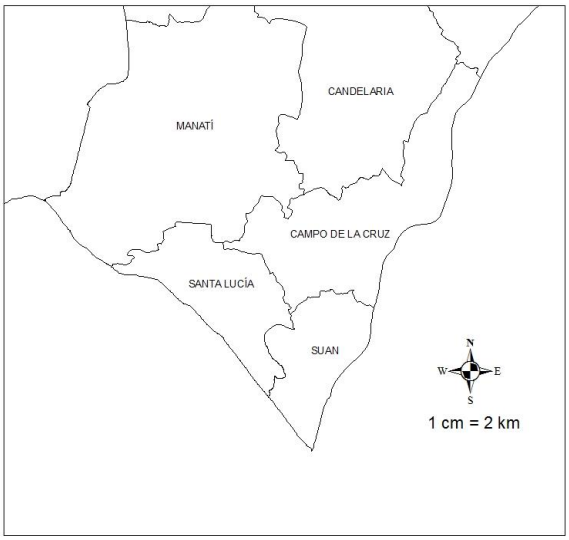


Figura 48. Municipios del Sur del Atlántico

6.3.1.2. Tipos de Contaminantes

De acuerdo a investigaciones realizadas por CORPOICA en las zonas inundadas en el Sur del Atlántico, se identificaron niveles detectables analíticamente de metales pesados, precisamente Cadmio, Cromo, Arsenio, Mercurio y Plomo.

1.1. Puntos de exposición

Los puntos de exposición determinados fueron:

Suelo: En base a un muestreo de suelo riguroso en los municipios de Santa Lucia, Manatí, Campo de la Cruz, Suan y Candelaria en el Sur del Atlántico, se determinó la presencia de metales pesados en los suelos de estos municipios, las concentraciones de metales encontradas pueden ser producto de las inundaciones ocurridas en estos suelos, teniendo en cuenta que los ríos son la principal fuente de arrastre y traslado de partículas de un sitio a otro. El suelo y el polvo residencial son puntos de exposición a considerar por la posibilidad de ingesta de polvo u suelo por parte de niños o adultos a causa de los constantes vientos que transportan el polvo hasta las viviendas o alimentos con polvo, o por el consumo mismo de vegetales sucios con suelo.

Alimentos: Otro punto de exposición son los alimentos consumidos por las personas de los municipios evaluados, lo anterior teniendo en cuenta que un 95% de los vegetales consumidos en estos municipios son producidos en las mismas fincas, las cuales presentan concentraciones de metales en los suelos. Lo anterior partiendo de la capacidad de los cultivos de adsorber, bioconcentrar y trasladar estos metales a todos los tejidos de las plantas incluyendo frutos, lo cual son una fuente de exposición. Por otra parte el consumo de carne de los agricultores también es del producido en las fincas y la alimentación de los ganados son de los vegetales (pastos etc.) cultivados en estos suelos, lo cual también se puede considerar como fuente de exposición teniendo en cuenta que las concentraciones de los metales pesados se puede traslocar de un nivel trófico a otro.

6.3.1.3. Contaminación ambiental

Muestreo ambiental

Suelo: En cada municipio seleccionado se tomaron alrededor de 50 muestras de suelo, las cuales fueron procesadas en el laboratorio del C.I.Caribia y enviadas al laboratorio del C.I.Tibaitatá (CORPOICA) para realizar las determinaciones de concentración de los metales pesados evaluados.

Vegetales: Se estableció una parcela con hortalizas (Pepino y Ahuyama), en el municipio de Santa Lucía**,** de esta se colectaron frutos, lo cuales fueron enviadas al laboratorio de C.I.Tibaitatá para determinar las concentraciones de metales pesados en los frutos.

6.3.1.4. Análisis ambiental:

Método: Los metales fueron cuantificados por el método de extracción utilizado por el laboratorio de Corpoica-C.I.Tibaitatá.

6.3.2. Concentraciones de metales pesados en las fincas muestreadas

Las concentraciones de metales pesados se discutieron en el objetivo número 1, a partir de esta información se estimaron las probabilidades de riego de presentar una situación adversa a la salud de la población expuesta a concentraciones de metales pesados.

6.3.2.1. Selección de Contaminantes Críticos en Suelo

- **Arsénico:**

$$\text{EMEG} = \frac{\text{RfD}\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) X\ pc\ (kg)}{\text{TI (kg}\ \text{O}\frac{\text{L}}{\text{dia}})}$$

RfD= Dosis de referencia sacada del banco de datos de la IRIS

PC= Peso Corporal, niño-Aproximadamente 10 años (25kg) y adulto (70kg)

TI=Tasa de ingestión diaria de suelo, niño (350mg/día) y adulto (50 mg/día)

Para el cálculo de la EMEG no se tiene en cuenta factores de exposición, teniendo en cuenta que se busca prevenir el máximo riesgo.

$$\text{EMEG}(\textbf{niño}) = \frac{0.0003\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) X\ 25\ (kg)}{0.00035\ (\text{kg}/\text{dia})} = 21.4\ mg/kg$$

$$\text{EMEG}(\textbf{adultos}) = \frac{0.0003\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) X\ 70\ (kg)}{0.00005\ (\text{kg}/\text{dia})} = 420\ mg/kg$$

Comparando los valores de la EMEG con las concentraciones de Arsénico en el suelo encontradas en las fincas evaluadas en el Sur del departamento del Atlántico (Objetivo 1), se puede apreciar que 38/138 fincas de las evaluadas superan este valor para el caso de la EMEG

(niños), por lo cual son considerados como un contaminante crítico en estas fincas. Las fincas mencionadas son: por el municipio de **Candelaria:** las fincas Lomita de Arena, Santa Rosa, Los Caimanes, Villa Carmen, Los Sabalitos, Villa Martha, El Cañito, Villa María, El Cañito 1, Blanco 1, Blanco 2 y Blanco 3, Por el municipio de **Campo de la Cruz,** las fincas El Amparo, El Puyal, Lomita Linda,La Colibrí, Los Castillos 1, El Horizonte y Caño Bravo, por el municipio de **Manatí,** las fincas Buena Vista, Villa Isabel, San Ines del Monte, La Perra, El Romance, Sabana Grande, El Volador, La Victoria, Caño Pechi, Las Chascas 1, La Parcela, Los Guayacanes 1 y los Guayacanes 2, por el municipio de **Santa Lucía** las fincas La isla 2, Leiri y Villa Iris y por el municipio de **Suan** las fincas El Amparo, La Huerta y Santa Ana. Por su parte la EMEG (adultos), solo las fincas Lomita Arena, Santa Rosa, Los Caimanes y Los Sabalitos ubicadas en el municipio de Candelaria, las concentraciones de arsénico superan la EMEG, por cual son considerados contaminantes críticos. Utilizando las herramientas de interpolación Natural Neighbor se construyeron mapas que subrayan en rojo las zonas donde las concentraciones de arsénico en el suelo superan los valores de EMEG calculada para niños (21.4) y la EMEG adultos(420) ,por lo cual las concentraciones de As en estas zonas (Rojo) es de cuidado(Figura 49 & 50).

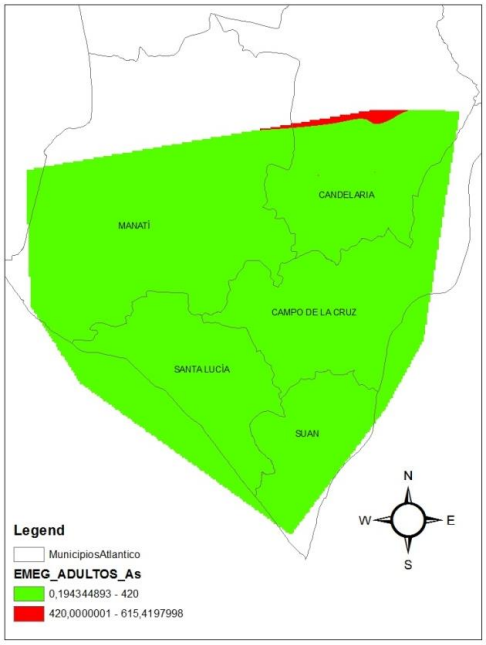


Figura 49. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de As en el suelo superan la EMEG_ADULTOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_ADULTOS.

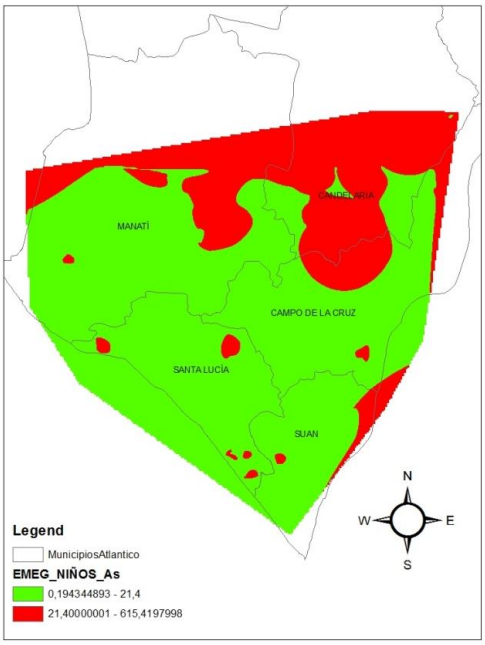


Figura 50. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de As en el suelo superan la EMEG_NIÑOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_NIÑOS.

Es claro que la tasa de ingestión de suelo de los niños es mayor que en adultos, por esta razón existe un mayor riesgo para los niños que para adultos, de contraer algún caso adverso sobre la salud, además estos están más expuestos que los adultos, teniendo en cuenta que son los niños los que juagan con tierra.

- **Mercurio**

$$\text{EMEG}(\textbf{niños}) = \frac{0.0003\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) X\ 25\ (kg)}{0.00035\ \left(\text{kg}\frac{mg}{\text{dia}}\right)} = 21.42\ mg/kg$$

$$\text{EMEG}(\textbf{Adultos}) = \frac{0.0003\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) X\ 70\ (kg)}{0.00005\ (\text{kg}\ /\text{dia})} = 420\ mg/kg$$

Para mercurio del total de fincas muestreadas 137, en solo 3 las concentraciones de este elemento en el suelo superan el valor de la EMEG para el caso de los niños, las fincas se encuentran en el municipio de Santa Lucia y son las fincas Granja Lismar, Sana Guare y Chavarría, las concentraciones de este elemento en las fincas mencionadas se considerará como un contaminante crítico por la probabilidad de ingesta de suelo por parte de los niños.

Utilizando las herramientas de interpolación descrita anteriormente se predijo las concentraciones de Hg en los sitios no muestreados, en la figura 51 podemos identificar en rojo, las zonas donde probablemente las concentraciones de Hg en el suelo superan los valores obtenidos para la EMEG_Niños. Por otra parte teniendo en cuenta el caso de adulto, las concentraciones del suelo no superan la EMEG, por lo cual no existe riesgo para estos (figura 52).

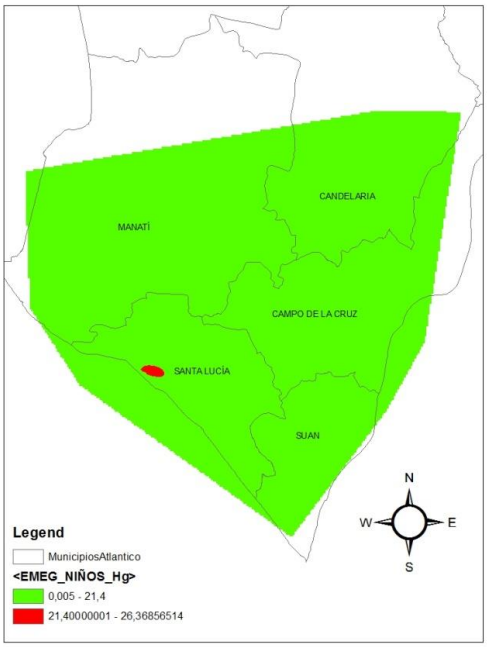


Figura 51. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de Hg en el suelo superan la EMEG_NIÑOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_NIÑOS.

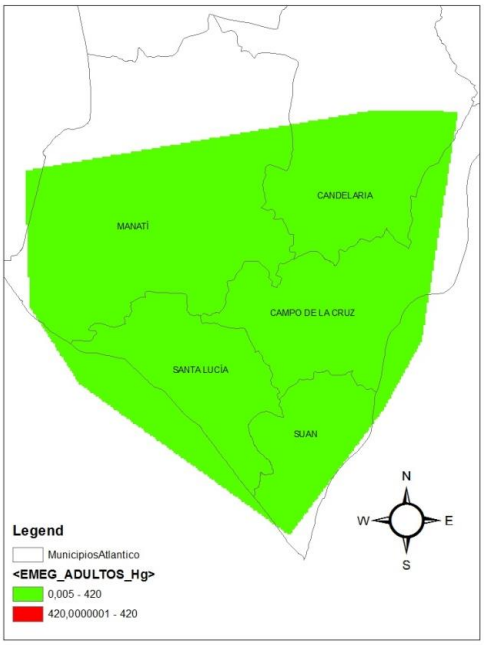


Figura 52. Zonas del Sur del Atlántico donde las concentraciones de Hg en el suelo superan la EMEG_ADULTOS calculada Zonas donde no superan la EMEG_ADULTOS.

- **Cadmio**

$$\text{EMEG}(\textbf{niños}) = \frac{0.0005\left(\frac{\text{mg}}{\frac{\text{kg}}{\text{dia}}}\right) X\ 25\ (kg)}{0.00035\ (\text{kg}\ /\text{dia})} = 35.71\ mg/kg$$

$$\text{EMEG}(\textbf{adultos}) = \frac{0.0005\left(\frac{\text{mg}}{\frac{\text{kg}}{\text{dia}}}\right) X\ 70\ (kg)}{0.00005\ (\text{kg}\ /\text{dia})} = 700\ mg/kg$$

Las concentraciones en el suelo de este ion no superan los valores de la EMEG tanto para niños como para los adultos, por lo tanto no existe riesgo para la salud.

- **Cromo**

$$\text{EMEG}(\textbf{niños}) = \frac{0.003\left(\frac{\text{mg}}{\frac{\text{kg}}{\text{dia}}}\right) X\ 25\ (kg)}{0.00035\ (\text{kg}\ /\text{dia})} = 214\ mg/kg$$

$$\text{EMEG}(\textbf{adultos}) = \frac{0.003\left(\frac{\text{mg}}{\frac{\text{kg}}{\text{dia}}}\right) X\ 70\ (kg)}{0.00005\ (\text{kg}\ /\text{dia})} = 4200\ mg/kg$$

Al igual que para el cadmio las concentraciones de cromo no superan el valor de la EMEG en niños y adultos, por lo cual no hay riesgo a la salud por este elemento en las fincas muestreadas.

- **Plomo**

Por último todas las concentraciones de plomo en las fincas evaluadas en todos los municipios no superan el valor de referencia (250 mg /kg tomado para plomo, como consecuencia no existe riesgo de este contaminante en las fincas evaluadas.

6.3.2.2. Análisis de las rutas de exposición

SUELO: Se encontró evidencia de concentraciones de metales pesados en los suelos de los municipios muestreados (Santa Lucía, Campo de la Cruz, Suan, Candelaria y Manatí), la cual podría afectar a la población de estos municipios al ingerir suelo como consecuencia de suciedad en alimentos o por acción de vientos o en el caso de los niños que es usual el juego con arena pudiendo ingerir cantidades de los contaminantes.

ALIMENTOS: Los alimentos son la principal ruta de exposición para ingerir metales pesados. Actualmente los agricultores de los municipios muestreados cultivan las hortalizas en los suelos que presentan concentraciones detectables analíticamente de metales pesados, dichos cultivos tienen la capacidad de adsorber estos metales y transferirlos a todos los órganos de las plantas lo cual son consumido por los mismos habitantes pudiendo ingerir cantidades de metales pesados a través de estos cultivos.

6.3.3. Estimación Preliminar del Riesgo:

1. **Identificación del Contaminante**

a) **Ruta de exposición**

Los análisis realizados apuntan a la existencia de por lo menos dos rutas de exposición, las cuales son el Suelo contaminado y alimentos consumidos por la población. Se considera ambas rutas de exposición igual de importantes teniendo en cuenta que el suelo es un punto de exposición directo para los niños y los alimentos que son consumidos por la población.

b) ¿Cuáles son los contaminantes críticos detectados en dicha ruta?

Niños: Los contaminantes críticos detectados fueron Arsénico para todos los municipios evaluados y el Mercurio en el municipio de Santa Lucía, precisamente las fincas Granja Lismar, Sana Guare y Chavarría.

Adultos: Solo se identificó como contaminante crítico el arsénico, bajo las cualidades y/o características del adulto.

c) Existe la posibilidad de que los contaminantes se transporten de un sitio a otro?

La posibilidad de que los contaminantes se traspasen de un lugar a otro es latente, en primer lugar por acción del viento se pueden trasportar, en segunda medida por acción del rio, teniendo en cuenta que estos municipios ya sufrieron los efectos de las inundaciones como consecuencia del desbordamiento del rio Magdalena, el cual puede volver a ocurrir lo que deja la incertidumbre.

d) ¿Cuál es la población de alto riesgo?

La población de alto riesgo son todos los habitantes de los municipios evaluados, teniendo en cuanta que los puntos de exposición analizados son frecuentados por todos.

e) Como ocurre la exposición a los contaminantes (Frecuencia y duración)

La exposición de los contaminantes ocurre en las zonas de recreación infantil, fincas de los agricultores, en los hogares, y por ultimo algo a tener en cuenta, y es la venta de vegetales que se realiza en las calles o carreteras principales, lo cual son comprados y consumidos por personas que pasan por casualidad en los sitios pudiendo ingerir en algunos casos productos contaminados por metales pesados.

f) ¿Cuáles son los efectos tóxicos de los contaminantes críticos?

Teniendo en cuenta los contaminantes críticos detectados Arsénico y Mercurio, los principales efectos tóxicos causados por estos son (tabla 11):

Efecto para la exposición al arsénico			
Clasificación	**Dosis(ug/kg/día)**	**Efecto**	**Referencia**
RfD	0.30	Lesiones dérmicas	EPA, 2002
LOAEL	2.60	Efectos neurológicos	Calderón et al. 1998
LOAEL	0.014(mg/kg/día)	Hiperpigmentación y queratosis vascular	U.S.EPA,1987

Tabla 11. Efectos tóxicos causados por exposición a Arsénico y Mercurio.

El mercurio puede causar problemas en el sistema nervioso, cardiovascular, inmunológico y reproductor potente tóxico que afecta al cerebro, la médula espinal, los riñones y el hígado. Algunos estudios también han demostrado que este metal aumenta el riesgo de infarto.

6.3.3.1. Análisis dosis-respuesta.

Los análisis serán realizados en base a dosis calculada y a dosis de referencias de la base de datos de la IRIS.

6.3.3.2. Estimación de la dosis de exposición para suelo

El nivel de arsénico empleado para la estimación de la exposición es de 634.28 mg/kg para el municipio de Candelaria, 74.3574 mg/kg para Campo de la Cruz, 447.56 mg/kg en Manatí, 29.63 mg/kg en Santa Lucía y 50.2 mg/kg en Suan, que representan los valores máximos en la concentración encontrada en cada municipio (valor máximo de riesgo). Para mercurio se utilizará 28.2 mg/kg como valor máximo en el municipio de Santa Lucía.

$$\text{Dosis}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{\text{Conc x TI}}{\text{PC}} xFE$$

Conc= Concentración del contaminante en el suelo

TI= Tasa de ingestión diaria de suelo 350mg/niño

PC= Peso corporal 25kg (niños (6-10 años)

Peso corporal para adultos (70 kg) FE= Factor de exposición

6.3.3.2.1. Estimación de la dosis de exposición por suelo en adultos

Asumiendo que los individuos se encuentran expuestos durante 5 días a la semana durante todo el año por un periodo de 15 años, por lo cual el FE seria de 0.15.

- **Municipio de Candelaria**

$$\text{Dosis Exposición (Arsénico)(Suelo)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{634.28\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\ \frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{6.795\ x\ 10^{-5}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

- **Municipio de Campo de la Cruz**

$$\text{Dosis Exposición (Arsénico)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{74.35\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\ \frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{7.9660\ x10^{-6}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

- **Municipio de Manatí**

$$\text{Dosis Exposición (Arsénico)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{447.56\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\ \frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{4.7952\ x10^{-5}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

- **Municipio de Suan**

$$\text{Dosis Exposición (Arsénico)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{50.2\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\ \frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{5.3785x10^{-6}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

- **Municipio de Santa lucía**

$$\text{Dosis Exposición(Arsénico)}\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) = \frac{29.6(mg/kg)\text{x}\,(\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\,\frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}}\,x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{3.1714}x\mathbf{10^{-6}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis Exposición(mercurio)}\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) = \frac{28.2\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{50\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\,\frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{70\text{kg}}\,x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{3.0214}x\mathbf{10^{-6}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

6.3.3.2.2. Estimación de la dosis de exposición por suelo en niños

A través de la misma fórmula para estimar las dosis de exposición en adultos, se estimó para niños, con la observación que la tasa de ingesta en niños es de 350mg/kg/día y el peso corporal de 25kg, por consiguiente remplazando estos datos tendríamos las siguientes dosis de exposición (Tabla 12).

Tabla 12. Dosis de exposición por suelo contaminado con arsénico y mercurio en niños.

Municipio	Dosis de exposición	Elemento
Campo de la Cruz	1.56135 x 10^{-4}	Arsénico
Suan	1.0542 x 10^{-4}	Arsénico
Manatí	9.39876 x 10^{-4}	Arsénico
Candelaria	1.3318 x 10^{-3}	Arsénico
Santa Lucía	6.216 x 10^{-5}	Arsénico
Santa Lucía	5.922 x 10^{-5}	Mercurio

6.3.3.3. Dosis de exposición por consumo de hortalizas en el municipio de Santa Lucia

En la tabla 13 se muestran las concentraciones máximas, media y mínimas cuantificadas en frutos de pepino y ahuyama colectados en una parcela establecida en el municipio de Santa Lucía, para determinar las dosis de exposición se tendrán en cuenta las concentraciones máximas de cada metal tanto en pepino como ahuyama.

Tabla 13. Concentraciones de metales pesados en frutos de hortalizas

Cultico	Valor	Hg	As	Cd	Pb	Cr
Pepino	Máximo	0.08	4.28	4.73	3.33	17.84
	Media	0.04	1.69	2.04	1.28	5.70
	Mínimo	0.04	0.43	0.37	0.12	0.36
Ahuyama	Máximo	1.72	2.13	2.77	0.12	0.67
	Media	0.32	1.31	0.93	0.12	0.39
	Mínimo	0.04	0.43	0.36	0.12	0.36

En la tabla 13 se puede notar que el pepino presentó mayores concentraciones de metales pesados en los frutos para todos los metales, exceptuando Hg donde las concentraciones fueron mayores en plantas de ahuyama.

- **Dosis de exposición**

Dosis de exposición estimada para adultos y niños por ingestión de hortalizas (pepino y ahuyama) en el municipio de Santa Lucía. El consumo diario de un niño son 50g y de un adulto 200g, según lo narrado por la población, por consiguiente:

$$\text{Dosis} - \text{niños(Arsénico)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{4.28\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{50000\text{mg}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-6}\ \frac{\text{kg}}{\text{mg}})}{25\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{1.284\ x\ 10^{-3}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{adultos(Arsénico)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{4.28\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{200\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\ \frac{\text{kg}}{\text{g}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{1.834\ x\ 10^{-3}\ \text{mg}}{\text{kg}}/\text{dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{niños(Mercurio)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{0.08(mg/kg)\text{x}\ (\frac{50\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\ \frac{\text{kg}}{\text{g}})}{25\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{2.4\ x\ 10^{-5}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{adulto(Mercurio)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{0.08(mg/kg)\text{x}\,(\frac{200\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{70\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{3.42\ x\ 10^{-5}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{niños(Cadmio)(pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{4.73\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{50\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{25\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{1.419x\ 10^{-3}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{Adultos(Cadmio)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{4.73\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{200\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{70\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{2.027\ x\ 10^{-3}\ mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{niños(Cromo)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{17.84\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{50\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{25\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{5.352\ x\ 10^{-3}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{Adulto(Cromo)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{17.84\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{200\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{70\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{7.645\ x\ 10^{-3}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{Niño(Pl}$$

$$\text{Doosis} - \text{Niños(Plomo)(Pepino)}\left(\frac{\frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dia}}\right) = \frac{3.33\ (mg/kg)\text{x}\,(\frac{50\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\,\frac{\text{kg}}{\text{g}})}{25\text{kg}}x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{9.99\ x\ 10^{-4}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

$$\text{Dosis} - \text{Adulto(Plomo)(Pepino)}\left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}{\text{dia}}\right) = \frac{3.33\ (mg/kg)\text{x}\ (\frac{200\text{g}}{\text{dia}})\text{x}(1\text{x}10^{-3}\ \frac{\text{kg}}{\text{g}})}{70\text{kg}} x0.15$$

$$= \frac{\mathbf{1.427\ x\ 10^{-3}mg}}{\mathbf{kg}}\mathbf{/dia}$$

De igual forma se estimaron las dosis de exposición por consumo de ahuyama, solo cambiando las concentraciones máximas para cada elemento (Tabla 14), encontrando los siguientes resultados.

Tabla 14. Dosis de exposición metales pesados por consumo de Ahuyama contaminada con metales pesados.

Elemento	Niños	Adultos
Mercurio(Hg)	5.16 x 10-4	7.37 x 10-4
Arsénico(As)	6.39 x 10-4	9.12 x 10-4
Cadmio(Cd)	8.31 x 10-4	1.187 x 10-3
Plomo(Pb)	3.6 x 10-5	5.14 x 10-5
Cromo(Cr)	2.01 x 10-4	2.87 x 10-4

6.3.4. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico y mercurio.

Tabla 15. Caracterización del riesgo no cancerígeno en niños por ingesta de suelo con concentraciones de arsénico.

Clasificación	Dosis	Relación LOAEL/DOSIS	Efecto	Referencia
RfD	3×10^{-4}		Lesiones dérmicas	EPA, 2002.
LOAEL	(1) 2.6×10^{-3}		Efectos neurológicos	Calderón et al.,1998.
LOAEL	(2) 0.014		Efectos de hipermentación y Queratosis vascular	Tseng, 1977. Tseng et al.,1968.
Campo de la Cruz	1.5613×10^{-4}	(1)17- (2) 90		
Suan	1.0542×10^{-4}	(1) 25- (2) 133		
Manatí	9.39876×10^{-4}	(1) 3- (2) 15		
Candelaria	1.3318×10^{-5}	(1) 195-(2) 1051		
Santa Lucía	6.216×10^{-5}	(1) 41- (2) 225		

1. **Severidad del efecto en la salud:** Las dosis estimadas para todos los municipios resultó estar por debajo de la LOAEL, por lo cual no existe riego de presentarse algún caso adverso de salud, teniendo en cuenta que la LOAEL es la dosis mínima en la cual se ha observado un efecto adverso sobre la salud.
2. Relación dosis estimada/RfD=

Campo de la Cruz= 1.5613×10^{-4}/ 0.0003= 0.52

Suan: 1.0542×10^{-4}/0.0003=0.35

Manatí: 9.39876×10^{-4}/0.0003=3.13

Santa Lucia: 6.216×10^{-5}/0.0003=0.20

Candelaria: 1.3318×10^{-5}/0.0003=0.044

3. Relación LOAEL/Dosis

Esta relación nos indica cuantas veces pudiera elevarse la dosis de exposición al contaminante para llegar a la dosis mínima a la cual se ha encontrado efectos adversos sobre la salud, por lo cual observando los resultados en la tabla nos damos cuenta que en todos los municipios la relación es positiva y que están lejos de límite mínimo, por lo cual no hay probabilidad de riesgo de que se presente alguna situación adversa, a excepción del municipio de Manatí, en la cual la dosis de exposición está muy cerca a la dosis NOAEL para efectos neurológicos, y si no se tienen las medidas preventivas puede aumentar esta dosis de exposición hasta las dosis mínima y sobreparla(Tabla 15).

6.3.5. Caracterización del riesgo no cancerígeno por ingesta de suelo con concentraciones de mercurio en el municipio de Santa Lucia (Niños).

Clasificación	Dosis mg/kg/día	Relación LOAEL/Dosis	Efecto	Referencia
RfD	3×10^{-4}		Efectos autoinmune	U.S. EPA, 1987.
LOAEL	(1) 0.226		Efectos Autoinmune	
Santa Lucía	5.922×10^{-5}	(1) 3816		

Tabla 16. Caracterización del riesgo no cancerígeno Por ingesta de suelo contaminado con mercurio en el municipio de Santa Lucia (Niños)

1. **Severidad del efecto en la salud:** Las dosis estimada de mercurio en el municipio de santa lucia resultó estar por debajo de la LOAEL, por lo cual no existe riego de presentarse algún caso adverso de salud.

2. **Relación dosis estimada/RfD=** $5.922 \times 10^{-5} / 3 \times 10^{-4} = 0.19$

3. **Relación LOAEL/Dosis=** En la tabla 16 se puede apreciar que para que ocurra efectos autoinmune sobre las personas, se debe aumentar significativamente las dosis de exposición (3816 veces más la dosis).

6.3.6. Caracterización del riesgo no cancerígeno en adultos por ingesta de suelo con concentraciones de Arsénico.

Tabla 17. Caracterización del riesgo no cancerígeno por ingesta de suelo con concentraciones de Arsénico (ADULTOS)

Clasificación	Dosis	Relación NOAEL/Dosis	Efecto	Referencia
RfD	3×10^{-4}		Lesiones dérmicas	EPA, 2002
LOAEL	(1) 2.6×10^{-3}		Efectos Neurológicos	Calderón et al. 1998.
LOAEL	(2) 0.014		Efectos de hiperpigmentación y Queratosis vascular	Tseng, 1977. Tseng et al., 1968
Campo de la Cruz	7.960 x 10-6	(1)326 – (2)1758		
Suan	5.3785×10^{-6}	(1)483 – (2)2602		
Manatí	4.7952×10^{-6}	(1)542 – (2)2919		
Candelaria	6.795×10^{-5}	(1)38 – (2)206		
Santa Lucía	3.1714×10^{-6}	(1)819 – (2)4414		

1. **Severidad del efecto en la salud:** Las dosis estimadas para todos los municipios resultó estar por debajo de la LOAEL, por lo cual la probabilidad de riesgo es muy baja.

2. **Relación dosis estimada/RfD=**

Campo de la Cruz= 7.960 x 10-6/ 0.0003= 0.02

Suan: $5.3785 \times 10^{-6}/0.0003=0.01$

Manatí: $4.7952 \times 10^{-6}/0.0003=0.01$

Santa Lucia: $3.1714 \times 10^{-6}/0.0003=0.01$

Candelaria: $6.795 \times 10^{-5}/0.0003=0.22$

3. **Relación LOAEL/Dosis=** La relación LOAEL/Dosis para adultos al igual que para los niños fue positiva, por cual no existe riesgo de presentarse problemas de salud por la

exposición a la dosis calculada. Dentro de los municipios evaluados Candelaria presentó la dosis calculada más baja por consiguiente es el municipio con menor probabilidad de riesgo por la ingesta de arsénico a través de suelo (Tabla 17).

6.3.7. Caracterización del riesgo en niños y adultos por ingesta de hortalizas con concentraciones de Arsénico y Mercurio.

6.3.8. Tabla 18. Caracterización del riesgo no cancerígeno para por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de mercurio en el municipio de Santa Lucía (NIÑOS).

Clasificación	Dosis mg/kg/día	Relación LOAEL/Dosis	Efecto	Fuente
RfD	3×10^{-4}		Efectos Autoinmune	U.S. EPA, 1987
LOAEL	(1)0.226			
Santa Lucía	2.4×10^{-5}(Pepino)	(1)9416		
	5.16×10^{-4}(Ahuyama)	(1)437		

1. Severidad del efecto en la salud: Las dosis estimada para Mercurio está por debajo de la LOAEL, por lo cual no existe riesgo a la salud de la comunidad por estar expuesto a esta dosis.

2. Relación dosis estimada/RfD=0.08(pepino) y 1.72(Ahuyama)

3. Relación LOAEL/Dosis(Pepino)= La relación LOAEL/Dosis exposición niños, fue alta, por lo cual para alcanzar el nivel mínimo al cual se ha observado los efectos descritos en la tabla se debe aumentar la dosis de exposición siginificativamente, 9416 veces(Tabla 18).

Relación LOAEL/Dosis (Ahuyama)= Al igual que para adultos la relación fue alta, se debe aumentar las dosis de exposición 437 veces para alcanzar las dosis donde se ha reportado efectos sobre la salud del personal expuesto.

Tabla 19. Caracterización del riesgo no cancerígeno para por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de arsénico en el municipio de Santa Lucía (NIÑOS).

Clasificación	Dosis mg/kg/día	Relación LOAEL/Dosis	Efecto	Referencia
RfD	3×10^{-4}		Lesiones dérmicas	EPA, 2002.
LOAEL	(1)2.6×10^{-3}		Efectos Neurológicos	Calderón et al. 1998.
LOAEL	(2)0.014		Efectos de hiperpigmentación y Queratosis vascular	U.S. EPA, 1987.
Santa Lucía	1.28 $x10^{-3}$(Pepino)	(1)2– (2)10		
	$6.39x10^{-4}$ (Ahuyama)	(1)4 – (2)21		

1. **Severidad del efecto en la salud:** Las dosis estimada para arsénico está por debajo de la LOAEL, sin embargo, para efectos neurológicos están muy cercas tanto para Pepino como Ahuyama.
2. **Relación dosis estimada Pepino/RfD:**4.2
3. **Relación dosis estimada Ahuyama/RfD:**2.13
4. **Relación LOAEL/Dosis (Pepino y Ahuyama):** La relación LOAEL/Dosis exposición adultos (tanto para Pepino como Ahuyama), está muy cercana a la dosis mínima a la cual se han reportado efectos neurológicos en las personas, por lo cual es importante tomar precauciones que permitan reducir las concentraciones de este metal en el suelo y de esta manera reducir la absorción de las plantas (Tabla 19).

Tabla 20. Caracterización del riesgo no cancerígeno para por ingesta de hortalizas (pepino y ahuyama) con concentraciones de arsénico en el municipio de Santa Lucía (ADULTOS).

Clasificación	Dosis mg/kg/día	Relación LOAEL/Dosis	Efecto	Referencia
RfD	3×10^{-4}		Lesiones dérmicas	EPA, 2002
LOAEL	(1)2.6×10^{-3}		Efectos Neurológicos	Calderón et al.,1998.
LOAEL	(2)0.014		Efectos de hiperpigmentación y Queratosis vascular	U.S. EPA, 1987
Santa Lucía	1.83×10^{-3} (pepino) 9.12×10^{-4} (Ahuyama)	(1)1– (2)7 (1)3 – (2)15		

1. **Severidad del efecto en la salud:** Las dosis estimada para arsénico está por debajo de la LOAEL, sin embargo, para efectos neurológicos están muy cercas tanto para Pepino como Ahuyama.

2. **Relación dosis estimada Pepino/RfD:**6.1

Relación dosis estimada Ahuyama/RfD: 3.04

3. **Relación LOAEL/Dosis (Pepino y Ahuyama):** La relación LOAEL/Dosis exposición adultos(tanto para Pepino como Ahuyama), está muy cercana a la dosis mínima a la cual se han reportado efectos neurológicos en las personas, por lo cual es importante tomar precauciones que permitan reducir las concentraciones de este metal en el suelo y de esta manera reducir la absorción de las plantas(Tabla 20).

6.3.9. Análisis Final

Considerando aun la mayor concentración de As en el suelo para la estimación del riesgo y la dosis exposición calculada a partir de esta concentración, no existe riesgo para la salud de los niños y adultos, sin embargo los niños serían los que tienen mayor probabilidad de presentar condiciones adversas sobre la salud, precisamente problemas neurológicos porque eventualmente estos estarían más expuesto a consumir suelo o vegetales contaminados. Por otra parte las dosis de exposición de mercurio actualmente no presentan un riesgo para la población, sin embargo si llegan a aumentarse las concentraciones de estos metales en el suelo, aumentarían las probabilidades de riesgo**.**

6.3.10. Recomendaciones finales

Los daños más graves ocasionados por las inundaciones en Colombia ocurrieron en los cultivos, animales y vidas humanas. Se puede decir que los suelos ya estaban con algún grado de deterioro químico y que la ola invernal los anego, pero no llegaron dejar condiciones reductoras en los suelos. Los valores de pH no llegaron a la neutralidad, como ocurre en los suelos reducidos, sino que conservaron las condiciones ligeramente alcalinas que tenían antes de la inundación. La inundación de estos suelos se vio favorecida por el deterioro físico que ya tenían, no facilitando la infiltración del exceso de agua que les llego. Se encontró un empaquetamiento tal del suelo, que no permite un adecuado drenaje, porque el espacio de macro poros desapareció.

Por lo anterior, es conveniente mejorar las propiedades físicas del suelo y mediante el análisis de suelo hacer los ajustes nutricionales para cada cultivo.

Como recomendación, y basado en los análisis de suelo realizados, y que como es lógico, después de drenados, de alguna forma hay que recuperar las propiedades físicas de los suelos antes de emprender cualquiera de las actividades agrícolas que pretendan reducir las concentraciones de metales pesados en los suelos. Se entiende por recuperar las propiedades físicas en aumentar su espacio poroso con materias orgánicas de muy lenta descomposición, porque hacer estructura no es posible.

7. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la investigación muestran la presencia, concentraciones y distribución de los metales pesados en los suelos de algunos municipio del Sur del Atlántico, a su vez la respuesta de algunos cultivos establecidos luego de las inundaciones a la absorción de metales pesados desde el suelo y transferencia hasta los órganos, esta condición genera cierta preocupación por las consecuencias que puede generar sobre la salud de las personas expuestas en caso de consumir vegetales con concentraciones de metales pesados o en el caso de los pastos la posibilidad de ser una ruta de exposición para los animales que consuman hierba con metales pesados, y de esta manera se puedan transferir a un eslabón superior de la cadena trófica. Por otra parte, el buchón de agua por su alta capacidad de absorción de metales pesados, se podría convertir en una especie potencial de biorremediación; sin embargo, sino existe un medio seguro para su eliminación, se puede volver un foco de contaminación. Es importante aclarar que actualmente no existe riesgo para la salud de la población expuesta por las concentraciones de metales pesados cuantificadas en los suelos, sin embargo, se detectaron dos metales críticos, arsénico y mercurio, los cuales las concentraciones cuantificadas están cercas de las dosis en la cual se han identifícado efectos neurológicos sobre la población que ha recibido esta cantidad de contaminante. A su vez es de anotar que para la caracterización del riesgo se tuvo en cuenta la mayor concentración de cada metal identificado del total de muestras tomadas, por lo cual se quiso estimar el riesgo asumiendo que todas las zonas presentan la mayor concentración identificada, y aun, así no se identificaron zonas que presenten riesgo por las concentraciones cuantificadas.

Es importante mencionar que en Colombia es poco lo trabajo en este tipo de estudio, por lo cual esta investigación es solo una primera aproximación para estimar el riesgo a la salud del personal expuesto a metales pesados, es indispensable ajustar la metodología para las condiciones de Colombia, investigar las formas químicas de cada metal pesado en suelo, y evaluar sobre las personas las cantidades de metal pesado que puedan tener a través de estudios de sangre, a su vez en cantidades de metal en leche producida por los animales de la zona y cantidades de metal en la carne consumida.

8. BIBLIOGRAFÍA

ATSDR Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades (2008). Resumen de salud pública: Cromo. División de toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs™ CAS#: 7440-47-3. **C**onsulta 5 de Septiembre de 2012, http:www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs7.html.

ATSDR Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades (2007). Arsénico. División de toxicología y Medicina Ambiental ToxFAQs™ CAS # 7440-38-2. Consulta 5 de Septiembre de 2012, http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts2.html.

ATSDR (1992). Public health assessment guidance manual. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta Georgia. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. Una traducción al español de esta publicación ha sido producida por el Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud.

ATSDR (1992). Interim petitioned public health assessment response procedures and decision criteria; notice. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Federal Register August 18, 37382-37389.

3. ATSDR (1994). Environmental data needed for public health assessments. A guidance manual. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta Georgia.

ALLOWAY, B. J.; y JACKSON, A. P. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *The Science of the Total Environment*, 100, 151-176.

ALLOWAY, B. J. 1995b. chapter 2: soil process and the behavior of the heavy metals. In: Alloway, B. J. (ed.). Heavy metals in soils. Blackie Academic and professional, London, 2nd. Edition. Pp.11| - 37.

BARCELÓ, J.; POSCHENRIEDER, Ch. 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, 2, 345-361.

BARRIGA, 1999. Metodología de identificación y evaluación de Riesgo para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Organización Panamericana de la Salud. Oficina Panamericana de la Salud. Oficina Sanitaria Panamericana-Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Auspiciado por Agencia Alemana de Cooperativa Tecnica.

BAKER, A.J.M. 1981. Accumulators and excludersstrategies in the response of plants to heavy metals. Journal Plant Nutrition, 3:643-654.

BARCELÓ, J. y POSCHENRIEDER, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. Contributions to Science 2(3): 333-344. Institut d''Estudis Catalans, Barcelona.

BASTA N. T. 2004. Heavy metal and trace element chemistry in residual – treated soil: implications on metals biovailabilty and sustainable land application. In: sustainable land application conference, January, 4 – 8, Florida; University of Florida.

BASTA, N. T. and Tabatabia, M. A. 1992. Effect of cropping sistems on adsorption of metals by soils. II. Effect of pH. Soil Science, 153: 195 – 204.

Bock, J. 1969. Productivity of the water hyacinth Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. Ecology:460-464

BOEKHOLD, A. E., TEMMINGHOFF, E. J. M. AND VAN DER ZEE, S. E. A. T.M. 1993 Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. Joumal of soil science, 44: 85 – 96.

BOHN, H.; Mc NEAL, B. and O" CONNOR, G. 1979. Soil chemisty. New York. 329. P

BRIZUELA, J.2012. Metodologías aplicadas para el establecimiento de los niveles de referencia para metales pesados en la evaluación de la contaminación en suelos. Departamento de Química, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad de Carabobo, Carabobo, Venezuela.

BURROUGH P.A., MCDONNELL R.A. 1998. Principles of geographical information systems. Oxford University. 333 p.

BRUMMER G., K. G. TILLER, U. HERMS, AND P. M. CLAYTON 1983. Adsorption/desorption and/or presipitation/dissolution processes of zinc in soils. Geoderma 31: 337 – 354.

BUDTZ-JØRGENSEN, E; KEIDING, N; GRANDJEAN, P; et al. (1999) Methylmercury neurotoxicity independent of PCB exposure. [Letter]. Environ Health Perspect 107(5):A236-237.

BURROUGH, P. A. 1993. Soil variability: a late 20th century view. Soils and Fertilizers, 56 (5): 529-562.

CAMBARDELLA, C. A.; T. B. MOORMAN; J. M. NOVAK; T. B. PARKIN; D. L. KARLEN; R. F. TURCO and A. E. KONOPKA. 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1501-1511

CARDENAS. J, (2009). **El mercurio interviene en el estado hídrico de las antas vía foliar.** REVISTA COLOMBIANA DE CIENCIAS HORTÍCOLAS - Vol. 3 - No.2 - pp. 250-261, 2009.

CAR. 2000. Fúquene: El Lecho de la Zorra. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, Bogotá, Colombia.

CATALDO DA, Garland TR, Wildung RE (1983) Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. Plant Physiol. 73: 844-848.

CHARUDATTAN, R. 1986. Integrated control of waterhyacinth (Eichhornia crassipes) with a pathogen, insects, a nd herbicides. Weed Science 34 :26 - 30.

CLEMENS S (2006) Evolution and function of phytochelatin synthases. J. Plant Physiol. 163: 319-332.

CLEMENS S, PALMGREN MG, KRÄMER PA (2002) Long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends Plant Sci.7: 309-315.

CRÉPIN, J.; JOHNSON, R.L. 1993. Soil sampling for environmental assessment. En: Soil sampling and methods of analysis (ed M.R. Carter), pp. 5-18. Lewis publishers, Boca Raton, Florida.

DE ACEVEDO F, (2003). Toxicologia do Mercúrio. RiMa. Sao Paulo, Brasil. 292 pp.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Directiva del Consejo de 12 de Junio de 1986. 86/278/CEE.

DI TOPPI LS, GABBRIELLI R (1999) Response to cadmium in higher plants. Env. Exp. Bot. 41: 105-130.

DIAZ, F, 1999. Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente División de Salud y Ambiente Organización Panamericana de la Salud Oficina Sanitaria Panamericana - Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud.

DICK, R.P.; THOMAS, D.R.; HALVORSON, J.J. 1996. Standardized methods, sampling, and sample pretreatment. En: Methods forassessing soil quality, pp. 107-121. Soil Science Society of America.

ELLIOT, H.A.AND G.A.SHIELDS.1988. Comparative evaluation of residual and total metal analysis in pollute d soil. Commun. Soil Sci.Plant Anal., 19:1907-1917.

EPA (1989). Exposure assessment methods handbook. United States Environmental Protection Agency; Washington, D.C.

EPA (1991). Hazard ranking system; final rule. United States Environmental Protection Agency; Federal Register, December 14, 51532-51667.

EPA (1993). A guidebook to comparing risks and setting environmental priorities. United States Environmental Protection Agency; Washington, D.C.

EPA (1994). Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. United States Environmental Protection Agency; Research Triangle Park, North Carolina.

EPA (1994). Similarities and differences between ATSDR public health assessments and USEPA risk assessments under superfund. Report to the ATSDR/EPA Mid-Level Managers Forum. United States Environmental Protection Agency; Washington, D.C.

EPA 2001. An overview of Risk Assessment and RCRA. EPA530-F-00-032: Washington D.C.

ESPEJEL, J.2009. Evaluación del riesgo toxicológico, por exposición a suelos contaminados con hidrocarburos, en la ex refinería 18 de marzo, pemex, azcapotzalco, distrito federal, México. Revista Sistemas Ambientales, Vol. 4, No 2, 2011, p. 55-81.

EVANS, L. J. 1989. Chemistry of metal retention by soils. Environmental science and Technology, 23, 1046 – 1056.

FRANCO, L., A. Villa, and A. Sarmiento. 2007. Clasificación y estado actual de los hábitats de humedal de las lagunas de Fúquene, Cucunubá y Palacio: Implicaciones para su manejo in L. Franco Vidal and G. Andrade Pérez, editors. Fúquene, Cucunubá y Palacio. Conservación de la biodiversidad y manejo sostenible de un ecosistema lagunar and ino. Fundacion Humedales e Instituto de Investigacion de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogota D.C.

GARCIA, D. 2012. Evaluación de Riesgos por exposición a metales pesados en cercanías de sitios potencialmente peligrosos con actividad agrícola.Revista Cubana de Salud y Trabajo 2012;13(1):10-8

GARCÍA I. Y DORRONSORO C. (n.d). Tema 15. Contaminación por metales pesados. Departamento de Edafología y Quimica Agricola Universidad de granada. España. Unidad docente e investigadora de la facultad de ciencia, consulta 12 de enero del 2011 http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm#anchor1054486.

GARCIA – MIRAGAYA, J. and A. L. PAGE. 1976. Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite. Soil science society of America Joumal, 40: 658 – 663.

GE, S., K. Wang, and M. Dong. 1999. Genetic diversity and clonal structure of Hedysarum laeve in MoUs Sandland. Acta Bot. Sin 41 :301 – 306.

Grandjean, P; Weihe, P; White, R; et al. (1997) Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. Neurotoxicol Teratol 20:1-12.

HASAN, J.,VIHKO, V, and HERNBERG, S.1967. Deficient red cell membrane Na+/K+ ATPase lead poisoning. Arch. Environ.Health 14:313.

HART JJ, WELCH RM, NORVELL WA, SULLIVAN LA, KOCHIAN LV (1998) Characterization of cadmium uptake, binding, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. Plant Physiol. 116: 1413-1420.

HENSON, M.C, CHEDRESE, P.J (2004). Endocrine Disruption by Cadmium, a Common Environmental Toxicant with Paradoxical Effects on Reproduction. Exp. Biol. Med. 229: 383-392.

HOMMA, Y., HIRATA H (1984) Kinetics of cadmium and zinc absorption by rice seedling roots. Soil Sci. Plant Nutr. 30: 527-532.

Instituto Nacional de Ecología (INE). (2009). Metales pesados. Consulta 11 de enero de 2010, http://www.ine.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales.

IZE, I *et al.(*2003). Introducción al análisis de riesgos ambientales. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Periférico sur 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, C.P. 04530. México, D.F.

JARAMILLO, J. 2011. Introducción a la ciencia del suelo.Universidad Nacional de Colobia-Facultad de ciencias.Medellín.pag 551-572.

JARVIS, S. C. AND L. H. P. JONES. 1980. The contents and sorption of cadmium in some agricultural soils of England and Wales. Journal of soil science, 31: 469 – 479.

JENKINS J.R., CROUSE D.A., MIKKELSEN R.L., HEINIGER R.W. 2000. Spatial variability of phosphorus retention capacities for various fields. *In*: Proceedings of the fifth international conference on precision agriculture. P.C. Robert, R.H. Rust and W.E. Larson (eds). ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI.

KATEREGGA, E. and T. Sterner. 2007. Indicators for an invasive species: Water hyacinths in Lake Victoria. Ecological In dicators 7 :362 - 370.

KNOX, S. A. (formerly A. chlopecka), A. P. Gamerdinger, D. Adriano, R. K. Kolka, and D: L. Kaplan.1999. sources and practices contributing to soil contaminants, in bioderemediation of contaminated soil, Am. Soc. Agron., Madison, WI, 1999, 53.

LALLANA, V.H. 1997. Las plantas acuaticas del río Parana, su importancia en el ecosistema.Articulo técnico de divulgación AT-01.

LALLANA, V.H. 1989. Depuración biológica de aguas servidas con plantas acuáticas. Actas II Seminario Nacional sobre "Universidad y Medio Ambiente", Paraná, pp.46-56.

LASAT M. 2001. The uses of plants for removal of toxic metal from contaminated soil. USEPA.

LUGO, J. 2009. Caracterización de la variabilidad espacial de algunas propiedades químicas en los suelos de la granja experimental de la universidad del magdalena. Tesis de pregrado. Universidad del Magdalena, Colombia.

MA, L.Q.and G.Rao.1997.Chemical fractionation of camium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. J.Environ.Qual., 26:259-264.

MARUTHI, B.B.S., DILE, S.V., HAN, F.X., MONTS D.L, SU Y (2005) Anatomical changes due to uptake and accumulation of Zn and Cd in Indian mustard (Brassica juncea). Env. Exp. Bot. 54: 131-141.

MENGEL, K and KIRKBY, E.A.1978. Plant nutrients, general functions in international Potash Institute (ed). Principles of plant nutrition, Berna, Switzrland. P.O.Box CH-3O48.p16-17.

MONTIEL, A.M.; BLANCO, R. 2001. Métodos de optimización de muestreo en los estudios de las propiedades físicas del suelo. *Edafología*, **8,** 51-59.

MULLINS GL, SOMMERS LE (1986) Cadmium and zinc influx characteristics by intact corn (Zea mays L.) seedlings. Plant Soil 96: 153-164.

NAIDU R., AND D .OLIVER .2003 .Uptake of copper (Cu) , Lead (Pb) , cadmium (Cd) , arsenic (As) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by vegetables grouun in urban environments . Ed . Langley A ., Gilbeyl M.and Kennedy , B . National Environment Protection Council (NEPC) Australia .pp. 235-241.

National Academy of Sciences 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Academy Press, Washington D.C.

NAVARRO, AVIÑO J.P., AGUILAR A.I., LÓPEZ-MOYA J.R.(2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Ecosistemas, 16(2), 10-25.

NAIDU R., D.OLIVER , AND S. MCCONNELL . 2003. Heavy metal phytotoxicity in soils. In:Proceedings of the fith national workshop on the assessment of site contamination. Ed. Langley A., M.Gilbey and B.Kennedy. National Environment Protection Council (NEPC) Australia . pp 235-241.

OFICINA ESPAÑOLA DE PATENTES Y MARCAS. (2005). Métodos para la descontaminación de suelos contaminados con metales pesados mediante el empleo de residuos procedentes de la elaboración de la cerveza (número de publicación: 2 226 515). España. Consulta 28 de octubre de 2009, http://www.espatentes.com/pdf/2226515_al.pdf.

OLIVARES, E.; PEÑA E. 2009. Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus dubius* (bledo, pira), creciendo silvestre en cultivos del estado miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación. Interciencia. 34: 604-611.

OLIVER, M. A. and R. WEBSTER. 1986. Combining nested and linear sampling for determining the scale and form of spatial variation of regionalized variables. Geographical analysis 18 (3): 227-242

OVALLES, F. 1992. Metodología para determinar la superficie representada por muestras tomadas con fines de fertilidad. FONAIAP-CENIAP-IIAG. Maracay. 44 p.

Palus J, Rydzynski K, Dziubaltowska E, Wyszynska K, Natarajan AT, Nilsson R (2003) Genotoxic effects of occupational exposure to lead and cadmium. *Mutat. Res. 540*: 19-28.

PEÑA, C; CARTER, D. (2001). Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Southwest Hazardous Waste Program. A Superfund Basic Research and Training Program. At the College of Pharmacy.
The University of Arizona

PERIS, M. M. 2006. Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas de la provincia de castellón. Tesis doctoral. Universitat de Valencia Servei de Publicacions. p. 27-61. John Wiley & Sons, Chischester.

PHILLIPS E.R 1999. Copper , lead ,cadmium and zinc sorption by waterloggerd and air – dry soil . Joumal of Soil Contamination 3:343-364.

Prasad M, Malec P, Waloszek A, Bojko M, Strzałka K (2001) Physiological responses of Lemna trisulca L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. Plant Sci. 161: 881-889.

RASKIN I. Y ENSLEY B.D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, New York. 304 pp.

REN, M. X. AND Q. G. ZHANG. 2007. Clonal diversity and structure of the invasive aquatic plant Eichhornia crassipes in China. Aquatic Botany 87 :242 - 246

RIECHAMAN M.S. 2002 . The responses of plants to metals toxicity : A review focusing on copper , manganese and zinc . Australia Minerals and Energyg Environment Foundation 54p.

RIEUWERTS J. S ., THONTON I., FARAGO M.E AND ASHMORE M.R. 1998 .Factors influencing metals bioavailability in soils : preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals . Chemical Speciation and Bioavailability , 10(2):61-75.

ROBERTSON, G. P. and K. L. GROSS. 1994. Assessing the heterogeneity of belowground resources: Quantifying pattern and scale. **In**: Exploitation of environmental heterogeneity by plants: Ecophysiological processes above-and belowground. Academic Press. New York. pp: 237-253.

ROSS, S.M.; KAYE, K.J. 1994. The meaning of metal toxicity in soilplant systems. Toxic metals in soil-plant systems (ed S.M. Ross)

SACHS, R.M. y MICHAELS, J.L. 1971. “Comparative phytotoxicity among four arsenical herbicides”. Weed Science. 19: 558-564.

Salazar R, Reyes R (2000) Efectos toxicos y mecanismos de tolerancia al cadmio en los seres vivos. *Universidad, Ciencia y Tecnología 13*: 17-22.

SANDBERG, G.R. y ALLEN, I.K. 1975. “A proposed arsenic cycle in a agronomic ecosystem”. pp 124-147. In: Arsenical Pesticides. (Woolson, E.A., (ed)), American Chemical Society Symposium Vol. 7, American Chemical Society, Washington.

SANCHEZ B.M.I.(2003).Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo Valladolid. Tesis de doctorado. Universidad de Valladolid. España.

SERVICIO AGRICOLA Y GANADERO (2005). Criterios de calidad de suelo agrícola. Participantes E. Acevedo, M Carrasco, O. León, E. Martinez, P. Silva, G. Castillo, I Ahumada, G. Borioe y S. Gonzalez. Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. Disponible en sitio web http://www2.sag.cl/Recursos/criterioscalidadsuelosagriicolas/. Ultima version 8 de Marzo de 2010.

SCHLEUß, U.; MÜLLER, F. 2001. Requirements for soil sampling in the context of ecosystem research. The Science of the Total Environment, **264,** 193-197.

SILVA, C.2004 .Adsorcao competitive de cadmio , cobre , niquel e zinco em solos . Tesis Mestre en Agronomia , área de concentracao :Solos e nutricao de plantas . Piracicaba , Estado de Sao Pablo de Brasil. 79p.

SILVIERA M.L.A., L.R.F. ALLEONL , AND L.R.G. GILHERME .2003. Biosolids and heavy metals in soils . Scientia Agricola 60 (4) : 793-806.

SIMS, J.T., and J.S.KLINE.1991.Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soil amended with co-composted sewage sludge.J.Environ.Qual.20:387-395.

SOLOIZ, M., VULPE, C. (1996) CPx-type ATPases: a class of P-type ATPases that pump heavy metals. Trends Biochem. Sci. 21: 237–241.

SPOSITO, G. 1986. Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural wáters. Crit. Red v. Environ. Control 16 (2): 193_229.

SPOSITO, G. 1989. The chemistry of soils. New York: oxford University. 277 P.

TAN, K.H. 1996. Soil sampling, preparation, and analysis. Marcel Dekker, Inc., New York.

TORO, I. (2010). Riesgo ambiental por uso de agroquímicos. Invetum N°9 facultad de ingeniería UNIMINUTO. Diciembre ISSN 1909-2520.

TORO, I. (1997). La evaluación del riesgo: Herramienta para determinar el impacto ambiental ocasionado por el uso de plaguicidas en los ecosistemas colombianos, Documento presentado a la Corporación Colombiana Agropecuaria-CORPOICA para concursar a la categoría de Investigador Titular (C5)

TRANGMAR, B.B.; R. S. YOST and G. WEHARA. 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. Advances in agronomy 28: 45-94.

TREVISAN, M.; WERF, H.; ALFARROBA, F.; BLÜMEL, S.; ISART, J.; MCGRATH, D. & SEPPÄLÄ, T. (2002), Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use, en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90(2), pp. 177-187.

UPCHURCH, D. R. and W. J. EDMONDS. 1992. Statistical procedures for specific objectives. **In**: Spatial variabilities of soils and landforms. SSSA Special publication No. 28. 2ª Ed. SSSA. Madison. pp: 49-71.

U.S. EPA. 1987. Peer Review Workshop on Mercury Issues. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH. Summary report. October 26-27.

WEISBERG M, JOSEPH P, HALE B, BEYERSMANN D (2003) Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology 192*: 95-110.

WILLIAMS, A., H. Duthie, and R. Hecky. 2005. Water hyacinth in Lake Victoria: Why did it vanish so quickly and will it return? Aquatic Botany 81 :300 – 314

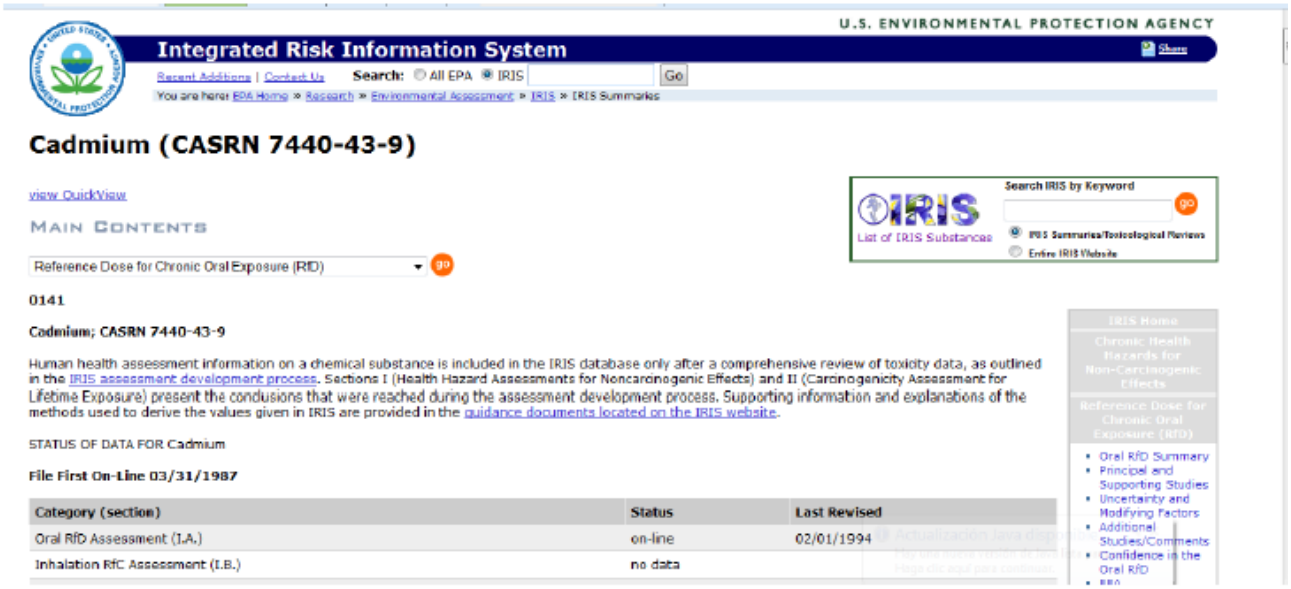
WOLLUM, A.G. 1994. Soil sampling for microbiological analysis. En:Methods of soil analysis, Part 2. Microbiological and biochemicalproperties (ed J.M. Bigham), pp. 1-14. Soil Science Society ofAmerica, Madison.

YOST, R. S.; G. UEHARA and R. L. FOX. 1982a. Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas. II. Kriging. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 1033-1037.

YOST, R. S.; G. UEHARA and R. L. FOX. 1982b. Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas. I. Semi-variograms. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 1028-1032.

ZHANG, X.H.; LIN, A. J.; CHEN, B. D.; WANG, Y. S.; SMITH, S. E.; SMITH, F. A. 2006. Effects of *Glomus mosseae* on the toxicity of heavy metals to *Vicia faba*. J. Environ. Sci. 18: 721-726.

ANEXOS 1. DOSIS DE REFERENCIA IRIS-EPA



U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Integrated Risk Information System

Recent Additions | Contact Us Search: All EPA IRIS Go

You are here: EPA Home » Research » Environmental Assessment » IRIS » IRIS Summaries

Cadmium (CASRN 7440-43-9)

view QuickView

MAIN CONTENTS

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Search IRIS by Keyword

List of IRIS Substances

IRIS Summaries/Toxicological Reviews

Entire IRIS Website

0141

Cadmium; CASRN 7440-43-9

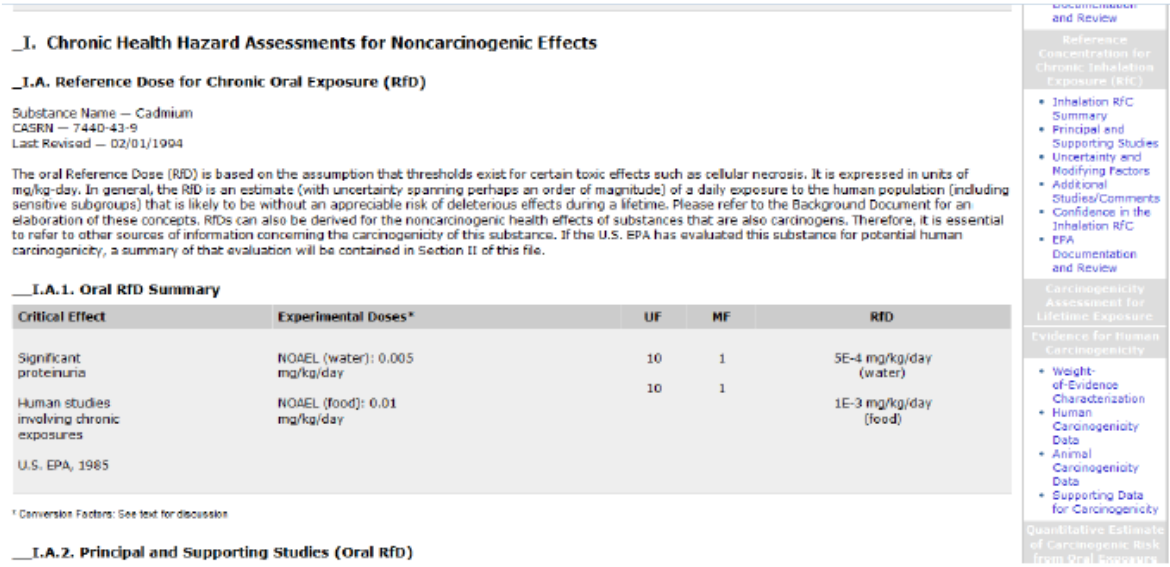
Human health assessment information on a chemical substance is included in the IRIS database only after a comprehensive review of toxicity data, as outlined in the IRIS assessment development process. Sections I (Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects) and II (Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure) present the conclusions that were reached during the assessment development process. Supporting information and explanations of the methods used to derive the values given in IRIS are provided in the guidance documents located on the IRIS website.

STATUS OF DATA FOR Cadmium

File First On-Line 03/31/1987

Category (section)	Status	Last Revised
Oral RfD Assessment (I.A.)	on-line	02/01/1994
Inhalation RfC Assessment (I.B.)	no data	

IRIS Home
Chronic Health Hazards for Non-Carcinogenic Effects
Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)
- Oral RfD Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Oral RfD



_I. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects

_I.A. Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Substance Name — Cadmium
CASRN — 7440-43-9
Last Revised — 02/01/1994

The oral Reference Dose (RfD) is based on the assumption that thresholds exist for certain toxic effects such as cellular necrosis. It is expressed in units of mg/kg-day. In general, the RfD is an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily exposure to the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without an appreciable risk of deleterious effects during a lifetime. Please refer to the Background Document for an elaboration of these concepts. RfDs can also be derived for the noncarcinogenic health effects of substances that are also carcinogens. Therefore, it is essential to refer to other sources of information concerning the carcinogenicity of this substance. If the U.S. EPA has evaluated this substance for potential human carcinogenicity, a summary of that evaluation will be contained in Section II of this file.

__I.A.1. Oral RfD Summary

Critical Effect	Experimental Doses*	UF	MF	RfD
Significant proteinuria Human studies involving chronic exposures U.S. EPA, 1985	NOAEL (water): 0.005 mg/kg/day NOAEL (food): 0.01 mg/kg/day	10 10	1 1	5E-4 mg/kg/day (water) 1E-3 mg/kg/day (food)

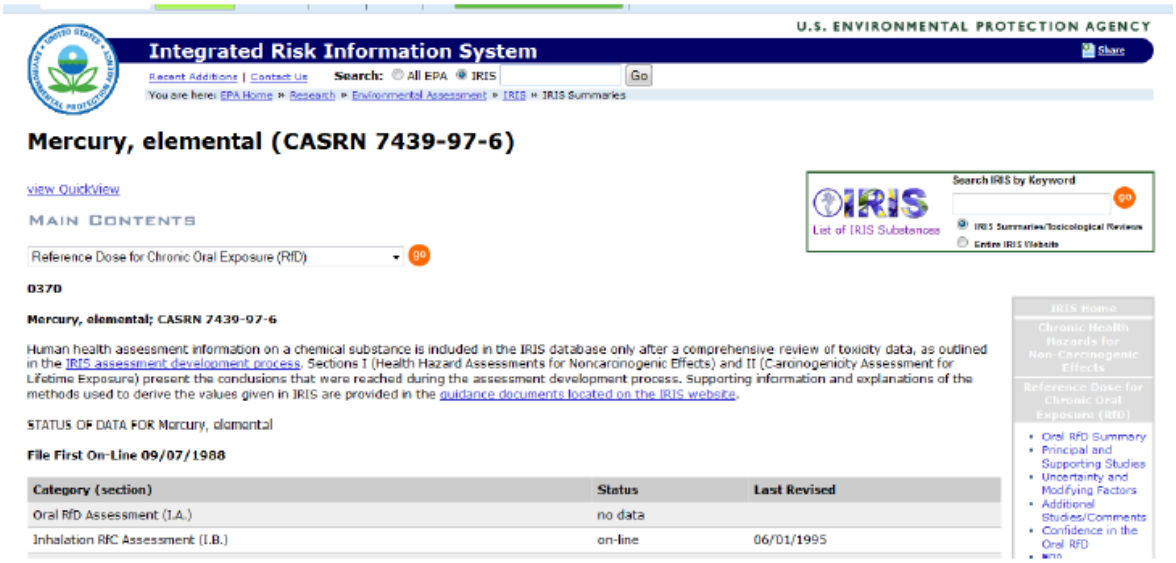
* Conversion Factors: See text for discussion

__I.A.2. Principal and Supporting Studies (Oral RfD)

and Review
Reference Concentration for Chronic Inhalation Exposure (RfC)
- Inhalation RfC Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Inhalation RfC
- EPA Documentation and Review

Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure
Evidence for Human Carcinogenicity
- Weight-of-Evidence Characterization
- Human Carcinogenicity Data
- Animal Carcinogenicity Data
- Supporting Data for Carcinogenicity

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk



U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Integrated Risk Information System

Recent Additions | Contact Us Search: All EPA IRIS Go

You are here: EPA Home » Research » Environmental Assessment » IRIS » IRIS Summaries

Mercury, elemental (CASRN 7439-97-6)

view QuickView

MAIN CONTENTS

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Search IRIS by Keyword

List of IRIS Substances

IRIS Summaries/Toxicological Reviews

Entire IRIS Website

0370

Mercury, elemental; CASRN 7439-97-6

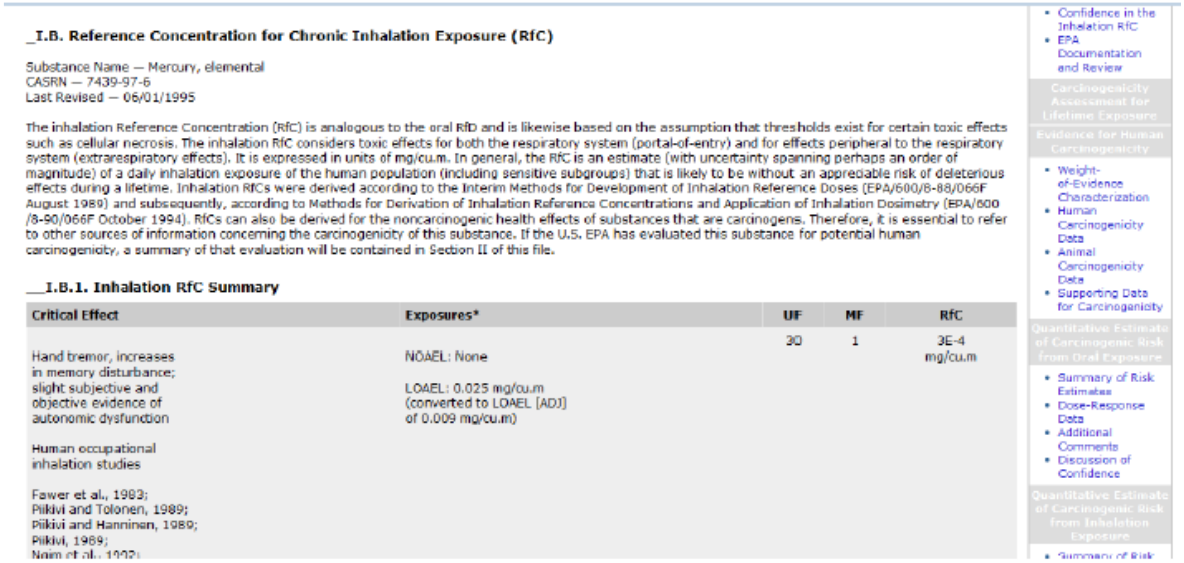
Human health assessment information on a chemical substance is included in the IRIS database only after a comprehensive review of toxicity data, as outlined in the IRIS assessment development process. Sections I (Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects) and II (Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure) present the conclusions that were reached during the assessment development process. Supporting information and explanations of the methods used to derive the values given in IRIS are provided in the guidance documents located on the IRIS website.

STATUS OF DATA FOR Mercury, elemental

File First On-Line 09/07/1988

Category (section)	Status	Last Revised
Oral RfD Assessment (I.A.)	no data	
Inhalation RfC Assessment (I.B.)	on-line	06/01/1995

IRIS Home
Chronic Health Hazards for Non-Carcinogenic Effects
Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)
- Oral RfD Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Oral RfD



- Confidence in the Inhalation RfC
- EPA Documentation and Review

Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure
Evidence for Human Carcinogenicity
- Weight-of-Evidence Characterization
- Human Carcinogenicity Data
- Animal Carcinogenicity Data
- Supporting Data for Carcinogenicity

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure
- Summary of Risk Estimates
- Dose-Response Data
- Additional Comments
- Discussion of Confidence

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure
- Summary of Risk

_I.B. Reference Concentration for Chronic Inhalation Exposure (RfC)

Substance Name — Mercury, elemental
CASRN — 7439-97-6
Last Revised — 06/01/1995

The inhalation Reference Concentration (RfC) is analogous to the oral RfD and is likewise based on the assumption that thresholds exist for certain toxic effects such as cellular necrosis. The inhalation RfC considers toxic effects for both the respiratory system (portal-of-entry) and for effects peripheral to the respiratory system (extrarespiratory effects). It is expressed in units of mg/cu.m. In general, the RfC is an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily inhalation exposure of the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without an appreciable risk of deleterious effects during a lifetime. Inhalation RfCs were derived according to the Interim Methods for Development of Inhalation Reference Doses (EPA/600/8-88/066F August 1989) and subsequently, according to Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry (EPA/600/8-90/066F October 1994). RfCs can also be derived for the noncarcinogenic health effects of substances that are carcinogens. Therefore, it is essential to refer to other sources of information concerning the carcinogenicity of this substance. If the U.S. EPA has evaluated this substance for potential human carcinogenicity, a summary of that evaluation will be contained in Section II of this file.

__I.B.1. Inhalation RfC Summary

Critical Effect	Exposures*	UF	MF	RfC
Hand tremor, increases in memory disturbance; slight subjective and objective evidence of autonomic dysfunction Human occupational inhalation studies Fawer et al., 1983; Piikivi and Tolonen, 1989; Piikivi and Hanninen, 1989; Piikivi, 1989; Nairn et al., 1992;	NOAEL: None LOAEL: 0.025 mg/cu.m (converted to LOAEL [ADJ] of 0.009 mg/cu.m)	30	1	3E-4 mg/cu.m

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Integrated Risk Information System

Research Additions | Contact Us Search: All EPA IRIS Go

You are here: EPA Home » Research » Environmental Assessment » IRIS » IRIS Summaries

Arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2)

view QuickView

MAIN CONTENTS

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD) go

IRIS List of IRIS Substances

Search IRIS by Keyword go

IRIS Summaries/Toxicological Reviews

Entire IRIS Website

You will need Adobe Reader to view some of the files on this page. See EPA's PDF page to learn more.

[UPDATE] The (cancer) portion of this assessment is currently under development and the latest draft can be found at, IRIS Toxicological Review of Inorganic Arsenic (Cancer)(External Review Draft)

0278

Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2 (04/10/1998)

Human health assessment information on a chemical substance is included in the IRIS database only after a comprehensive review of toxicity data, as outlined in the IRIS assessment development process. Sections I (Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects) and II (Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure) present the conclusions that were reached during the assessment development process. Supporting information and explanations of the methods used to derive the values given in IRIS are provided in the guidance documents located on the IRIS website.

STATUS OF DATA FOR Arsenic, inorganic

File First On-Line 02/10/1988

IRIS Home
Chronic Health Hazards for Non-Carcinogenic Effects
Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)
- Oral RfD Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Oral RfD

CASRN — 7440-38-2
Last Revised — 02/01/1993

The oral Reference Dose (RfD) is based on the assumption that thresholds exist for certain toxic effects such as cellular necrosis. It is expressed in units of mg/kg-day. In general, the RfD is an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily exposure to the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without an appreciable risk of deleterious effects during a lifetime. Please refer to the Background Document for an elaboration of these concepts. RfDs can also be derived for the noncarcinogenic health effects of substances that are also carcinogens. Therefore, it is essential to refer to other sources of information concerning the carcinogenicity of this substance. If the U.S. EPA has evaluated this substance for potential human carcinogenicity, a summary of that evaluation will be contained in Section II of this file.

NOTE: There was not a clear consensus among Agency scientists on the oral RfD. Applying the Agency's RfD methodology, strong scientific arguments can be made for various values within a factor of 2 or 3 of the currently recommended RfD value, i.e., 0.1 to 0.8 ug/kg/day. It should be noted, however, that the RfD methodology, by definition, yields a number with inherent uncertainty spanning perhaps an order of magnitude. New data that possibly impact on the recommended RfD for arsenic will be evaluated by the Work Group as it becomes available. Risk managers should recognize the considerable flexibility afforded them in formulating regulatory decisions when uncertainty and lack of clear consensus are taken into account.

I.A.1. Oral RfD Summary

Critical Effect	Experimental Doses*	UF	MF	RfD
Hyperpigmentation, keratosis and possible vascular complications Human Chronic oral exposure Tseng, 1977; Tseng et al., 1968	NOAEL: 0.009 mg/L converted to 0.0008 mg/kg-day LOAEL: 0.17 mg/L converted to 0.014 mg/kg-day	3	1	3E-4 mg/kg-day

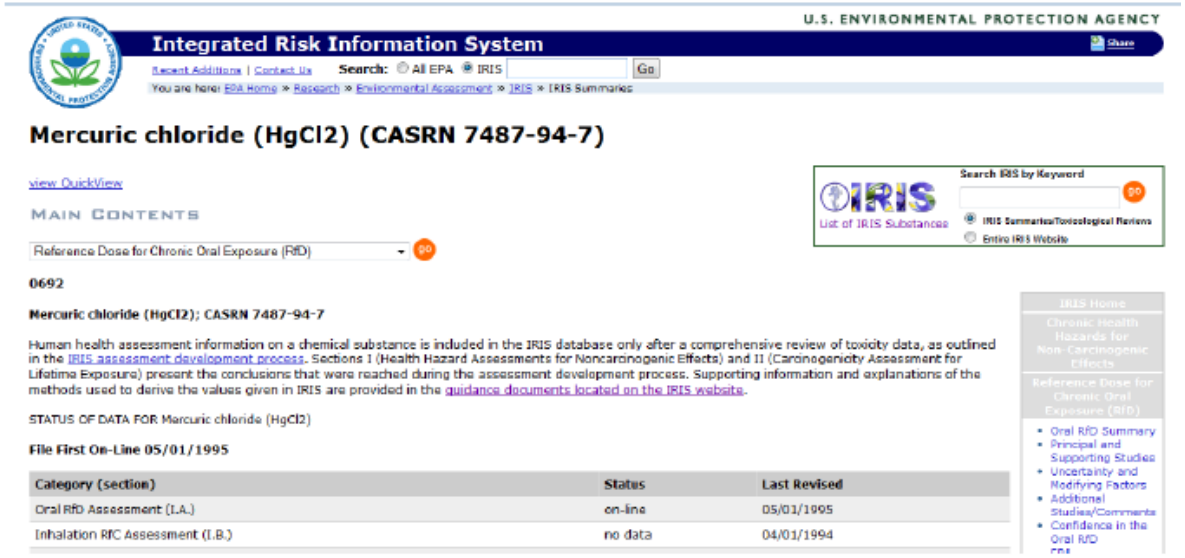
*Conversion Factors -- NOAEL was based on an arithmetic mean of 0.009 mg/L in a range of arsenic concentration of 0.001 to 0.017 mg/L. This NOAEL also included estimation of arsenic from food. Since experimental data were missing, arsenic concentrations in sweet potatoes and rice were estimated as 0.002 mg/day. Other assumptions included consumption of 4.5 L water/day and 55 kg bw (Abernathy et al., 1989). NOAEL = [(0.009 mg/L x 4.5 L/day) + 0.002 mg/day] / 55 kg = 0.0008 mg/kg-day. The LOAEL dose was estimated using the same assumptions as the NOAEL starting with an arithmetic mean water concentration from Tseng (1977) of 0.17 mg/L. LOAEL = (0.17 mg/L x 1.5 L/day) + 0.002 mg/day) / 55 kg = 0.014 mg/kg-day.

Inhalation RfC
- EPA Documentation and Review

Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure
Evidence for Human Carcinogenicity
- Weight-of-Evidence Characterization
- Human Carcinogenicity Data
- Animal Carcinogenicity Data
- Supporting Data for Carcinogenicity

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure
- Summary of Risk Estimates
- Dose-Response Data
- Additional Comments
- Discussion of Confidence

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Inhalation Exposure
- Summary of Risk



U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Integrated Risk Information System

Recent Additions | Contact Us Search: All EPA IRIS Go

You are here: EPA Home » Research » Environmental Assessment » IRIS » IRIS Summaries

Mercuric chloride (HgCl2) (CASRN 7487-94-7)

view QuickView

MAIN CONTENTS

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD) go

IRIS List of IRIS Substances

Search IRIS by Keyword go

IRIS Summaries/Toxicological Reviews

Entire IRIS Website

0692

Mercuric chloride (HgCl2); CASRN 7487-94-7

Human health assessment information on a chemical substance is included in the IRIS database only after a comprehensive review of toxicity data, as outlined in the IRIS assessment development process. Sections I (Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects) and II (Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure) present the conclusions that were reached during the assessment development process. Supporting information and explanations of the methods used to derive the values given in IRIS are provided in the guidance documents located on the IRIS website.

STATUS OF DATA FOR Mercuric chloride (HgCl2)

File First On-Line 05/01/1995

Category (section)	Status	Last Revised
Oral RfD Assessment (I.A.)	on-line	05/01/1995
Inhalation RfC Assessment (I.B.)	no data	04/01/1994

IRIS Home

Chronic Health Hazards for Non-Carcinogenic Effects

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

- Oral RfD Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Oral RfD

_I.A. Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Substance Name — Mercuric chloride (HgCl2)
CASRN — 7487-94-7
Last Revised — 05/01/1995

The oral Reference Dose (RfD) is based on the assumption that thresholds exist for certain toxic effects such as cellular necrosis. It is expressed in units of mg/kg-day. In general, the RfD is an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily exposure to the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without an appreciable risk of deleterious effects during a lifetime. Please refer to the Background Document for an elaboration of these concepts. RfDs can also be derived for the noncarcinogenic health effects of substances that are also carcinogens. Therefore, it is essential to refer to other sources of information concerning the carcinogenicity of this substance. If the U.S. EPA has evaluated this substance for potential human carcinogenicity, a summary of that evaluation will be contained in Section II of this file.

__I.A.1. Oral RfD Summary

Critical Effect	Experimental Doses*	UF	MF	RfD
Autoimmune effects	NOAEL: None	1000	1	3E-4 mg/kg-day
Rat Subchronic Feeding and Subcutaneous Studies	LOAEL: 0.226 mg/kg-day LOAEL: 0.317 mg/kg-day			
U.S. EPA, 1987	LOAEL: 0.633 mg/kg-day			

* Conversion Factors and Assumptions -- Dose conversions in the three studies employed a 0.739 factor for HgCl2 to Hg2+, a 100% factor for subcutaneous (s.c.) to oral route of exposure, and a time-weighted average for days/week of dosing. This RfD is based on the back calculations from a Drinking Water Equivalent Level (DWEL), recommended to and subsequently adopted by the Agency, of 0.010 mg/L: (RfD = 0.010 mg/L x 2 L/day/70 kg bw = 0.0003 mg/kg bw/day). The LOAEL exposure levels, utilized in the three studies selected as the basis of the recommended DWEL, are from Druet et al. (1978), Bernaudin et al. (1981) and Andres (1984), respectively.

__I.A.2. Principal and Supporting Studies (Oral RfD)

U.S. EPA. 1987. Peer Review Workshop on Mercury Issues. Summary Report. Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH. October 26-27.

Exposure (RfC)

- Inhalation RfC Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Inhalation RfC
- EPA Documentation and Review

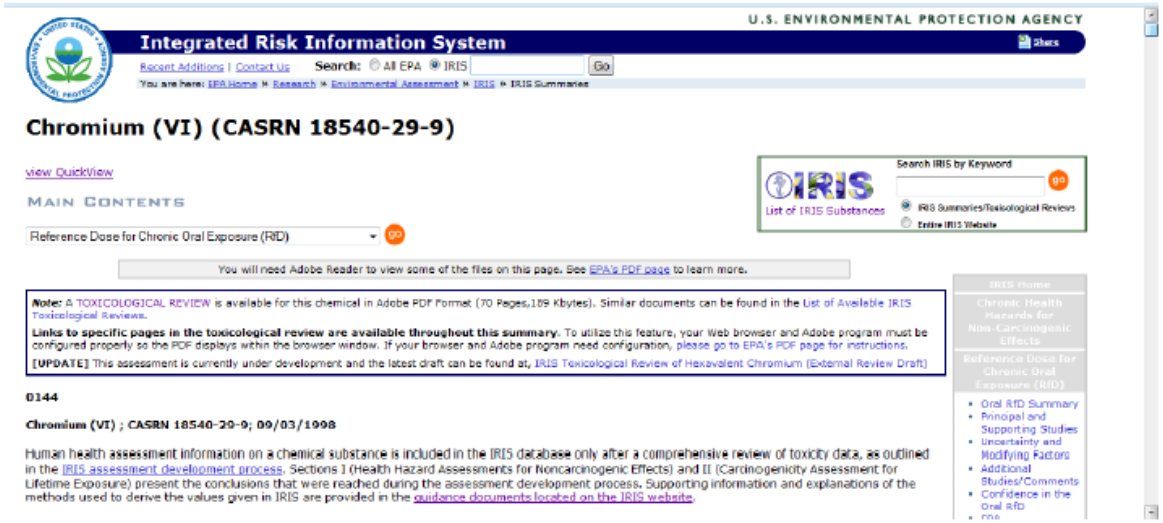
Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure

Evidence for Human Carcinogenicity

- Weight-of-Evidence Characterization
- Human Carcinogenicity Data
- Animal Carcinogenicity Data
- Supporting Data for Carcinogenicity

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure

- Summary of Risk Estimates
- Dose-Response Data



U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY

Integrated Risk Information System

Recent Additions | Contact Us Search: All EPA IRIS Go

You are here: EPA Home » Research » Environmental Assessment » IRIS » IRIS Summaries

Chromium (VI) (CASRN 18540-29-9)

view QuickView

MAIN CONTENTS

Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD) go

IRIS List of IRIS Substances

Search IRIS by Keyword go

IRIS Summaries/Toxicological Reviews

Entire IRIS Website

You will need Adobe Reader to view some of the files on this page. See EPA's PDF page to learn more.

Note: A TOXICOLOGICAL REVIEW is available for this chemical in Adobe PDF Format (70 Pages,189 Kbytes). Similar documents can be found in the List of Available IRIS Toxicological Reviews.

Links to specific pages in the toxicological review are available throughout this summary. To utilize this feature, your Web browser and Adobe program must be configured properly so the PDF displays within the browser window. If your browser and Adobe program need configuration, please go to EPA's PDF page for instructions.

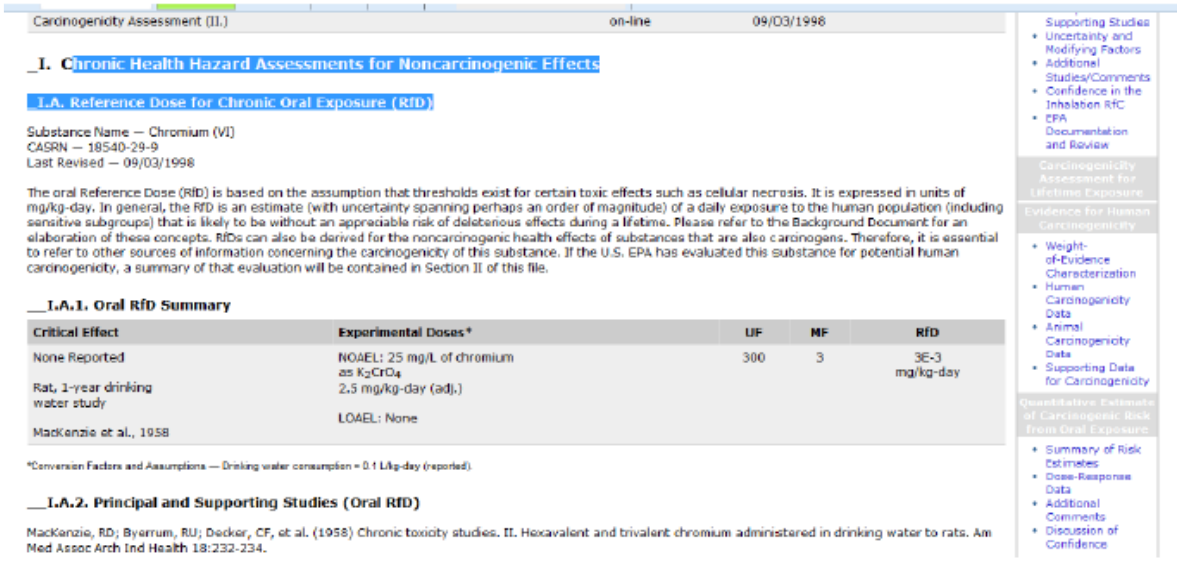
[UPDATE] This assessment is currently under development and the latest draft can be found at, IRIS Toxicological Review of Hexavalent Chromium (External Review Draft)

0144

Chromium (VI) ; CASRN 18540-29-9; 09/03/1998

Human health assessment information on a chemical substance is included in the IRIS database only after a comprehensive review of toxicity data, as outlined in the IRIS assessment development process. Sections I (Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects) and II (Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure) present the conclusions that were reached during the assessment development process. Supporting information and explanations of the methods used to derive the values given in IRIS are provided in the guidance documents located on the IRIS website.

IRIS Home
Chronic Health Hazards for Non-Carcinogenic Effects
Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)
- Oral RfD Summary
- Principal and Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Oral RfD
- PBR



Carcinogenicity Assessment (II.) on-line 09/03/1998

I. Chronic Health Hazard Assessments for Noncarcinogenic Effects

I.A. Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)

Substance Name — Chromium (VI)
CASRN — 18540-29-9
Last Revised — 09/03/1998

The oral Reference Dose (RfD) is based on the assumption that thresholds exist for certain toxic effects such as cellular necrosis. It is expressed in units of mg/kg-day. In general, the RfD is an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily exposure to the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without an appreciable risk of deleterious effects during a lifetime. Please refer to the Background Document for an elaboration of these concepts. RfDs can also be derived for the noncarcinogenic health effects of substances that are also carcinogens. Therefore, it is essential to refer to other sources of information concerning the carcinogenicity of this substance. If the U.S. EPA has evaluated this substance for potential human carcinogenicity, a summary of that evaluation will be contained in Section II of this file.

I.A.1. Oral RfD Summary

Critical Effect	Experimental Doses*	UF	MF	RfD
None Reported Rat, 1-year drinking water study MacKenzie et al., 1958	NOAEL: 25 mg/L of chromium as K_2CrO_4 2.5 mg/kg-day (adj.) LOAEL: None	300	3	3E-3 mg/kg-day

*Conversion Factors and Assumptions — Drinking water consumption = 0.1 L/kg-day (reported).

I.A.2. Principal and Supporting Studies (Oral RfD)

MacKenzie, RD; Byerrum, RU; Decker, CF, et al. (1958) Chronic toxicity studies. II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. Am Med Assoc Arch Ind Health 18:232-234.

Supporting Studies
- Uncertainty and Modifying Factors
- Additional Studies/Comments
- Confidence in the Inhalation RfC
- EPA Documentation and Review

Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure
Evidence for Human Carcinogenicity
- Weight-of-Evidence Characterization
- Human Carcinogenicity Data
- Animal Carcinogenicity Data
- Supporting Data for Carcinogenicity

Quantitative Estimate of Carcinogenic Risk from Oral Exposure
- Summary of Risk Estimates
- Dose-Response Data
- Additional Comments
- Discussion of Confidence

P