

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL
FACULTAD REGIONAL DE CONCEPCIÓN DEL URUGUAY

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**Desarrollo de una metodología innovadora destinada al estudio de
los riesgos asociados a las emisiones gaseosas de parques
industriales.**

Tesis presentada como requisito para obtener el grado de Magíster en Ingeniería Ambiental.

Autor: Licenciada Martina Villanova

Directora: Dra. Emiliana E. Orcellet

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL
FACULTAD REGIONAL DE CONCEPCIÓN DEL URUGUAY

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**Desarrollo de una metodología innovadora destinada al estudio de
los riesgos asociados a las emisiones gaseosas de parques
industriales.**

Tesis presentada como requisito para obtener el grado de Magíster en Ingeniería Ambiental.

Autor: Licenciada Martina Villanova

Directora: Dra. Emiliana E. Orcellet

2019

ÍNDICE

RESUMEN	8
INTRODUCCIÓN	9
CAPÍTULO 1	11
ANTECEDENTES	11
CAPÍTULO 2	14
MARCO TEÓRICO	14
2.1 Atmósfera: Descripción general	14
2.2 Contaminación atmosférica	16
2.3 Estimación de emisiones	20
2.4 Modelado de dispersión de contaminantes	22
2.5 Evaluación de riesgos	28
2.5.1 Evaluación de riesgo ambiental - Metodología de EPA	30
2.5.2 Evaluación de Salud pública de ATSDR	34
CAPÍTULO 3	41
METODOLOGÍA	41
1. Estimación de emisiones	42
2. Estimación de concentración de contaminantes en el área de estudio	43
3. Aplicación de las fases de ERA	44
CAPÍTULO 4	51
CASO DE ESTUDIO	51
Identificación del peligro	52
Estimación de emisiones	54
Evaluación de exposición	58
Evaluación dosis- respuesta	63
Caracterización del riesgo	64
Conclusiones del caso de estudio	66
Análisis de incertidumbres.	67
CAPÍTULO 5	68
RESULTADOS	68
CAPÍTULO 6	69
CONCLUSIÓN	69
BIBLIOGRAFÍA	70
ANEXO I	77
	3

Guías básicas para la búsqueda de información epidemiológica	77
ANEXO II	83
Salidas de HYSPLIT	83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Estándares nacionales de calidad del aire ambiental de la EPA.....	13
Tabla 2: Escalas espaciales según el objetivo del monitoreo.	24
Tabla 3: Factores de emisión.	54
Tabla 4: Grupos de edades.	58
Tabla 5: Tasas de inhalación a largo plazo.....	60
Tabla 6: Peso corporal.....	61
Tabla 7: Estimación de dosis por grupo etario, conforme al escenario de exposición.	62
Tabla 8: Valores toxicológicos para el plomo.	64
Tabla 9: Riesgo de cáncer incremental durante el tiempo de vida (ILCR).	65
Tabla 10: Riesgo poblacional de cáncer.....	65
Tabla 11: Casos de cáncer por exposición al plomo en la ciudad de Villa Elisa.	66

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Estructura de la atmósfera terrestre.....	15
Figura 2: Representación esquemática de la pluma gaussiana	25
Figura 3: Procedimiento de ERA en calidad de aire	42
Figura 4: Ubicación de la planta de fundición de plomo.....	52
Figura 5: Modelo conceptual de exposición.....	53
Figura 6: Gráfico de temperatura máxima mensual para el año 2017.....	56
Figura 7: Gráfico de temperatura mínima mensual para el año 2017	56
Figura 8: Concentración máxima de plomo hallada sobre el área urbana de Villa Elisa	57
Figura 9: Determinación de plomo en sangre a partir de la concentración de plomo en el aire.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS

AERMOD: atmospheric dispersion modeling.

ATSDR: Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades.

CEPIS: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

CICA: Centro de Información sobre Contaminación de Aire Para EE. UU.-México.

CREG: Guías de evaluación de riesgos de cáncer.

EMEG: Guías de evaluación de medios ambientales.

EPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

HYSPLIT: Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory

IARC: Agencia Internacional de Investigación Sobre Cáncer.

MINAM: Ministerio del Ambiente de Perú.

NRC: National Academy of Sciences.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

OSHA: Administración de Seguridad y Salud, departamento de trabajo de Estados Unidos.

PHA: Evaluación De Salud Pública.

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

RAIS: Risk Assessment Information System

RMEG: Guías de evaluación de dosis de medios de referencia.

SERMANAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

WHO: World Health Organization.

RESUMEN

Esta tesis tiene como objetivo desarrollar una metodología destinada a evaluar los riesgos ambientales asociados a las emisiones gaseosas como instancia previa a la radicación de industrias en parques o áreas industriales, preservando de este modo la salud de las personas y evitando conflictos sociales a raíz de la radicación de una actividad industrial.

Para ello se realiza un análisis de las principales herramientas disponibles que propician los medios para poder estimar la concentración de contaminantes en el área de interés y se evalúan las principales metodologías de evaluación de riesgo ambiental (ERA) contemplando los principales criterios propuestos por cada una de ellas aplicables a la exposición por inhalación.

Como resultado este trabajo genera una guía metodológica que permite abordar un estudio de carácter preventivo, conjugando la aplicación de diferentes herramientas como: la estimación de emisiones a partir de los factores de emisión elaborados por la Environmental Protection Agency (EPA), la simulación del transporte y la dispersión del contaminante estudiado a través del modelo HYSPLIT desarrollado por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y la aplicación del procedimiento de ERA, como instancia final.

Actualmente la provincia de Entre Ríos no reglamenta la aplicación de esta herramienta como requisito para la instalación y/o habilitación de actividades industriales que, como resultados de sus procesos productivos, generen emisiones gaseosas. Por lo cual este trabajo pretende promover la utilización de esta metodología simplificada e innovadora, entre los profesionales y organismos del ámbito de salud y ambiente, a los efectos de conocer de manera preliminar el riesgo por exposición de la población a los agentes contaminantes emitidos y de este modo tomar las medidas necesarias para preservar la salud de las personas.

PALABRAS CLAVES: evaluación de riesgos, metodología, emisiones gaseosas.

INTRODUCCIÓN

La evaluación de riesgos es una herramienta que puede usarse para estimar y jerarquizar cuantitativamente los impactos sobre la salud de la población por la exposición a un contaminante ambiental, permitiendo a las autoridades fiscalizadoras tomar decisiones racionales sustentadas en la información científica disponible (Evans et al., 2003).

El procedimiento para realizar una Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) para la salud humana por exposición a agentes químicos, está sometido en numerosas ocasiones, a interpretaciones subjetivas y aplicación rutinaria de software sin valoración crítica. Ello resulta en una disparidad de criterios a la hora de realizar las evaluaciones de riesgo, que conlleva una vinculación del resultado obtenido con el ejecutor del estudio (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, 2011).

Por otro lado, la ERA es un instrumento de fundamental importancia en el campo de ambiente y salud que aún no forma parte del procedimiento aplicado por los organismos ambientales de la provincia Entre Ríos para la instalación y/o habilitación de industrias que, como resultados de sus procesos productivos, primarios o secundarios, generen emisiones gaseosas. En este contexto, este trabajo tiene como objetivo generar una propuesta metodológica específica y simplificada para realizar una ERA contemplando el uso de diferentes herramientas que permiten su aplicación como instancia de evaluación preliminar, una vez generada la propuesta, se aplica en un caso de estudio a los efectos de proporcionar al usuario la interpretación las herramientas y factores utilizados.

Hipótesis:

A partir de diferentes herramientas y metodologías para realizar una evaluación de riesgo, se puede establecer un lineamiento general, que sirva como guía para evaluar previamente a la radicación industrial, el riesgo que los agentes tóxicos emitidos pueden provocar sobre la salud de las personas, favoreciendo así la aplicación de las evaluaciones de riesgo ambiental en el ámbito provincial.

Objetivo general:

Desarrollar una metodología destinada a evaluar los riesgos ambientales asociados a las emisiones gaseosas de las industrias radicadas en parques o áreas industriales.

Objetivos específicos:

1. Evaluar las metodologías actuales de análisis de riesgo aplicables a emisiones gaseosas.
2. Desarrollar una metodología específica para actividades industriales radicadas en áreas o parques industriales que generen emisiones gaseosas.
3. Aplicar la metodología desarrollada sobre un caso de estudio.

CAPÍTULO 1

ANTECEDENTES

La OMS (2016) estima que un 72% de las defunciones prematuras relacionadas con la contaminación del aire exterior, se deben a cardiopatía isquémica y accidente cerebrovascular, un 14% a neuropatía obstructiva crónica o infección aguda de las vías respiratorias inferiores un 14% a cáncer de pulmón.

Covello y Merkhofer (1993), consideran que “la evaluación de riesgos en salud y ambiente es un campo relativamente nuevo que se está llevando adelante en diversas disciplinas incluyendo la epidemiología, toxicología, ingeniería y la estadística.”

Actualmente muchos autores han abordado sus estudios desde la perspectiva de la evaluación de riesgos. En este contexto Ilizaliturri et al. 2009, expone que ya en la década de los ´80 en EEUU se establecen leyes y reglamentos para estudiar áreas impactadas por elementos tóxicos. Entonces, tanto la EPA como la Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR por sus siglas en inglés) generaron opciones metodológicas para generar estimados cuantitativos de riesgo.

Estas metodologías son útiles en mayor o menor grado, sin embargo, presentan cierto nivel de incertidumbre, siendo la más importante la relativa a la exposición (Ilizaliturri, et al. 2009).

Entre otros trabajos se puede citar a Martín-Olmedo et al. (2016) que aplica una evaluación de los impactos potenciales para la salud humana de un proyecto previo a su implementación, en especial los sometidos a Evaluación de Impacto Ambiental, enfocada en caracterizar los posibles riesgos relacionados con la exposición humana a sustancias químicas. Por su parte Conklin et al. (2010), realizan una evaluación de riesgo ambiental sobre los potenciales efectos de agentes químicos sobre la salud de las personas, utilizando como herramienta metodológica, un modelo de dispersión atmosférica para estimar la concentración de contaminantes a la cual está expuesta la población, y a partir de esta realiza una valoración cuantitativa de riesgos con base en la metodología de EPA.

Las herramientas utilizadas en este trabajo, son de amplia difusión, los factores de emisiones son una técnica ampliamente utilizada para la elaboración de inventarios de emisiones gaseosas,

en este sentido, podemos citar el trabajo realizado por Cuesta Santos (2017) quien aplica esta herramienta para en un inventario de fuentes fijas en Cuba, asimismo las evaluaciones de riesgos en salud han sido utilizadas en diversos trabajos y con variados objetivos, siendo un común denominador la protección de la salud humana, como ejemplo podemos citar el trabajo de García-García (2012) quienes realizaron una evaluación del riesgo para la salud humana por la presencia de metales pesados en los cuerpos de agua. Por su parte McKenzie (2012) estimó los riesgos de salud por las exposiciones a las emisiones atmosféricas de un proyecto de gas natural no convencional. Asimismo existen otros trabajos que aplican el modelado de dispersión atmosférica en la evaluación de riesgos como el de Mutahharah et al. (2014), en el cual se utiliza el modelo de dispersión AERMOD para predecir la concentración de contaminantes en el ambiente de una central eléctrica de carbón dentro de un radio de 10 km de la fuente de emisión; y el de Seangkiatiyuth (2011), donde a través de un modelo de dispersión atmosférica evalúa el impacto de una planta cementera identificando las áreas de mayor impacto.

Además de estos artículos hay disponibles diferentes manuales elaborados con el objetivo de servir a los evaluadores de riesgo en el proceso del estudio, como ser *Introducción al Análisis de Riesgos Ambientales* (Evans et al. 2003), la *Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales* desarrollada por el Ministerio del Ambiente de Perú (MINAM, 2009) o la *Environmental Health Risk Assessment—Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards* del Departamento de Salud del Gobierno de Australia.

Por otro lado, la EPA ha establecido estándares nacionales de calidad del aire ambiental para seis contaminantes principales, contaminantes criterio. Periódicamente, las normas son revisadas. Las unidades de medida para los estándares son partes por millón (ppm) por volumen, partes por billón (ppb) por volumen y microgramos por metro cúbico de aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (EPA, 2016).

Contaminante		Primaria / Secundaria	Tiempo de promediación	Nivel	Formar
Monóxido de carbono (CO)		primario	8 horas	9 ppm	No debe superarse más de una vez al año.
			1 hora	35 ppm	
Plomo (Pb)		primaria y secundaria	Promedio de 3 meses	0.15 µg /m ³	No ser superado
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)		primario	1 hora	100 ppb	98 percentil de concentraciones máximas diarias de 1 hora, promediadas en 3 años
		primaria y secundaria	1 año	53 ppb	Media anual
Ozono (O ₃)		primaria y secundaria	8 horas	0.070 ppm	Cuarta concentración máxima diaria de 8 horas más alta anual, promediada en 3 años
Contaminación de partículas (PM)	PM _{2.5}	primario	1 año	12.0 µg/m ³	Media anual, promediada en 3 años.
		secundario	1 año	15.0 µg/m ³	Media anual, promediada en 3 años.
		primaria y secundaria	24 horas	35 µg/m ³	98 percentil, promediado en 3 años
	PM ₁₀	primaria y secundaria	24 horas	150 µg/m ³	No debe superarse más de una vez al año en promedio durante 3 años
Dióxido de azufre (SO ₂)		primario	1 hora	75 ppb	99 percentil de concentraciones máximas diarias de 1 hora, promediadas en 3 años
		secundario	3 horas	0.5 ppm	No debe superarse más de una vez al año.

Tabla 1: Estándares nacionales de calidad del aire ambiental de la EPA (2016).

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 Atmósfera: Descripción general

Cuando hablamos de calidad del aire, es imprescindible conocer aspectos atmosféricos que afectan directamente al transporte y dispersión de contaminantes del aire, los modelos de dispersión consideran factores físicos que ocurren en la capa más próxima al suelo conocida como troposfera esta capa se caracteriza por que su temperatura disminuye linealmente con la altitud con un gradiente aproximadamente de $6,5^{\circ}\text{C}/\text{km}$. Este comportamiento se debe al enfriamiento adiabático originado por la disminución de la presión con la altitud.

En ella se producen importantes movimientos verticales y horizontales de las masas de aire (vientos) y hay relativa abundancia de agua, por su cercanía a la hidrósfera. Por todo esto es la zona de las nubes y los fenómenos climáticos: lluvias, vientos, cambios de temperatura, etc. Es la capa de más interés para la meteorología. En la troposfera la temperatura va disminuyendo conforme se va subiendo, hasta llegar a -70°C en su límite superior (Sarochar, s.f).

En la Figura 1 se presenta la estructura general de la atmósfera, destacándose las capas superiores que la componen, las cuales son: la estratosfera, la mesosfera y termosfera.

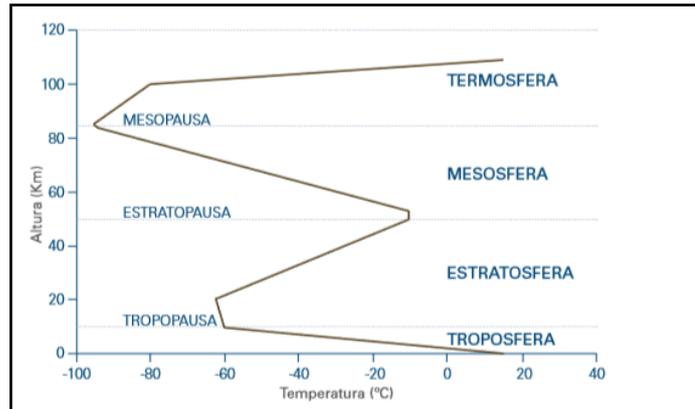


Figura 1: Estructura de la atmósfera terrestre (Rodríguez Jiménez, 2004).

La circulación vertical de masas de aire en la atmósfera son un factor determinante en el campo de la contaminación atmosférica ya que el grado en que se produce permite determinar la cantidad de aire disponible para la dispersión de los contaminantes. Al referirnos a circulación vertical de la atmósfera, nos estamos refiriendo a las condiciones de estabilidad o inestabilidad que pueden presentar,

El grado de estabilidad atmosférica se determina a partir de la diferencia de temperatura entre una porción de aire y el aire circundante, causando movimiento vertical de la porción. Este movimiento se caracteriza por cuatro condiciones básicas que describen la estabilidad general de la atmósfera (CEPIS, 2005).

En condiciones estables, el movimiento vertical se inhibe, mientras que en condiciones inestables la porción de aire tiende a moverse continuamente hacia arriba o hacia abajo. Las condiciones neutrales no propician ni inhiben el movimiento del aire después del gradiente de calentamiento o enfriamiento adiabático. Cuando las condiciones son extremadamente estables, el aire frío cercano a la superficie es “entrampado” por una capa de aire cálido sobre este. Esta condición, denominada inversión, prácticamente impide la circulación vertical del aire. Estas condiciones están directamente relacionadas con las concentraciones de contaminantes en el aire ambiental (CEPIS, 2005).

Si se considera un volumen de gas desplazándose hacia arriba en el seno del aire, gradualmente se verá sometido a menores presiones, causando su expansión y consiguiente enfriamiento; si en su nueva posición este volumen de gas se encuentra más caliente que el aire a su alrededor, tenderá a seguir subiendo, en caso contrario, si el volumen se encuentra más frío que el aire a su alrededor, tenderá a bajar. Cuando la temperatura de la atmósfera desciende con la altura más rápido que el gradiente adiabático el volumen de gas tenderá a seguir subiendo ya que su temperatura se mantiene más alta que la del entorno, este caso se define como una

atmósfera inestable (Barrenetxea Orozco et al, 2003).

Por lo tanto, a medida que el aire se eleva, el aire más frío se mueve por debajo. La superficie terrestre puede hacer que se caliente y empiece a elevarse nuevamente. Bajo estas condiciones, la circulación vertical en ambas direcciones aumenta y se produce una mezcla vertical considerable (CEPIS, 2005).

Por el contrario, cuando la temperatura de la atmósfera varía con la altura menos rápidamente que el gradiente adiabático, el volumen de gas al ascender se encontrará con una temperatura superior a la suya lo que le impedirá seguir subiendo y volverá a su posición original, en este caso estamos ante una atmósfera estable (Barrenetxea Orozco et al, 2003).

2.2 Contaminación atmosférica

Se puede definir a la contaminación atmosférica como a la introducción en la atmósfera, directa o indirectamente a través de acciones antrópicas, de sustancias o de formas de energía que tengan una acción nociva que ponga en peligro la salud de las personas, que cause daño a los recursos biológicos o ecosistemas, que deteriore bienes materiales o que perjudique a las actividades recreativas o a otros usos legítimos del medio ambiente (ENDESA, 2010).

En lo referente a la contaminación atmosférica, la mayoría de las fuentes de contaminantes están ubicadas en los primeros metros de la troposfera, en la que las fuerzas de fricción debidas a la superficie terrestre y su perfil de temperaturas juegan un papel importante en la dinámica de las masas de aire y en los procesos de mezcla de los contaminantes (Figueruelo y Dávila, 2004).

Como menciona Barrenetxea Orozco et al (2003) la dispersión de contaminantes en la atmósfera viene regida por: i) factores meteorológicos como velocidad y dirección del viento, temperatura y humedad relativa del aire, turbulencia y radiación solar los cuales se traducen en el grado de estabilidad atmosférica condicionando el movimiento de las masas de aire y ii) factores geográficos los cuales hacen referencia fundamentalmente a la topografía del terreno ya sea en casos de terrenos complejos y zonas urbanas con edificios que constituyen un obstáculo para el movimiento de las masas de aire.

Contaminantes atmosféricos

Los contaminantes atmosféricos se pueden dividir en primarios y secundarios; los contaminantes atmosféricos primarios son aquellos que se emiten a la atmósfera desde una fuente, como una chimenea, un tubo de escape o mediante la suspensión de polvos por el viento, en tanto los contaminantes secundarios son aquellos formados dentro de la atmósfera misma, surgen de las reacciones químicas de los contaminantes primarios, involucrando otros componentes de la atmósfera, especialmente oxígeno y agua (WHO, 2005).

Solo los seis contaminantes primarios como ser el dióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x) y material particulado causan más del 90% de la contaminación atmosférica.

En el presente trabajo se realizará un estudio de casos en los cuales se evaluará los efectos del plomo inorgánico, por lo cual a los fines prácticos se realiza la descripción de este agente. El plomo inorgánico es la forma de plomo que se encuentra en pintura con alto contenido de plomo, tierra, polvo y diversos productos de consumo. El color varía, dependiendo de la forma química, y las formas más comunes son plomo blanco (un compuesto de carbonato de plomo), plomo amarillo (cromato de plomo, monóxido de plomo) o plomo rojo (tetraóxido de plomo). En este sentido, corresponde mencionar que según la EPA (2013) la mayor parte de la exposición humana al plomo ocurre por ingestión e inhalación, siendo en menor proporción por exposición dérmica.

Según la ATSDR (2017), el plomo no tiene un propósito útil en el cuerpo humano. Su presencia en el cuerpo puede provocar efectos tóxicos, independientemente de la edad, el género o la vía de exposición. La eficiencia de la absorción de plomo depende de la ruta de exposición, la edad y el estado nutricional. Los humanos adultos absorben alrededor del 10-15% del plomo ingerido, mientras que los niños pueden absorber hasta el 50% (EPA, 1986).

El plomo absorbido se distribuye en tres compartimentos principales: sangre, tejido blando y hueso. La mayor parte de la carga de plomo corporal se almacena en los huesos, con una permanencia de más de 20 años (EPA, 1986).

La concentración de plomo en la sangre cambia rápidamente con la exposición y su vida media de solo 25-28 días. El plomo en sangre está en equilibrio con el plomo en el hueso y el tejido blando. Los tejidos blandos que toman plomo son el hígado, los riñones, el cerebro y los músculos (ATSDR, 1993). La exposición al plomo se evidencia por niveles elevados de plomo en la sangre.

La evidencia recabada por el National Toxicology Program. U.S. Department of Health and Human Services (NTP) (2012), respalda los efectos adversos para la salud tanto en niños como en adultos a niveles de plomo en la sangre por debajo de 10 µg/dl (aumento de la presión arterial y la hipertensión) y, para algunos efectos, por debajo de 5 µg/dl (disminución de la función renal).

El plomo se absorbe después de la ingestión y la exposición por inhalación y depende de una variedad de factores, incluido el tamaño de partículas, la ruta de exposición, el estado nutricional, la salud y la edad del individuo (ATSDR, 2007).

La absorción por inhalación la deposición de partículas de plomo en el tracto respiratorio de los niños es entre 1,6 y 2,7 veces mayor que la de los adultos y más del 90% del plomo contenido en partículas depositadas en los pulmones se absorbe en la sangre (EPA, 1986). Las partículas inhaladas se depositan en los pulmones y posteriormente pasan a la sangre donde el plomo tiene afinidad por los glóbulos rojos.

Los síntomas o efectos en la salud también pueden aparecer en ausencia de una exposición actual significativa porque el plomo de las exposiciones anteriores puede acumularse en los huesos (fuente endógena). Aproximadamente el 75% del plomo inorgánico que se absorbe en el cuerpo se excreta en la orina y menos del 25% se excreta en las heces. El plomo también se excreta en la leche materna y, por lo tanto, está disponible para el consumo de los lactantes (EPA, 1989).

Los efectos tóxicos del plomo en humanos han sido bien documentados. El documento de *criterios de calidad del aire para el plomo* (EPA, 1986) presenta una evaluación de los efectos en la salud asociados con la exposición al plomo y a los compuestos de plomo. El documento de *Evaluación de la potencial carcinogénesis de los compuestos de plomo y plomo* (EPA, 1989) evaluó las pruebas relacionadas con la asociación del cáncer a la exposición al plomo y a compuestos de plomo. Entre los efectos sobre el organismo se destacan:

Efectos neurológicos

La exposición al plomo se ha relacionado con varios tipos de daño cerebral (ATSDR, 2017) incluyendo problemas con la concentración (cognición), dificultades para organizar acciones, decisiones y comportamientos (funciones ejecutivas), comportamiento social anormal (incluida la agresión) y dificultades para coordinar los movimientos finos, como recoger objetos pequeños (Cecil et al., 2008).

Los niños sufren efectos neurológicos del plomo a niveles de plomo en sangre mucho más bajos que los adultos (inclusive menor al 10 µg/dl), las exposiciones agudas que conducen

a niveles muy altos de plomo en sangre ($<70 \mu\text{g}/\text{dl}$) pueden producir encefalopatía y otros signos acompañantes como convulsiones, hiperirritabilidad, estupor y muerte (ATSDR, 2017).

Efectos renales

Existe una fuerte asociación entre la exposición al plomo y los efectos renales (NTP 2012), asimismo, el nivel más bajo de plomo en la sangre en el cual el plomo tiene un efecto adverso en el riñón sigue siendo desconocido (ATSDR, 2010).

La enfermedad renal (nefropatía) es una manifestación característica de la toxicidad del plomo. Se han observado dos tipos de nefropatía, nefropatía aguda y crónica en humanos. La nefropatía aguda ocurre durante las primeras etapas de la exposición excesiva, especialmente en los niños. Los efectos característicos de la nefropatía aguda son cambios morfológicos y funcionales reversibles en las células epiteliales tubulares proximales. Los cambios morfológicos incluyen la formación de cuerpos de inclusión nuclear (complejo de proteína de plomo), cambios ultraestructurales en las mitocondrias y citomegalia en las células epiteliales (RAIS, 1994).

Efectos hematológicos

El plomo inhibe la capacidad del cuerpo de producir hemoglobina al interferir con varios pasos enzimáticos en la síntesis del hemo (RAIS, 1994). Además la EPA estimó que el umbral para una disminución de la hemoglobina es de $50 \mu\text{g}/\text{dl}$ para los adultos expuestos ocupacionalmente y aproximadamente $40 \mu\text{g}/\text{dl}$ para los niños, aunque otros estudios han indicado un umbral inferior (por ejemplo, $25 \mu\text{g}/\text{dl}$) para los niños (EPA, 1986), por su parte, el Programa Nacional de Toxicología (CDC Centers for Disease Control and Prevention, 2012) concluye que hay pruebas suficientes de efectos adversos para la salud en niños y adultos con un nivel de plomo en la sangre $<5 \mu\text{g}/\text{dl}$. (ATSDR, 2017).

En este trabajo, se aplican diferentes herramientas para poder evaluar el riesgo por exposición a este contaminante, como instancia previa a la radicación de una industria cuyo proceso involucra la generación de emisiones gaseosas. En este marco, para poder evaluar el riesgo en salud, es necesario conocer la concentración del contaminante en el aire en la zona de interés, para ello y dado que no se cuenta con mediciones directas de calidad de aire, es necesario estimar las emisiones de la industria para luego a partir del uso de un modelo de dispersión atmosférica, conocer la concentración del agente en el área de interés. Por lo tanto, en la próxima sección se describe una herramienta específica para conocer las emisiones.

2.3 Estimación de emisiones

La cuantificación de las emisiones provenientes de fuentes fijas se realiza comúnmente mediante métodos de estimación directos, o sea, mediante medición de la concentración de contaminantes en el área de interés o a partir de métodos indirectos a partir de la aplicación de factores de emisión o balance de masa, en este trabajo se trabaja con factores de emisión, por lo tanto, se desarrolla esta metodología de estimación indirecta.

Los factores de emisión, otorgan un valor representativo que intenta relacionar la cantidad de un contaminante liberado a la atmósfera por una determinada actividad facilitando la estimación de las emisiones de diversas fuentes de contaminación del aire, esta herramienta ha sido durante mucho tiempo fundamental para desarrollar inventarios de emisiones para las decisiones de gestión de la calidad del aire y para el desarrollo de estrategias de control de emisiones. Más recientemente, los factores de emisión se han utilizado para determinar la aplicabilidad específica del sitio y las limitaciones de emisiones en los permisos de operación. (EPA, 2017).

Para realizar una estimación en base al uso de factores de emisión es necesario conocer los datos de operación de la instalación y los factores que afectan las emisiones (INECC-SEMARNAT, 2013) como ser giro o sector al que pertenece el establecimiento, detalles sobre su actividad (horas y días de funcionamiento), tipo de combustible que utiliza (gas, diésel, combustóleo, etc.), volumen o masa de combustible (diario, mensual y anual) que se utiliza, características del combustible (contenido de azufre, agua, etc.), características del equipo (diseño, configuración de quemadores, capacidad volumétrica y térmica, antigüedad, eficiencia, mantenimiento, etc.), eficiencia del equipo de control de emisiones

Los factores de emisiones pueden ser obtenidos principalmente del AP-42 de la EPA o de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, entre otras.

En el caso de factores de emisión de la EPA, se debe consultar el capítulo correspondiente al equipo evaluado, donde de acuerdo a la información recopilada, se escoge el factor de emisión apropiado, considerando la unidad de medida en la cual se expresa.

Para la estimación de emisiones con factores de emisión se emplea la Ecuación 1. (INECC-SEMARNAT, 2013)

$$E = EF \times A \times \left(1 - \frac{ER}{100}\right) \quad (1)$$

Dónde: E = emisiones; A = tasa de actividad; EF = factor de emisión, y ER = eficiencia global de reducción de emisiones (%).

Los métodos de estimación de emisiones, se exponen a incertidumbres en sus resultados dado que se utilizan factores de emisión, difiriendo en la tecnología empleada, los procesos, la composición de insumos, sin embargo, es la técnica de estimación de emisiones utilizada para realizar los inventarios de emisiones gaseosas, por lo cual está aceptado su uso a nivel internacional EPA (2017), mientras que, en las mediciones directas, la incertidumbre se ve reducida siempre y cuando el equipo utilizado para el monitoreo esté avalado por una institución certificadora, cumpliendo con los estándares de muestreos.

Asimismo, la AP-42, cada factor de emisión (publicado en AP-42 o en el FIRE Factor Information Retrieval System) recibe una calificación de calidad de los datos y de los factores de emisión asociados con las fuentes más importantes del inventario (EPA, 1993). Las clasificaciones según calidad de los datos se encuentran disponibles como:

Calificación A, aquellos datos obtenidos a partir de metodologías bien fundamentadas y reportadas con detalle suficiente para soportar una validación adecuada.

Calificación B, desarrollados con metodologías bien fundamentadas, pero sin el nivel de detalle necesario para ser validadas.

Calificación C obtenidos utilizando metodologías no validadas o de prueba, o carecen de datos de antecedentes significativos que los fundamenten.

Calificación D, basados en métodos que en general no son aceptables pero que pueden proporcionar un valor de orden de magnitud para la fuente.

Una vez que las calificaciones sobre calidad de los datos para las pruebas de fuente han sido asignadas, son evaluadas junto con el número de pruebas de fuente disponibles para un punto de emisión dado. Se realiza una calificación subjetiva sobre la calidad en los factores de emisión. La siguiente calificación se puede encontrar en los documentos publicados por EPA (1993):

A (Excelente): El factor de emisión fue desarrollado solamente a partir de datos de pruebas con calificación A, tomados de numerosos establecimientos.

B (Arriba del promedio): El factor de emisión se desarrolló solamente con datos de pruebas con calificación A provenientes de un número razonable de establecimientos. No queda claro si las plantas examinadas constituyen una muestra representativa de la industria.

C (Promedio): El factor de emisión se desarrolló solamente con datos de pruebas con calificación A y B de un número razonable de establecimientos.

D (Debajo del promedio): El factor se desarrolló solamente con datos de exámenes con calificación A y B de un número pequeño de establecimientos, y hay razón para sospechar que éstas no constituyen una muestra representativa de la industria. Puede también existir evidencia de variabilidad dentro del total de categorías de la fuente.

E (Mala): El factor se desarrolló solamente con datos de pruebas con calificación C y D, y hay razones para suponer que los establecimientos examinados no constituyen una muestra significativa de la industria. También puede existir evidencia de variabilidad dentro del total de categorías de la fuente.

U (No calificada o incalificable): El factor se desarrolló con datos inferidos o sin fundamento documental alguno.

Una vez conocido el método para estimar las emisiones, es necesario utilizar un modelo de dispersión atmosférica con el objetivo de conocer la concentración que llega al área de interés, para ello, en la próxima sección se realiza una introducción al modelado de dispersión de contaminantes.

2.4 Modelado de dispersión de contaminantes

Los modelos de calidad del aire son básicamente grupos de ecuaciones matemáticas que sirven para interpretar y predecir la distribución de los contaminantes, como consecuencia de la dispersión y el impacto de las plumas que las generan. Los modelos integran aspectos fundamentales como las condiciones meteorológicas, y factores relacionados con la temperatura, la velocidad del viento, la estabilidad atmosférica y la topografía (Buitrago Arango, 2003).

Estos modelos son útiles para establecer un sistema de gestión de calidad del aire porque permiten identificar las contribuciones de origen a los problemas asociados a la contaminación atmosférica y ayudan en el diseño de estrategias efectivas para reducirla. Se pueden utilizar

durante el proceso de obtención de permisos, para verificar que una nueva fuente no exceda los estándares de calidad del aire ambiente o para predecir futuras concentraciones de contaminantes de múltiples fuentes (EPA, 2016).

Escalas espaciales de modelado de dispersión

La escala en el monitoreo de calidad de aire debe ser representativa a los objetivos del trabajo. Conforme a la necesidad se usan diferentes escalas espaciales de este modo se podrán establecer las relaciones entre las zonas de emisión y las de localización de receptores.

Microescala: A esta escala se asocian volúmenes de aire ambiental que tienen dimensiones que van desde varios metros hasta aproximadamente 100 metros. (Ej. Ozono, CO y NOx). Para los monitores de gas, esta escala se usa para evaluar la distribución del gas dentro del penacho, ya sea sobre terreno plano o sobre terreno complejo o dentro de las cavidades de la estela de los edificios. Este tipo de escala también se puede usar para definir los efectos sobre la salud de individuos que permanecen cerca de una ubicación fija por largos períodos (Winberry, 1998).

Escala intermedia: Esta escala representa dimensiones que van de 100 metros a 0.5 kilómetros y caracteriza la calidad del aire en áreas de un tamaño equivalente a varias manzanas dentro de una ciudad. Algunos de los usos de los datos asociados con las mediciones de escala intermedia, tanto de gases como de TSP/PM10, incluyen la evaluación de los efectos de las estrategias de control para reducir las concentraciones urbanas y el monitoreo de episodios de contaminación ambiental (Winberry, 1998).

Escala de vecindario: Se caracterizan por las condiciones sobre áreas con dimensiones que van desde 0.5 km hasta 4 km. Áreas generalmente homogéneas en términos de perfil de concentración. Esta escala se asocia a estudios de concentraciones de línea de base en áreas de crecimiento proyectado y en estudios sobre respuestas de la población a la exposición a contaminantes, para satisfacer objetivos de planificadores y tomas de decisión a nivel urbano y regional (Winberry, 1998).

Escala urbana: Son útiles para calcular las tendencias de la calidad del aire en toda una ciudad y, por ende, la eficacia de las estrategias de control de contaminación a gran escala. Las mediciones que representan áreas que abarcan toda una ciudad también sirven como base válida para hacer comparaciones entre diferentes ciudades (Winberry, 1998).

Escala regional: Las mediciones de la escala regional representan las condiciones sobre áreas con dimensiones de cientos de kilómetros. Proporcionan información acerca de la calidad

de fondo del aire y del transporte de contaminación entre regiones (Winberry, 1998).

Escala global: Esta escala representa concentraciones que caracterizan el globo terráqueo como un todo. Tales datos son útiles en la determinación de las tendencias contaminantes, el estudio de los procesos de transporte internacional y global (Winberry, 1998).

Las escalas espaciales son utilizadas para satisfacer la necesidad de un objetivo en el estudio, donde se busca determinar:

Objetivo del monitoreo	Escalas de ubicación apropiadas
Determinar concentración máxima	Microescala, escala intermedia y escala de vecindario (algunas veces urbana).
Determinar concentración en zona poblada	Escala vecindario (colonia), escala urbana.
Impacto de una fuente	Microescala, escala intermedia y escala de vecindario.
Conocer niveles de contaminación	Escala vecindario (colonia).

Tabla 2: Escalas espaciales según el objetivo del monitoreo (CICA- EPA, 1998).

Tipos de modelos de dispersión

Modelos Gaussianos

Describen la distribución tridimensional de una pluma bajo condiciones meteorológicas y de emisiones estacionarias como se puede ver representado en la ecuación 3. Las concentraciones se estiman en base a una distribución gaussiana cuyos parámetros dependen de las condiciones meteorológicas (SEIA, 2012).

Son ampliamente usados para estimar el impacto de contaminantes no reactivos, ya que tratan de simular el comportamiento en conjunto de las plumas originadas por fuentes fijas a una altura determinada (CEPIS, 2005).

Según Martínez Haya (2009) el modelo gaussiano se basa en la hipótesis de que la columna de humo emitida por la chimenea se eleva hasta cierta altura efectiva, H , que es la suma de la altura del conducto de escape, h , más el ascenso, Δh y que a partir de H efectiva la columna de humo se mueve horizontalmente en la dirección del viento (dirección x) con velocidad u y se dispersa en las direcciones perpendiculares a éste, $y - z$ ($y =$ horizontal, $z =$ vertical). La dispersión en el plano $y - z$ se debe principalmente a la turbulencia atmosférica y puede calcularse como una distribución gaussiana (ver ecuación 2).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (2)$$

Dónde: $C(x,y,z)$ es la concentración, Q es la cantidad de contaminante emitido por unidad de tiempo, u es la velocidad del viento y σ_y y σ_z son coeficientes de dispersión turbulenta que dependen de la clase de estabilidad y de la distancia al foco en la dirección del viento, x .

En la ecuación anterior el suelo se trata como una superficie plana que no absorbe contaminante. El significado de las variables se muestra en la Figura 2.

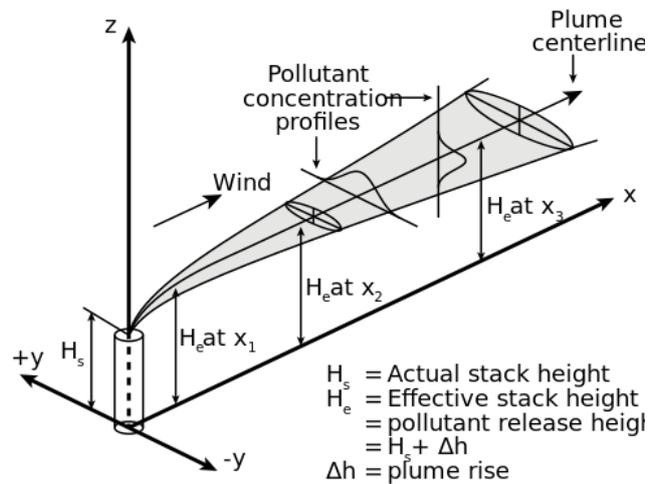


Figura 2: Representación esquemática de la pluma gaussiana (István Lagzi et al, 2013).

Modelos Eulerianos

Son unos de los modelos más completos a la hora de modelar los fenómenos de transporte. Estos modelos se fundamentan en calcular para cada punto del espacio en cada instante de tiempo el valor de las propiedades y concentraciones de las sustancias contaminantes dependiendo de si estos ocupan o no los puntos en el instante específico. Para esto se describe numéricamente el comportamiento de las sustancias o compuestos contenidos dentro de un volumen fijo de manera global por medio de una ecuación de transporte conocida comúnmente como ecuación de difusión- advección- reacción (SEIA, 2012).

Modelos lagrangianos

El concepto detrás de un modelo lagrangiano es seguir matemáticamente el movimiento de una parcela de aire o de una partícula en la atmósfera. Es decir, si en la posición inicial de una partícula se conoce tanto la velocidad como la dirección del viento, fácilmente se puede calcular a dónde va esa partícula en un intervalo de tiempo finito dado (SEIA, 2012).

Este modelo es aplicado en evaluaciones de calidad de aire en donde se presentan grandes desplazamientos de las sustancias donde no es necesario una resolución muy grande para obtener una predicción adecuada del comportamiento de las sustancias, sin embargo presenta la desventaja de que para modelar problemas que necesitan gran resolución requieren de una enorme cantidad de partículas para predecir de forma adecuada la concentración de las sustancias en el entorno de simulación (García Lozano, 2012).

Modelos tipo “puff”

Son una combinación entre los modelos gaussianos y los modelos lagrangianos, en el sentido de que esencialmente calculan la dispersión de contaminantes provenientes de una emisión instantánea, llamada “puff”, a lo largo de una trayectoria. Su aproximación matemática consiste en estimar la dispersión en forma gaussiana en cada punto de una trayectoria; es decir, a diferencia de los modelos lagrangianos que necesitan el cálculo de un gran número de trayectorias para una fuente, los modelos tipo “puff” sólo requieren una trayectoria por “puff”, lo que hace su cálculo mucho más rápido (SEIA, 2012).

Descripción del modelo HYSPLIT

Para la elaboración de este trabajo, se utiliza la versión online del modelo de dispersión atmosférica HYSPLIT 4 (Híbrida Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory), el cual es un sistema completo para el cálculo de trayectorias simples a complejas simulaciones de dispersión y deposición utilizando aproximaciones de descarga o de partículas, utiliza datos meteorológicos previamente grillados. Los cálculos de concentración de aire asocian la masa de las especies contaminantes con la liberación de bocanadas, partículas o una combinación de ambas. La tasa de dispersión se calcula a partir del perfil de difusividad vertical, la cizalladura del viento y la deformación horizontal del campo de viento (NOAA-ARL, 2018).

HYSPLIT es un modelo lagrangiano que se puede usar para calcular las trayectorias y las concentraciones. La configuración del modelo es muy genérica, ya que se puede configurar para realizar una variedad de escenarios diferentes. En general, los modelos de Lagrange son

muy adecuados para cálculos rápidos a partir de fuentes puntuales de contaminantes y este enfoque de modelado es ideal para situaciones en las que es esencial un cambio rápido (NOAA-ARL, 2018). Una desventaja de este tipo de modelos es la escala espacial de modelado, ya que son modelos de gran escala, por lo tanto, es un punto débil a considerar a la hora de aplicar en un caso de estudio donde la fuente se encuentra próxima a los receptores.

Una de las grandes ventajas de este modelo, es que los datos meteorológicos provienen del Centro Nacional de Predicción Ambiental del Servicio Nacional de Meteorología (NCEP, por sus siglas en inglés) el Laboratorio de Recursos de Aire (ARL) de NOAA utiliza rutinariamente los datos del modelo NCEP para su uso en el transporte de calidad del aire y los cálculos de modelado de dispersión. En 1989 ARL comenzó a archivar algunos de estos conjuntos de datos para futuros estudios de investigación que se ponen a disposición de los usuarios en general (NOAA- ARL, 2018). Contar con los datos meteorológicos para proceder a la ejecución de un modelo de dispersión atmosférica, es el principal problema a la hora de modelar dispersión de contaminantes, dado que los datos observados disponibles en la zona de estudio, corresponden a cortos periodos de tiempo, o están incompletos careciendo de las variables necesarias y generalmente se consiguen en formatos o estructura diferentes a los requeridos por los sistemas de modelado, por lo cual se requiere experiencia previa específica en la conformación y el manejo de estos datos .

Como mínimo, el modelo requiere U, V (componentes de viento horizontal), T (temperatura), Z (altura) o P (presión) y la presión en la superficie, P_0 . La humedad y el movimiento vertical son opcionales, el movimiento vertical se puede calcular en función de cómo se define la coordenada vertical (NOAA- ARL, 2018).

Por otro lado, HYSPLIT, en su versión on line, proporciona al usuario una interfaz amigable y muy clara, con explicación de cada parámetro necesario, y una salida gráfica que facilita la interpretación de los resultados. Dado que el presente trabajo objetiva la definición de una metodología de ERA preliminar, el uso de este modelo se considera apropiado para para estimar la concentración del contaminante a evaluar, sin embargo, en los casos que la complejidad de la ERA lo requiera, será imprescindible utilizar sistemas de modelados de menor escala espacial.

2.5 Evaluación de riesgos

Es posible encontrar muchas definiciones de riesgo, pero básicamente todas concluyen en el concepto que define la EPA, que considera que el riesgo es la “posibilidad de efectos nocivos para la salud humana o para los sistemas ecológicos” (EPA, 2017).

La mayoría de las acciones que desarrollamos implican cierto riesgo, en donde se vincula al concepto de peligro y el de exposición voluntaria o involuntaria (Evans et al, 2003).

La evaluación del riesgo ambiental es un instrumento de carácter preventivo, en el que profesionales calificados aplican procedimientos de análisis, evaluación y control de riesgos para prevenir a la población y al ambiente de un impacto negativo producido por alguna actividad o evento particular (SERMANAT, 2002):

El documento elaborado debe permitir a las autoridades analizar la situación planteada para tomar medidas adecuadas, ya sea dar por aprobada la evaluación de riesgo ambiental considerando las medidas adoptadas para la prevención de los riesgos identificados o bien puede ser correctiva en algunos aspectos donde se deben sumar nuevas medidas para la reducción de riesgos o ampliar información sobre diferentes aspectos que se describen en el documento. El objetivo principal de la evaluación de riesgo ambiental es evitar la ocurrencia del riesgo, por ello es necesaria una buena descripción de situación para proceder al desarrollo de medidas preventivas eficientes y prácticas (Evans et al, 2003).

En términos generales, el riesgo depende de 3 factores principales, que se describen a continuación:

- Cuánto de un producto químico está presente en un medio ambiental (por ejemplo, suelo, agua, aire),
- Cuánto contacto (exposición) tiene una persona o receptor ecológico con el medio ambiental contaminado, y
- La toxicidad inherente del producto químico.

Este trabajo apunta a realizar un análisis de riesgo en salud, mediante la evaluación de la dosis de exposición a las que están expuestas las personas de acuerdo a la mayor concentración detectada; de este modo los efectos que se analizan serán probables sobre la población y no sobre el ambiente general.

Para lograr identificar el riesgo que se traduce de determinada actividad o por la exposición a diferentes sustancias tóxicas, en este trabajo se citan los dos procedimientos principales estandarizados por EPA y por ATSDR.

La EPA, propone un procedimiento para la Evaluación de Riesgos en Salud (ERS) estructurado en cuatro fases: I) identificación del peligro, II) caracterización del peligro o evaluación de la dosis/respuesta, III) evaluación de la exposición IV) caracterización del riesgo (Olmedo et al, 2016).

Esta primera aproximación del procedimiento de ERS adopta un modelo centrado en el estudio de efectos en salud asociados a peligros concretos y vías de exposición individuales, donde la información más relevante reside en la toxicidad o virulencia del agente externo, en el grado de exposición, y en la respuesta del propio organismo. En esa primera propuesta se marca una clara separación con la gestión del riesgo, y no se incorpora en el análisis información relacionada con la percepción del riesgo, el análisis comparativo del riesgo asociado a diferentes medidas, o las implicaciones socioeconómicas (Olmedo et al, 2016).

Por su parte, la ATSDR también ha desarrollado un procedimiento denominado “Evaluación de Salud Pública” (PHA, por sus siglas en inglés) que evalúa si la exposición es dañina, y qué se debe hacer para detener o reducir cualquier exposición las personas que viven cerca o en el sitio que representa la exposición a las sustancias tóxicas (ATSDR, 2005), haciendo mayor énfasis en las condiciones de exposición específicas en relación a actividades pasadas, presentes o futuras que pueden afectar a comunidades concretas (Rueda Martínez de Santos, 2005).

El proceso de evaluación de salud pública involucra dos evaluaciones científicas principales: la evaluación de la exposición y la evaluación de los efectos sobre la salud. El proceso de evaluación de salud pública permite a la ATSDR evaluar impactos del pasado, actuales o futuros en la salud pública, desarrollar avisos de salud u otras recomendaciones, e identificar estudios o acciones necesarias para evaluar y mitigar o prevenir los efectos para la salud humana (PHA, 2005).

La Evaluación de Impacto en Salud (EIS) implica una combinación de procedimientos, métodos e instrumentos que permiten evaluar un proyecto sobre la perspectiva de efectos en la salud de la población como herramienta para apoyar al proceso de toma de decisiones, es de carácter preventivo con lo cual permite gestionar los impactos detectados.

El procedimiento para el desarrollo de una EIS se basa en el seguimiento de las siguientes etapas: 1) cribado; 2) diseño y planificación de la EIS; 3) caracterización de impactos; 4) informe final, y 5) evaluación y seguimiento (Rueda Martínez de Santos, 2005).

2.5.1 Evaluación de riesgo ambiental - Metodología de EPA

La EPA (2017) define a la ERA como el proceso para estimar la naturaleza y la probabilidad de efectos adversos para la salud en humanos que pueden estar expuestos a productos químicos en medios ambientales contaminados, ahora o en el futuro.

Para realizar una evaluación de riesgos, establece 4 fases de estudio, previo a ellos se contempla la realización de una planificación del proceso de evaluación.

Planificación

La planificación consiste en la evaluación del entorno, siendo un factor condicionante crítico, nos permite determinar los pasos a seguir a partir del reconocimiento del caso a evaluar integrándose variables propias del peligro ambiental con variables del entorno inmediato como ser infraestructuras, servicios, características climatológicas, sociales, etc.

Dentro de la planificación la EPA (2017), proporciona en líneas generales diferentes ítems para planificar la evaluación de riesgos, entre los que se incluyen determinar las vías y rutas de exposición, evaluar las características toxicocinéticas del agente, identificar los efectos sobre la salud del peligro identificado, determinar las características de toxicidad del peligro ambiental.

Una vez elaborada la planificación, donde se realiza el reconocimiento de los grupos de riesgo, tóxicos a evaluar y sus características, se cuenta con las herramientas para ejecutar el estudio, la NRC define cuatro fases para la evaluación de riesgos en salud.

Fase 1 - Identificación del peligro

La identificación del peligro es el proceso para determinar si un compuesto químico está vinculado con ciertos efectos a la salud (NAS, 1983), examinando si el factor de estrés tiene el potencial de causar daño a los seres humanos y un aumento en la incidencia de efectos adversos específicos para la salud (EPA, 2017). Se evalúan cuáles son los agentes que generan un potencial riesgo a la salud de la población, para identificar el peligro debemos conocer cuáles son los efectos adversos para la salud pueden ser causados por la exposición al agente de acuerdo a las vías de exposición (EPA, 2017).

En el caso de agentes estresantes químicos, el proceso examina los datos científicos disponibles para un producto químico (o grupo de productos químicos) para caracterizar el vínculo entre los efectos negativos y el agente químico, utilizándose para ello una amplia variedad de estudios y análisis (EPA, 2017).

Un componente clave de la caracterización del peligro consiste en evaluar el peso de la evidencia¹ con respecto al potencial de un producto químico de causar efectos adversos para la salud humana (EPA, 2017).

En la fase de identificación del peligro (EPA, 2012) donde se examinan los datos científicos disponibles sobre la sustancia, se debe considerar i) persistencia entendida como el tiempo que el químico puede existir en el ambiente antes de ser destruido, ii) capacidad de bioacumulación mediante el cual los productos químicos son absorbidos por la exposición a un medio contaminado en la cual puede existir transferencia a través de la red trófica (biomagnificación) y iii) toxicidad como una propiedad relativa de un químico que se refiere a su potencial para tener un efecto dañino en un organismo vivo.

La mejor evidencia de vínculo entre el factor estresante y la salud humana son los estudios clínicos, asimismo, este tipo de estudios no están frecuentemente disponibles, debido a los factores éticos de realizar exposiciones humanas a contaminantes ambientales (EPA, 2017).

Por esta razón la evidencia toxicológica fundamenta su evidencia a partir de los resultados de los estudios toxicológicos realizados en laboratorio que han demostrado su enorme utilidad para contribuir a la realización de evaluaciones de riesgo que permiten avanzar en la prevención de impactos a la salud y al ambiente (Evans et al., 2003).

En la etapa de identificación del peligro, no se realiza cuantificación de la evidencia epidemiológica o toxicológica, solamente se trata de establecer de qué tipo de sustancia estamos tratando, de encontrar datos de estas sustancias para luego poder evaluar la exposición.

Fase 2 - Evaluación de la Dosis-Respuesta:

Examina la relación numérica entre la exposición y los efectos. Tiene como objetivo principal determinar la dosis de exposición. La evaluación de riesgos a la salud se clasifica generalmente en evaluación de riesgo de cáncer y riesgo de no cáncer.

Una relación dosis-respuesta se describe como la probabilidad y la gravedad de los efectos adversos para la salud están relacionadas con la cantidad (dosis) y el estado de exposición a un agente (EPA, 2017).

Típicamente, a medida que aumenta la dosis, la respuesta medida también aumenta. A

¹ Peso de la evidencia (WOE). Basándose en la calidad e idoneidad de los datos sobre carcinogenicidad, la EPA coloca un producto químico en una de las siguientes cinco categorías de peso de la evidencia: A. Carcinogénico para los seres humanos; B. Carcinógeno probable; B1. Indica evidencia humana limitada; B2. Indica evidencia suficiente en animales e insuficiente o ninguna evidencia en seres humanos; C. Posible carcinógeno; D. No clasificable; E. Evidencia de no carcinogenicidad.

dosis bajas puede no haber respuesta. En algún nivel de dosis, las respuestas comienzan a ocurrir en una pequeña fracción de la población del estudio o a una tasa de probabilidad baja (EPA, 2017).

Al estudiar la dosis-respuesta es necesario definir algunos conceptos que se estarán utilizando en esta fase de la evaluación:

Rutas y vías: Las rutas de exposición son el camino que recorre la sustancia desde su emisión hasta llegar al contacto con la persona (agua, el aire, el suelo), por su parte las vías de exposición se definen como el mecanismo mediante el cual la sustancia ingresa al cuerpo (ingestión, inhalación o dérmica) (Evans et al., 2003).

Al realizar una evaluación de riesgos, nos centramos en conocer la dosis a la que la población de estudio se encuentra sujeta, más específicamente la dosis potencial, entendiéndose como a la cantidad o concentración de la sustancia que entra en contacto con el organismo por cualquiera de sus vías (EPA, 1992). Por otro lado, es necesario determinar la frecuencia a la cual la persona se encuentra en presencia del factor estresante definiéndose como i) Crónica a las exposiciones que duran entre 10% y 100% del tiempo de vida, ii) subcrónica a las exposiciones de corta duración, menores al 10% del tiempo de vida y iii) aguda aquellas que duran un día o menos y sucede en un único evento (Evans et al, 2003).

Un nivel de efecto adverso no observado (NOAEL) es el nivel de exposición más alto al que no se observan aumentos significativos en la frecuencia o gravedad del efecto adverso entre la población expuesta y la población de control. En los casos en los que NOAEL no se ha demostrado experimentalmente, se utiliza el término “nivel de efectos adversos observado más bajo (LOAEL)”, que es la dosis más baja probada (EPA, 1992).

Dosis respuesta para no cáncer

Para los compuestos no cancerígenos, la evidencia empírica indica que ocurren efectos biológicos sólo después de que se alcanza cierto nivel de exposición. Así, la meta de la evaluación de riesgos para este tipo de compuestos es determinar cuál es el nivel seguro de exposición para una población. Por esta razón se consideran con umbral a partir del cual se observa un efecto (Evans et al., 2003).

La EPA emplea la “concentración de Referencia” (RfC) o “Dosis de Referencia” (RfD), que es la dosis diaria de un contaminante no carcinogénico al que los seres humanos pueden estar expuestos sin esperar efectos adversos sobre la salud.

Dosis respuesta para cáncer

La evidencia de riesgo de cáncer por exposición a sustancias químicas incluye estudios epidemiológicos, experimentos toxicológicos, estudios de mutagenicidad y análisis de actividad estructural (EPA, 1992).

Mientras la evaluación de riesgos para no cáncer generalmente asume un umbral de afectación, se asume que los efectos de los posibles cancerígenos no presentan umbrales, debido a que a todo nivel de exposición existe un riesgo de desarrollar cáncer (Evans et al, 2003).

Los compuestos se clasifican según la evidencia científica como: I) Carcinógenos en humanos, cuando hay evidencia en pruebas suficientes, a partir de estudios epidemiológicos que demuestran una asociación causal entre la exposición a estos agentes y cáncer, II) Probable carcinógeno en humanos grupo que se divide en divide en B1 con evidencia limitada en humanos y B2 con evidencia en humanos inadecuada pero la evidencia en animales es suficiente, III) Posibles carcinógenos humanos cuando existen pruebas limitadas de carcinogenicidad en animales y ausencia de información en humanos, IV) no clasificable como carcinógeno humano sustentado por pruebas inadecuadas de carcinogenicidad en humanos y animales, o para el que no hay información disponible y V) con evidencias de no carcinogenicidad para humanos.

Fase 3 - Evaluación de la exposición

La capacidad de una sustancia para causar riesgo tiene dos componentes: la toxicidad de la sustancia involucrada y el grado de exposición que tiene con la población. Si no existe exposición a una sustancia, por más tóxica que ésta sea, no existe riesgo (Evans et al., 2003).

La EPA (2017) define la evaluación de la exposición como el proceso de medir o estimar la magnitud, frecuencia y duración de la exposición humana a un agente en el medio ambiente, o estimar exposiciones futuras para un agente que aún no ha sido liberado. Una evaluación de la exposición incluye algunas discusiones sobre el tamaño, la naturaleza y los tipos de poblaciones humanas expuestas al agente, así como la discusión de las incertidumbres en la información anterior.

En esta fase, se busca conocer el nivel de dosis potencial, es decir la cantidad de agente que se ingiere, se inhala o se aplica a la piel (EPA 2017), tomando en cuenta tanto la vía de exposición (el curso que un agente lleva de su fuente a la persona o las personas contactadas) como la ruta de exposición (medios de entrada del agente en el cuerpo).

La política de la EPA para la evaluación de la exposición requiere la consideración de una gama de posibles niveles de exposición (EPA, 2017), propone dos escenarios comunes para la posible exposición son “Central Tendency” como una estimación del promedio experimentado por la población afectada y “High End” entendida como la dosis más alta estimada para ser experimentada (EPA, 2017).

En este trabajo, se busca estimar la dosis de exposición por inhalación, dado que el estudio contempla la evaluación de riesgos asociada a emisiones gaseosas, asimismo, de resultar necesario se considerará la exposición por otras vías (dérmica e ingestiva)

Fase 4 – Caracterización del riesgo

Una caracterización del riesgo integra la información sobre el peligro, la exposición y dosis-respuesta para proporcionar una estimación de la probabilidad de que alguno de los efectos adversos identificados se produzca en las personas expuestas. Transmite el criterio del evaluador de riesgos en cuanto a la naturaleza y presencia o ausencia de riesgos, junto con información sobre cómo se evaluó el riesgo, donde aún existen suposiciones e incertidumbres y donde se tendrán que tomar decisiones políticas (EPA, 2017).

La caracterización de riesgos supone diferentes escenarios de acuerdo a las características de la sustancia evaluada, realizándose de manera diferente según las condiciones de carcinogenicidad de la sustancia.

En el caso de evaluar efectos no cancerígenos, se integra la información de exposición (dosis calculada) con la RfC (concentración de referencia), tasa de inhalación diaria y el peso corporal, para determinar cómo es la relación entre la exposición y la dosis de referencia. En tanto, el potencial de efectos no cancerígenos asociados con la exposición directa (inhalación) se evalúa comparando el promedio anual de concentración del contaminante a una RfC crónica.

2.5.2 Evaluación de Salud pública de ATSDR

Por otro lado, la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR] (2005), determina las implicaciones para la salud asociadas con sitios de desechos peligrosos y otras emisiones ambientales a partir de una herramienta denominada evaluación de salud pública.

El proceso de evaluación de salud pública involucra el procedimiento de evaluación de la exposición donde se revisan los datos ambientales para ver cuánta contaminación hay en un

sitio, dónde está y cómo las personas pueden entrar en contacto con él y el procedimiento de evaluación de efectos de salud donde se analiza la posibilidad de que las personas puedan entrar en contacto con sustancias peligrosas y si este contacto puede tener efectos nocivos utilizando la información científica existente (ATSDR, 2005)

la ATSDR, recomienda desarrollar un modelo conceptual del sitio, un modelo de cómo las personas pueden o no estar en contacto con los factores estresantes, además, sugiere la realización de un relevamiento en el historial del sitio, prácticas actuales y pasadas de tratamiento, almacenamiento y eliminación de desechos peligrosos, operaciones específicas del sitio, usos del sitio, eventos significativos en la historia del sitio y revisión de actividades (ATSDR, 2005).

La obtención de información descriptiva sobre las principales características geográficas, físicas y demográficas del sitio establece la base inicial para comprender las posibles rutas de exposición asociadas (ATSDR, 2005), en este sentido esta agencia recomienda investigar y entender las preocupaciones de salud de la comunidad además de contar con datos de contaminación ambiental e información de exposición al principio del proceso (ATSDR, 2005).

Evaluación de la exposición:

Este proceso se centra en conocer la fuente de contaminación, el transporte y destino de los agentes contaminantes, el área de exposición, la ruta de exposición y la población potencialmente expuesta (ATSDR 2005). La evaluación se puede hacer considerando los agentes contaminantes de mayor inquietud en salud comunitaria o realizando un análisis ordenando los datos de manera consistente para identificar sustancias dentro de las vías de exposición que pueden necesitar una evaluación más detallada. Esto se logra mediante el uso de “valores de comparación” basados en la salud ya sea a partir de la comparación con niveles de una guía ambiental o por comparación de pautas de salud estimando la dosis de exposición y comparando con los valores de comparación de dosis (ATSDR, 2005).

Por lo general, la manera más rápida y sencilla de seleccionar datos es seleccionando la concentración máxima detectada en el medio de interés y el valor de comparación disponible, así es, que si se detectan sustancias que: están por debajo de los límites, no se consideran como un factor de riesgo y sustancias que superan límites establecidos que si son consideradas como tal. (ATSDR, 2005).

Las pautas ambientales representan concentraciones de una sustancia (por ejemplo, en agua, suelo y aire) a las que los humanos pueden estar expuestos a través de una ruta de exposición particular durante un período de tiempo específico sin experimentar efectos adversos para la salud (ATSDR, 2005).

Las pautas de salud se derivan de los datos extraídos de la literatura epidemiológica y toxicológica con factores de seguridad aplicados para garantizar que sean ampliamente protectores de la salud humana. El nivel de riesgo mínimo (MRL) de la ATSDR y las dosis de referencia de la EPA, las concentraciones de referencia y los factores de pendiente del cáncer son las pautas de salud más utilizadas en el proceso de selección de evaluación de salud pública (ATSDR, 2005).

Así, se puede identificar sustancias que están por debajo de las pautas de salud conservadoras y que probablemente no representan riesgos para la salud, y sustancias que están por encima de las pautas de salud y pueden requerir un análisis más profundo. En un principio se realiza una estimación de las dosis de exposición específica del sitio aplicando la Ecuación 3 (ATSDR, 2005).

$$\text{Dosis de exposición} = (C \times IR \times AF \times EF) \div BW \quad (3)$$

Dónde, C es concentración de sustancia (miligramos/litro o kilogramos), IR es la tasa de admisión (litros/ día), AF es el factor de biodisponibilidad (sin unidad), EF es el factor de exposición (sin unidades) y BW el peso corporal (kilogramos).

El factor de exposición es una expresión de qué tan seguido y cuánto tiempo puede estar una persona contactando una sustancia en el ambiente. El factor de exposición se estima usando la ecuación 4 (ATSDR, 2005).

$$\text{Factor de exposición} = (F \times ED) \div AT \quad (4)$$

Dónde, F es frecuencia de exposición (días/ año), ED es la duración de la exposición (años) y A el tiempo promedio (ED x 365 días/ año).

Después de estimar las dosis de exposición específicas del sitio, estas dosis se comparan con las pautas de salud más apropiadas. Este paso ayuda a filtrar las sustancias que no se espera que den lugar a efectos adversos para la salud (es decir, por debajo de las pautas de salud) de aquellas que requieren una evaluación adicional (es decir, por encima de las pautas de salud). Están desarrolladas para efectos no carcinogénicos y carcinogénicos.

La ATSDR (2018) y la EPA (2018) han desarrollado pautas de salud para efectos no carcinogénicos resultantes de la exposición a sustancias. Los LMR son las pautas de salud derivadas de la ATSDR. Las dosis de referencia (RfD) y las concentraciones de referencia (RfC) son pautas de salud derivadas de la EPA. La ATSDR a veces usa estos valores generados por la EPA para derivar guías de evaluación de riesgo de cáncer (CREG). Si no hay un LMR disponible para una sustancia, se deben utilizar las RfD o RfC de la EPA (ATSDR, 2005).

Bajo la metodología de evaluación cuantitativa de riesgos, las dosis específicas se multiplican por los factores de pendiente de cáncer (CSF) o los riesgos de unidad de inhalación (IUR) de la EPA (2018), como se indica en la ecuación 5.

$$\text{Riesgo teórico de cáncer} = LADD \times CSF \quad (5)$$

Dónde, Dosis es la dosis de cáncer específica (mg/kg/día) o concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), CSF o IUR: Factor de inclinación del cáncer ($[\text{mg}/\text{kg}/\text{día}]^{-1}$) o riesgo de la unidad de inhalación ($[\mu\text{g} / \text{m}^3]^{-1}$).

Este cálculo estima un exceso teórico de riesgo de cáncer expresado como la proporción de una población que puede verse afectada por un carcinógeno durante una vida de exposición. Por ejemplo, un riesgo de cáncer estimado de 1×10^{-6} predice la probabilidad de un cáncer adicional sobre el fondo en una población de 1 millón (ATSDR, 2005).

Evaluación de los efectos en salud

La ATSDR (2005) brinda orientación sobre cómo realizar el análisis más profundo que se necesita en los sitios donde durante la evaluación de la exposición y el análisis de detección, no se han descartado los riesgos para la salud.

El resultado del análisis es una descripción cualitativa respecto si las condiciones de exposición del sitio son de naturaleza suficiente en frecuencia y magnitud para afectar adversamente la salud pública (ATSDR, 2005).

Debido a las incertidumbres con respecto a las condiciones de exposición y los efectos adversos asociados con los niveles ambientales de exposición, no siempre son posibles las respuestas definitivas sobre si los efectos en la salud ocurrirán o no. Sin embargo, es posible proporcionar un marco que coloque las exposiciones específicas del sitio y el potencial de daño (ATSDR, 2005).

Un análisis en profundidad se lleva a cabo cuando; las estimaciones de la dosis exceden los valores de referencia basados en la salud; no se pudo encontrar ni generar valor de detección relevante y confiable para una sustancia o; la comunidad ha expresado su preocupación sobre una sustancia o exposición particular.

En general, un análisis en profundidad requerirá el examen e interpretación de datos fiables de efectos de salud específicos de la sustancia. Los perfiles toxicológicos de la ATSDR sirven como un recurso importante para los datos de efectos sobre la salud. Otras compilaciones de datos toxicológicos incluyen recursos como la base de datos del Sistema Integrado de Información sobre Riesgos (IRIS) de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA), Monografías de la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) y el Programa Nacional de Toxicología (NTP).

El objetivo del análisis es determinar dónde se encuentran las dosis específicas del sitio en relación con los niveles de efectos observados informados en los estudios de interés y si las diferencias entre los datos del estudio y el escenario de exposición evaluado hacen que los efectos sobre la salud sean más o menos probables.

Las exposiciones pueden involucrar múltiples químicos y pueden ocurrir a través de más de una vía de exposición. Esto implica comprender las posibles interacciones tóxicas a dosis de sustancias químicas. Se debe calcular un Índice de riesgo (HI) para la mezcla de sustancias químicas a través de la Ecuación 6.

$$HI = \frac{Dosis1}{MRL1} + \frac{Dosis2}{MRL2} + \frac{Dosisn}{MRLn} \quad (6)$$

Si el HI es inferior a 1, es muy poco probable que se produzcan interacciones aditivas o tóxicas significativas.

Cada agente se clasifica en las categorías establecidas por la ATSDR según sus características carcinogénicas, tal categorización se basa en la evidencia derivada de estudios en humanos y animales de experimentación (IARC, 2006), así, tal organismo define los siguientes grupos:

Grupo 1, cuando el agente es cancerígeno para los humanos, hay suficiente evidencia de carcinogenicidad en humanos. Excepcionalmente, un agente puede colocarse en esta categoría cuando la evidencia de carcinogenicidad en humanos no llega a ser suficiente, pero hay suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales de experimentación y una fuerte evidencia en humanos expuestos de que el agente actúa a través de un mecanismo relevante de carcinogenicidad.

Grupo 2, incluye agentes para los cuales, en un extremo, el grado de evidencia de carcinogenicidad en humanos es casi suficiente, así como aquellos para los cuales, en el otro extremo, no hay datos en humanos, pero para los cuales hay evidencia de carcinogenicidad en animales experimentales. Así, se subdividen en dos grupos con probablemente carcinogénico que significa un nivel de evidencia más alto que posiblemente carcinógeno:

Grupo 2A, el agente es probablemente cancerígeno para los humanos.

Esta categoría se usa cuando hay evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales de experimentación.

Grupo 2B, el agente es posiblemente cancerígeno para los humanos.

Esta categoría se utiliza para los agentes para los cuales existe evidencia limitada de carcinogenicidad en humanos y menos que suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales de experimentación. También se puede utilizar cuando no hay pruebas suficientes de carcinogenicidad en humanos, pero hay suficiente evidencia de carcinogenicidad en animales de experimentación.

Grupo 3, representa a un agente que no es clasificable en cuanto a su carcinogenicidad para los humanos.

Esta categoría se usa más comúnmente para los agentes para los cuales la evidencia de la carcinogenicidad es inadecuada en humanos e inadecuada o limitada en animales de experimentación. Una evaluación en el Grupo 3 no es una determinación de no carcinogenicidad o seguridad general. A menudo significa que se necesita más investigación o que los datos del cáncer son consistentes con interpretaciones diferentes.

El grupo 4 corresponde a agentes probablemente no cancerígenos para los humanos, esta categoría se usa para agentes para los cuales hay evidencia que sugiere falta de carcinogenicidad en humanos y en animales de experimentación. Agentes para los cuales no hay pruebas suficientes de carcinogenicidad en humanos y pruebas que sugieren falta de carcinogenicidad en animales de experimentación.

Una vez identificado el riesgo por exposición, se puede establecer un plan de acción a través de recomendaciones, pueden ser acciones para interrumpir o reducir las exposiciones, acciones para la caracterización del sitio, actividades de salud.

Tanto la metodología de ERA propuesta por la ASTDR como la de la EPA, tienen por objetivo general preservar la salud de las personas, sin embargo, proponen diferentes caminos para lograrlo. Ambos métodos de evaluación de riesgos tienen amplia difusión. El primero responde a una metodología científica para evaluar el riesgo que pueden representar las sustancias en particular. La segunda, en cambio, desarrolla una herramienta para evaluar una situación particular de riesgo asociado a un lugar o sitio preciso contaminado con varias sustancias potencialmente tóxicas (BVSDE, 2005).

A los objetivos de este trabajo, se propone realizar una conjunción entre ambas metodologías, con el propósito de generar un procedimiento evaluación de riesgos simplificado con el objetivo de promover el uso de esta herramienta fundamental en el proceso de tomas de decisiones.

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

Este apartado se centra en proporcionar una guía metodológica para la elaboración de una evaluación de riesgos a partir de los conceptos y herramientas analizadas en el cuerpo teórico de esta tesis, se hará un desarrollo de la aplicación de las mismas con el objetivo de que el usuario cuente con lineamientos claros y de simple aplicación.

A partir de esta metodología integrada por el uso de diferentes herramientas, se busca fomentar el uso de las ERA en el ámbito de consultoras ambientales, entes reguladores ambientales y organismos tomadores de decisión, realizando especial énfasis en ofrecer una guía fiable y con fundamentación científica, de los pasos necesarios para que los profesionales del campo de salud y ambiente puedan seguir al analizar un caso de características similares a las del objetivo de este trabajo.

Para poder efectuar el procedimiento de una ERA es necesario contar con una estimación de concentración del contaminante a evaluar sobre el área que se vaya a estudiar, considerando que este trabajo se plantea como instancia previa a la radicación de la industria, aún no es posible obtener la concentración de contaminantes por medición directa, siendo necesario optar por un método alternativo para conocerla; por esta razón se optó por trabajar mediante el uso de factores de emisión para conocer la tasa de emisión de la industria en función a la tasa de actividad de la misma, esto permite conocer la emisión pero no la concentración de contaminantes en el área de estudio, por lo tanto, se utiliza un modelo de dispersión atmosférica para estimar la concentración el agente contaminante llega al área de estudio. Una vez conocida la concentración del contaminante a evaluar, se puede aplicar el procedimiento de la ERA.

Asimismo, es necesario destacar que las técnicas indirectas, asumen cierto grado de incertidumbre que en todo momento deben ser consideradas con el objetivo de minimizarlas a efectos de lograr resultados similares a los reales.

En la Figura 3 se puede ver el esquema general del desarrollo planteado para la elaboración de la ERA como instancia previa a la radicación de una industria cuyo proceso involucra la generación de emisiones gaseosas.

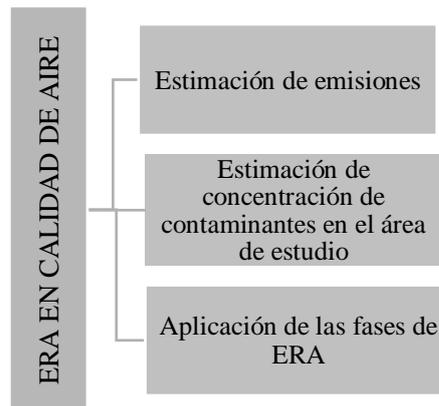


Figura 3: Procedimiento de ERA en calidad de aire

Propuesta metodológica

La evaluación de riesgo ambiental es una herramienta de fundamental aplicación al momento de evaluar el potencial impacto que las sustancias tóxicas podrían provocar sobre la salud de las personas. En este contexto, se expone una propuesta metodológica para desarrollar una ERA, como instancia previa a la radicación de una industria, dejando así margen para poder abordar las medidas de mitigación necesarias en beneficio de la salud de las poblaciones cercanas.

A los efectos de esta guía, se definen tres etapas claramente diferenciadas, a saber:

1. Estimación de emisiones

En un principio y conociendo las características de la industria a radicarse, es necesario determinar las emisiones de la misma en base a la información de actividad. Para ello, se aplicará la ecuación 1 presentada en la sección 2.3 para la cual será necesario contar con información de tasa de actividad (A) expresada en Kg, dato que corresponde a la cantidad de material procesado según indicación técnica de fabricación del equipo evaluado como generador de las emisiones.

Por otro lado, es necesario contar con el factor de emisión (EF) y la eficiencia global de reducción de emisiones (ER) correspondiente a la eficiencia del sistema a instalar para reducir las emisiones generadas. En esta propuesta se plantea tomar el EF correspondiente a la Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP- 42, generado por la EPA disponible en <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252> o el propuesto por la Agencia

Ambiental Europea disponible en <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>, donde se pone a disposición de los usuarios un compilado de actividades en capítulos desde donde se puede acceder al valor del EF, además en este mismo compilado es posible encontrar el valor de ER que se puede utilizar en caso de no contar con un valor de eficiencia de remoción de contaminantes suministrado por el fabricante.

En este paso es importante considerar la incertidumbre asociada, cada EF publicado en AP-42 recibe una calificación de calidad de los datos y de los factores de emisión asociados con las fuentes más importantes del inventario. El grado de incertidumbre se puede encontrar disponible en el documento donde se otorga el EF. Una vez obtenida la emisión en unidades que expresan la variación de la masa con respecto al tiempo (kg/h) es posible aplicar un modelo de dispersión atmosférica para conocer la concentración del/ los contaminante/s en el área de interés.

2. Estimación de concentración de contaminantes en el área de estudio

Una vez conocida la emisión, es posible evaluar la concentración de contaminantes en el área que se vaya a aplicar la evaluación de riesgos, para ello se utiliza un modelo de dispersión atmosférica, el cual se adapte a los requerimientos del caso a evaluar.

Existen numerosos modelos de dispersión de contaminantes, en este aspecto, el profesional que desarrolle el estudio, decidirá por cuál optar conforme a sus necesidades de aplicación y a las características del caso. Tal como fue mencionado en el material teórico, para poder realizar una simulación es necesario contar con información de la fuente emisora, datos de variables meteorológicas, geometría del área, entre otras variables propias de cada modelo.

En esta propuesta se contempla la aplicación del modelo de dispersión atmosférica HYSPLIT, desarrollado por la NOAA, descrito en la sección 2.3.

Si bien la escala del modelo HYSPLIT no es compatible a aplicaciones locales, se fundamenta su uso a partir de que en su versión online cuenta con una interfaz gráfica amigable que le permite al usuario contar con una simulación aproximada de la concentración del contaminante en el área de interés, además su aplicación es simple e incorpora los parámetros meteorológicos que muchas veces suelen ser el principal problema a la hora de modelar la dispersión de contaminantes.

El modelo propuesto se encuentra disponible en https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT_disp.php, el usuario puede optar por la opción de registrarse e iniciar el modelado de dispersión, en una primera instancia se debe seleccionar la

base de datos climáticos de preferencia para realizar la simulación, en este aspecto se recomienda elegir la fuente de mayor resolución espacial, luego se deben definir la latitud y longitud donde se encuentra la fuente generadora de emisiones. Una vez definida la base de datos meteorológica, será necesario establecer la fecha de simulación además de parámetros propios a la actividad como ser altura de chimenea, altura de la base y cantidad de contaminante liberado durante un intervalo de tiempo, además se debe definir el tiempo elegido para realizar los promedios de simulación.

Este modelo tiene la capacidad de modelar dispersión de contaminantes en un plazo predefinido por el usuario sin superar las 24 horas, por lo tanto, para modelar largos periodos de tiempo, se deberían realizar una gran cantidad de corridas, por esta razón, se propone que el usuario tome un criterio para poder reducir el número de simulaciones. En el estudio de caso, que forma parte del presente trabajo, se adoptó el criterio de modelar el mes más frío y más cálido del año 2017, a los efectos de contemplar las variaciones extremas de temperatura que condicionan el transporte y la dispersión de contaminantes, evitando de esta manera realizar 365 corridas del modelo.

El modelo arroja resultados gráficos y cuantitativos de concentración, contemplando ambas opciones, se recomienda al usuario seleccionar la primera de ellas, ya que en la misma se muestra el alcance de la pluma contaminante sobre un área geográfica definida, resultando fácilmente identificable la concentración que alcanza el área de interés, pudiendo conocer la máxima concentración registrada para el periodo evaluado.

3. Aplicación de las fases de ERA

En un principio se propone describir brevemente el entorno al área de estudio incluyendo un modelo conceptual de sitio que involucre la relación con los receptores, como propone la ATSDR y en función a las principales barreras de absorción del agente a evaluar, si bien en este trabajo se evalúa un único medio de exposición la descripción del entorno próximo puede ser un factor de alta sensibilidad a la hora de evaluar el proyecto de manera integral.

Una vez realizada la descripción del entorno y de receptores, se aplicarán las 4 fases propuestas por la EPA para realizar la ERA compuesta por las fases de identificación del peligro, evaluación dosis respuesta, evaluación de la exposición y por último caracterización del riesgo.

La fase de identificación del peligro, es el proceso usado para determinar el potencial efecto que puede causar sobre la salud humana la exposición a un compuesto químico, basándose en información provista por la literatura científica. En esta fase es importante determinar cuáles son los contaminantes emitidos por la fuente y su concentración, generalmente una fuente de emisión, genera más de un agente contaminante, por esta razón será necesario definir cuáles de ellos serán considerados para la evaluación.

En esta metodología se propone realizar la selección de contaminantes a partir de los dos principios que establece la ATSDR i) el factor de preocupación que manifieste el grupo de riesgo, para lo cual es necesario contar con información respecto a los intereses de la sociedad a partir de diferentes mecanismos de participación ciudadana, ii) a partir de las concentraciones encontradas en el área de estudio, evaluando aquellas sustancias que se encuentran en mayor proporción, considerando además iii) la información de la sustancia, se puede optar por definir cuáles de las sustancias emitidas por la fuente presentan mayor impacto sobre la salud de las personas y así optar por evaluar aquellas cuyos efectos sean determinantes en la salud de la población.

En este sentido se puede considerar uno o más agentes a evaluar, tanto para riesgo cancerígeno como no cancerígeno, después de calcular el riesgo para cada una de las sustancias, se recomienda calcular el riesgo acumulado, que se basa en suponer que los riesgos son aditivos (sumatoria), en el caso de estudio que se plantea en este trabajo se consideró el plomo como único agente.

Además, en esta fase se evalúan los efectos que los agentes pueden tener sobre la salud, con ese fin, se cuenta con información disponible en el Integrated Risk Information System (IRIS) de la EPA disponible en <https://www.epa.gov/iris> donde se busca la sustancia mediante su número de registro CASRN. También es posible acceder a esta información mediante el Risk Assessment Information System (RAIS) disponible en <https://rais.ornl.gov/>.

La segunda fase que considera la EPA, corresponde a la evaluación de la exposición, en la cual se toman en cuenta factores propios a la exposición propiamente dicha, los cuales serán analizados de acuerdo a los patrones de estilo de vida de la población expuesta, donde se utilizará la concentración en aire del contaminante evaluado, hallado a partir del uso del modelo de dispersión atmosférica.

En este punto es necesario considerar que dependiendo del tipo de agente que se evalúe pueden existir otras vías de exposición de igual o mayor importancia que la de inhalación, en

el caso del plomo, se pudo determinar a partir del análisis de información toxicológica, que los principales mecanismos de ingreso al organismo son mediante la ingestión o inhalación. Si bien no se cuenta con información de concentración en el medio para ingestión, es adecuado realizar el planteo para estimar la dosis de exposición e incorporar los parámetros de referencia para la vía digestiva.

Para el cálculo de dosis de exposición por inhalación, se aplicará la ecuación 7, donde para el caso de efectos cancerígenos se calcula LADD (dosis diaria promedio durante el tiempo de vida, según sus siglas en inglés) y para no carcinógenos, se estima la ADD (dosis diaria promedio, según sus siglas en inglés) (Martín-Olmedo et al, 2016) donde cada uno de los parámetros considerados en la ecuación debe estar debidamente justificado de acuerdo al escenario de exposición, razón por la cual se realiza una descripción detallada de cada factor.

$$LADD = \frac{Ca \cdot InhR \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (7)$$

Dónde

Ca (concentración en el aire) (mg/m^3), se opta por utilizar la concentración máxima de sustancia detectada se selecciona para evaluar las exposiciones potenciales, sin embargo, debe reconocer que el uso de la concentración máxima detectada de una sustancia para estimar la dosis de exposición puede resultar en una sobrestimación de la exposición probable, por esta razón, se puede determinar que la concentración media para evaluar las condiciones de exposición (ATSDR, 2005). Es apropiado especificar si las estimaciones se basan en las concentraciones máximas de sustancia, un promedio de mediciones tomadas desde la misma ubicación o un rango de concentraciones de sustancia detectadas.

InhR (Tasa de Inhalación) (m^3/h), es la cantidad de un medio contaminado al que una persona está expuesta durante un período de tiempo específico, en este caso corresponde a cantidad de aire inhalado; este parámetro se encuentra tabulado por edades en la guía Exposure Factors Handbook (EPA), disponible en https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/techoverview_e fh complete.pdf.

ET (Tiempo de Exposición) (h/día), permite expresar la exposición en términos de una dosis diaria promedio que puede compararse con las pautas de salud y los resultados del estudio de toxicidad (ATSDR, 2005). Para sustancias no cancerígenas, la dosis se estima utilizando un parámetro de entrada de tiempo igual a la duración de la exposición. Para efectos cancerígenos,

las dosis generalmente se estiman calculando una dosis diaria promedio durante toda la vida (que generalmente se supone que es de 70 años). Este enfoque para los carcinógenos supone que una dosis alta recibida durante un período corto es igual a una dosis baja correspondiente durante toda la vida (EPA 2003).

EF (Frecuencia de Exposición) (días/año), la frecuencia de exposición puede estimarse como el número promedio de días en un año en el que se produce la exposición. Las exposiciones reales pueden ocurrir considerando factores como uso recreativo de un sitio, un entorno laboral o las condiciones climáticas locales que limitan la disponibilidad de agentes estresantes (ATSDR, 2005).

ED (Duración de la Exposición) (años), la duración de la exposición corresponde a la cantidad de tiempo que una población ha estado expuesta a los contaminantes del sitio. El examen del historial del sitio o del perfil de exposición permitirán estimar la duración máxima de la exposición. La duración de la exposición también puede basarse en las actividades de la población expuesta, que pueden exponerse solo con poca frecuencia o por un período breve.

BW (Peso Corporal) (kg), cuando una población se expone a la misma cantidad de una sustancia, las personas con pesos corporales más bajos recibirán una dosis relativamente más alta de la sustancia que las personas con pesos corporales más altos. Este efecto se ve mejor cuando se examinan las exposiciones a adultos y niños (ATSDR, 2005). El peso corporal, se encuentra disponible tabulado según edades en el manual Exposure Factors Handbook disponible en https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/techoverview_efh_complete.pdf.

AT (Tiempo promedio de exposición) (días), el tiempo de exposición para sustancias no cancerígenas, se estima utilizando un parámetro de entrada de tiempo igual a la duración de la exposición, expresado en días, en cambio para efectos cancerígenos, las dosis generalmente se estiman calculando una dosis diaria promedio durante toda la vida (que generalmente se supone que es de 70 años). Este enfoque para los carcinógenos supone que una dosis alta recibida durante un período corto es igual a una dosis baja correspondiente durante toda la vida (EPA, 2003).

Por otro lado, la tercera fase de la ERA, corresponde a evaluación dosis- respuesta, en este el objetivo es establecer una relación entre la dosis de exposición de la población en riesgo y los potenciales efectos sobre la salud, esta información se obtiene de estudios epidemiológicos realizados o puestos a disposición por diferentes agencias u organizaciones vinculadas a salud.

La relación dosis respuesta se evalúa de manera diferente, dependiendo de la clasificación de la sustancia, para compuestos cancerígenos, los efectos no presentan umbrales, se considera que en todo nivel de exposición existe un riesgo de desarrollar cáncer (Evans et al, 2003). Al evaluar este tipo de agentes, la EPA emplea el factor de pendiente (mg/kg. día) (CSF) es decir la probabilidad específica de desarrollar cáncer. Por otro lado, en el caso de compuestos no cancerígenos, los efectos biológicos ocurren después de que se alcanza cierto nivel de exposición, se consideran con un umbral a partir del cual se observa un efecto (Evans et al., 2003), para estos agentes, la EPA emplea la Concentración de Referencia (RfC) o Dosis de Referencia (RfD), que es la dosis diaria de un contaminante no carcinogénico al que los seres humanos pueden estar expuestos sin esperar efectos adversos sobre la salud.

En esta metodología se plantea que en el caso donde el agente evaluado sea considerado probablemente carcinogénico, es apropiado evaluar el riesgo considerando ambas clasificaciones en el caso de contar con información de referencia.

Una vez estimada la dosis, se puede ejecutar la última fase de la ERA denominada caracterización del riesgo, en la cual se realiza la estimación del riesgo para la salud humana, basándose en la información de las fases anteriores. Para ello en el caso de evaluar riesgo por un compuesto cancerígeno, se aplica la ecuación 5 donde se relacionan la dosis estimada y el factor de pendiente hallado para la sustancia evaluada y en caso de evaluar los efectos no cancerígenos se aplica la ecuación 8.

$$\text{Coeficiente de peligrosidad} = \frac{\text{Exposición (LADD)}}{\text{RfC} \times \text{IR} \times \text{BW}} \quad (8)$$

Dónde, LADD es dosis diaria de exposición promedio de por vida (mg/kg. día), Ca es concentración media anual o máxima en el aire (mg/m³), RfC es la concentración de referencia (mg/m³), IR es tasa de inhalación diaria (m³/día) y BW es el peso corporal (kg).

Cuando se busca evaluar el efecto cancerígeno de la sustancia, se puede describir como el riesgo adicional (incremental), denominado "riesgo excesivo de cáncer durante la vida" (ILCR por sus siglas en inglés) debido a la exposición al tóxico de interés a partir de la aplicación de la ecuación 9 (Conklin et al, 2010).

El valor de los factores de pendiente así como de concentración de referencia o dosis de referencia, se pueden obtener de la base de datos sobre sustancias tóxicas de la EPA, formando

parte del Sistema Integrado de Información en Riesgo, conocido como IRIS por sus siglas en inglés disponible en <https://www.epa.gov/iris> donde se busca la sustancia mediante su número de registro CASRN y también del sistema mediante el Sistema de Información de Evaluación de Riesgos (RAIS, por sus siglas en inglés) disponible en <https://rais.ornl.gov/>, en el anexo de este trabajo se encuentra disponible una guía básica para la búsqueda de información en ambas fuentes.

$$\text{Riesgo de cáncer de por vida (ILCR)} = \text{LADD} \times \text{Factor de pendiente (CSF)} \quad (9)$$

Además, se puede estimar el potencial de riesgo de cáncer por exposición a la inhalación multiplicando la concentración de aire promedio anual por un factor de riesgo unitario de inhalación (URF, por sus siglas en inglés) específico de la sustancia (ecuación 10), el URF se expresa en unidades de concentración de la sustancia en el ambiente ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) y no considerando la dosis de exposición (Conklin et al., 2010).

$$\text{Riesgo extra de cáncer} = \text{Ca} \times \text{URF} \quad (10)$$

Dónde: Ca es la concentración media anual en el aire (g/m^3) y URF es el factor de riesgo unitario de inhalación (g/m^3).

La EPA generalmente encuentra ILCRs entre uno en diez mil (1×10^{-4}) y uno en un millón (1×10^{-6}) (o menos) e índices de riesgo no cancerígenos de menos de 1.0 aceptable (EPA, 2000). Las estimaciones individuales de riesgo de cáncer se expresan como probabilidades sin unidades (p. Ej., 2×10^{-6} o 2 en 1.000.000) de individuos que desarrollan cáncer. La probabilidad sin unidades representa el riesgo de cáncer de por vida incremental (o incrementado) asociado con la exposición estimada por encima del riesgo de fondo de desarrollar cáncer (Conklin et al., 2010).

Por otro lado, en esta propuesta se contempla evaluar la incidencia anual de cáncer esperada (Evans et al., 2003) debido a la exposición al plomo inhalado, para ello, una vez estimado el riesgo individual de cáncer en la fase de caracterización del peligro utilizando como datos la dosis y el factor de pendiente, y conociendo la cantidad de habitantes incluidos en la población establecida como grupo de riesgo, aplicamos la ecuación 11

$$\text{Riesgo poblacional} = \text{Cantidad de personas} \times \text{riesgo individual} \quad (11)$$

El incremento anual en los casos de cáncer (ecuación 12) es la incidencia calculada para tiempo de vida dividida por el tiempo promedio de vida de un adulto (Evans et al., 2003).

$$\text{Incremento anual de casos} = \frac{\text{riesgo poblacional}}{\text{tiempo promedio de vida}} \quad (12)$$

Por otro lado, como recomendación general, en el caso de no contar con información epidemiológica para poder caracterizar el riesgo en alguna de sus clasificaciones (cancerígenas o no cancerígenas), se optará por plantear un método alternativo de análisis en el caso de que existiese.

Además, en esta fase de caracterización del riesgo, es importante considerar las incertidumbres detectadas en todo el proceso de la evaluación de riesgos, realizando además una conclusión del estudio realizado.

A partir del uso de estas herramientas, se evaluará un caso hipotético de estudio, la metodología planteada busca ser una alternativa viable y fundamentada para realizar una ERA preliminar, previa a la radicación de una industria cuyo proceso genera emisiones gaseosas.

CAPÍTULO 4

CASO DE ESTUDIO

El objetivo de este capítulo es desarrollar de manera práctica la propuesta realizada en el capítulo 3, mediante su aplicación en un caso de estudio a modo de que el usuario pueda revisar los criterios adoptados para su desarrollo, aportando así a la mejor interpretación y esclarecimiento de la metodología.

Presentación del caso

El caso de estudio está representado por la hipotética instalación de una industria dedicada a la recuperación de plomo a través de la fundición del material recuperado de baterías eléctricas de composición plomo-ácido usadas. Se realizará una evaluación sobre las emisiones gaseosas de plomo de la industria, generadas por el único horno de fundición (fuente puntual) que operará en la planta, por lo cual no se consideran las emisiones difusas o fugitivas que puedan surgir del proceso.

El lugar propuesto para el emplazamiento de la planta, se encuentra dentro del ejido de la Ciudad de Villa Elisa, Entre Ríos ubicado a aproximadamente 3 kilómetros de la ciudad y en dirección Noreste, en la “Zona para la Radicación y Reubicación de Comercios, Industrias y/o Actividades de Microempresas”. (Ver figura 4)



Figura 4: Ubicación de la planta de fundición de plomo. Fuente: Google Earth

Un aspecto importante es reconocer y considerar las emisiones de industrias próximas al área de localización, ya que podrían estar afectando la calidad del aire previo a la instalación de la planta de fundición. En el entorno inmediato a la planta se encuentra una metalúrgica y un aserradero, sin embargo, no se observan industrias que generen emisiones gaseosas como en las inmediaciones del predio. Fuera del perímetro del área industrial y en las inmediaciones de la misma, se radican granjas de cría y engorde intensivo de aves (pollos) donde generalmente habita la familia a cargo del emprendimiento, además de otras actividades rurales como ganadería no intensiva y producción agrícola.

En cuanto a la topografía es un factor a describir dada su importancia al momento de realizar una simulación mediante el modelado de calidad de aire, el paisaje predominante es de peniplanicies onduladas y en menor medida suavemente onduladas que no superan los 80 msnm en la región, donde se observan bosques de vegetación autóctona, aunque de manera aislada, se detecta la presencia de *Acacia caven* (espinillos), *Prosopis affinis* (ñandubay) y *Celtis tala* (tala) entre otras especies arbóreas. En tanto las pasturas generalmente son sembradas o en algunos casos consta de pastura nativa donde se realiza pastoreo de vacunos.

Identificación del peligro

Para poder conocer las características de la industria en evaluación, se realiza la descripción del proceso, centrado únicamente en la etapa donde se generan las emisiones gaseosas. En este caso, el proceso de una industria de recuperación de plomo a partir de baterías

plomo-ácido usadas, comienza con la recepción de la materia prima y separación de materiales (plásticos y componentes metálicos con y sin plomo), los materiales que están compuestos por plomo, son acumulados y luego procesados en el horno de fundición, para lograr la separación de otros metales con mayor punto de fusión, los hornos que se utilizan son generalmente hornos reverberatorios o rotativos (EPA, 1995).

Se plantea la instalación de un horno reverberatorio con una capacidad de 15 toneladas. Se estiman 4 cargas diarias de 12 toneladas, resultando 17520 t/año, la carga se somete a una temperatura de 500 °C, usando gas natural como combustible, a medida que la carga de plomo va derritiéndose, fluye hacia un recipiente de retención.

En referencia al control de emisiones del horno, previo a la liberación de los gases al ambiente por medio de una chimenea de 10.8 metros, se colocará un filtro de mangas como medida para la reducción de emisiones, un filtro de 500 mangas, con turbina de aspiración y un caudal de 54000 m³/min.

Como se planteó anteriormente, es necesario conocer las principales vías vinculadas a la absorción del agente evaluado, al evaluar el plomo como agente contaminante y sus efectos en la salud, se establecen como vías principales la ingestiva y la inhalatoria, razón por la cual sería recomendable realizar la ERA para ambas vías, asimismo a los efectos de cumplir con los objetivos de este trabajo, se estudiará únicamente la exposición por inhalación, realizando el planteo para la estimación de dosis por vía digestiva. A partir de esta información, se expone en la figura 5 el modelo conceptual por exposición al plomo para este caso de estudio.

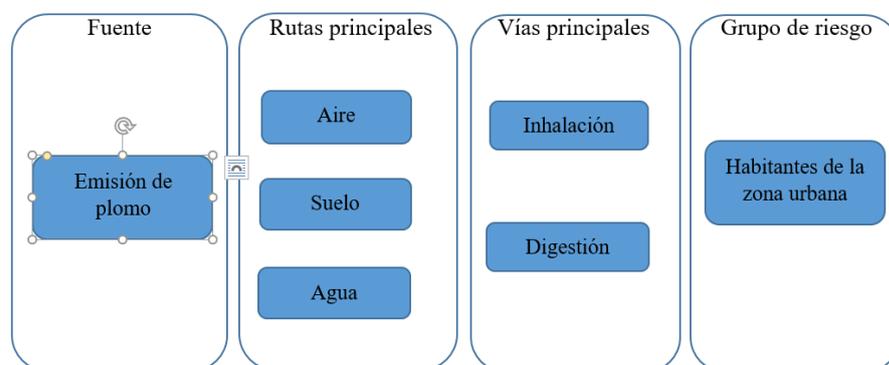


Figura 5: Modelo conceptual de exposición

Estimación de emisiones

Para poder aplicar la metodología de ERA, es necesario conocer la concentración del contaminante a evaluar, en este contexto, una vez conocidas las características del horno de fundición, es posible conocer la tasa de emisión para luego estimar la concentración de plomo en el área de estudio, para este caso, se empleó la AP-42, “Compilación de factores de emisión de contaminantes del aire”, más precisamente el volumen 1, capítulo 12: “Industria metalúrgica”. Subcapítulo 12.11: “Procesamiento secundario del plomo”, en la tabla 3 se enumeran los factores de emisión para las principales sustancias gaseosas derivadas del proceso de fundición se destacándose: material particulado, plomo y dióxido de azufre, siendo el EF del plomo de 32 kg/t.

En este estudio se evalúa el riesgo a la salud provocado por la exposición al plomo, si bien el resto de los gases generados representan posibles riesgos a la salud, se ha determinado a partir de una audiencia pública, que la preocupación social principal radica en las emisiones de plomo.

Proceso	Particulado				Plomo				SO ₂	
	No controlado	Clasificación del Factor de Emisión	Controlado	Clasificación del Factor de Emisión	No controlado	Clasificación del Factor de Emisión	Controlado	Clasificación del Factor de Emisión	No controlado	Clasificación del Factor de Emisión
Sudoración (Kg / Mg de	16-35	E	ND	NA	4-8	E	ND	NA	ND	ND
Fundición Reverbetoria	162	C	0,5	C	32	C	ND	NA	40	C
Fundición de explosión	153	C	1,12	C	52	C	0,15	C	27	C
Caldera de refinado	0,02	C	ND	NA	0,006	C	ND	NA	ND	NA
Caldera de oxidación	≤20	E	ND	NA	ND	NA	ND	NA	ND	NA
Fundición	0,02	C	ND	NA	0,007	C	ND	NA	ND	NA

Tabla 3: Factores de emisión (EPA- AP42)

Una vez conocido el EF, es posible estimar las emisiones a partir de la aplicación de la ecuación 1, considerando parámetros como la ER (eficiencia global de retención) que en este caso y según especificaciones técnicas del fabricante, se establece en ER de 99,2%, a partir de la utilización de filtros de mangas, la tasa de actividad, se determina a partir de la cantidad de materia procesada que genera las emisiones por año, si tenemos en cuenta la capacidad del horno y la cantidad de cargas diarias, se obtienen 4 cargas de 12 t/día = 17520 t/año.

$$E = EF \times A \times \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

$$E = 32 \frac{Kg}{Tn} \times 17520 \frac{Tn}{Año} \left(1 - \frac{99,2}{100}\right)$$

$$E = \frac{560640 \text{ kg/Año}}{1000} \times \left(1 - \frac{99,2}{100}\right)$$

$$E = 560,64 \frac{t}{Año} \times 0,008$$

$$E = 4,48 \frac{t}{Año}$$

La emisión de plomo calculada es de **0,51 kg/h.**

Los factores de emisión cuentan con procedimientos de aseguramiento y control de calidad, para ello cada EF recibe una calificación asociada a la fuente más relevante considerada para su inventario, el plomo se encuentra calificado como C, lo que implica que la información fue obtenida a partir de metodologías no validadas o de prueba, se desarrolló solamente con datos de pruebas con calificación A y B de un número razonable de establecimientos.

Una vez estimada la emisión de plomo de la industria, se aplica el modelo de dispersión atmosférica HYSPLIT para establecer la concentración de plomo en el ambiente exterior a la cual está expuesta la población urbana.

El modelo de dispersión atmosférica HYSPLIT, es una buena alternativa ya que posee una base de datos meteorológicos integrada a partir del reanálisis de NCEP, además se adapta a los requerimientos de este caso dado que dentro de sus características está la de ser adecuado para fuentes puntuales, respecto a la escala espacial está ligada únicamente a conocer el punto donde se localiza la mayor concentración provocada por la dispersión de contaminantes en el aire. El modelo seleccionado proporciona una interfaz amigable y de manejo relativamente sencillo.

A efectos de obtener una concentración representativa del impacto de las emisiones en la localidad más cercana (Villa Elisa), se realizan simulaciones durante el año 2017, con el objetivo de poder definir los períodos interanuales de modelado de dispersión, se realizó un

gráfico de distribución de temperatura máxima media mensual (figura N° 5) y de temperatura mínima media mensual (figura N° 6), durante el período evaluado (año 2017).

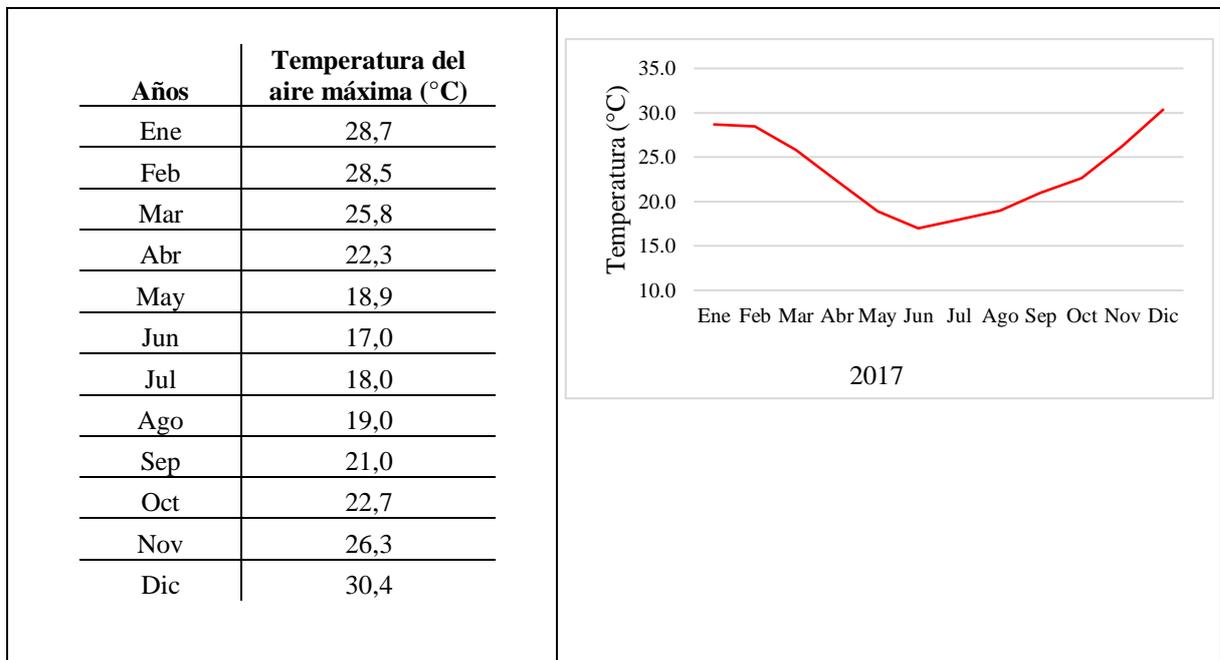


Figura 6: Gráfico de temperatura máxima mensual para el año 2017 (Fuente de datos INTA).

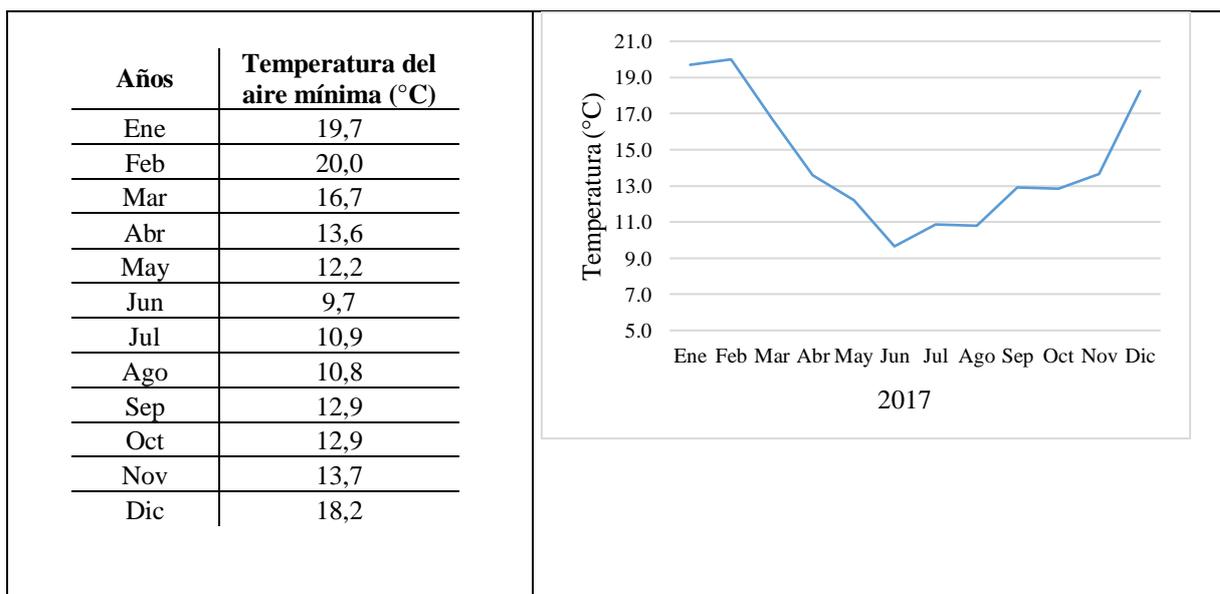


Figura 7: Gráfico de temperatura mínima mensual para el año 2017 (Fuente de datos INTA).

A partir de esta información se define modelar la dispersión de la emisión gaseosa de plomo para el mes más cálido y para el mes más frío del año, ya que las inversiones térmicas

son más pronunciadas y duran más tiempo en la época invernal (Montenegro, 2018), por ende, los meses a modelar serán diciembre y junio respectivamente.

Para simular la concentración de plomo sobre el área urbana, en una primera instancia es necesario establecer la localización geográfica de la industria, en este caso es en latitud -32.13 S y longitud -58.36 O. Por otro lado, para poder cargar la información requerida por el modelo es necesario conocer el régimen operativo de la planta, para ello se considera el inicio de la actividad de fundición de plomo las 6:00 AM., la emisión (calculada a partir del uso de factores de emisión) es de 0,51 kg/h en el peor escenario, por lo tanto, en 8 horas de emisiones se consideran 4,08 kg, la jornada de 8 horas, a una velocidad de liberación de gases constante por medio de una chimenea de 10.8 metros de altura y se establece una duración del movimiento de la pluma de 18 horas como tiempo adecuado para conocer el comportamiento general de la misma, quedando expuesta la disminución de la concentración con el paso del tiempo. El periodo promedio de modelado se definió en dos horas, dando como resultado 9 resultados archivos de salidas por cada simulación.

A partir del análisis de los resultados, se concluye que la máxima concentración encontrada sobre la zona urbana de la ciudad fue de $9,1 \times 10^{-4}$ mg/m³, correspondiente al día 14 de junio de 2017, como se puede ver en la Figura 7, representando este el peor escenario ensayado. (Ver Anexo 1)

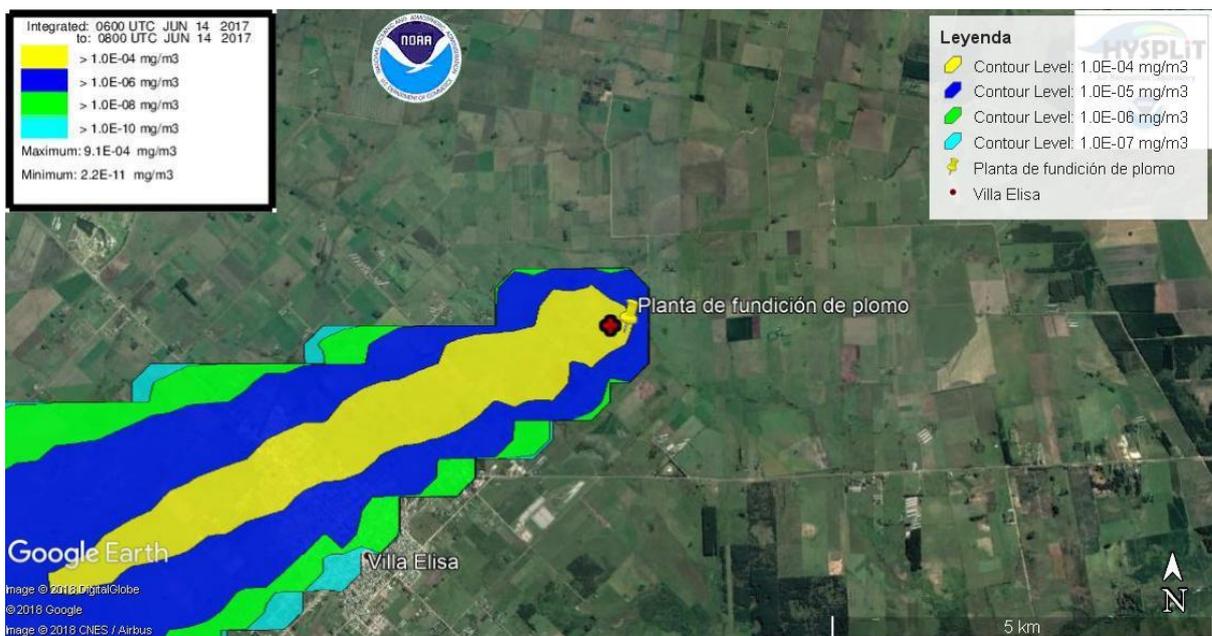


Figura 8: Concentración máxima de plomo hallada sobre el área urbana de Villa Elisa. Resultado de modelo HYSPLIT.

Evaluación de exposición

Como se describió anteriormente, las principales vías de ingreso del plomo al organismo son la ingestión e inhalación, considerando que el caso de estudio planteado apunta a la evaluación de riesgos por emisiones gaseosas de plomo y a los fines prácticos, se realizará una estimación de la dosis por vía inhalatoria y el planteo para la estimación de dosis por vía digestiva, aunque no se realizará su desarrollo evitando subjetividades a la hora de estimar la concentración de plomo en el medio.

La Organización Mundial de la Salud (2017), expone que los niños de corta edad son especialmente vulnerables a la exposición al plomo principalmente, ya que puede tener consecuencias graves y permanentes en su salud, afectando en particular al desarrollo del cerebro y del sistema nervioso. Mientras que en los adultos causa daños duraderos, aumentando el riesgo de hipertensión arterial y de lesiones renales. Este caso de estudio, se efectúa para conocer el riesgo que representa la emisión de plomo sobre el área urbana, por lo tanto, se considera oportuno realizar el mismo en diferentes grupos de población (Tabla 4) según la composición que establece la guía Exposure Factors Handbook (EPA, 2011).

Edad
Menores a 1 mes
1 - 3 meses
3 - 6 meses
6 - 12 meses
1 - 2 años
2 - 3 años
3 - 6 años
6 - 11 años
11 - 16 años
16 - 21 años
Adultos

Tabla 4: Grupos de edades (Exposure Factors Handbook EPA, 2011).

Esta guía proporciona, además, información de los factores relacionados con el comportamiento y las características humanas que ayudan a determinar la exposición de un individuo a un agente, datos no químicos específicos sobre los siguientes factores de exposición, como ser: ingestión de agua y otros líquidos, ingestión de tierra y polvo, tasas de inhalación, factores dérmicos, peso corporal, consumo de alimentos, factores de actividad, entre otros, factores serán de utilidad en la siguiente fase.

Reseña para la evaluación de efectos no cancerígenos

La EPA no ha desarrollado una RfC para el plomo debido a que es un compuesto tóxico sin umbral, siendo inapropiado desarrollar una RfC para este tipo de sustancias, por esta razón no es posible cuantificar el riesgo no cancerígeno del mismo.

Sin embargo, aplicando el modelo IEUBK se puede estimar el porcentaje de la población de niños hasta 6 años de edad con niveles de plomo en la sangre por encima de un valor crítico ($5 \mu\text{g}/\text{dl}$). El modelo determina la contribución de la ingesta de plomo de fuentes multimedia (dieta, suelo y tierra, aire y agua potable) sobre la concentración de plomo en la sangre. Concentraciones de plomo específicas del sitio en varios medios se usan cuando están disponibles; de lo contrario, se presuponen valores referenciados por defecto (RAIS, 1994).

La información de entrada del modelo para este caso de estudio, consiste mínimamente en conocer la concentración del plomo en el aire, por ende, se utiliza la mayor concentración de plomo estimada a través del modelo HYSPLIT para el área urbana.

Reseña para la evaluación de efectos cancerígenos

En este apartado se realiza una justificación respecto al criterio utilizado para evaluar la exposición al plomo considerándolo un compuesto cancerígeno.

En el caso de los valores toxicológicos para riesgo cancerígeno, la base de datos IRIS (EPA) no contempla ningún valor de factor de pendiente o riesgo unitario ni para plomo ni para tetraetilo de plomo. Sin embargo, la CalEPA desarrolló para los estudios de carcinogenicidad del plomo un factor de pendiente oral $(\text{mg}/\text{kg}\text{-día})^{-1}$ establecido en 8.5×10^{-3} , factor de pendiente de inhalación $(\text{mg}/\text{kg}\text{-día})^{-1}$ de 4.2×10^{-2} y el riesgo de la unidad de inhalación $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ en 1.2×10^{-5} . Por otro lado, el sistema de información de sustancias IRIS, categoriza al plomo como B2: Probablemente cancerígeno para humanos, tal deducción es basada en la evidencia suficiente de carcinogenicidad en animales.

En este punto, al estar en conocimiento de que el plomo es un agente probablemente cancerígeno y fue posible conocer el factor de pendiente, se busca determinar la dosis de exposición por inhalación para los diferentes grupos etarios a partir de la aplicación de la ecuación 11 y se realiza el planteo para estimar la dosis de exposición por vía digestiva (ecuación 12), donde, lo único que se modifica es que no se considera la concentración del agente en el aire, sino que se necesita contar con datos de concentración en el suelo y agua (medios afectados esta vía de exposición).

$$Dosis = \frac{Ca \cdot InhR \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (11)$$

$$Dosis = \frac{Cm \cdot InhR \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (12)$$

Dónde: Ca es la concentración en el aire (mg/m^3), Cm es la concentración en el medio (mg/lt , mg/g), InhR es la tasa de Inhalación (m^3/h), ET es el tiempo de exposición ($\text{h}/\text{día}$), EF es la frecuencia de exposición ($\text{días}/\text{año}$), ED es la duración de la exposición (años), BW es el peso corporal (kg) y AT el tiempo promedio (días).

Considerando la ecuación para estimar la dosis, se realiza una memoria del criterio utilizado para determinar los valores que se utilizan.

Concentración en el aire (Ca), en este caso de estudio, se usa la mayor concentración de plomo hallada sobre el área urbana, a partir de las simulaciones realizadas por con el modelo de dispersión atmosférica HYSPLIT, el valor utilizado es de $9.1 \times 10^{-4} \text{mg}/\text{m}^3$.

Tasa de inhalación (InhR), la tasa de inhalación es un factor que se encuentra estipulado según la EPA (2011) en el documento Exposure Factors Handbook, en la tabla 5 se presentan todos los grupos etarios.

Edad	Percentil 95 $\text{m}^3/\text{día}$
Hasta 1 mes	7.1
1 a 3 meses	5.8
3 a 6 meses	6.1
6 a 12 meses	8.0
1 a 2 años	9.2
hasta 1 año	12.8
2 a 3 años	13.7
3 a 6 años	13.8
6 a 11 años	16.6
11 a 16 años	21.9
16 a 21 años	24.6
21 a 31 años	21.3
31 a 41 años	21.4
41 a 51 años	21.2
51 a 61 años	21.3
61 a 71 años	18.1
71 a años	16.6
≥ 81 años	15.7

Tabla 5: Tasas de inhalación a largo plazo (Exposure Factors Handbook EPA, 2011).

Tiempo de exposición (ET), el tiempo de exposición se estima de acuerdo al tiempo al que la persona está expuesta al agente contaminante, como la planta se encuentra operando durante 8 horas diarias, se tomará ese parámetro como valor de referencia.

Frecuencia de Exposición (EF), corresponde a la cantidad de días al año en que el grupo de riesgo está expuesto. En este caso de estudio se define considerando que el año tiene 52 semanas (365 días), los días operativos de la planta son 5 días por semana, es decir 260 días al año. Por lo tanto, el EF queda establecido en 260 días/año.

Duración de la Exposición (ED), representa la cantidad de años que duraría la exposición, si suponemos el peor escenario de exposición, la persona viviría en el mismo sitio toda su vida y la planta seguiría operando durante el mismo lapso. Sin embargo, es importante mencionar que la operatividad prevista para los hornos reverberatorios es de 20 años, por lo tanto, se evalúa la exposición para ese tiempo; pasado este período de tiempo el horno puede ser reparado o reemplazado por otro de características diferentes, razón por la cual será necesario realizar nuevamente una evaluación de riesgos. Si consideramos una exposición de 8 h diarias, con una semana operativa de 5 días, nos resulta una exposición de 40 horas semanales, lo que representa que una exposición anual de 2080 h., si consideramos 20 años de exposición y en cada año la exposición neta es de 2080 h, la exposición total neta sería de 41600 h. Como la ED se mide en años, por lo tanto, sabemos que 1 día son 24 h y 41600 h resultan ser 1733.3 días, periodo que traducido a años resulta en 4.74 años.

Peso Corporal (BW), está tabulado por edades en el documento Exposure Factors Handbook (ver Tabla 6) como un factor que se encuentra estipulado para diferentes edades, así como en el caso de la tasa de inhalación, se utilizarán todos estos valores en el cálculo de exposición (EPA, 2011).

Edad	Media (Kg)
Antes del mes	4.8
1 a 3 meses	5.9
3 a 6 meses	7.4
6 a 12 meses	9.2
1 a 2 años	11.4
2 a 3 años	13.8
3 a 6 años	18.6
6 a 11 años	31.8
11 a 16 años	56.8
16 a 21 años	71.6
Adultos	80.0

Tabla 6: Peso corporal (Exposure Factors Handbook EPA, 2011).

Tiempo Promedio (AT), la EPA evalúa la AT en 70 años y se denomina LADD en caso de tratarse de un compuesto cancerígeno, la unidad de expresión es en días, por lo tanto, en este estudio se tomará el valor de 25550 días.

Estimación de dosis de exposición

Una vez obtenida la información de exposición se presenta en la Tabla 7 los valores de exposición calculados y tabulados de acuerdo a los diferentes grupos etarios que componen a la población, la misma se confecciona en base a la aplicación de la ecuación 11, estos valores se estiman considerando al plomo como carcinogénico.

Ca	InhR	ET	EF	ED	BW	AT	Dosis
0,00091	7,1	8	260	4,74	4,8	25550	0,0005194
0,00091	5,8	8	260	4,74	5,9	25550	0,0003452
0,00091	6,1	8	260	4,74	7,4	25550	0,0002895
0,00091	8	8	260	4,74	9,2	25550	0,0003053
0,00091	9,2	8	260	4,74	11,4	25550	0,0002834
0,00091	12,8	8	260	4,74	13,8	25550	0,0003257
0,00091	13,7	8	260	4,74	18,6	25550	0,0002586
0,00091	13,8	8	260	4,74	31,8	25550	0,0001524
0,00091	21,03	8	260	4,74	56,8	25550	0,00013
0,00091	21,3	8	260	4,74	71,6	25550	0,0001045
0,00091	19,37	8	260	4,74	80	25550	8,502E-05

Tabla 7: Estimación de dosis por grupo etario, conforme al escenario de exposición.

En la metodología propuesta en el capítulo 3, se plantea que en caso de existir una alternativa de evaluación de exposición al agente estudiado, se la debe considerar en el desarrollo de la ERA, en este aspecto, debido a que no se ha formulado una RfC para la evaluación de efectos no cancerígenos del plomo, la EPA desarrolló el modelo biocinético de absorción de exposición integrada (IEUBK, por sus siglas inglés) un paquete de software compatible con cualquier computadora para estimar los niveles de plomo en sangre en niños de 0,5 a 7 años de acuerdo con exposiciones al plomo. El modelo utiliza cuatro módulos interrelacionados (exposición, absorción, biocinética y distribución de probabilidad) para

estimar los niveles de plomo en la sangre (PbB) en niños expuestos a medios contaminados con plomo (EPA, 2007).

IEUBK permite al usuario estimar el riesgo (es decir, la probabilidad) de que la concentración de plomo en sangre de un niño o de una población de niños supere el nivel de preocupación (normalmente 5 µg/dl) (EPA, 2007).

En este trabajo se aplica este modelo para conocer la concentración de plomo en sangre de niños entre 0,5 y 7 años, tomando como referencia única la concentración de plomo por inhalación y estableciendo el mayor valor de concentración de plomo hallado en la zona urbana, esto permitirá conocer el peor escenario de exposición. Al realizar el estudio sobre la población menor a 7 años, el grupo adulto quedaría excluido (ya que el modelo no abarca otros grupos etarios), asimismo se estaría conociendo la concentración de plomo en sangre para poder comparar con el valor de referencia.

***** CALCULATED BLOOD LEAD AND LEAD UPTAKES: *****			
Year	Air (µg/day)	Total (µg/day)	Blood (µg/dL)
5-1	0.192	0.192	0.1
1-2	0.313	0.313	0.1
2-3	0.564	0.564	0.2
3-4	0.607	0.607	0.2
4-5	0.607	0.607	0.2
5-6	0.849	0.849	0.2
6-7	0.849	0.849	0.2

Figura 9: Determinación de plomo en sangre a partir de la concentración de plomo en el aire (Salida del modelo IEUBK).

Evaluación dosis- respuesta

En esta etapa se busca establecer una relación entre la dosis calculada y los factores de referencia, a partir de las diferentes fuentes de información toxicológica, se busca conocer los valores de referencia del plomo para poder realizar la caracterización cuantitativa del plomo, a partir del sistema RAIS, se pudo obtener la información toxicológica presentada en la Tabla 8.

Según la EPA (1994), el grado de incertidumbre con respecto a los efectos del plomo en la salud es muy bajo. Los efectos críticos ocurren a niveles de exposición tan bajos que esencialmente no tienen límite, por lo tanto, el grupo de trabajo de la EPA considera inapropiado

desarrollar una RfD/ RfC para el plomo inorgánico (The Risk Assessment Information System-RAIS, 1997).

FUENTE	CSF dérmica(mg/kg-día) ⁻¹	CSF inhalación (mg/kg-día) ⁻¹	URF (µg/m ³) ⁻¹
CALEPA	8,5 x 10 ⁻³	4,2x10 ⁻²	1,2x10 ⁻⁵

Tabla 8: Valores toxicológicos para el plomo (RAIS, 2018).

Al ser evaluado el plomo y clasificado por IRIS dentro del grupo B2 (Probablemente cancerígeno para humanos), sería adecuado evaluar la exposición desde el punto de vista de un compuesto cancerígeno y no cancerígeno, asimismo, al intentar hacer esta evaluación no encontramos para el plomo una dosis de referencia para poder realizar la caracterización del riesgo como no cancerígeno, es por ello que se realiza considerándolo un cancerígeno y además se compara la concentración de salida del modelo biocinético IEUBK con los valores de concentración de plomo aceptables en sangre.

Caracterización del riesgo

Esta fase se centra en evaluar la información disponible para la clasificación de la sustancia, donde se le asigna una categoría sustentada por la evidencia de que una exposición es carcinogénica y no a la medida de su actividad carcinogénica (potencia). Una clasificación puede cambiar a medida que haya nueva información disponible.

En este sentido, la sustancia evaluada (plomo) es clasificado por el Integrated Risk Information System (IRIS), como B2 (Probablemente cancerígeno para humanos, basado en suficiente evidencia en animales), bajo este criterio, se realiza la caracterización del riesgo como agente cancerígeno.

Considerando el factor de pendiente de inhalación de 4.2 x10⁻² mg/kg.día (CALEPA) para el plomo, se utilizará para evaluar el ILCR (potencial de riesgo de cáncer individual incremental), según la ecuación 7 cuyos resultados se presenta en la tabla 9.

Edad	Dosis	CSF (mg/Kg. Día)	ILCR= LADD * CSF
Antes del mes	0,000519	0,042	0,0000218
1 a 3 meses	0,000345	0,042	0,0000145
3 a 6 meses	0,000289	0,042	0,0000122
6 a 12 meses	0,000305	0,042	0,0000128
1 a 2 años	0,000283	0,042	0,0000119
2 a 3 años	0,000326	0,042	0,0000137
3 a 6 años	0,000259	0,042	0,0000109
6 a 11 años	0,000152	0,042	0,0000064
11 a 16 años	0,000130	0,042	0,0000055
16 a 21 años	0,000104	0,042	0,0000044
Adultos	0,000085	0,042	0,0000036

Tabla 9: Riesgo de cáncer incremental durante el tiempo de vida (ILCR).

Los valores de ILCR resultantes, expuestos en la tabla 9, van desde $2,18 \times 10^{-5}$ a $3,6 \times 10^{-6}$, de lo cual se concluye que el riesgo individual de cáncer se establece entre en el rango estipulado como riesgo aceptable por la EPA, siendo el mayor riesgo el que corresponde al grupo etario definido como “menores de un mes” y el grupo que se encuentra en menor riesgo es el grupo definido como “adultos”.

Por otro lado, al evaluar el riesgo poblacional de cáncer, se considera la cantidad de habitantes de la localidad (aproximadamente 10.000), podemos estimar la cantidad de casos de cáncer para esta población, considerando los dos valores extremos de riesgo individual. (Ver tabla 10).

Riesgo individual extremo	Población	Riesgo poblacional de cáncer
2,18 casos en 100.000 hab.	10.000	0.22
3,6 casos en 1.000.000 hab.	10.000	0.036

Tabla 10: Riesgo poblacional de cáncer.

El incremento anual en los casos de cáncer producto de la exposición al plomo por inhalación proveniente de la industria de fundición, es igual al cociente entre el riesgo individual y el tiempo promedio de vida de un adulto (Evans et al., 2003).

Resumiendo, en la tabla 11 se presentan los valores hallados para ambos extremos de riesgo incremental de cáncer por año.

Riesgo individual extremo	Tiempo promedio de vida	Riesgo incremental de casos de cáncer por año
$2,18 \times 10^{-5}$	75	3.73×10^{-7}
3.6×10^{-6}	75	4.8×10^{-8}

Tabla 11: Casos de cáncer por exposición al plomo en la ciudad de Villa Elisa.

Conclusiones del caso de estudio

Como queda definido en los resultados de la ERA, la exposición al plomo estaría produciendo un riesgo incremental de cáncer que se puede considerar como bajo, asimismo, como se dijo en un principio, se está evaluando a partir del peor escenario de exposición a modo de sobreestimar los resultados, a los efectos de preservar la salud de las personas expuestas.

Además, al comparar los valores de referencia de concentración de plomo en sangre de 5 µg/dl, con los valores modelados por el modelo biocinético IEUBK, se obtiene que, ante el peor escenario, la concentración de plomo en sangre no superaría los 0.2 µg/dl, estimados para la exposición por inhalación.

Por otro lado, es necesario considerar que en el caso de estudio se consideró la exposición al plomo y como se pudo ver en la tabla 3, la AP-42 suministra factores de emisión para plomo, material particulado y dióxido de azufre. Para la aplicación de la metodología planteada en el capítulo 3 se evalúa sólo el plomo, identificado como el agente de mayor preocupación social, sería adecuado realizar una ERA que contemple el resto de los agentes contaminantes, obteniendo de ese modo un resultado más representativo de los perjuicios a la salud que la instalación de la industria podría conllevar a la población radicada en las zonas donde se encuentra la mayor concentración de contaminantes.

Análisis de incertidumbres.

La estimación de emisiones, el destino y transporte de contaminantes, la exposición humana y los efectos a la salud, son algunos de los elementos comúnmente vinculados a la incertidumbre en una ERA (Evans et al., 2003).

El proceso ERA se basa en un conjunto de suposiciones y estimaciones con diversos grados de certeza. Las principales fuentes de incertidumbre en la evaluación de riesgos incluyen la variabilidad natural de la información utilizada (por ejemplo, diferencias en el peso corporal en una población), suposiciones en los modelos utilizados para estimar las entradas clave (por ejemplo, el tiempo estimado de exposición) e incertidumbres relativas a los modelos utilizados.

El uso del escenario incluye suposiciones con respecto a los tipos de exposición que pueden ocurrir, la frecuencia y duración de esas exposiciones, y la concentración de químicos en el punto de exposición. En esta práctica se pretende proporcionar una estimación conservadora en la valoración y, por lo tanto, es más probable sobrestimar un resultado en lugar de subestimar la exposición y el riesgo.

El uso de criterios de toxicidad (como ser el factor de pendiente) está intencionalmente diseñado para ser conservador, la extrapolación de los resultados del bioensayo de carcinógeno animal al riesgo humano a niveles de exposición mucho más bajos implica varias suposiciones con respecto al umbral del efecto, la extrapolación entre especies, y la extrapolación de ruta a ruta pueden acarrear incertidumbres. Juntos, dan como resultado una sobreestimación de riesgo no cuantificable pero potencialmente significativa.

El uso de valores de toxicidad basados en extrapolaciones de rutas contribuye a la incertidumbre (puede sobreestimar o subestimar el riesgo), en este caso se utilizó un factor de pendiente que corresponde a la vía estudiada, por lo tanto, este factor de incertidumbre se vería reducido.

En general, las suposiciones utilizadas para completar esta evaluación fueron conservadoras, lo que resulta en una sobreestimación en la cuantificación de los riesgos de cáncer.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

A partir del desarrollo de este trabajo, fue posible evaluar diferentes herramientas para poder realizar una ERA como instancia previa a la radicación de una industria cuyo proceso genera emisiones gaseosas, desarrollando una propuesta clara, conservadora y de simple aplicación, que busca promover y fomentar el uso de las ERA en el ámbito provincial, donde la legislación actual no hace referencia a la aplicación de esta herramienta.

La propuesta generada, se compone de la estimación de emisiones a partir del uso de factores de emisión, utilización de un modelo de dispersión atmosférica para conocer la concentración del contaminante en el área evaluada y la aplicación del procedimiento de ERA conformado por las fases de: planificación, identificación del peligro, evaluación de la exposición, evaluación dosis respuesta y caracterización del riesgo, que permiten establecer si la exposición al agente evaluado provoca efectos adversos sobre la salud.

Una vez planteada la propuesta metodológica, se aplicó la misma sobre un caso de estudio hipotético donde se planteó la instalación de una industria de fundición secundaria de plomo, de este modo se puso en práctica la implementación del procedimiento de ERA propuesto utilizando información propia de la actividad y del agente evaluado, a los efectos de que el futuro usuario de esta metodología pueda valerse de un ejemplo concreto y detallado.

A partir de la aplicación sobre el caso de estudio queda expuesto que el criterio del evaluador es una parte fundamental en este tipo de prácticas, siendo necesario suponer el peor escenario de exposición a modo de evitar subestimar los resultados realizando una descripción y justificación exhaustiva de la información que se considera en cada paso de la ERA.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIÓN

A partir del desarrollo del presente trabajo, fue posible conocer las diferentes herramientas y principales metodologías utilizadas para poder realizar una evaluación de riesgo ambiental como instancia previa a la radicación de una industria, logrando integrar los aspectos más relevantes en la conformación de una guía metodológica que le permitirá al usuario realizar un estudio preliminar con resultados cuantitativos de exposición.

Este trabajo presenta una guía metodológica para el desarrollo de una ERA, específica para industrias cuyos procesos involucran la generación de emisiones gaseosas a partir de la aplicación de una técnica de estimación de emisiones, uso de un modelo de dispersión de contaminantes y elaboración de una ERA.

Una vez desarrollada la guía, se la aplica sobre un caso de estudio, con esta acción se pretende presentar al usuario un desarrollo práctico de la metodología que pueda ser tomada como ejemplo, donde se realiza una descripción respecto a la elección de cada parámetro utilizado.

En conclusión, con esta guía se busca fomentar el uso de las ERA en el ámbito provincial, en marco de las Evaluaciones de Impacto Ambiental cuando fuera necesario, otorgando así una fundamentación científica para los tomadores de decisiones, pensando en la ERA como una herramienta fundamental para preservar la salud de las personas, evitando así la ocurrencia de conflictos socio ambientales por instalación de una industria en un sitio donde podría provocar efectos adversos sobre la salud de la población.

BIBLIOGRAFÍA

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Department of Health and Human Services Public Health. (2005). Public Health Assessment GUIDANCE MANUAL (Update). Atlanta, Georgia.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Department of Health and Human Services Public Health. (2007). Toxicological profile for lead. Atlanta, Georgia.

Allende, D. y Benítez, R. (2016). La calidad de aire en el Área Metropolitana de Mendoza. Aportes para su gestión pública local. Universidad Nacional de Cuyo. Recuperado de: <http://www.politicaspUBLICAS.uncu.edu.ar/articulos/index/la-calidad-de-aire-en-el-area-metropolitana-de-mendoza-aportes-para-su-gestion-publica-local>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1994). Environmental data needed for public health assessments: a guidance manual. Atlanta. US Department of Health and Human Services. Recuperado de: <https://www.atsdr.cdc.gov/ednpha.html>.

Alfonso García Lozano, D. (2012). Modelado numérico de la dispersión de contaminantes asociada al flujo atmosférico dentro de un entorno urbano específico de la Ciudad de Bogotá. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Mecánica y Mecatrónica Bogotá, Colombia.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2017). Lead Toxicity. What Are Routes of Exposure to Lead? Recuperado de: <https://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=34&po=6>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2017). Lead Toxicity. What Are Possible Health Effects from Lead Exposure? Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=34&po=10>.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2010). Toxicological Profile for Lead. Atlanta, GA: Department of Health and Human Services. Recuperado de: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=96&tid=22>.

Conklin, J., Smith, J. y Locey B. (2010). Evaluación de Riesgo a la Salud Humana (Versión español). Energy Answers International. Prepared by: ARCADIS G&M of Michigan, LLC 28550 Cabot Drive Suite 500 Novi Michigan 48377.

Covello, V. T. y Merkhoher, M. W. (2013). Risk assessment methods: approaches for assessing health and environmental risks. Springer Science & Business Media.

Carenas Fernández, M. B., Giner Robles, J. L., González Yélamos, J. y Pozo Rodríguez M. (2014). *Geología*. Ediciones Paraninfo S.A. ISBN: 9788497328944.

Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). (2005). Conceptos Básicos Sobre Meteorología de la Contaminación del Aire. Recuperado de: http://www.bvsde.paho.org/cursoa_meteoro/index.html

Cecil, K.M., Brubaker, C.J., Adler, C.M., Dietrich, K.N. y Altaye, M. (2008). *Decreased Brain Volume in Adults with Childhood Lead Exposure*. Recuperado de: <http://journals.plos.org/plosmedicine/article?id=10.1371/journal.pmed.0050112>.

De La Calle M. (2007). Evaluación de riesgos Ambientales. Valencia. Recuperado de: http://www.cma.gva.es/comunes_asp/documentos/agenda/cas/Miguel%20C1ngel%20de%20la%20Calle.pdf

Davidson, K. A., The Risk Assessment Information System (RAIS). (1994). Toxicity Profiles. Formal Toxicity Summary for LEAD. Chemical Hazard Evaluation and Communication Program, Biomedical and Environmental Information Analysis Section, Health Sciences Research Division, Oak Ridge, Tennessee. Recuperado de: <https://rais.ornl.gov/tox/profiles/lead.html>.

De Osés, F. X. M. (2004). *Meteorología aplicada a la navegación* (Vol. 139). Univ. Politèc. de Catalunya.

Delgadillo Ramírez, F. A. (2013). Propuesta didáctica para la enseñanza de la hidrostática a partir de situaciones paradójicas. Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ciencias Maestría en Enseñanza de las Ciencias Exactas y Naturales Bogotá, Colombia.

Empresa Nacional de Electricidad S.A. Endesa Chile Endesa. (2005). *Guía de Formación Ambiental*. Santa Rosa 76, Santiago de Chile. Recuperado de: http://www.enelgeneracion.cl/ES/NUESTROCOMPROMISO/PUBLICACIONESEINFORMES/Documents/guia_ambiental_2010.pdf.

Environmental Protection Agency (EPA). (1986). Evaluation Of The Potential Carcinogenicity Of Lead And Lead Compounds: In Support Of Reportable Quantity Adjustments Pursuant To Cercla Section. Washington, D.C.

Environmental Protection Agency (EPA). (1993). Technical Procedures for Developing AP-42. Emission Factors and Preparing AP-42 Sections EPA. Recuperado de: https://www3.epa.gov/ttn/chief/old/efdocs/454b93050_oct1993.pdf.

Environmental Protection Agency (EPA). (1997). Manual de factores de exposición Washington, DC, EPA / 600 / P-95 002F ac.

Environmental Protection Agency (EPA). (2000). Risk characterization handbook. Risk Characterization Implementation Core Team. Recuperado de: <https://www.epa.gov/risk/risk-characterization-handbook>.

Environmental Protection Agency (EPA). (2004). Integrated Risk Information System (IRIS). Lead and compounds (inorganic) CASRN — 7439-92-1 Section I.A. Recuperado de: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nمبر=277.

Environmental Protection Agency (EPA). (2007). Toxicity-Weighting: QA & Prioritization Tool David Wright Maine Dept of Environmental Protection Session 6 - Air Toxics Emission Inventories: Integration, Analysis, and Communications Research Triangle Park, North Carolina. Recuperado de: <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei16/prelimprogram.pdf>.

Environmental Protection Agency (EPA). (2012). Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making: EPA risk assessment forum external review draft. Washington DC: Office of the Science Advisor Risk Assessment Forum, EPA/601/D12/001.

Environmental Protection Agency (EPA). (2012). Ecological Risk Assessment Glossary of Terms. Recuperado de: https://ofmpub.epa.gov/sor_internet/registry/termreg/searchandretrieve/glossariesandkeywordlists/search.do?details=&glossaryName=Eco%20Risk%20Assessment%20Glossary.

Environmental Protection Agency (EPA). (2016). What is SO₂. Recuperado de: [https://www.epa.gov/SO2-pollution/sulfur-dioxide-basics#what is SO₂](https://www.epa.gov/SO2-pollution/sulfur-dioxide-basics#what%20is%20SO2).

Environmental Protection Agency (EPA). (2016). Control and Pollution Prevention Options for Ammonia Emissions. Recuperado de: <https://www3.epa.gov/ttnca1/dir1/ammonia.pdf>.

Environmental Protection Agency (EPA). (2016). Support Center Regulatory Atmospheric Modeling. Recuperado de: <https://www3.epa.gov/scram001/aqmindex.htm>.

Environmental Protection Agency (EPA), (2016). Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling (SCRAM). Air quality models. Recuperado de: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-models>.

Environmental Protection Agency (EPA). (2017). Nitrogen Dioxide (NO₂) Pollution. Recuperado de: <https://www.epa.gov/no2-pollution>.

Evans, J., Fernández Bremauntz, A., Gavilán García, A., Ize Lema I., Martínez Cordero M. A., Ramírez P. y Romero M. (2003). *Introducción al Análisis de Riesgos Ambientales*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).

Environmental Protection Agency (EPA). (2017). Use Information for Persistent, Bioaccumulative, and Toxic Chemicals. Recuperado de: https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/pbt_public_webinar_-_9-5-17.pdf.

Figueruelo, J. y Marino Dávila, M. (2002). *Química física del ambiente y de los procesos medioambientales*. Editorial Reverte.

García-García, N., Pedraza-Garciga, J., Montalvo, J., Martínez, M. y Leyva, J. (2012). Evaluación Preliminar de Riesgos para la Salud Humana por Metales Pesados en las Bahías de Buenavista y San Juan de los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Revista Cubana de Química*, XXIV (2).

Gobierno de Chile, Secretaria de Medio Ambiente. (2012). Guía para el uso de modelos de calidad del aire en Servicio de evaluación ambiental (SEIA).

Gobierno de Perú, Dirección general de Salud Ambiental. (2005). Protocolo de monitoreo de la calidad del aire y gestión de los datos. Recuperado de: http://www.digesa.minsa.gob.pe/norma_consulta/protocolo_calidad_de_aire.pdf.

Ilizaliturri, C. A., González, M., Donaji Pelallo, N. A., Domínguez, G., Mejía-Saavedra, J., Torres Dosal, A., Pérez-Maldonado, I., Batres, L., Díaz-Barriga, F., y Espinosa-Reyes, G. (2009). *Revisión de las metodologías sobre evaluación de riesgos en salud para el estudio de comunidades vulnerables en América Latina*. Recuperado de: http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442009001000008&lng=es&tlng=es.

International Agency for Research on Cancer (IARC). (2006). *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. World Health Organization International Agency for Research on Cancer. Lyon, France. Recuperado de: <https://www.iarc.fr/>.

Köppen, W., y Geiger, R. (1930). *Handbuch der klimatologie* (Vol. 1). Berlin Gebrüder Borntraeger. Recuperado de: https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/3c/Das_geographische_System_der_Klimate_%281936%29.pdf

Martínez Haya, B. y Merklíng, P. J. (2009). *Contaminación atmosférica*. Departamento de sistemas físicos, químicos y naturales. Universidad Pablo de Olavide. Curso Académico: 2008/2009.

Martín Olmedo, P., Carroquino Saltó, M., Ordóñez Iriarte, J. y Moya J. (2016). *La Evaluación de riesgos en salud. Guía metodológica. Aplicaciones prácticas de la metodología*

de Evaluación de riesgos en salud por exposición a químicos. Madrid.

McKenzie, L. M., Witter, R. Z., Newman, L. S., y Adgate, J. L. (2012). Human health risk assessment of air emissions from development of unconventional natural gas resources. *Science of the Total Environment*, 424, 79-87.

Mokhtar, M. M., Hassim, M. H., y Taib, R. M. (2014). Health risk assessment of emissions from a coal-fired power plant using AERMOD modelling. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(5), 476-485.

Montenegro, Edgar y Luján Pérez, Marcos. (2018). Análisis de la variación estacional de la contaminación atmosférica y su relación con variables climáticas en el valle central de Cochabamba, Bolivia. *Acta Nova*, 8(3), 451-466. Recuperado en 27 de mayo de 2019, de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1683-07892018000100011&lng=es&tlng=es.

National Toxicology Program (NTP). (2012). Monograph on Health Effects of Low-level Lead; 2012. See <https://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/hat/noms/lead/index.html>. Appendix, 1.

National Research Council (NRC). (1983). Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Washington, DC: The National Academies Press. Recuperado de: <https://doi.org/10.17226/366>.

Nols Suárez, V. K. (2014). Cálculo y análisis de la inversión térmica y el espesor de la capa de aire comprendida entre 500 y 1000 hPa en Canarias para los últimos 30 años. Recuperado de: <https://riull.ull.es/xmlui/handle/915/429>.

Orcellet, E., Villanova M. y Gotting M. (2016). *Manual de Calidad de Aire y Emisiones Gaseosas de la Provincia de Entre Ríos*. Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) Secretaria de Ambiente de la Provincia de Entre Ríos Asociación de Becarios Japón en Argentina (ABJA).

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2017). *Intoxicación por plomo y salud*. Recuperado de: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/es/>.

Organización Mundial de la Salud (OMS) (1946). Preámbulo de la Constitución de la Asamblea Mundial de la Salud, adoptada por la Conferencia Sanitaria Internacional, Nueva York.. Recuperado de: http://www.paho.org/arg/index.php?option=com_content&view=article&id=28:preguntas-frecuentes&Itemid=142#faq2_oms.

Paparotti, O. y Gvozdenovich, J. (s.f) *Caracterización de zonas y subzonas RIAP Entre*

Ríos. RIAN-RIAP. Centro Regional Entre Ríos.

Peel, M. C., Finlayson, B. L., y McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions*, 4(2), 439-473.

Petcheneshsky, T. (1996). Situación del Monitoreo de la Calidad del Aire en la República Argentina. Recuperado de: http://www.msal.gov.ar/politicassocioambientales/images/stories/descargas/recursos/1999_tpe tcheneshsky_et_al_calidad_del_aire_en_la_ra.pdf

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente- Organización Mundial de la Salud PNUMA/OMS. (2002). Manuales de Metodología de GEMS/Aire. Volumen 1. Aseguramiento de la calidad en el monitoreo de la calidad del aire urbano. Traducción del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (OPS/CEPIS). Recuperado de: http://www.bvsde.paho.org/bvsci/e/fulltext/gemsaire/volumen_1.pdf

Rueda Martínez de Santos, J.R. (2005). Guía Para la Evaluación Del Impacto en la Salud y en el Bienestar de Proyectos, Programas o Políticas Extrasanitarias.

Sánchez Alarcón, J., García-Nieto, E., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos E., Gomez, J., Olivares, G. y Valencia, R. (2006). Evaluación De Riesgos y Efectos en la Salud de Poblaciones Expuestas al Plomo.

Sandoval, I. S. y Contreras González, V. (2012). *Contaminación ambiental del aire en Buenos Aires, Argentina*. Revista Interamericana de Ambiente y Turismo (RIAT). Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.4067/riatvol8iss1pp34-41%250718-235X>.

Santos, O. C., Pérez, C. S., Ramirez, C. I., Jaime, Y. G., Caraballo, V. N., Hernández, A. F. y Castillo, D. P. (2017). Inventario nacional de emisiones atmosféricas de las principales fuentes fijas. *Revista Cubana de Meteorología*, 23(2), 178-190.

Sbarato, D., Roca, F., Sbarato, V., Romero, C., Ortega, J., Salort, M. y Campos, M. (2004). Programa de Gestión de Calidad de Aire, Agua y Manejo de Residuos Ciudad de Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT), Dirección General de Impacto y Riesgo Ambiental. (2002). Guía para la presentación del estudio de riesgo ambiental Nivel 2. México.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC-SERMANAT). (2013). Guía metodológica para la estimación de emisiones de fuentes fijas. México. Recuperado de:

<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/696/tecnicas.pdf>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT) y la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA). (2001). Guía para la correcta selección y empleo de métodos de estimación de emisiones contaminantes. México.

Winberry, J., Lance, H. y Crume, R. (1998). Plan de Red de Monitores Del Aire Ambiental Para Ciudad Acuña y Piedras Negras, Coahuila, México. Centro de Información sobre Contaminación de Aire Para la frontera de EE. UU.-México. Midwest Research Institute.

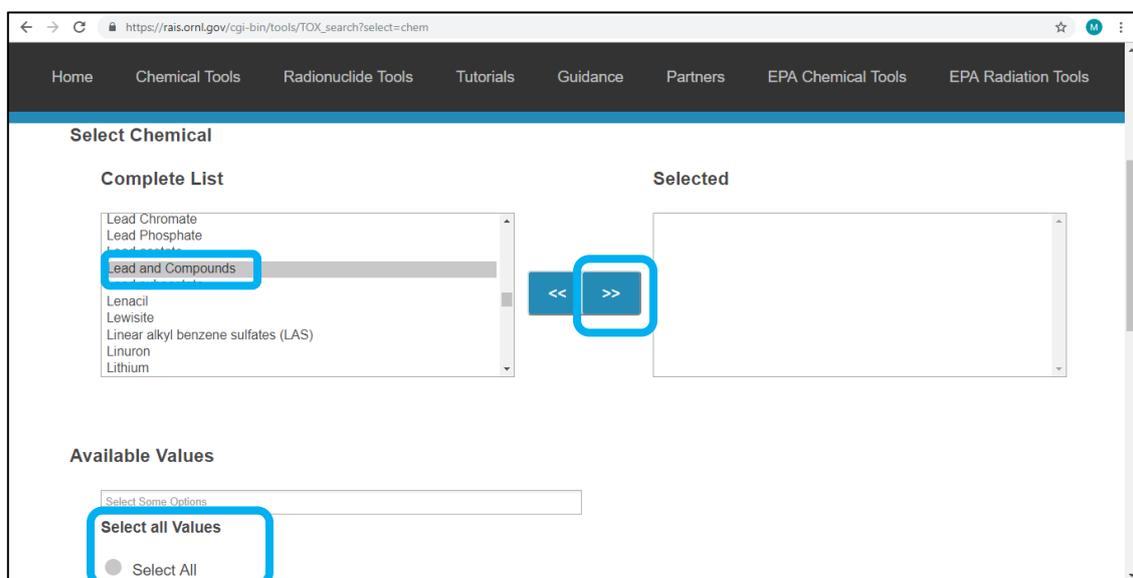
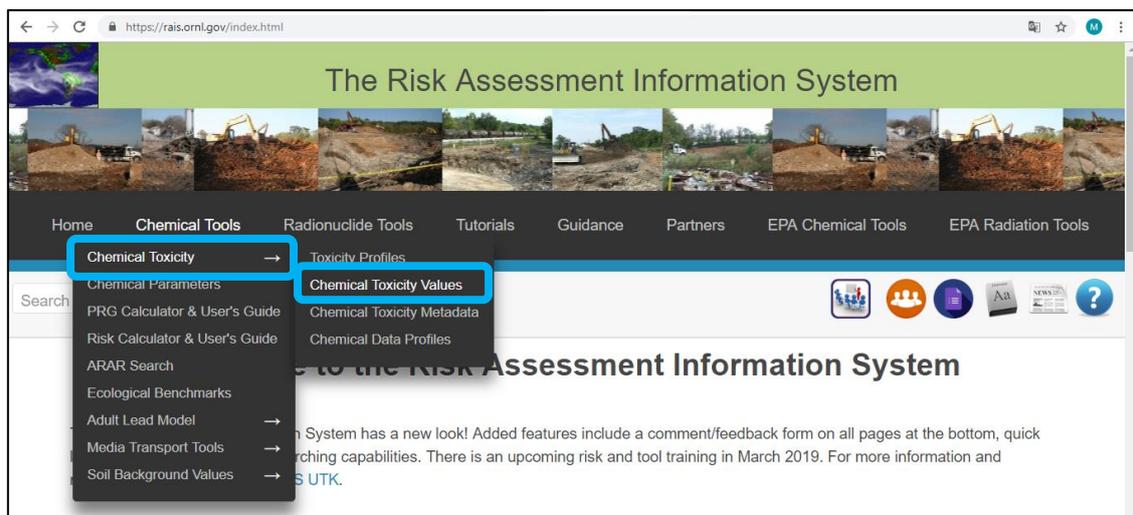
World Health Organization, y UNAIDS. (2006). Air quality guidelines: global update 2005. World Health Organization. Recuperado de: https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/en/.

ANEXO I

Guías básicas para la búsqueda de
información epidemiológica

GUÍA BÁSICA PARA LA BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN EPIDEMIOLÓGICA EN EL SISTEMA DE INFORMACIÓN DE EVALUACIÓN DE RIESGOS (RAIS)

El RAIS es un sistema basado en la web que se utiliza para proporcionar información para actividades de evaluación de riesgos, otorgado al usuario las bases de datos de búsqueda y ofreciendo herramientas e información esenciales para el proceso de evaluación de riesgos, a partir del enlace <https://rais.ornl.gov/> se accede al sitio, las siguientes imágenes señalizadas indican donde encontrar los parámetros de dosis de referencia, concentración de referencia y factor de pendiente mencionados en este trabajo



Una vez seleccionado “todos los valores”, realizamos la solicitud de información.

En la imagen siguiente podemos ver la información disponible de la sustancia, además de la fuente que se detalla en mayor medida al pie de la página de RAIS, de este modo el usuario puede acceder a mayor información.

ANALYSIS	Short-term Inhalation Reference Concentration Reference	Acute Inhalation Reference Concentration (mg/m ³)	Acute Inhalation Reference Concentration Reference	Oral Slope Factor (mg/kg-day) ⁻¹	Oral Slope Factor Reference	Inhalation Unit Risk (µg/m ³) ⁻¹	Inhalation Unit Risk Reference
Lead and Compounds				8.50E-03	CALEPA	1.20E-05	CALEPA

Por otro lado, ingresando nuevamente al menú principal de la página, se puede acceder a información detallada del agente en cuestión, buscando la sustancia en el listado y accediendo al documento informativo.

The Risk Assessment Information System

Home **Chemical Tools** Radionuclide Tools Tutorials Guidance Partners EPA Chemical Tools EPA Radiation Tools

- Chemical Toxicity → Toxicity Profiles
 - Chemical Parameters
 - PRG Calculator & User's Guide
 - Risk Calculator & User's Guide
 - ARAR Search
 - Ecological Benchmarks
 - Adult Lead Model →
 - Media Transport Tools →
 - Soil Background Values →
- Chemical Toxicity Values
- Chemical Toxicity Metadata
- Chemical Data Profiles

Search

NEWS

TO THE RISK Assessment Information System

System has a new look! Added features include a comment/feedback form on all pages at the bottom, quick searching capabilities. There is an upcoming risk and tool training in March 2019. For more information and [S UTK.](#)

About the RAIS

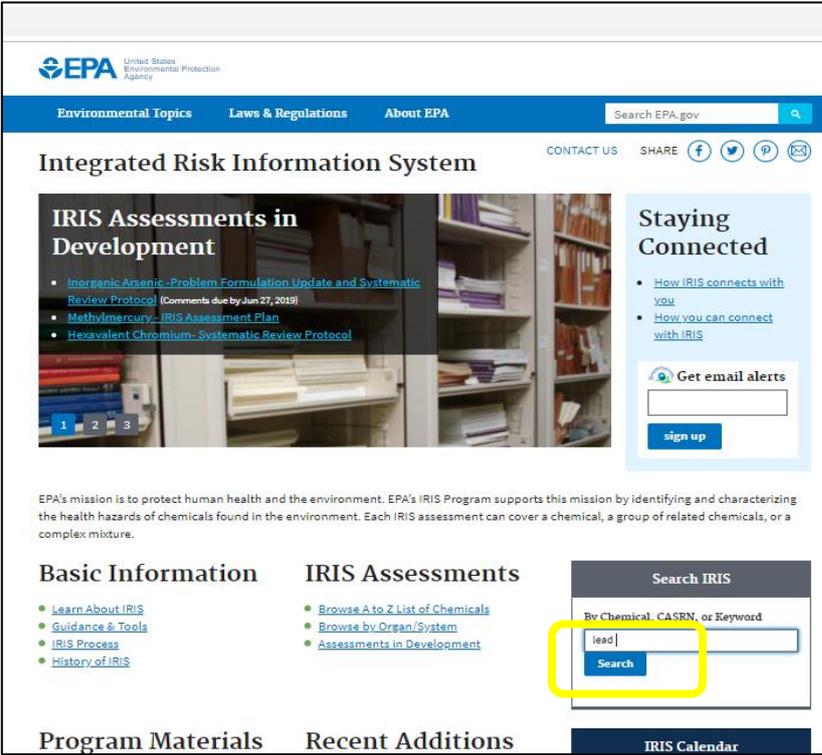
Chemical Name	Accession Number	Formal	Summary
cis-1,2-Dichloroethylene	156592		
2,4-Dinitrotoluene	121142	Formal	Summary
2,6-Dinitrotoluene	606202	Formal	Summary
Ethylbenzene	100414	Formal	Summary
Fluoranthene	206440	Formal	Summary
Heptachlor	76448	Formal	Summary
Heptachlor Epoxide	1024573	Formal	Summary
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	193395	Formal	Summary
Lead	7439921	Formal	Summary
Lithium	7439932	Formal	Summary
Manganese	7439965	Formal	Summary
Mercury	7439976	Formal	Summary
Methyl Isobutyl Ketone	108101	Formal	Summary
Methylene Chloride	75092	Formal	Summary
Methyl Mercury	2269926	Formal	Summary
Molybdenum	7439987	Formal	Summary

El Sistema de Información de Evaluación de Riesgos (RAIS), en su página web, presenta un tutorial completo de uso. La información de agentes que se presentan en este sistema proviene de muchas fuentes, por lo tanto, es importante que el usuario pueda explorar esas fuentes de las cuales se proporciona la información, a modo de ejemplo, en el caso de estudio abordado en este trabajo, los valores obtenidos fueron de la California Environmental Protection Agency (CalEPA), por lo tanto, realizar una revisión de esa fuente puede aportar a mejorar la perspectiva de aporte del trabajo.

GUÍA BÁSICA PARA LA BÚSQUEDA DE INFORMACIÓN EPIDEMIOLÓGICA EN EL SISTEMA INTEGRADO DE INFORMACIÓN DE RIESGOS (IRIS)

El Programa IRIS de la EPA apoya esta misión al identificar y caracterizar los peligros para la salud de los químicos que se encuentran en el ambiente, otorgado al usuario información esenciales para el proceso de evaluación de riesgos, a partir del enlace <https://www.epa.gov/iris> se accede al sitio, las siguientes imágenes señalizadas indican donde encontrar los valores de los agentes de interés.

En un principio, se debe ingresar el número de CASRN (identificación numérica única para cada compuesto químico) o del agente a buscar, en cuanto al número de CASRN se puede encontrar mediante cualquier buscador web, mediante el nombre el nombre del agente.



The screenshot displays the EPA's Integrated Risk Information System (IRIS) website. At the top, the EPA logo and navigation tabs are visible. The main heading is "Integrated Risk Information System". Below this, there is a section titled "IRIS Assessments in Development" with a list of links: "Inorganic Arsenic - Problem Formulation Update and Systematic Review Protocol (Comments due by Jun 27, 2019)", "Methylmercury - IRIS Assessment Plan", and "Hexavalent Chromium - Systematic Review Protocol". To the right, a "Staying Connected" sidebar includes a "Get email alerts" form and a "sign up" button. A search box is highlighted with a yellow rectangle, containing the text "lead" and a "Search" button. Below the search box, there are sections for "Basic Information" and "IRIS Assessments" with various links. At the bottom, there are sections for "Program Materials", "Recent Additions", and "IRIS Calendar".

Una vez que ingresa al sistema, presenta un listado de las coincidencias encontradas con la búsqueda, como se puede ver, en este caso se utilizó el nombre de la sustancia de interés, en el caso de requerir información detallada, se selecciona el archivo en formato pdf y en el caso de requerir información parcial, accedemos a seleccionar sobre el nombre del agente.

The screenshot shows the IRIS Advanced Search page with the following details:

- Search Title:** IRIS Advanced Search
- Search Keyword:** lead
- Search Filtered By:** lead
- Number of Records:** 165
- Export Results to Excel:** Button
- Table of Results:**

Chemical Name	CASRN	Description	Cited File
Lead and compounds (inorganic)	7439-92-1	Lead and compounds (inorganic) ; CASRN 7439 - 92 - 1 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	Summary Document_277.pdf
Tetraethyl lead	78-00-2	Tetraethyl lead ; CASRN 78 - 00 - 2 Human health assessment information	Summary Document_109.pdf

De este modo es posible acceder a la información del agente de interés, como se puede apreciar, esta base proporciona información propia de la base de datos de la EPA, por lo tanto, en caso de no contar con información en esta fuente, es adecuado consultar el sistema de información de evaluación de riesgos (RAIS)

ANEXO II

Salidas de HYSPLIT

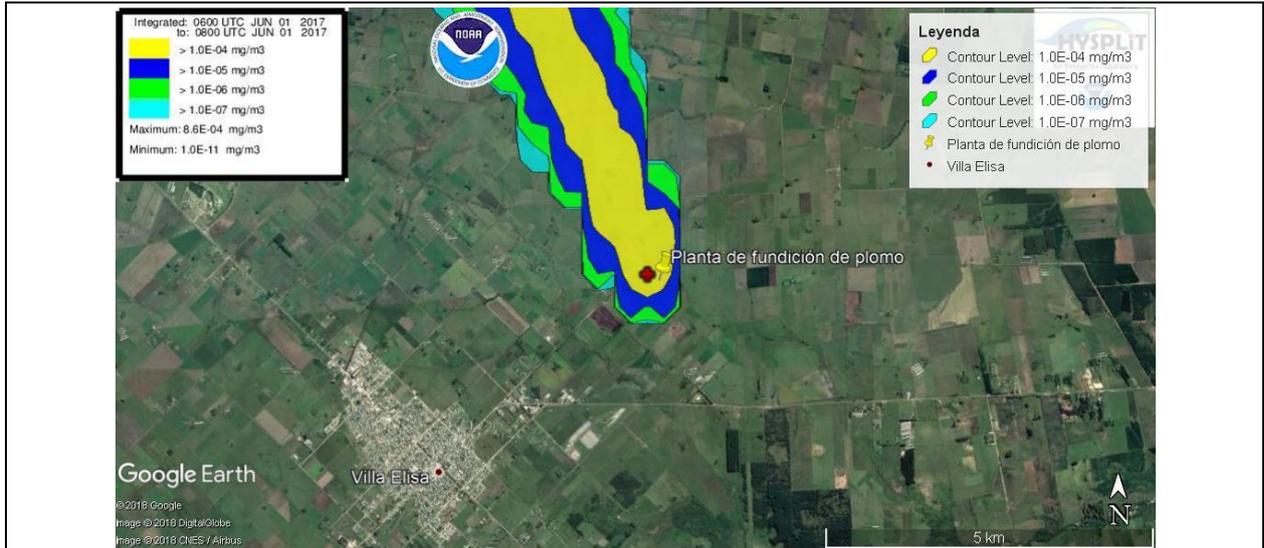


Figura 1: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 01/06/2017

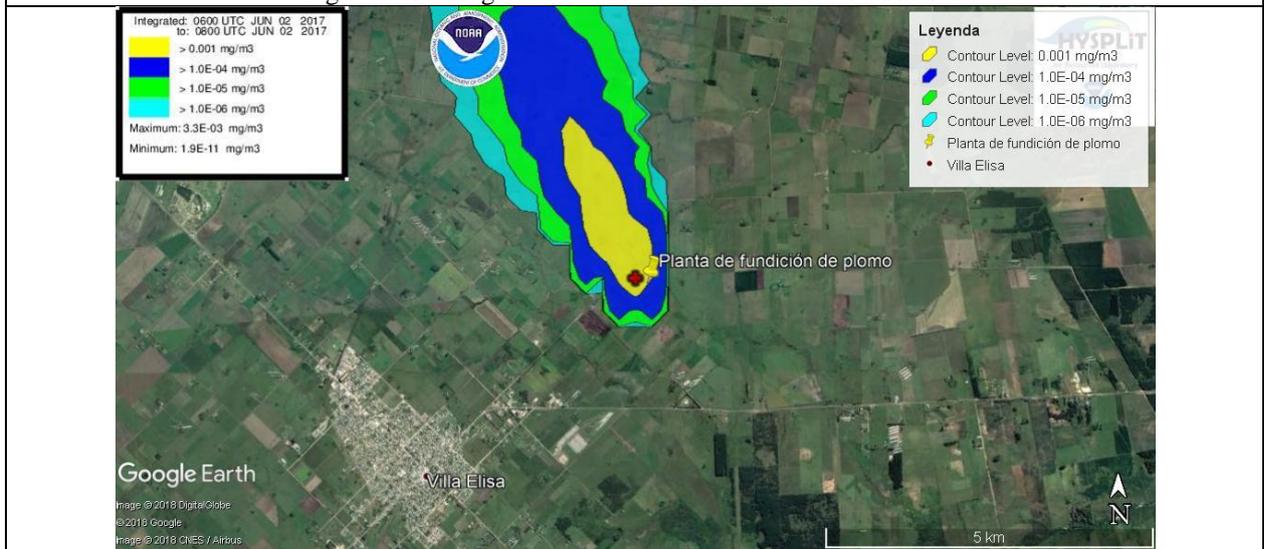


Figura 2: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 02/06/2017

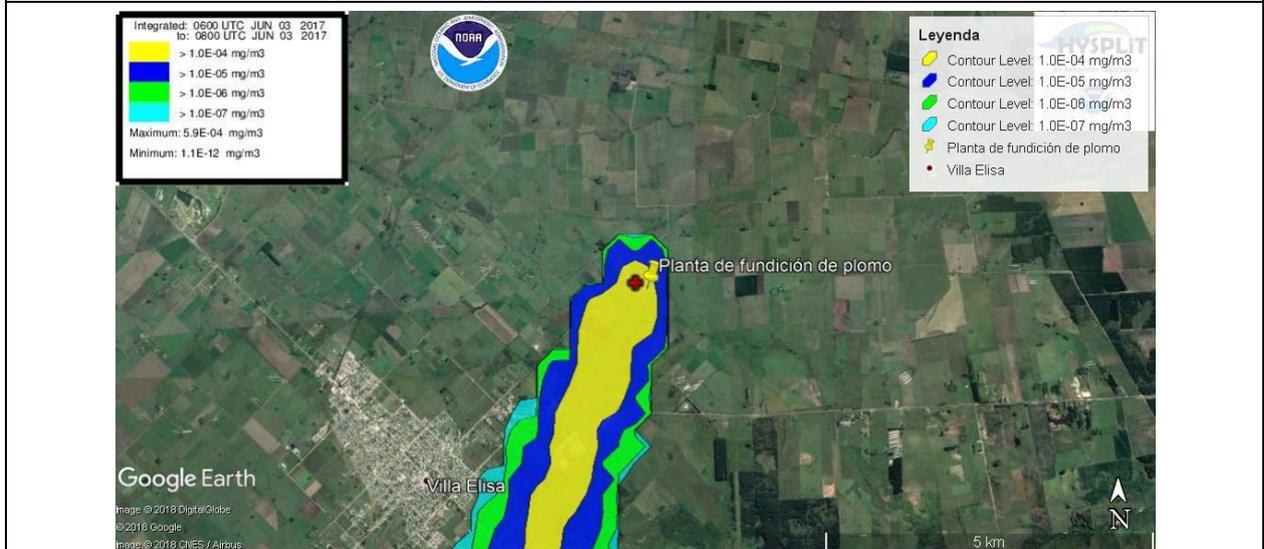


Figura 3: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 03/06/2017

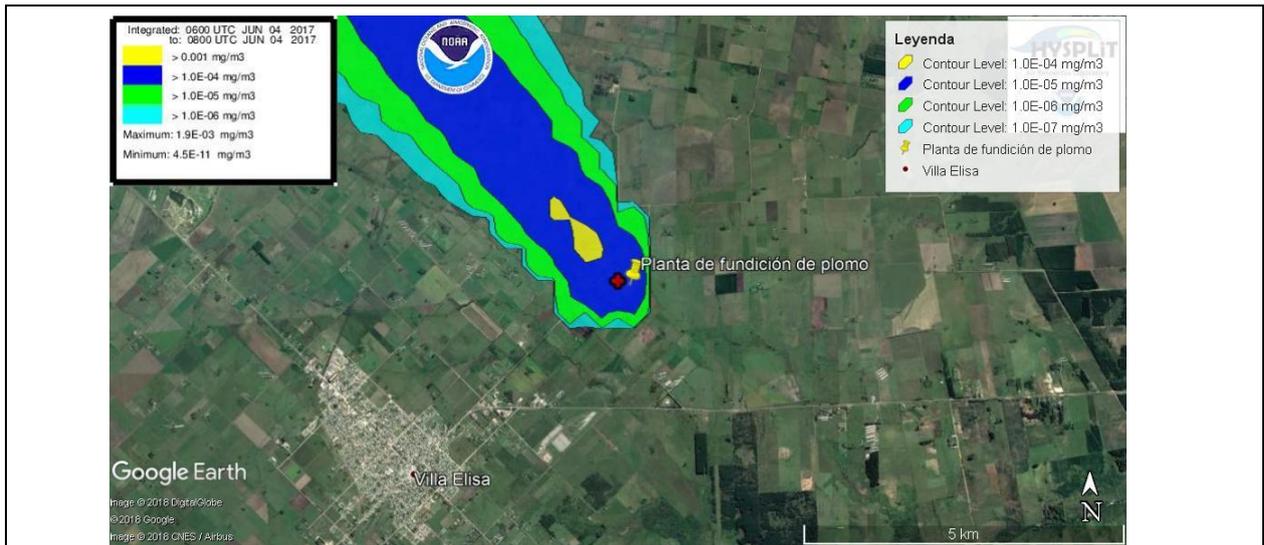


Figura 4: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 04/06/2017

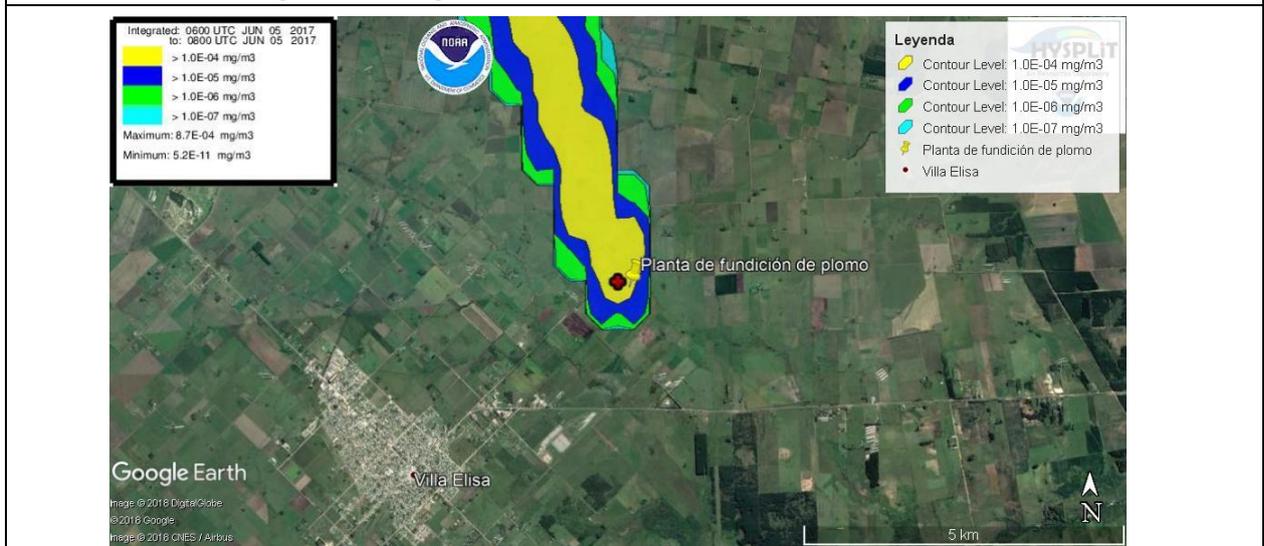


Figura 5: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 05/06/2017

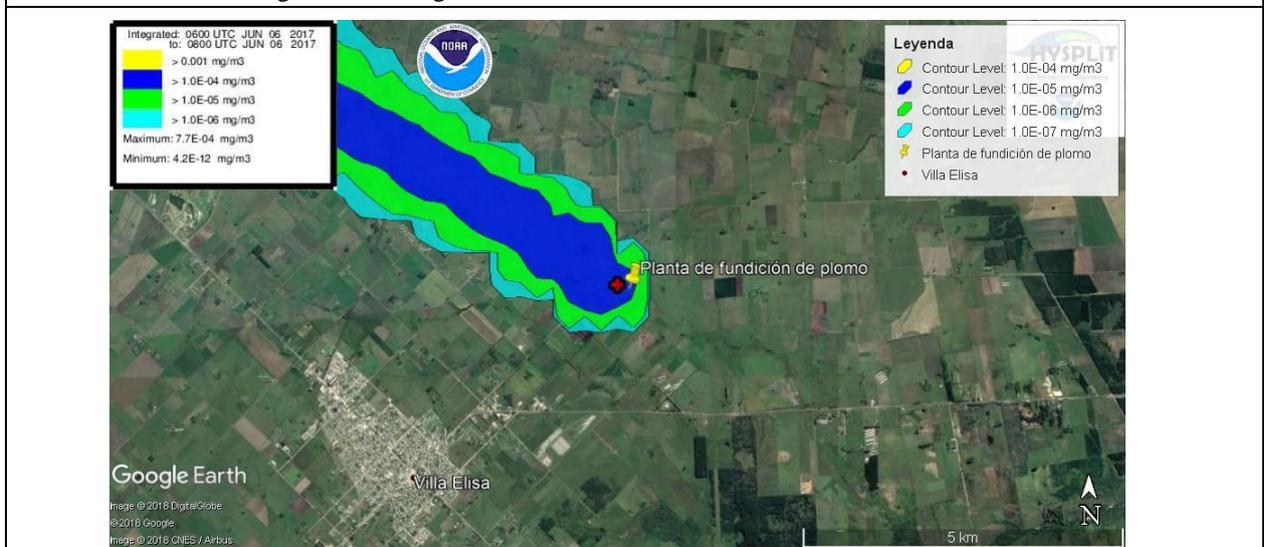


Figura 6: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 06/06/2017

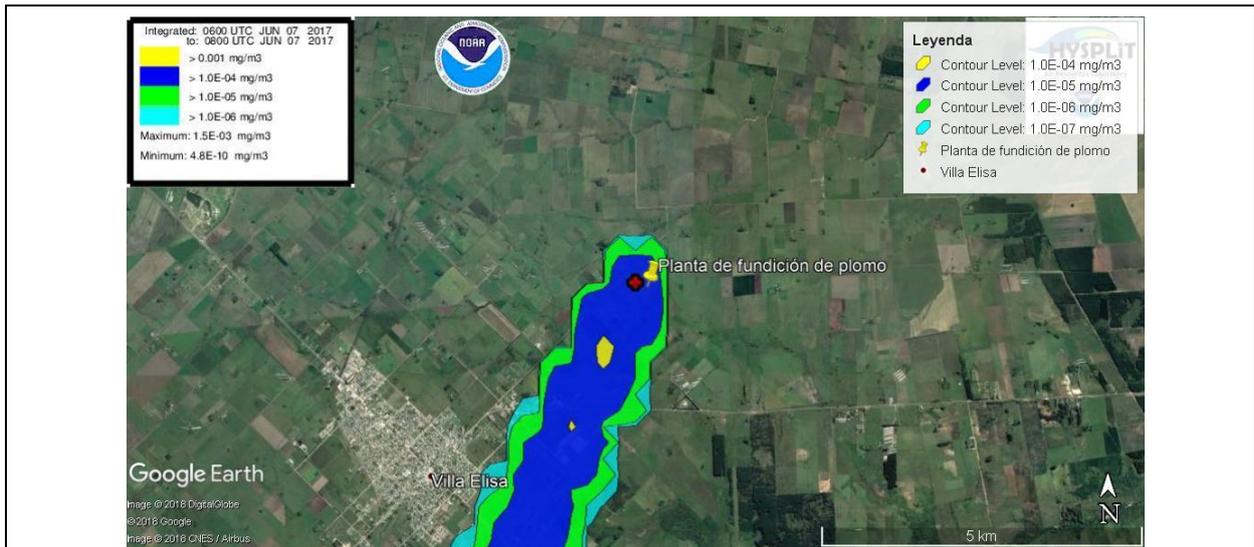


Figura 7: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 07/06/2017

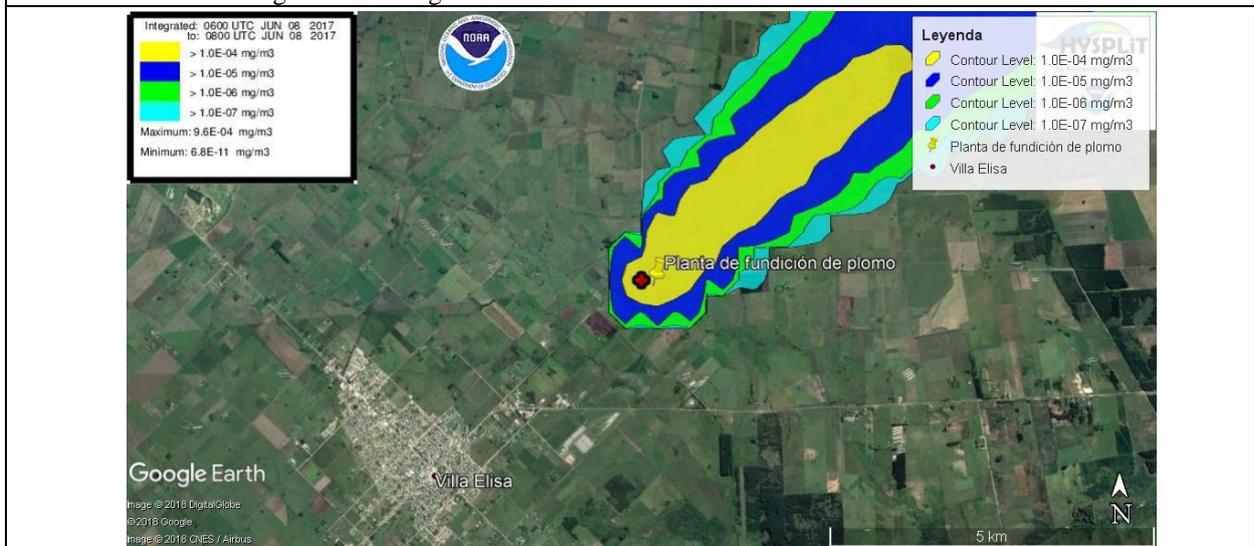


Figura 8: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 08/06/2017

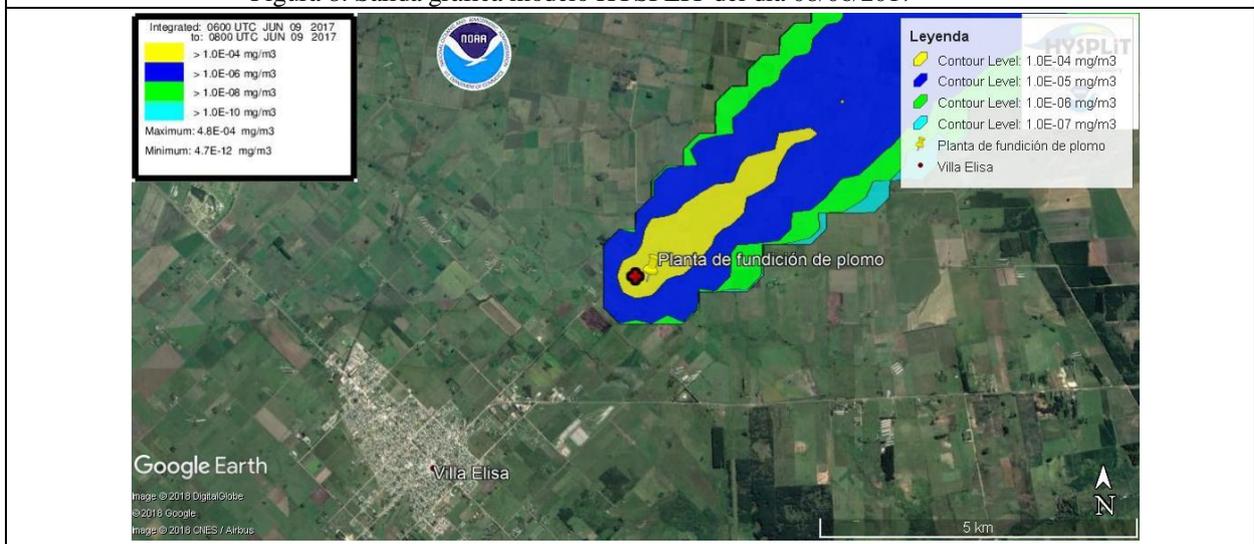


Figura 9: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 09/06/2017

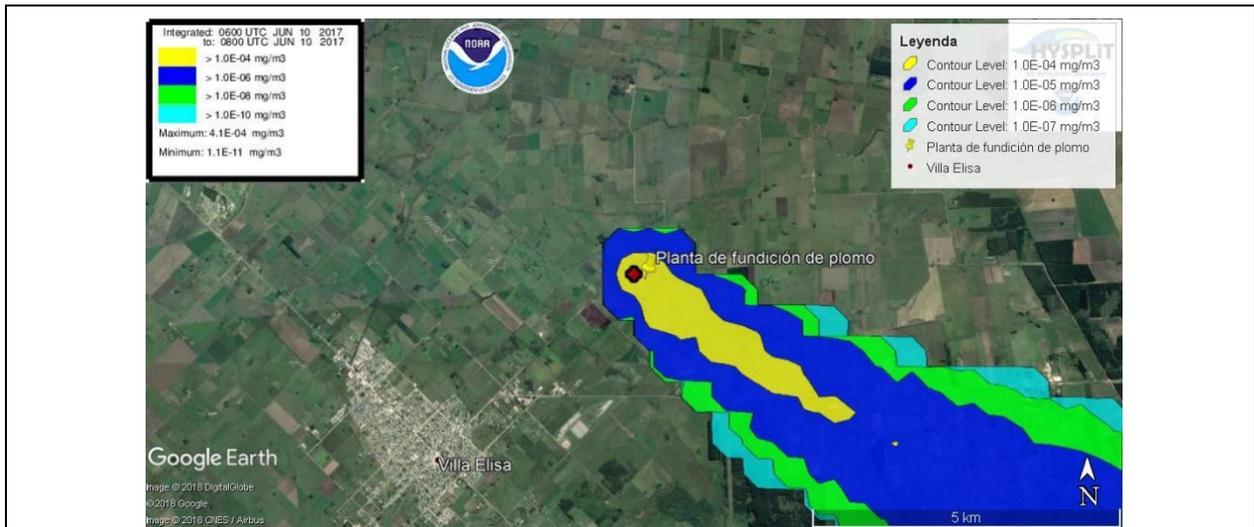


Figura 10: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 10/06/2017

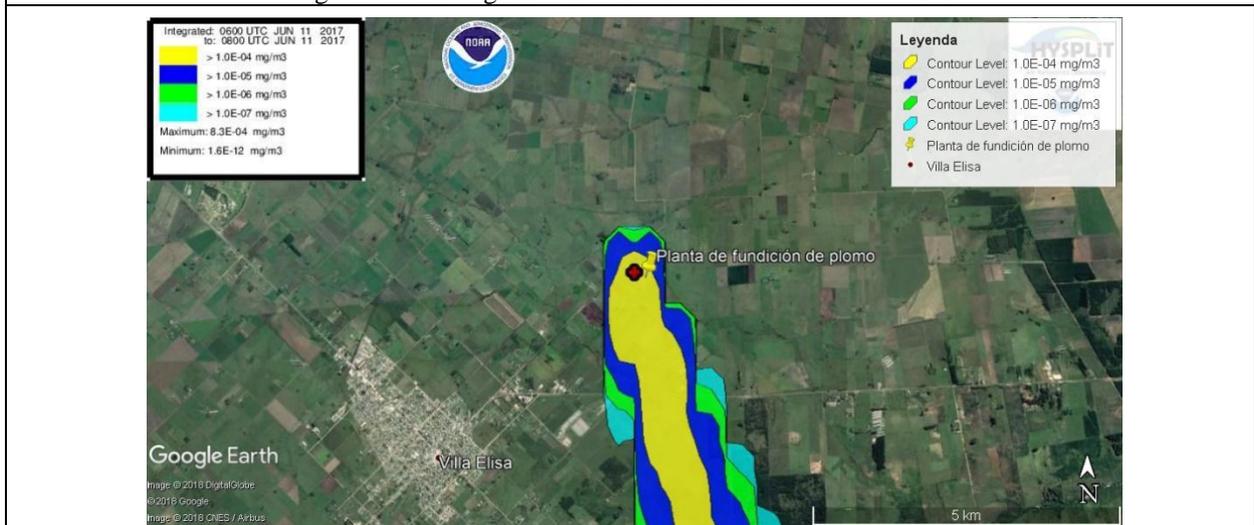


Figura 11: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 11/06/2017

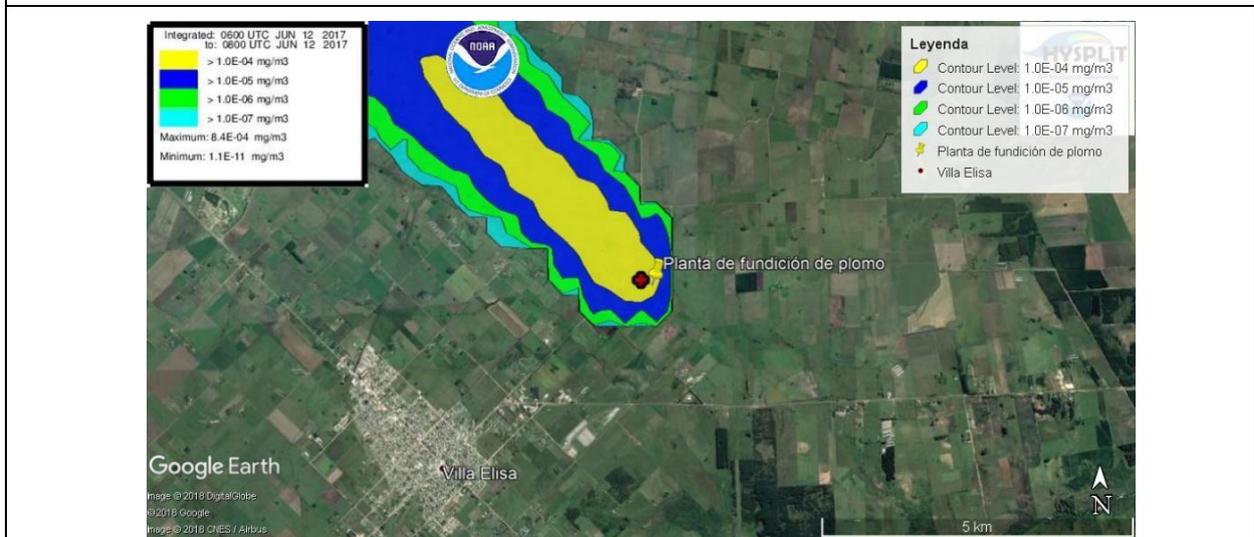


Figura 12: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 12/06/2017

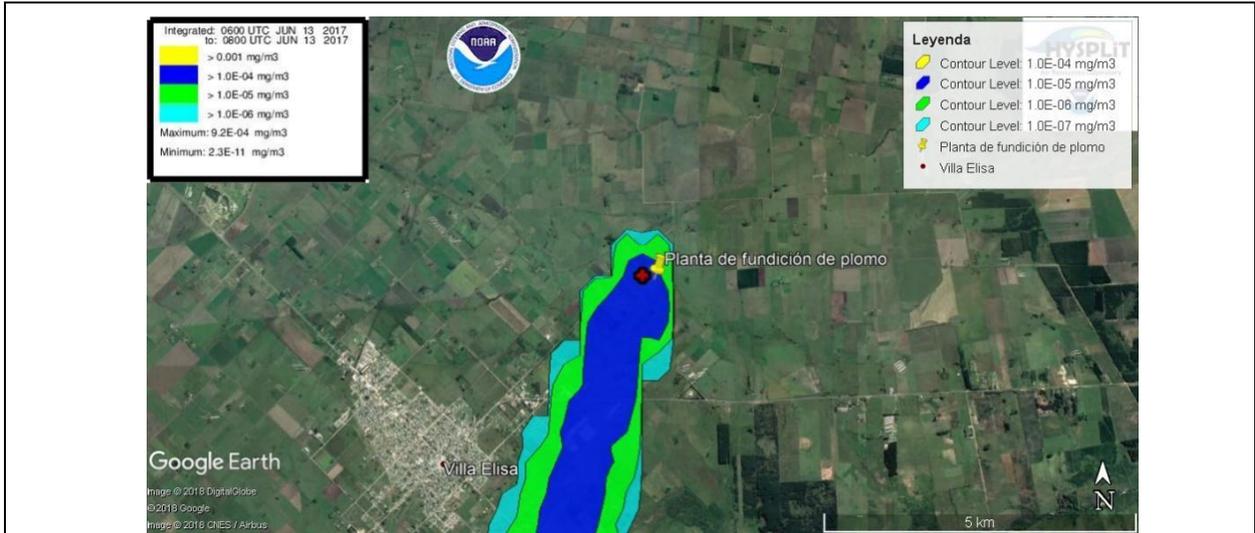


Figura 13: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 13/06/2017

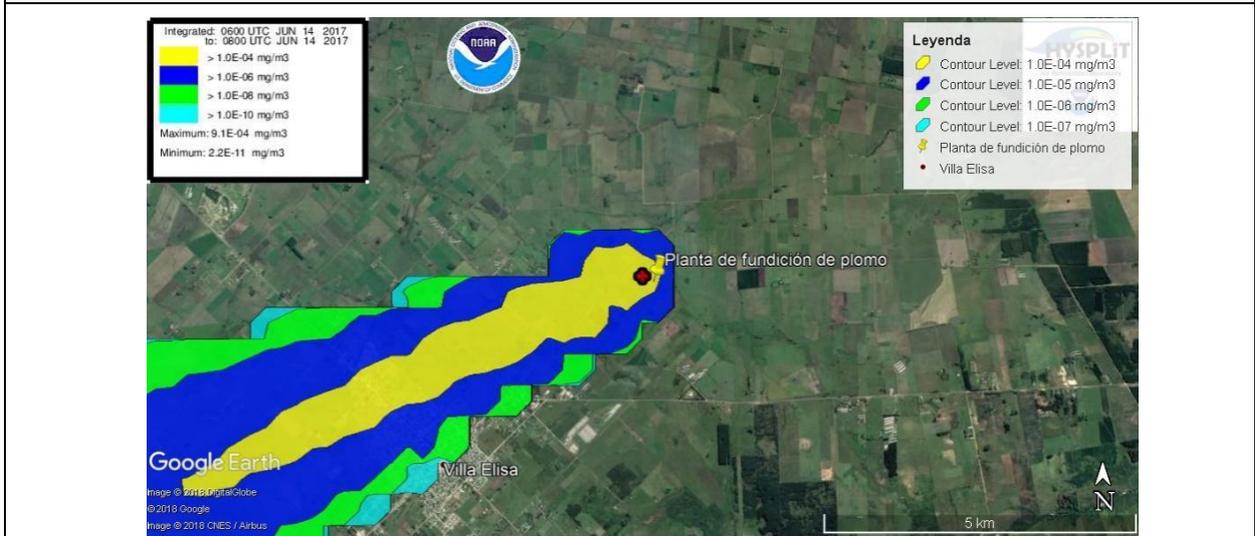


Figura 14: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 14/06/2017

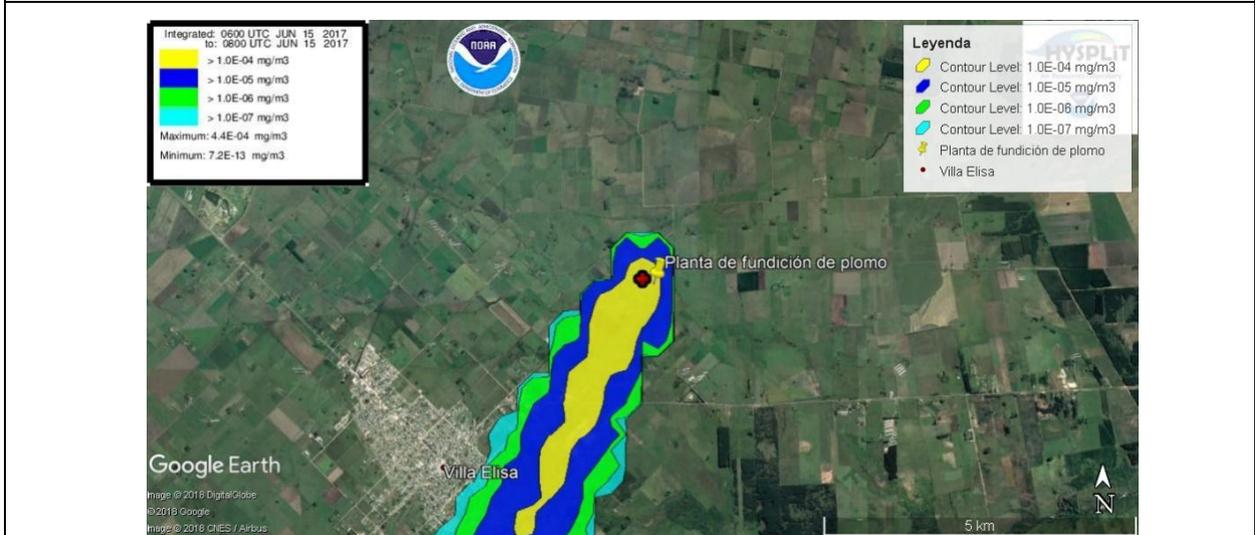


Figura 15: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 15/06/2017

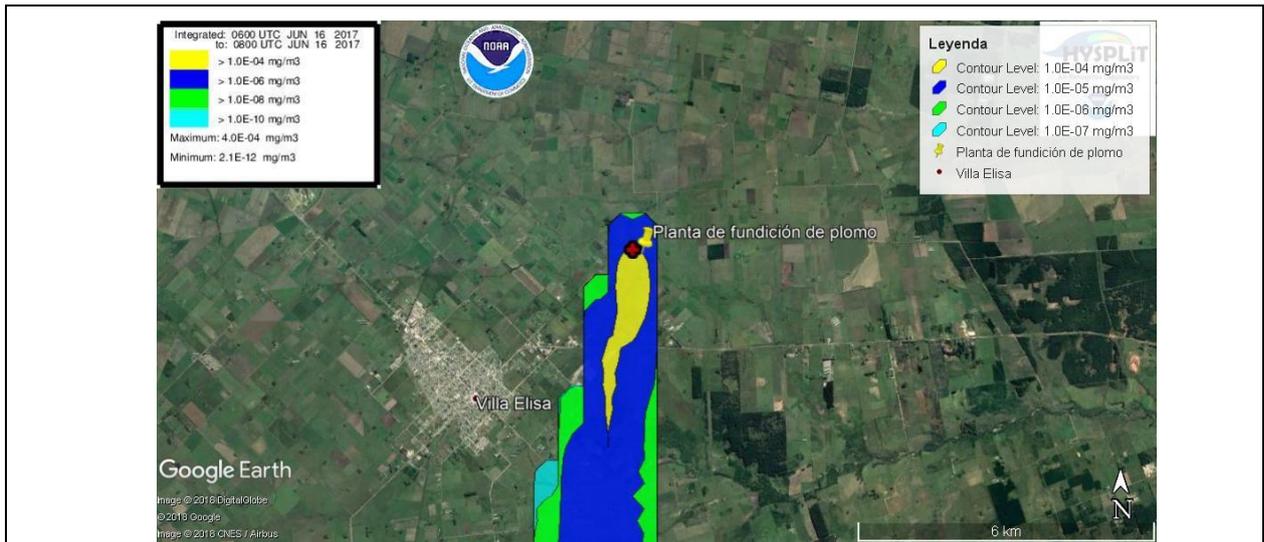


Figura 16: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 16/06/2017

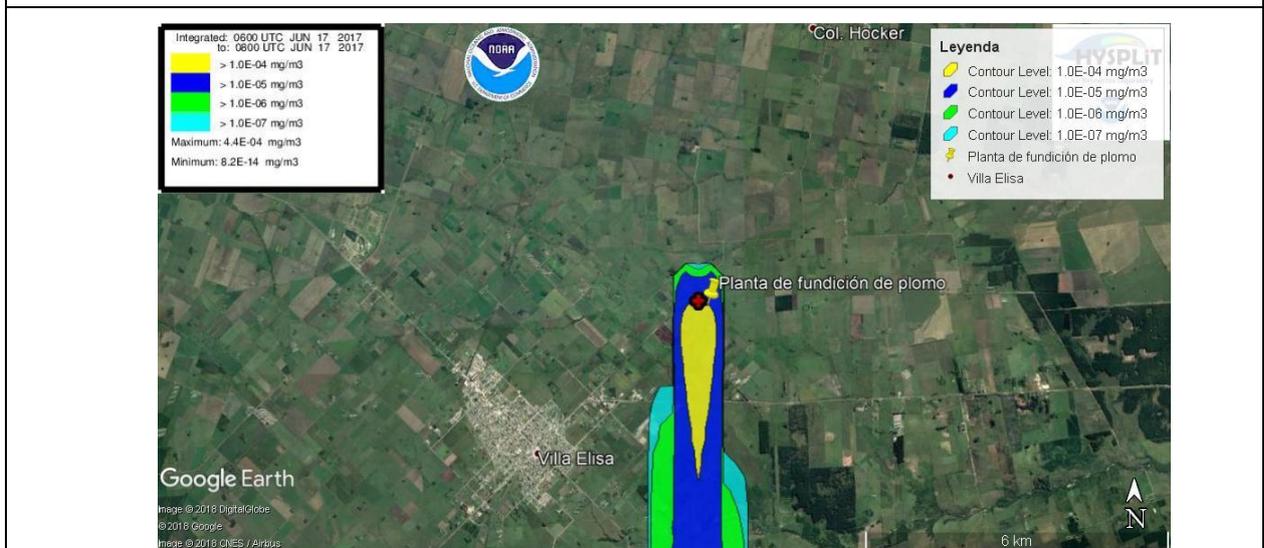


Figura 17: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 17/06/2017

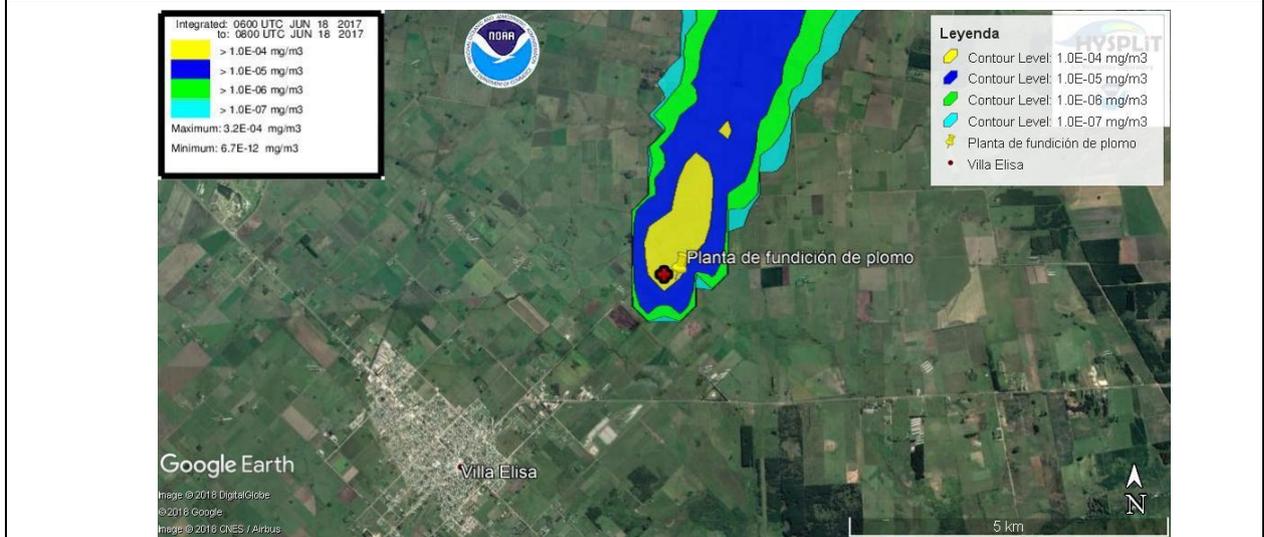


Figura 18: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 18/06/2017

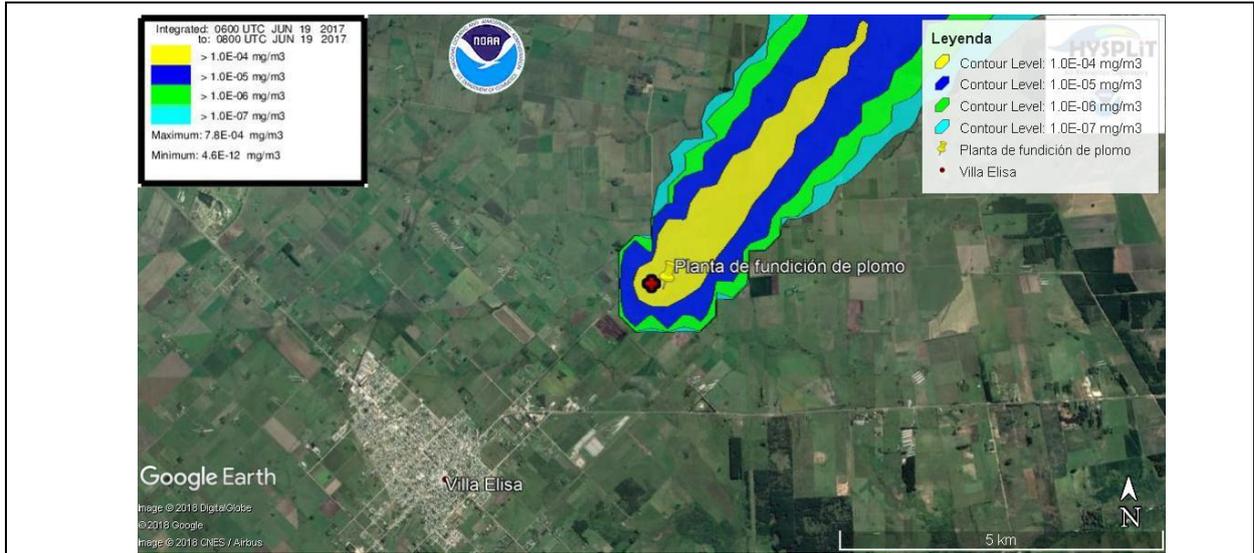


Figura 19: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 19/06/2017

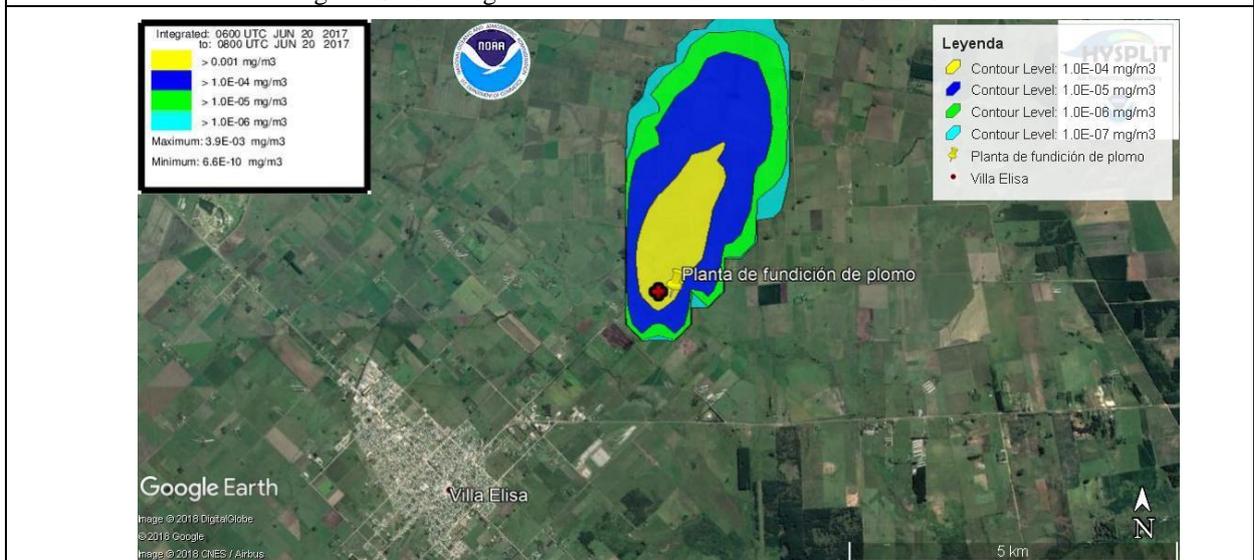


Figura 20: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 20/06/2017

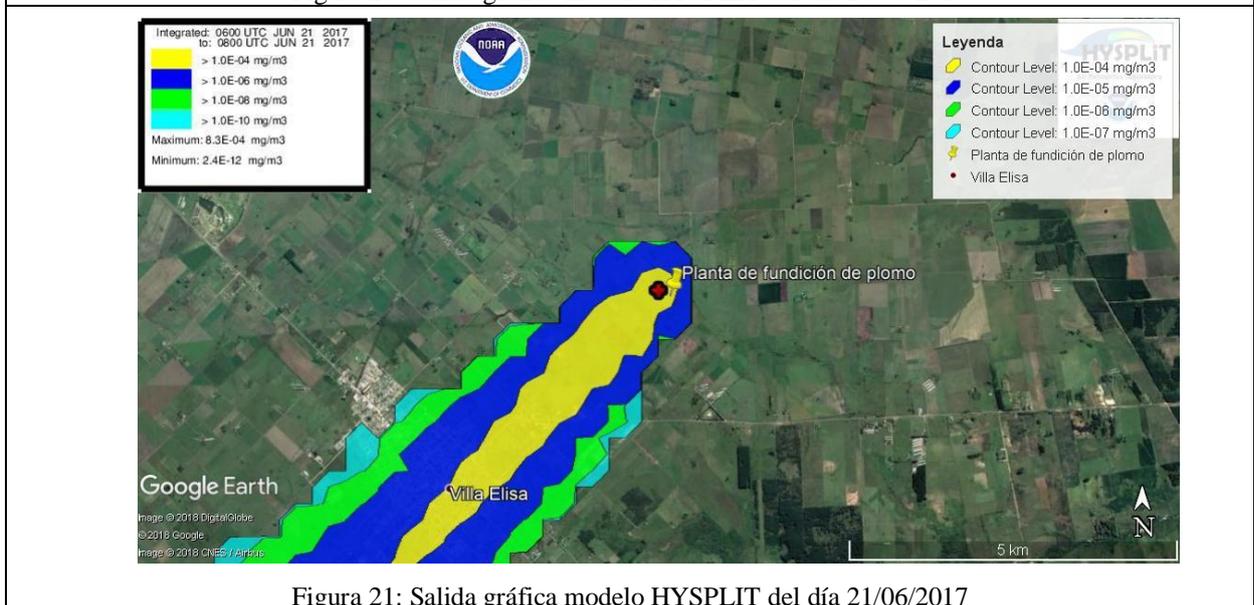


Figura 21: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 21/06/2017

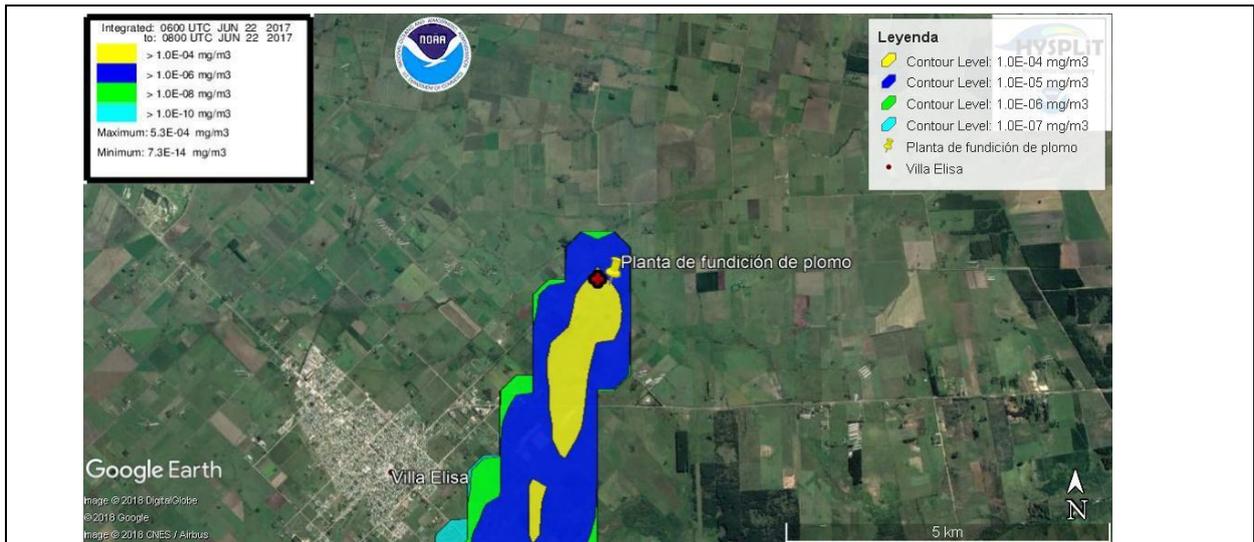


Figura 22: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 22/06/2017

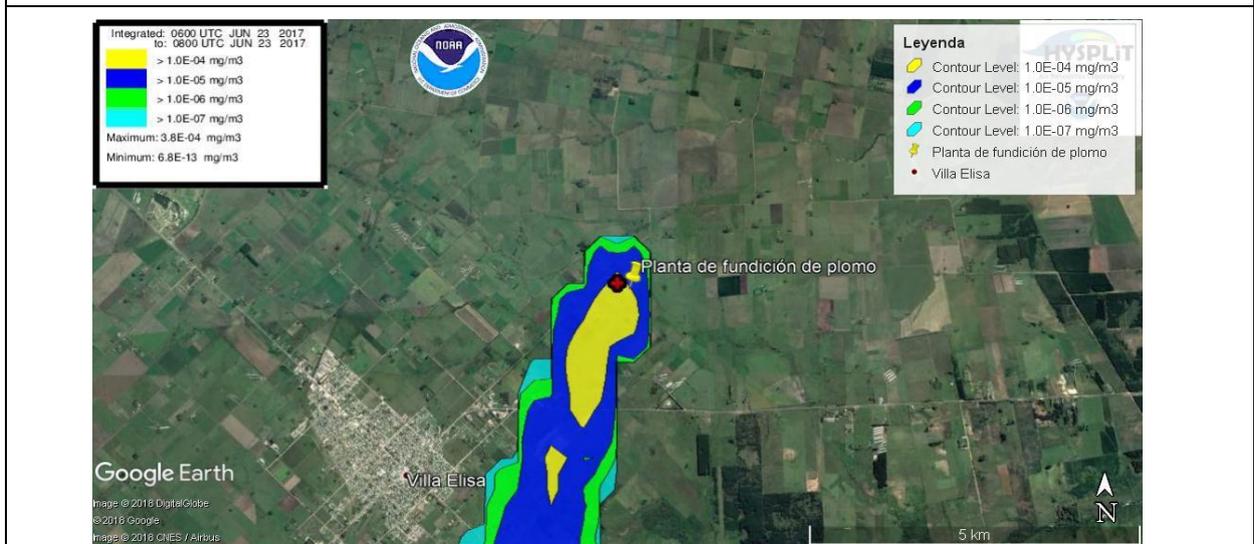


Figura 23: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 23/06/2017

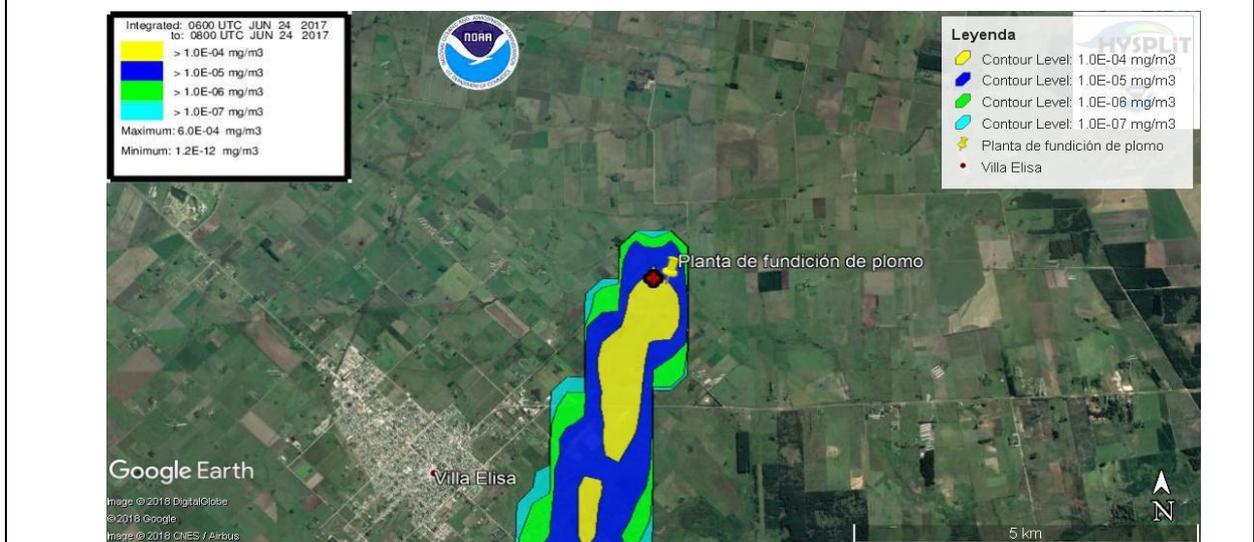


Figura 24: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 24/06/2017

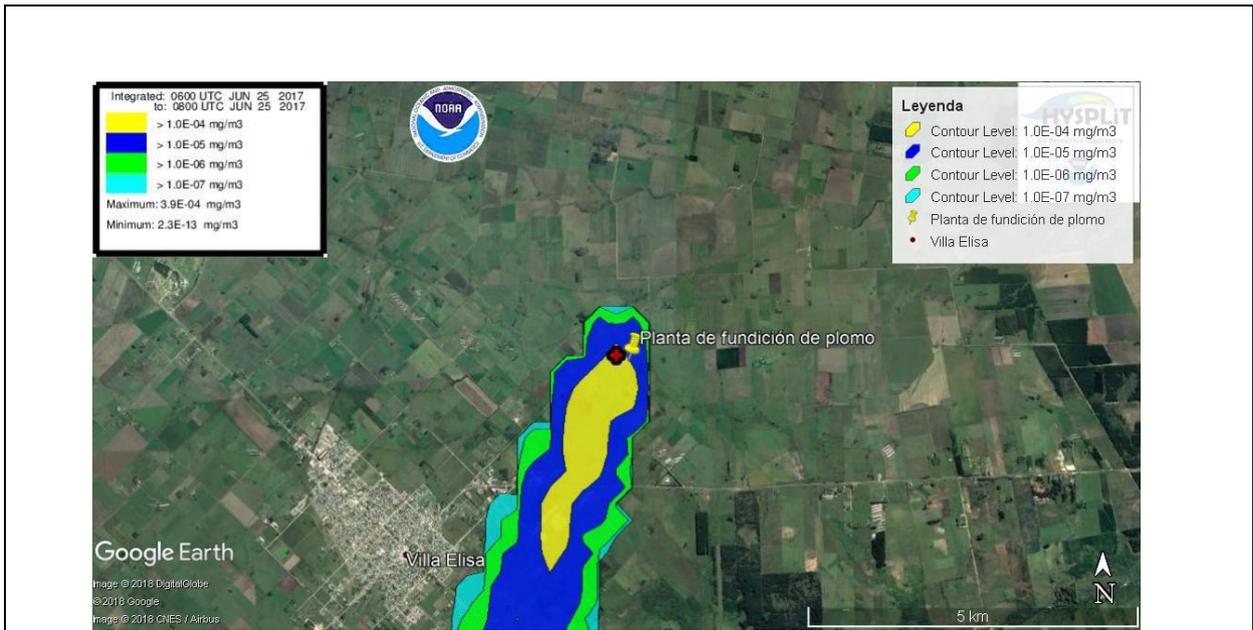


Figura 25: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 25/06/2017

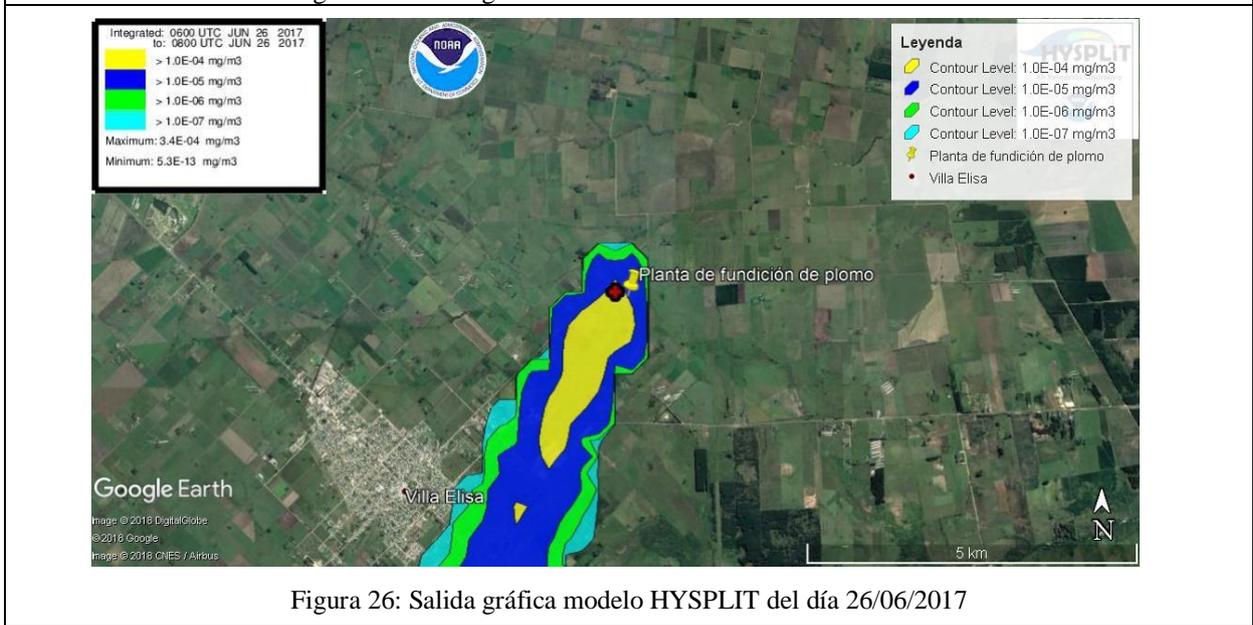


Figura 26: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 26/06/2017

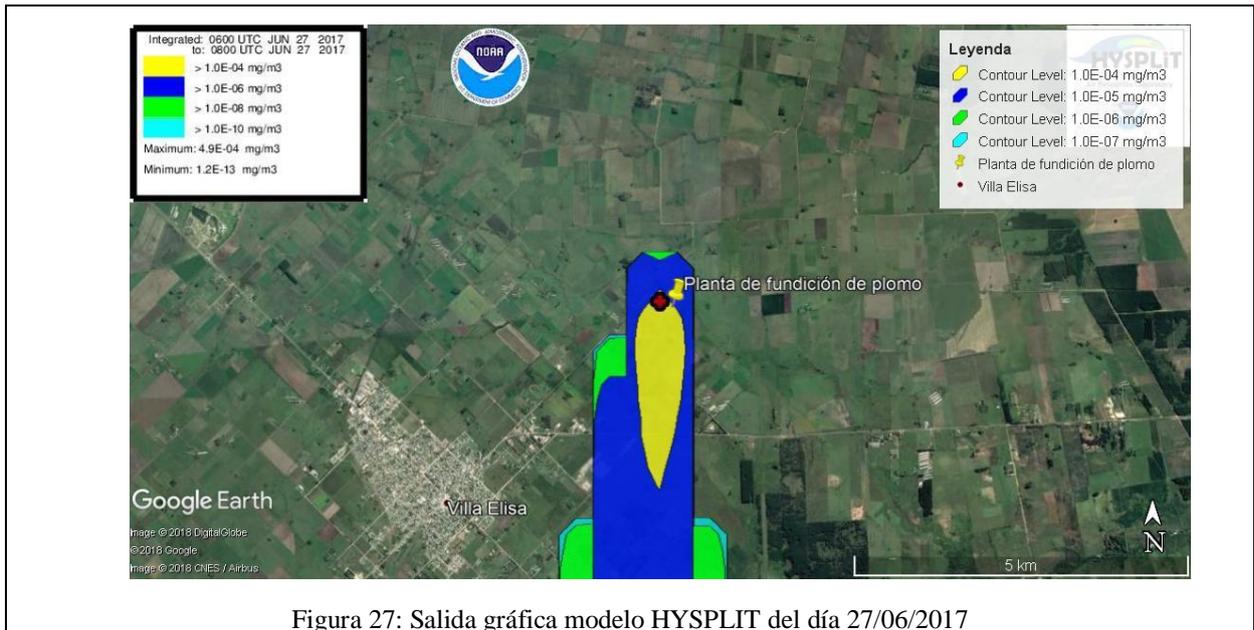


Figura 27: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 27/06/2017

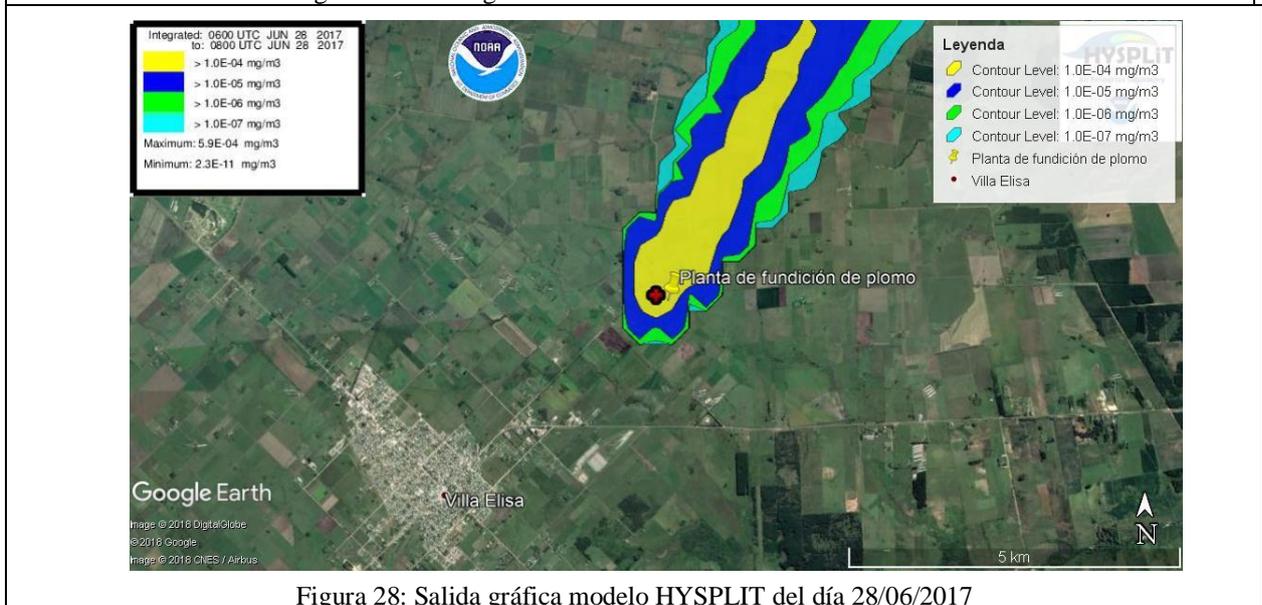


Figura 28: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 28/06/2017

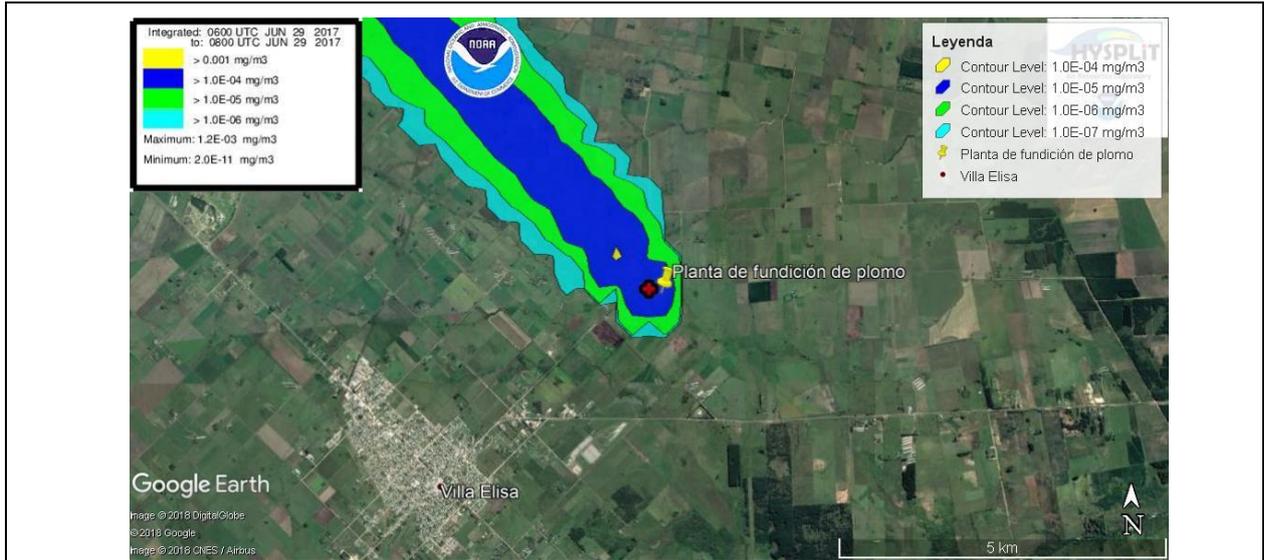


Figura 29: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 29/06/2017



Figura 30: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 30/06/2017

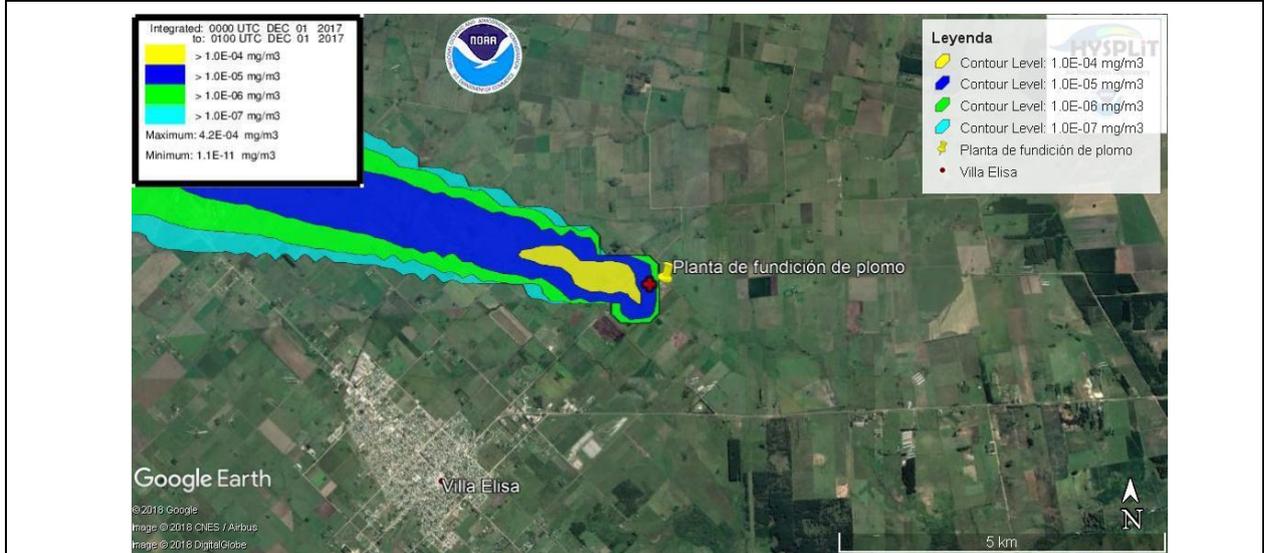


Figura 31: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 01/12/2017

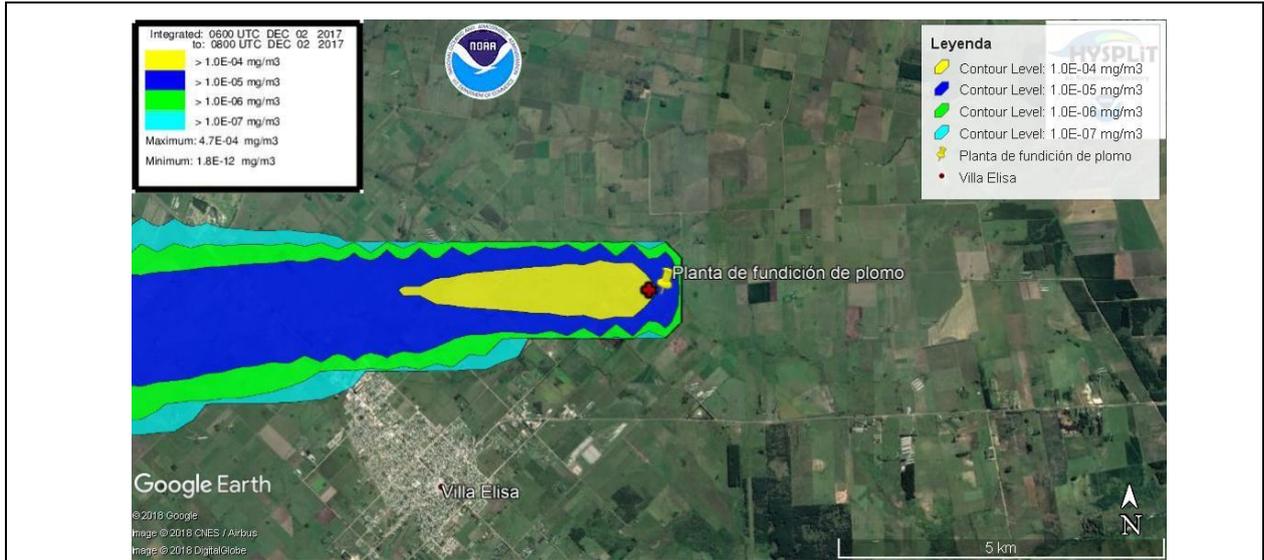


Figura 32: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 02/12/2017

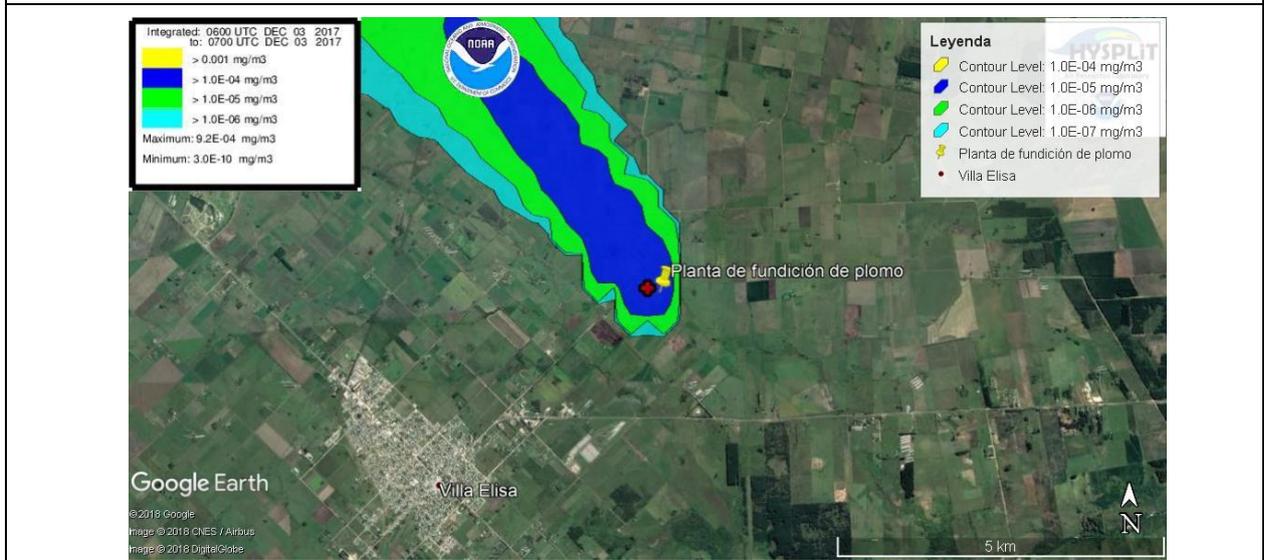


Figura 33: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 03/12/2017

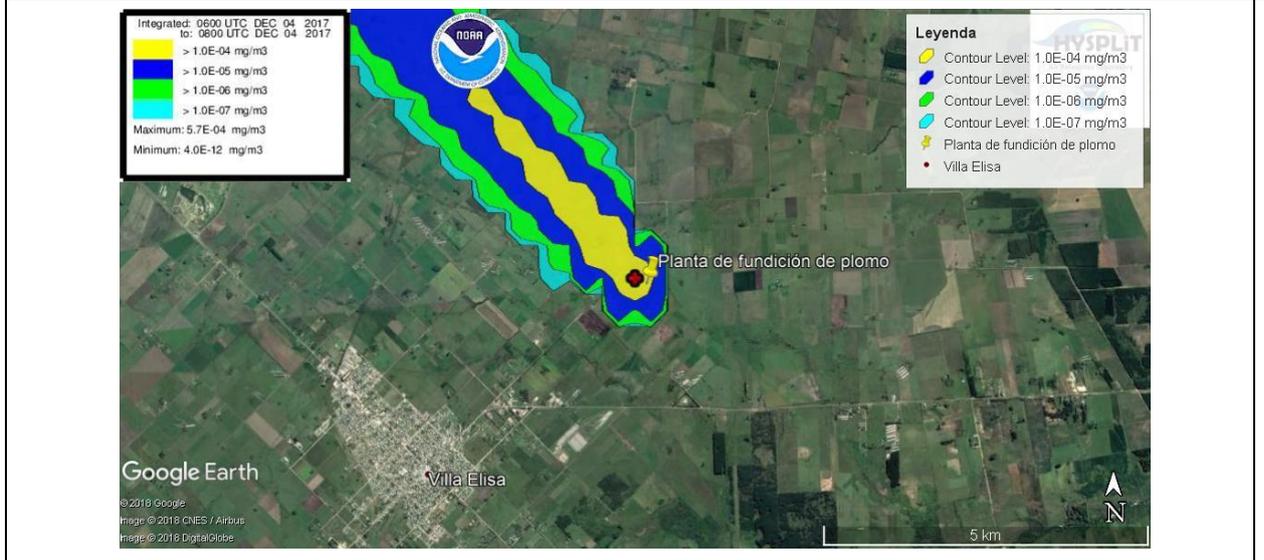


Figura 34: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 04/12/2017

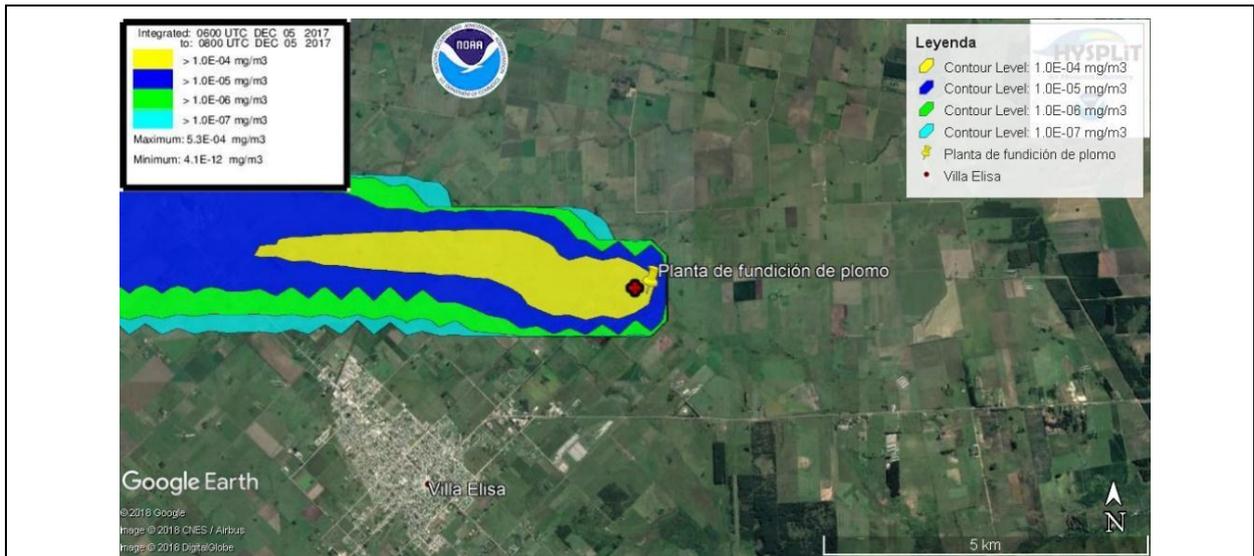


Figura 35: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 05/12/2017

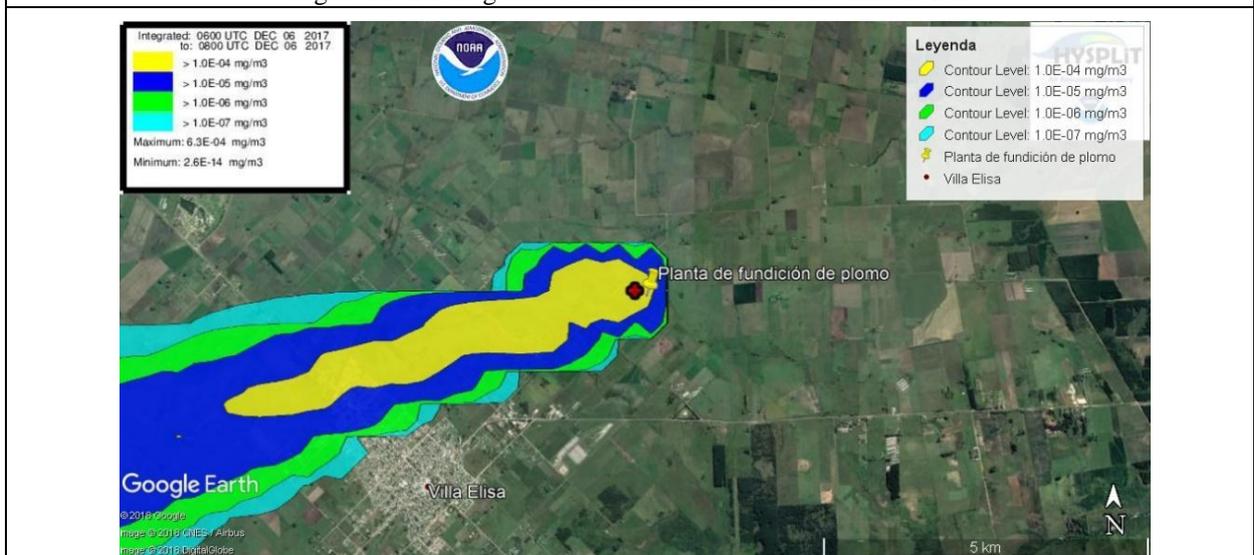


Figura 36: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 06/12/2017



Figura 37: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 07/12/2017

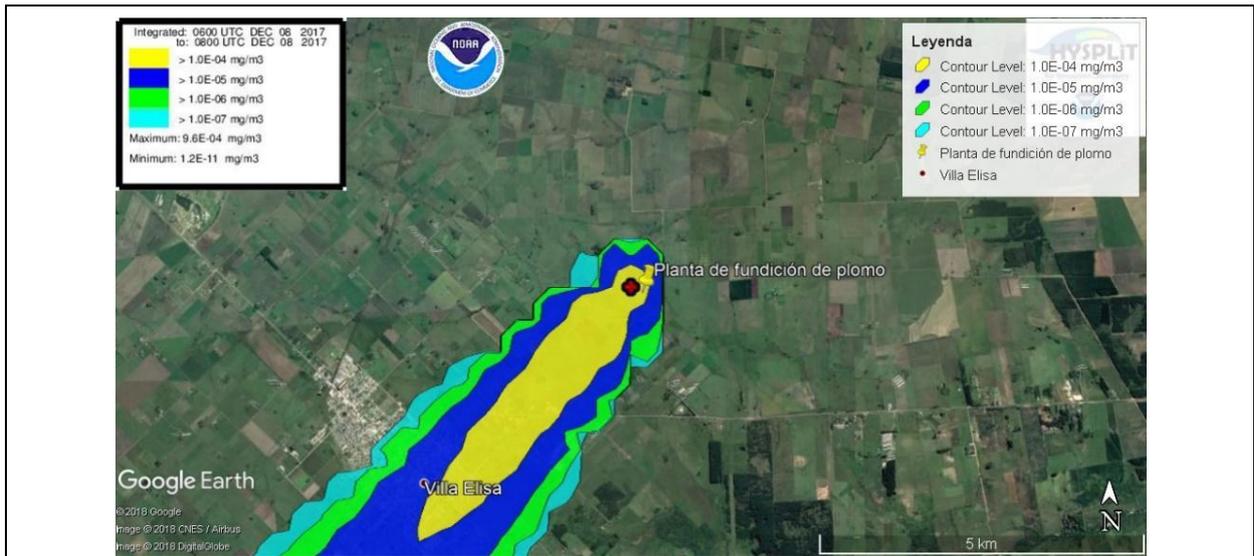


Figura 38: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 08/12/2017

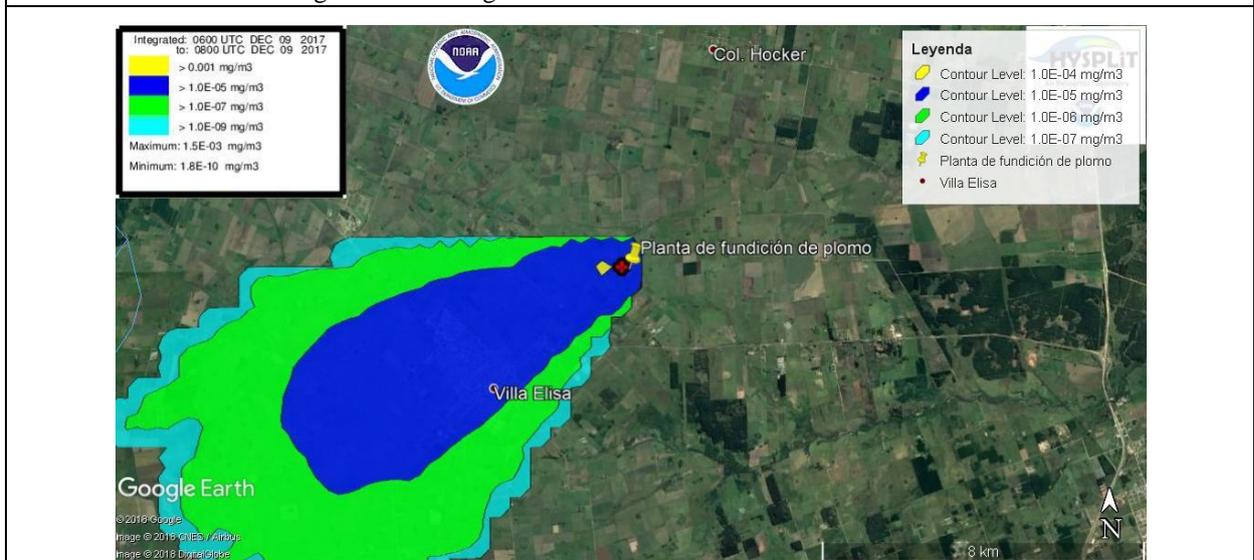


Figura 39: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 09/12/2017

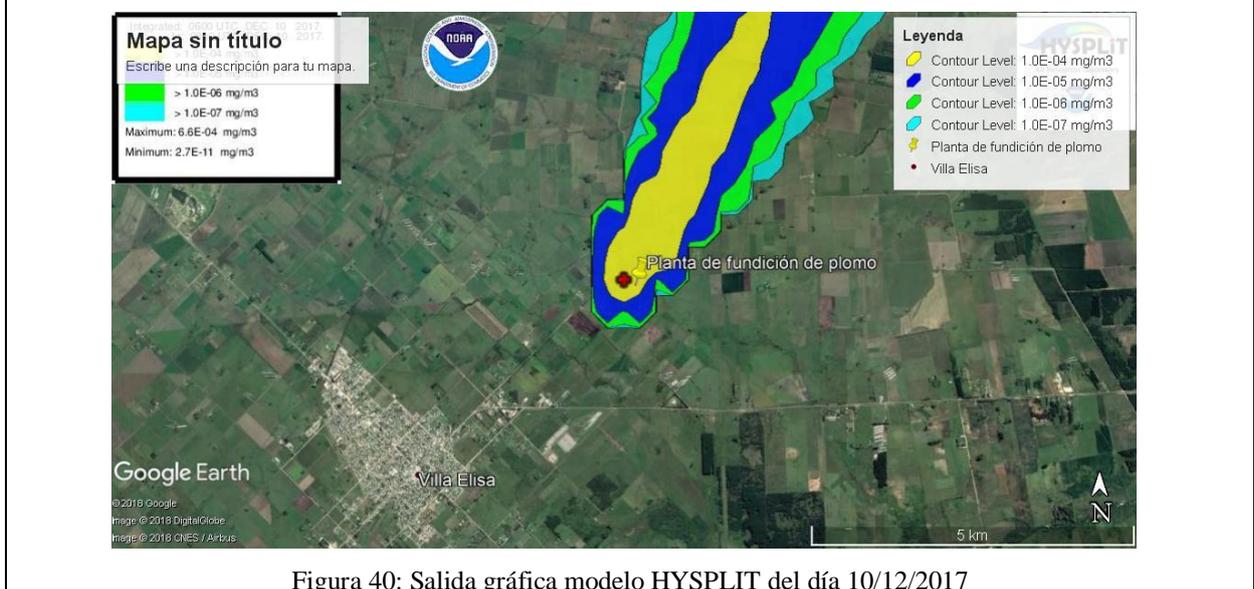
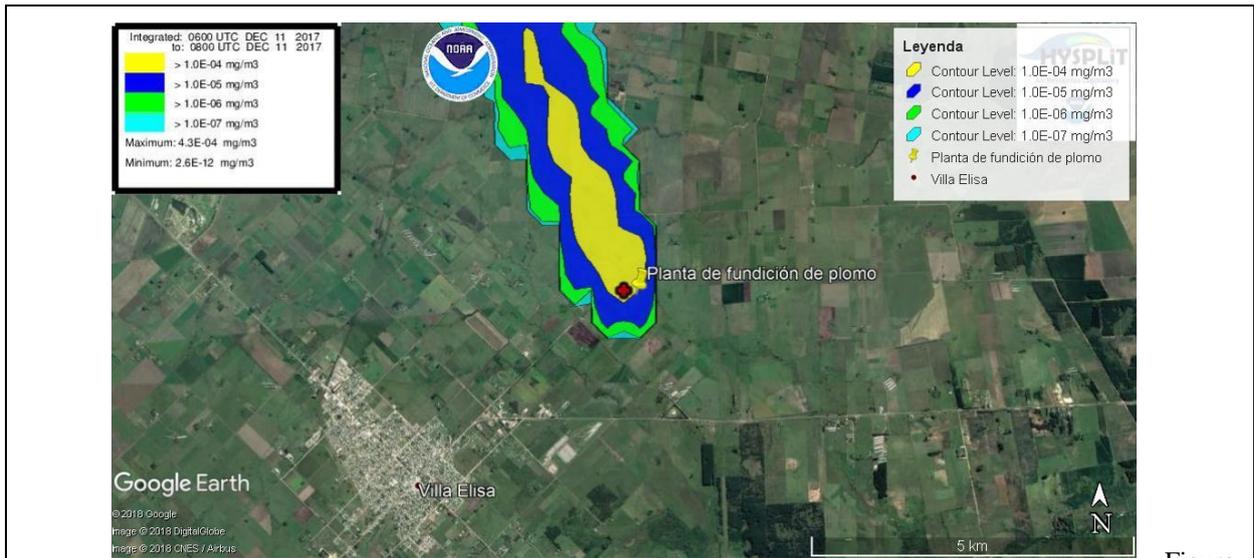
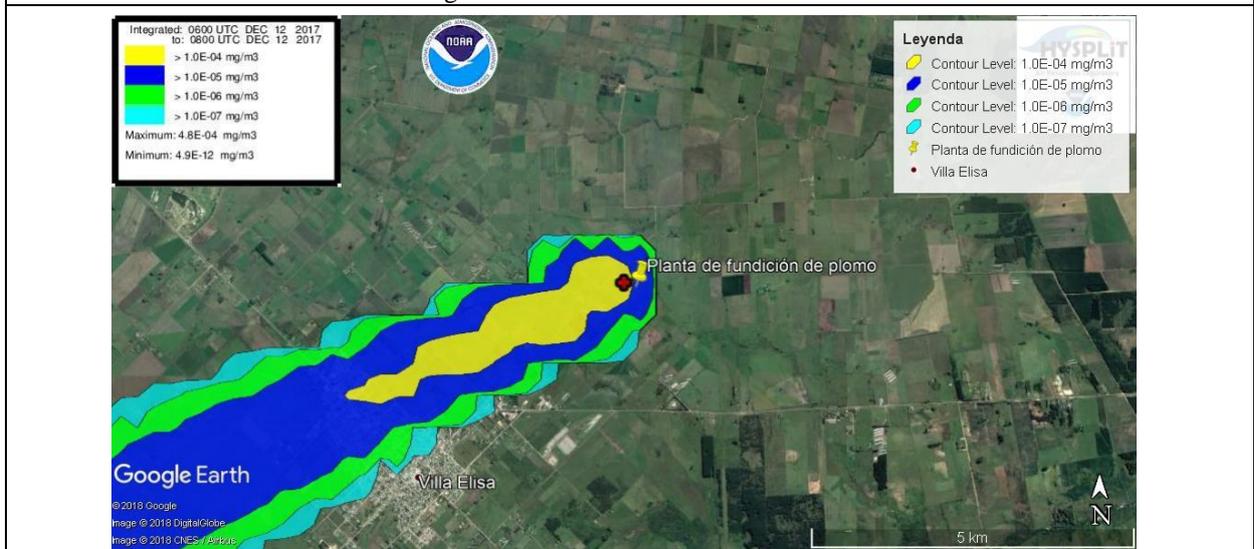


Figura 40: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 10/12/2017



Figura

41: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 11/12/2017



Figura

42: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 12/12/2017

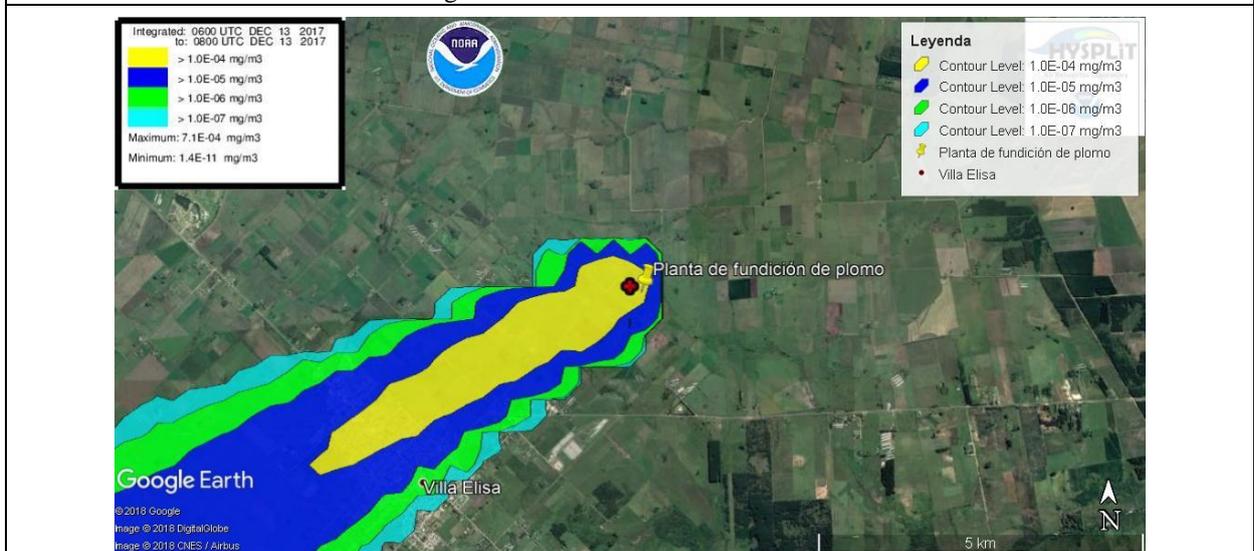


Figura 43: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 13/12/2017

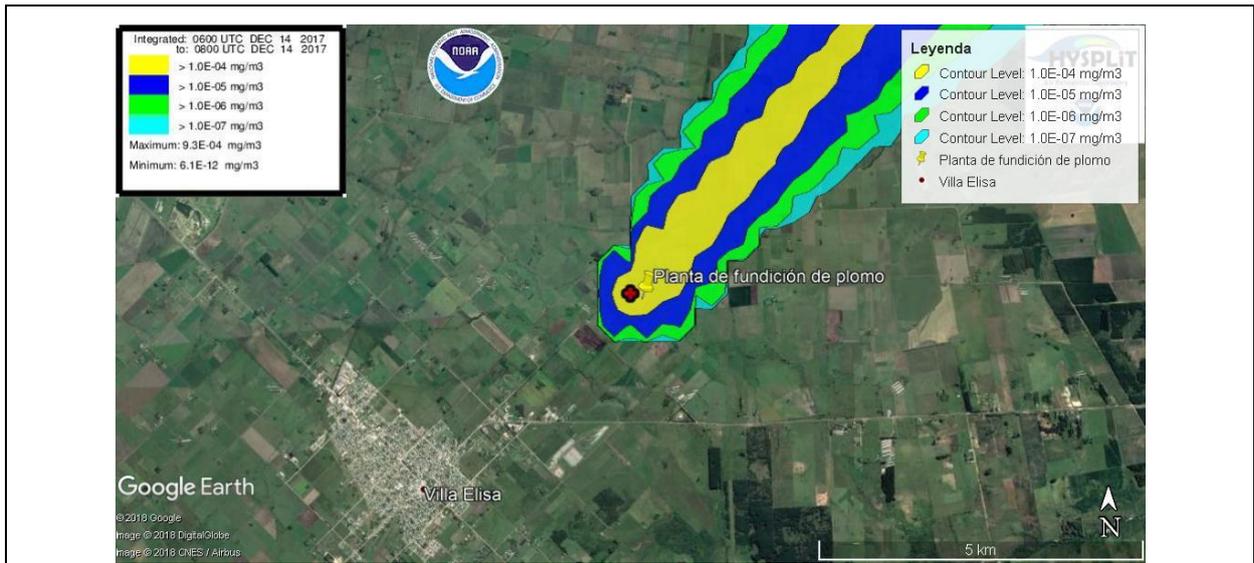


Figura 44: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 14/12/2017

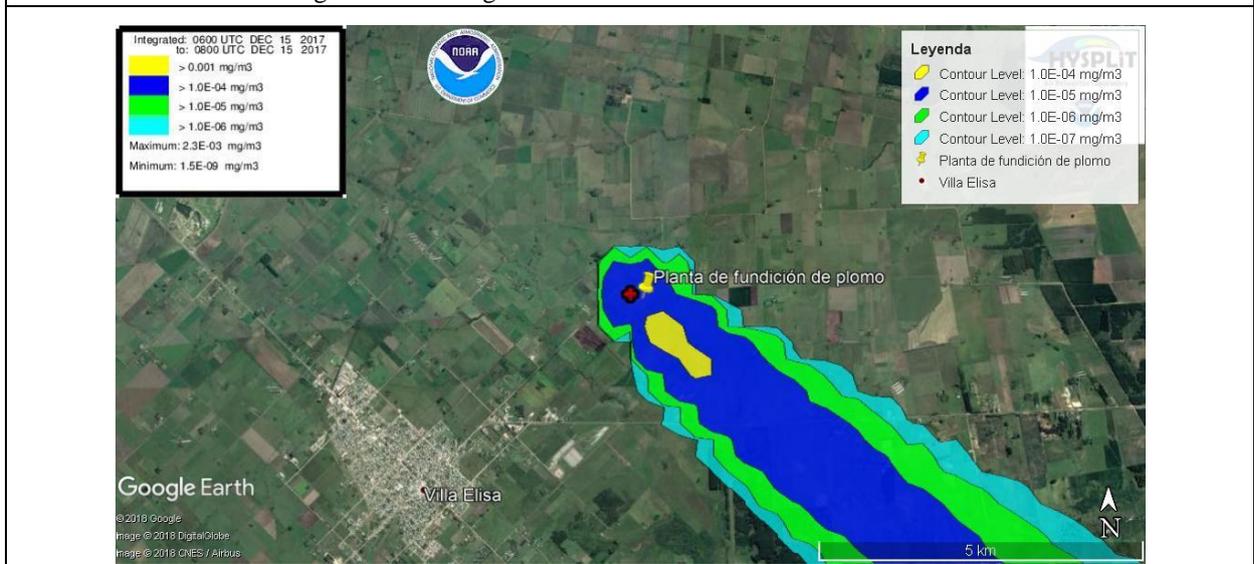


Figura 45: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 15/12/2017

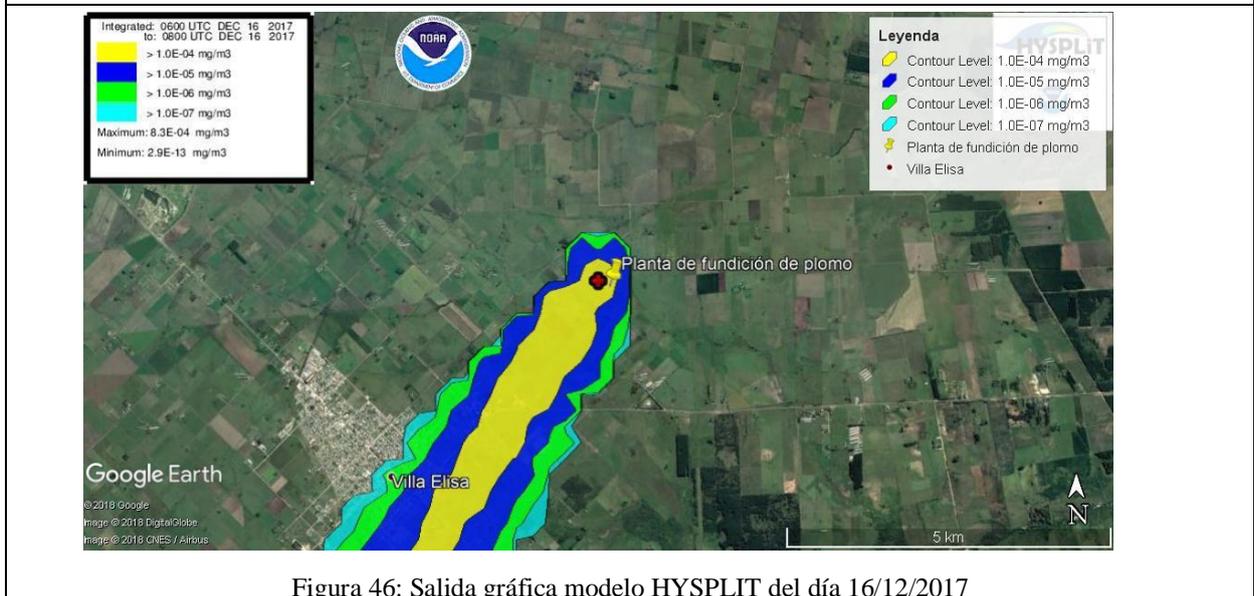


Figura 46: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 16/12/2017



Figura 47: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 17/12/2017

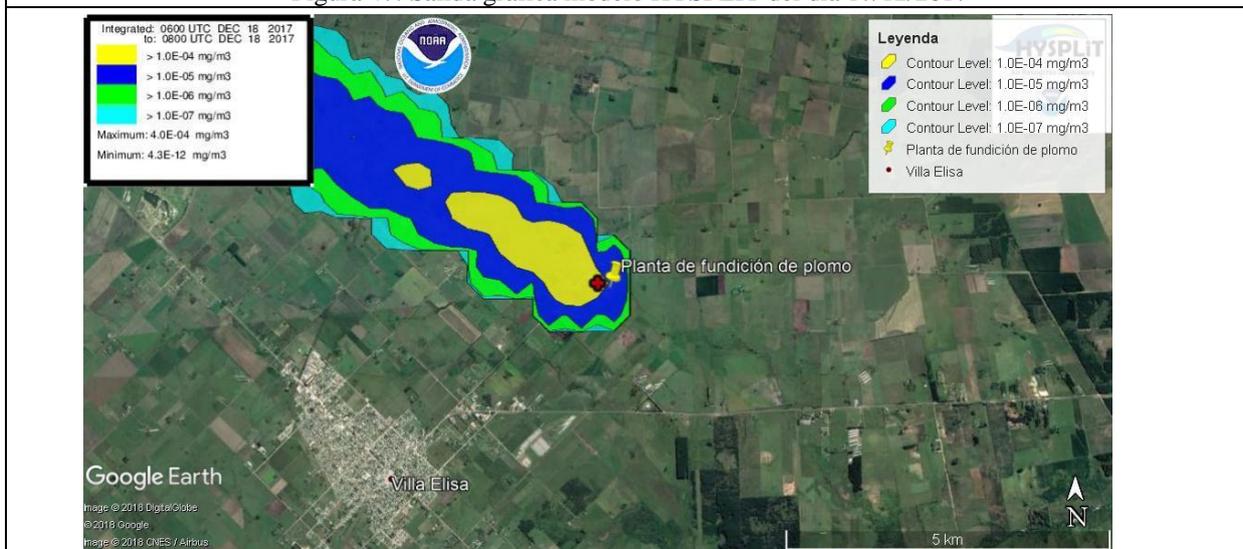


Figura 48: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 18/12/2017

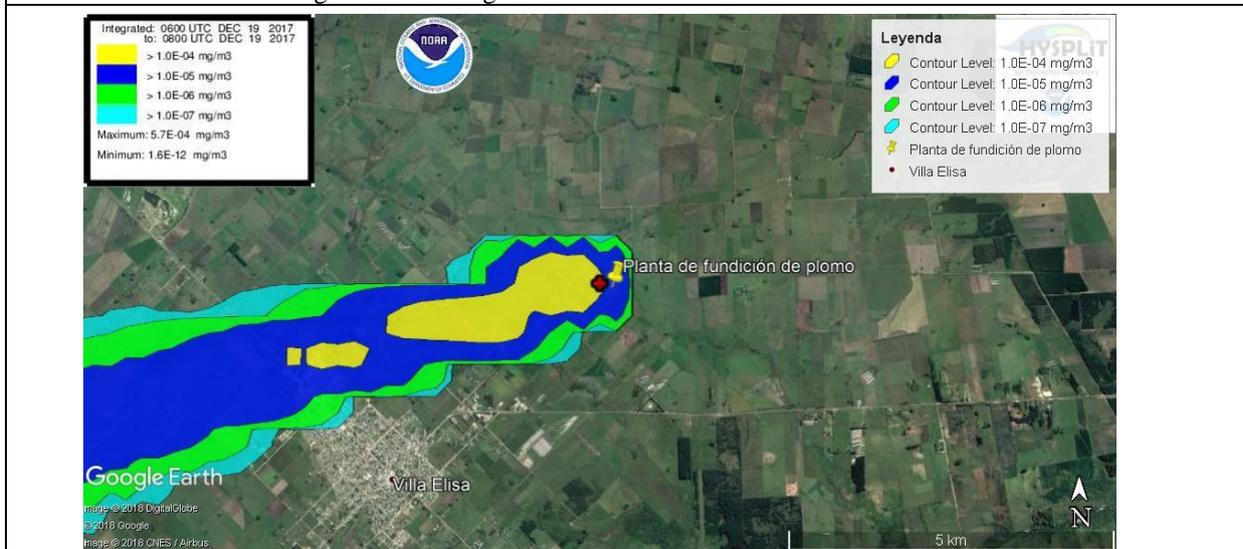


Figura 49: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 19/12/2017

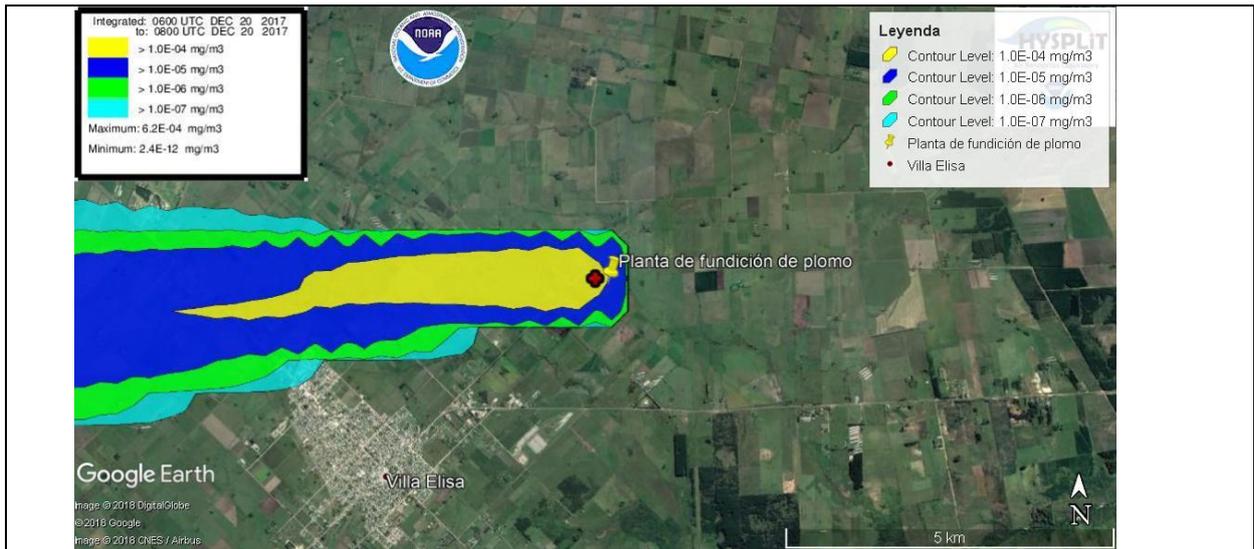


Figura 50: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 20/12/2017

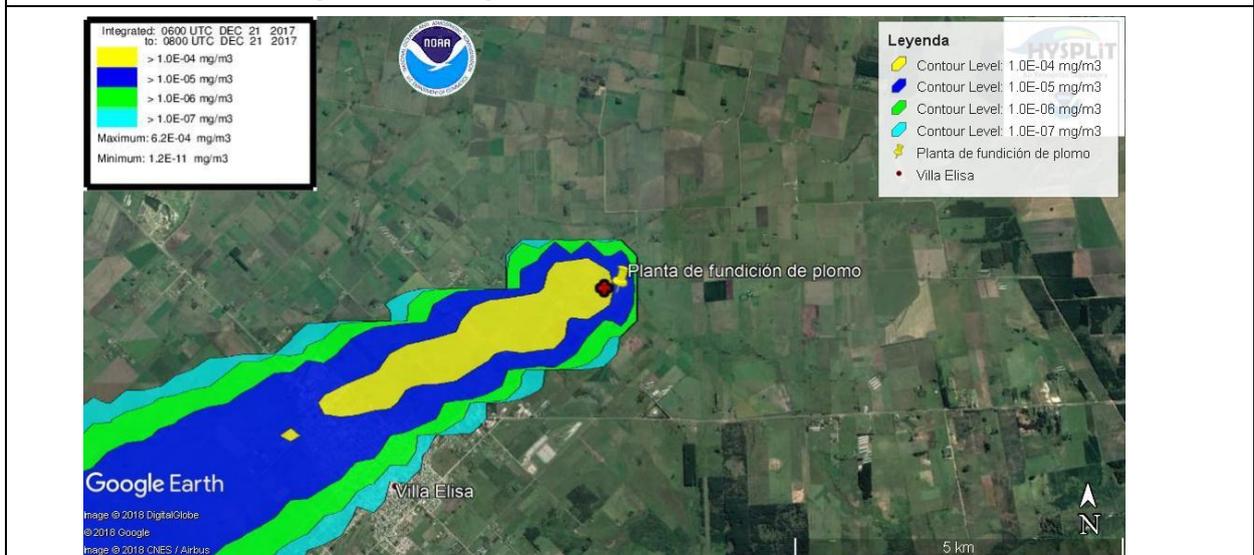


Figura 51: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 21/12/2017

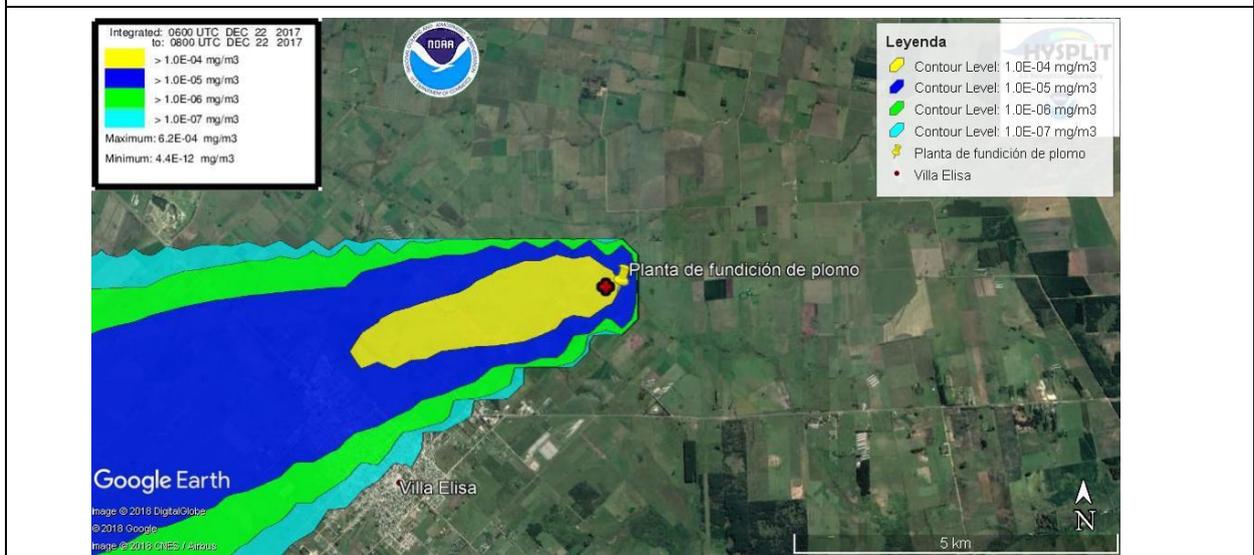


Figura 52: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 22/12/2017

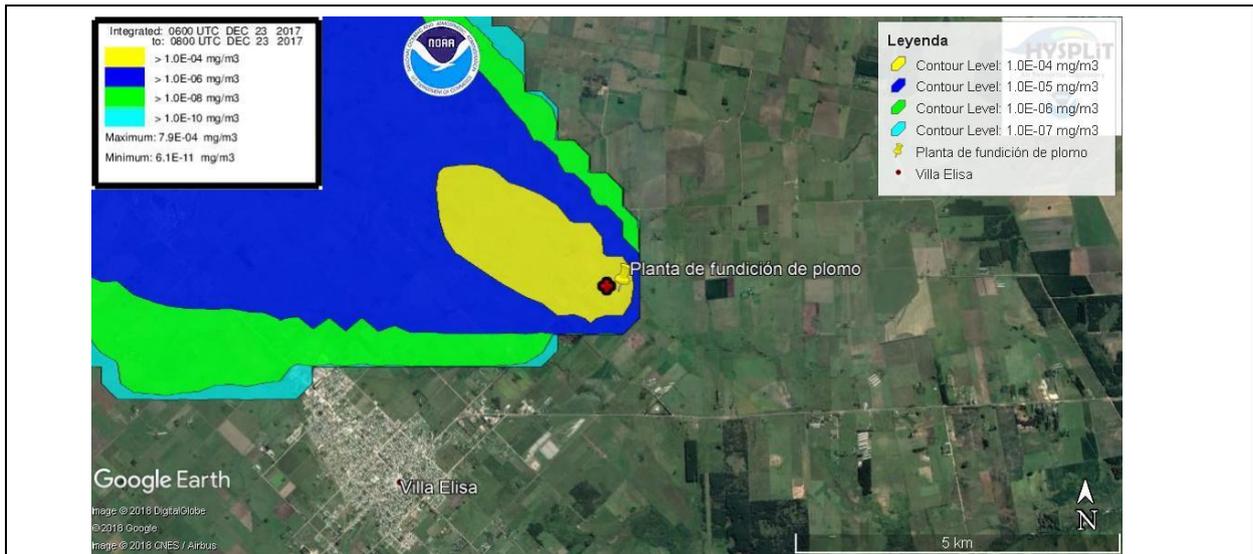


Figura 53: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 23/12/2017

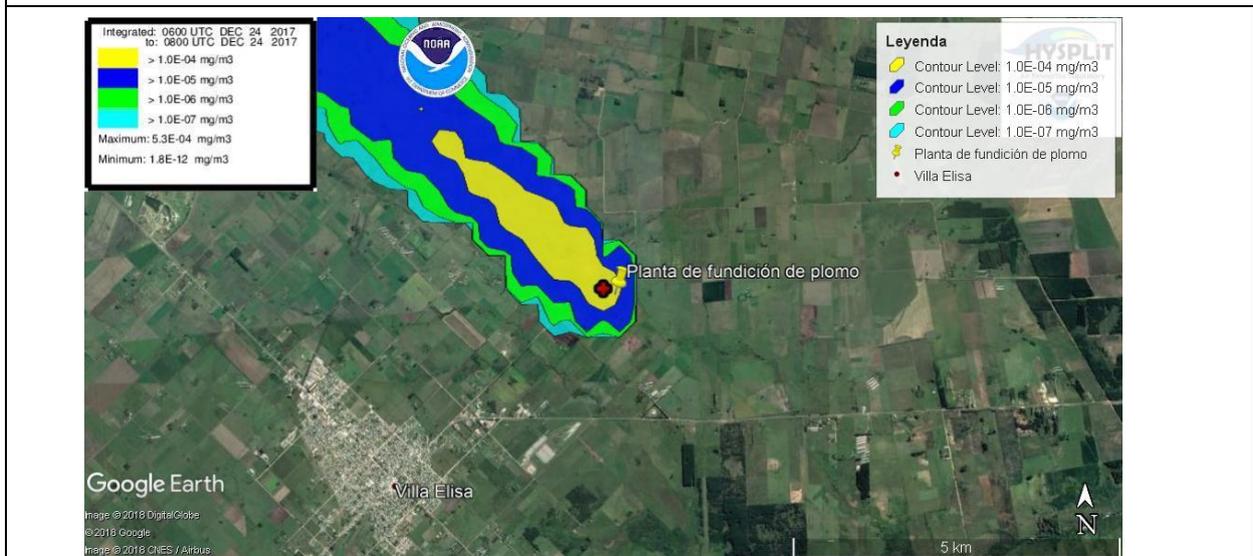


Figura 54: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 24/12/2017

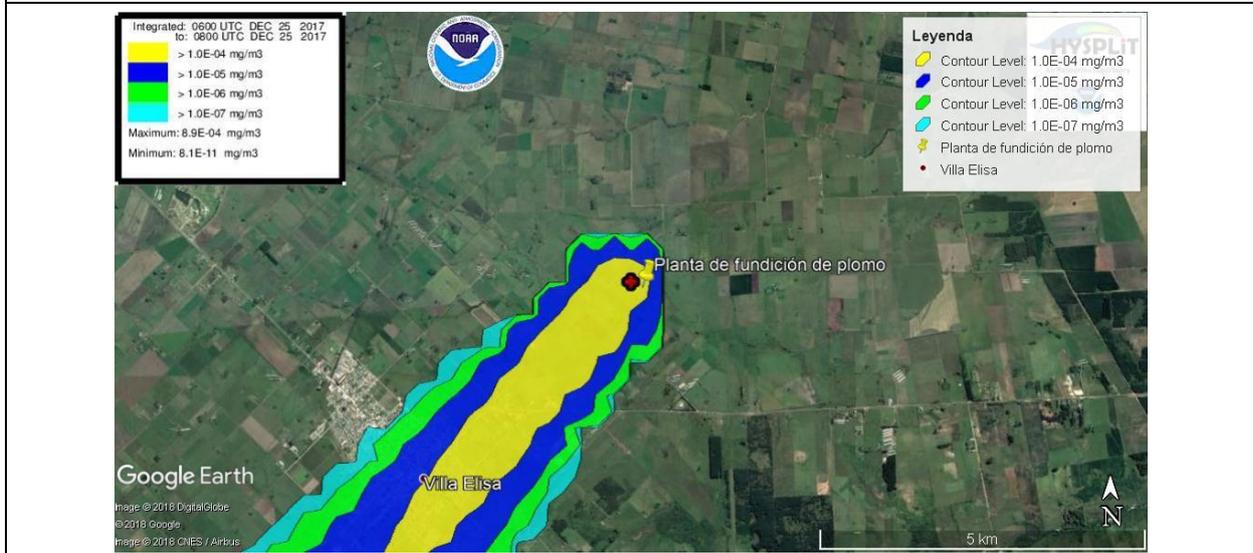


Figura 55: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 25/12/2017

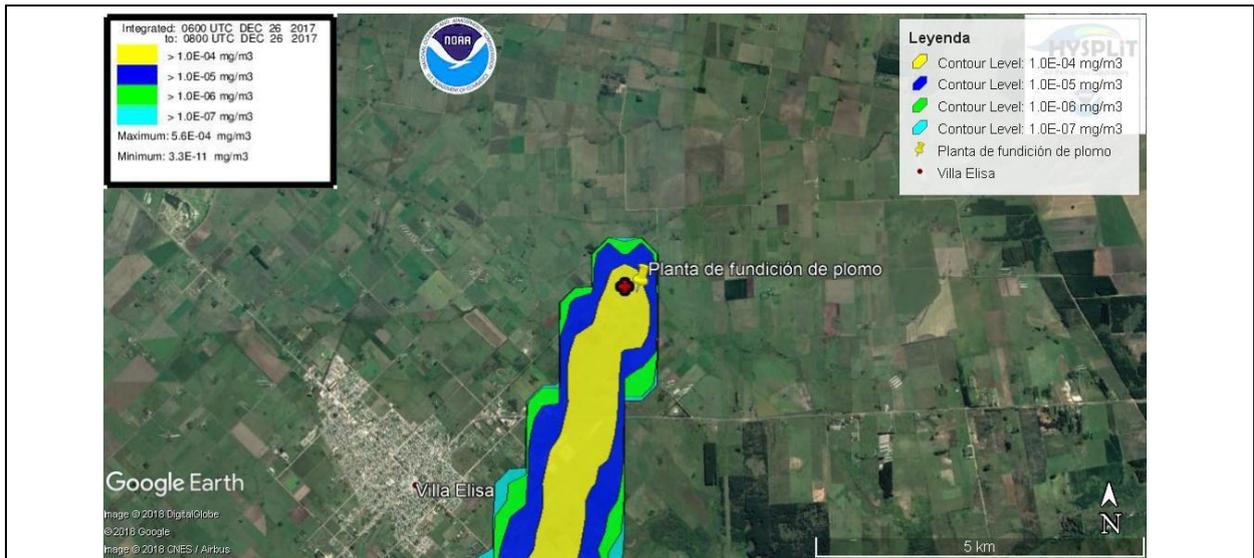


Figura 56: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 26/12/2017

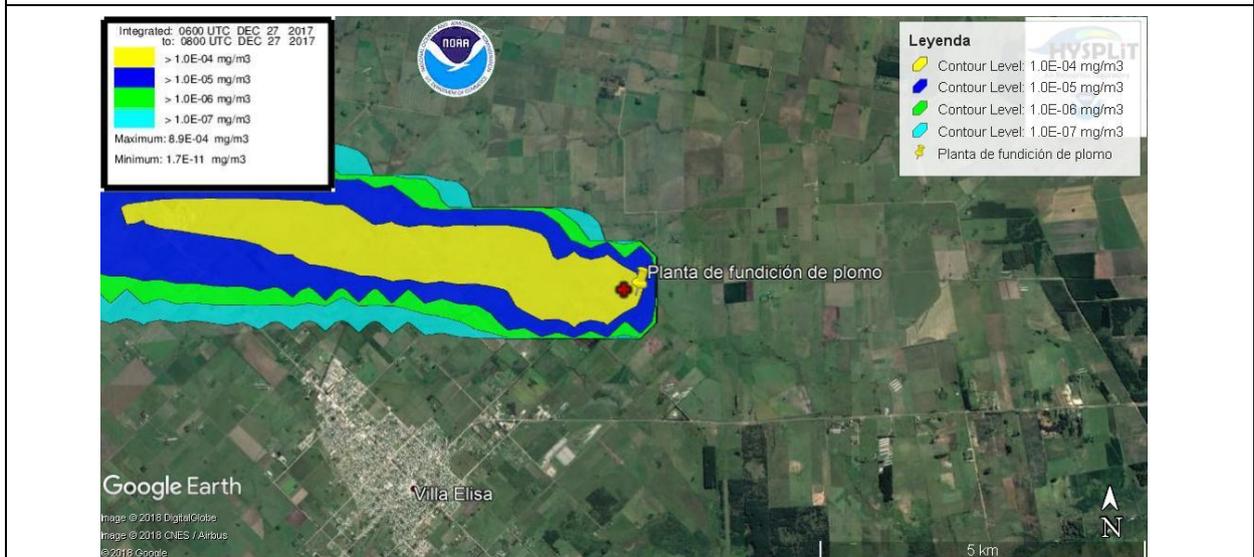


Figura 57: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 27/12/2017

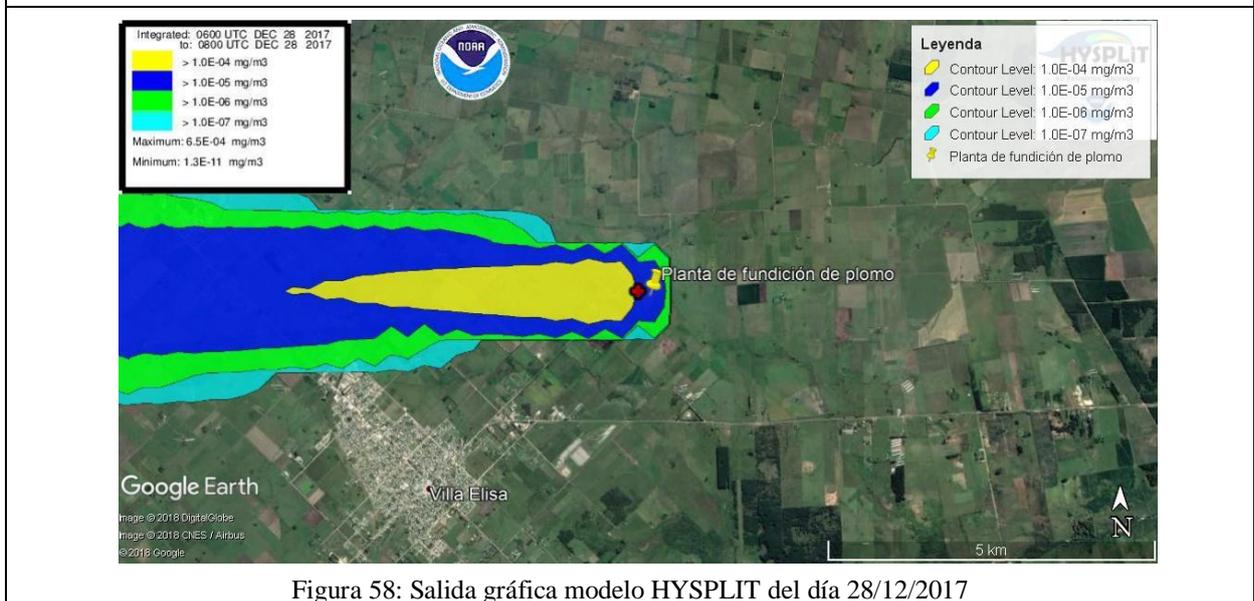


Figura 58: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 28/12/2017

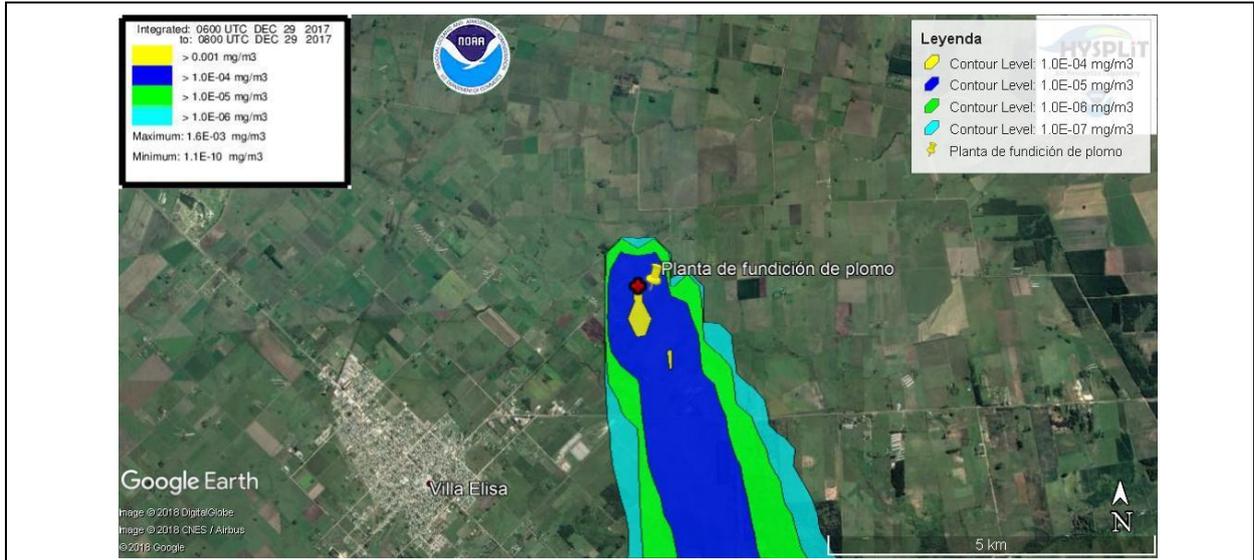


Figura 59: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 29/12/2017

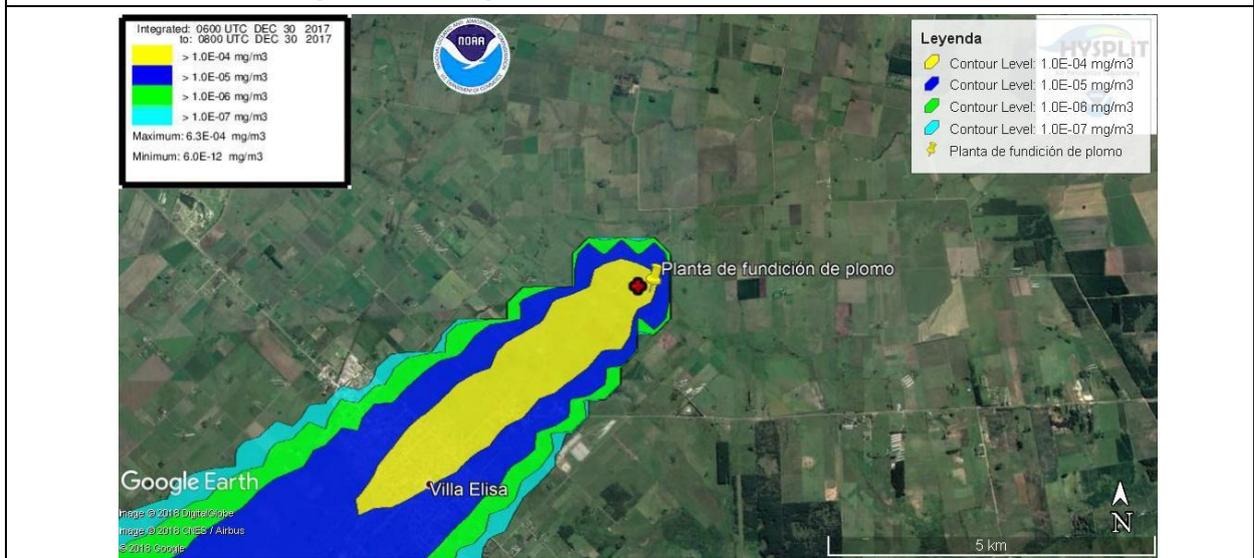


Figura 60: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 30/12/2017

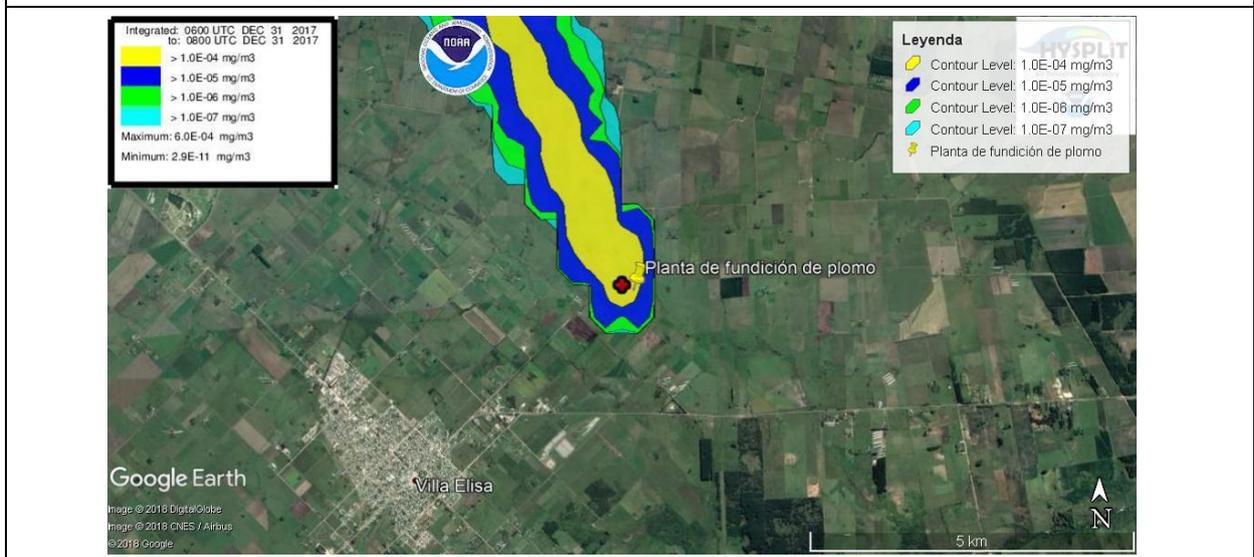


Figura 61: Salida gráfica modelo HYSPLIT del día 31/12/2017

