



**Facultad de Ciencias Geológicas**  
**Universidad Complutense de Madrid**

**MÁSTER UNIVERSITARIO EN**  
**GEOLOGÍA AMBIENTAL**

Curso 2020-2021

Distintas metodologías de estimación de  
contaminantes mediante el uso de modelos  
3D, caso del Vertedero de Sardas

LORENZO ZANETTI ZEHNPFENNIG

TUTORES DEL TRABAJO: ESPERANZA MONTERO GONZÁLEZ  
NURIA NARANJO FERNÁNDEZ



# **Facultad de Ciencias Geológicas**

## **Universidad Complutense de Madrid**

### **MÁSTER UNIVERSITARIO EN GEOLOGÍA AMBIENTAL**

Curso 2020-2021

**Distintas metodologías de estimación de  
contaminantes mediante el uso de modelos  
3D, caso del Vertedero de Sardas**

**LORENZO ZANETTI ZEHNPFENNIG**

**TUTORES DEL TRABAJO:**

**ESPERANZA MONTERO GONZÁLEZ**

**NURIA NARANJO FERNÁNDEZ**

Fdo.:

Fdo.:

Fdo.:

## **Agradecimientos**

En primer lugar, me gustaría agradecer a mis tutoras por las sugerencias y ayudas durante la elaboración del trabajo, además de la paciencia para solucionar las dificultades extras que surgieron.

A todos los profesores y colegas del máster que me recibieron muy bien e hicieron mi adaptación a un nuevo país mucho más fácil.

Al Grupo de Investigación Hidrogeología y Medio Ambiente (HIDROYMAB), al Grupo de Tectonofísica Aplicada (GTA), a EMGRISA y a la Comunidad Autónoma de Aragón por proporcionar los datos necesarios para la elaboración del trabajo.

A mí madre, padre, abuela y hermano que me animaron ante todas las dificultades, también a distancia.

Y por fin a mi esposa, Nicole, que me ayudó a vencer todos los problemas técnicos y a quién estaré eternamente agradecido por todas las alegrías en este año difícil.

## Resumen

Debido al riesgo que produce sobre la salud humana, la utilización del lindano fue prohibida y el compuesto fue incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo, pero las áreas de producción y vertido de los residuos industriales todavía generan riesgo ambiental. El vertedero de Sardas en Sabiñánigo (Huesca), zona de estudio de este trabajo, fue uno de los lugares elegidos para verter los residuos de producción de lindano, siendo el vertedero área de investigación para la caracterización y evaluación de los contaminantes organoclorados existentes en el área. Este trabajo de fin de máster utilizó la extensión de contaminantes del software Leapfrog Works Version 4.0.4 (Seequent, 2021) para la representación tridimensional de los HCH en el Vertedero Sardas con los siguientes métodos de interpolación: Vecino más Cercano, Inverso de la Distancia, Kriging Ordinario, Kriging Simple, RBF. Además, los resultados fueron comparados con los obtenidos por Naranjo et al. (2020), también en la misma área de dónde se obtuvieron los datos de concentraciones de HCH, superficie potenciométrica y modelo geológico necesarios para la elaboración de los modelos.

La concentración media de HCH, considerando una media de todos los modelos obtenidos, fue de 872,2 µg/L para el año 2015, 544,32 µg/L para el año 2017 y 4638,10 µg/L para el año 2019. Por otra parte, la media de la masa total de HCH es de 389,69 kg para el año 2015, 161,31 kg para el año 2017 y 1016,81 kg para el año 2019.

Con relación a la distribución geológica de la contaminación, en 2015 los contaminantes estaban más presentes en la unidad Relleno de Vertedero, mientras que, en los años subsecuentes, la mayor masa y concentración de HCH estaba presente en las unidades de gravas y arenas y limos.

De todos los métodos de interpolación utilizados para la construcción de los modelos, el que presentó los mejores resultados fue el método de Kriging Simple, porque representa la tendencia de anisotropía relacionada con el flujo de agua subterránea, las variaciones de las concentraciones no son abruptas, los límites entre los distintos resultados del mismo valor son redondeados y los resultados calculados no se exageran en lugares con escasa información. La concentración media de HCH obtenida por el método de Kriging Simple es de 553,28 µg/L para el año 2015, 242,38 µg/L para el año 2017 y 2726,19 µg/L para el año 2019. En cuanto a la masa total de contaminantes obtenida con este método es de 280,03 kg para el año 2015, 75,75 kg para el año 2017 y 638,81 kg para el año 2019.

## Abstract

Due to the risk offered to human health, the use of lindane was forbidden and the compound was included in the list of persistent organic contaminants of the Stockholm Convention, but the areas of production and disposal of industrial wastes still offer an environmental risk. The Sardas landfill, the study area for this work, was one of the places chosen to dump the lindane production residues from Sabiñánigo (Huesca, Spain), being the landfill a research area for characterization and evaluation of organochloride contaminants.

This work used the contaminant extension of the Leapfrog Works Version 4.0.4 software (Seequent, 2021) for the three-dimensional representation of the HCHs in Sardas landfill with the following interpolation methods: Nearest Neighbor, Inverse of Distance, Ordinary Kriging, Simple Kriging and RBF. Furthermore, the results were compared with those obtained by Naranjo et al. (2020), also in the same area where HCH concentration data, potentiometric surface, and geological model necessary for the elaboration of the models were obtained.

The average concentration of HCH, considering an average of all the models obtained, was 872.2  $\mu\text{g/L}$  for the year 2015, 544.32  $\mu\text{g/L}$  for the year 2017 and 4638.10  $\mu\text{g/L}$  for the year 2019. By on the other hand, the average of the total mass of HCH is 389.69 kg for the year 2015, 161.31 kg for the year 2017 and 1016.81 kg for the year 2019.

Regarding the geological distribution of the contamination, in 2015 the contaminants were more present in the landfill filling unit, while, in subsequent years, the greater mass and concentration of HCH was present in the gravel and sand and silt units.

Of all the interpolation methods used for the construction of the models, the one that presents the best results was the Kriging Simple method, because it represents the anisotropy trend related to the flow of groundwater, the variations in concentrations are not abrupt, the limits between the different results are rounded and the calculated results are not exaggerated in places with little information. The average concentration of HCH obtained by the Simple Kriging method is 553.28  $\mu\text{g/L}$  for the year 2015, 242.38  $\mu\text{g/L}$  for the year 2017 and 2726.19  $\mu\text{g/L}$  for the year 2019. The total mass of contaminants obtained with this method is 280.03 kg for the year 2015, 75.75 kg for the year 2017 and 638.81 kg for the year 2019.

## ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	7
1.1. INQUINOSA y el vertedero de Sardas .....	8
1.2. Lindano.....	8
1.3. Objetivos .....	9
2. ZONA DE ESTUDIO.....	11
2.1. Localización geográfica .....	11
2.2. Contexto geológico .....	12
2.2.1. Geología local.....	14
2.3. Contexto Hidrogeológico.....	15
3. METODOLOGIA.....	17
3.1. Conceptos Geoestadísticos de Representación .....	17
3.2. Construcción y representación del modelo .....	20
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	30
5. CONCLUSIONES .....	52
REFERENCIAS .....	54

## 1. INTRODUCCIÓN

El medio ambiente es afectado por las consecuencias de la polución humana desde el desarrollo organizado de las actividades productivas. Una de las consecuencias de la polución es la contaminación de los suelos, o sea, la reducción de la calidad del suelo debido a la presencia de sustancias nocivas por la actividad humana, siendo que las áreas donde hay la contaminación en suelo son clasificadas de áreas contaminadas. Además del impacto a la naturaleza y a los recursos naturales, las áreas contaminadas también pueden ofrecer riesgo a la salud de la población, lo que indica la importancia de su estudio, identificación y recuperación.

A pesar de que los problemas de contaminación del suelo existen desde hace muchos años, la identificación y remediación sistemática de las áreas contaminadas solo empezó a finales de los años 70, debido al caso Love Canal (Nueva York, EE. UU), donde un área utilizada para disposición de residuos industriales fue posteriormente habitada y se realojaron de 800 familias (Fowkes & Miller, 1987). En la Unión Europea, en 2018, fueron registradas 650.000 áreas donde fueron o son desarrolladas actividades de polución, con una estimación de que el número podría alcanzar 2,8 millones, mientras que 65.500 áreas están en proceso o pasaron por un proceso de remediación (Pérez & Eugenio, 2018).

Algunas sustancias químicas, por su peligrosidad y persistencia en la naturaleza, representan un mayor riesgo que las demás, como algunos organoclorados, que además de su peligro medioambiental presentan diversas aplicaciones industriales, lo que indica su larga utilización. El lindano, isómero gamma del hexaclorociclohexano (HCH), es uno de esos compuestos, ya que fue un insecticida muy popular, pero debido al riesgo que ofrece a la salud humana su utilización fue prohibida y el compuesto fue incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. La fabricación del lindano y la disposición de los residuos involucrados en el proceso industrial pueden crear áreas contaminadas cuyo proceso de descontaminación puede ser difícil, ya que además de su peligrosidad y persistencia, es un compuesto más denso que el agua, llegando a los niveles más profundos de los acuíferos.

En España, el lindano fue producido en 4 lugares, dos en el País Vasco, uno en Galicia y el cuarto en Sabiñánigo (Huesca). La factoría de Sabiñánigo, antigua fábrica de INQUINOSA, ubicada en las orillas del río Gállego, produjo lindano entre los años de 1975 y 1988. Ese período de fabricación fue lo suficiente para producir más de 150.000 toneladas de residuos, que fueron vertidos con poco control en el vertedero de Sardas y posteriormente en el de Bailín, construido expresamente para dichos residuos.

## 1.1. INQUINOSA y el vertedero de Sardas

La contaminación por lindano en Sabiñánigo se originó a partir de la actividad de la empresa INQUINOSA (Industrias Químicas del Noroeste S.A.), desde 1975 hasta 1988, la empresa cesó su actividad en 1992. La producción de lindano comercial genera una gran cantidad de residuos, ya que por cada kg del organoclorado producido son generados cerca de 10 kg de residuos de otros isómeros de HCH. En total, INQUINOSA (Figura 1) produjo más de 150.000 toneladas de residuos con alto contenido en HCH y otros organoclorados.



Figura 01: Fabrica de INQUINOSA en Sabiñánigo, actualmente abandonada (Foto de David Brunat).

El vertedero de Sardas entró en funcionamiento en los años 60, y en él eran vertidos desechos urbanos, de construcción e industriales, provenientes no solo de INQUINOSA, sino también de otras industrias, como “Energías e Industrias Aragonesas”, dedicada a producción de ácido sulfúrico por tostación de piritas. Posteriormente, en el año de 1984, los residuos de INQUINOSA fueron vertidos en el vertedero de Bailín, que fue construido expresamente para los residuos producidos en dicha industria. El vertedero de Sardas fue sellado en 1997, aunque de forma deficiente. El problema de contaminación en el vertedero de Sardas parecía controlado, hasta que en el año 2009 se detectó producto en fase libre en los lixiviados que salían a la superficie al pie del vertedero, a pocos metros del río Gállego. Desde entonces, el Gobierno de Aragón, y puntualmente el Ministerio de Medio Ambiente, vienen acometiendo trabajos de caracterización y descontaminación (EMGRISA, 2020).

## 1.2. Lindano

Los organoclorados son compuestos químicos orgánicos, caracterizados por presentar uno o más átomos de cloro en su composición. Presentan una amplia utilización industrial, como en plásticos, pesticidas, productos sanitarios, medicamentos, entre otras aplicaciones. Dentro

del amplio universo de organoclorados, uno de los que destaca por su peligrosidad y distribución es el hexaclorociclohexano (HCH), sintetizado por primera vez en 1825 por Michael Faraday y que posee 8 isómeros diferentes, siendo el isómero gamma el que recibe el nombre de lindano.

Por tratarse de un compuesto persistente, ya que requiere mucho tiempo para degradarse a formas menos peligrosas, volátil, que se disuelve, que es bioacumulable por el tejido graso, que sufre biomagnificación a lo largo de las cadenas alimenticias y que es tóxico para los humanos y para los animales por su alteración del sistema inmunitario y el daño al sistema nervioso, el lindano representa un gran peligro para la salud humana y los ecosistemas. Por esas características, el compuesto está presente en la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) que, desde el Convenio de Estocolmo, se restringe su producción, utilización y comercio. La Unión Europea decretó un máximo de 0,1 µg/L de cada isómero del HCH, no pudiendo sobrepasar los 0,5 µg/L en la suma total entre todos (EMGRISA, 2020).

La producción del lindano se obtiene a partir de la fotocloración de una molécula de benceno por otra de Cl<sub>2</sub> y rayos UVA, que produce el HCH técnico. El HCH técnico, sumado al metanol, produce el lindano por un proceso de destilación, que representa entre el 8 y el 15% del total de HCH destilado, mientras que el restante son residuos. Los residuos sólidos de la producción del compuesto son los isómeros no comerciales alfa, beta, delta y épsilon, en forma de polvo blanco, pero el proceso también produce colas de destilación que, junto con los residuos de reacciones fallidas, dan como resultado un compuesto negro-marrón, con densidad de 1,5 t/m<sup>3</sup>, cuya composición es una mezcla de un conjunto variado de organoclorados (EMGRISA, 2020).

Por su alta densidad, los residuos líquidos producidos en el proceso de obtención del lindano se caracterizan como DNAPL (*Dense Non Aqueous Phase Liquids*), sustancias inmiscibles en agua y con mayor densidad que ésta, cuyo movimiento es controlado por la gravedad y no por la dirección de flujo hídrico, contaminando así las porciones más profundas de los acuíferos, hasta alcanzar una capa impermeable. Después de alcanzar la capa impermeable, el DNAPL se moverá a favor de la pendiente del muro, pudiendo ser contrario al flujo del agua subterránea. El comportamiento particular de transporte de los DNAPLs hace muy compleja su investigación, ya que la perforación accidental de la capa impermeable puede propagar la contaminación hacia capas aún más profundas.

### **1.3. Objetivos**

Este trabajo de fin de máster tiene como objetivo utilizar la extensión de contaminantes del software *Leapfrog Works Version 4.0.4* (Seequent, 2021) para la representación tridimensional de hexaclorociclohexano, además de su cuantificación en masa y

concentración, detectado en distintas campañas de investigación en el vertedero de Sardas (Sabiñánigo). También será hecha la comparación de los resultados obtenidos con la técnica de interpolación de los datos por el variograma esferoidal con interpolador RBF (*Radial Basis Function*), resultado obtenido por Naranjo et al. (2020).

Los resultados obtenidos con la extensión de contaminantes y los obtenidos por Naranjo et al. (2020), se han comparado para definir las diferencias, ventajas y limitaciones de cada método. Se trata de entender cómo la extensión de contaminantes del *Leapfrog* puede contribuir en los proyectos de caracterización y descontaminación del vertedero de Sardas, así como en otros casos similares.

Por tratarse de un área contaminada compleja, por el tipo de contaminantes y por su gran extensión, evaluar la correcta caracterización de la concentración y distribución espacial de la contaminación es importante para verificar los riesgos generados por la misma, así como para ayudar en su descontaminación.

## 2. ZONA DE ESTUDIO

### 2.1. Localización geográfica

La zona de estudio se ha centrado en el vertedero de Sardas y su entorno inmediato, se ubica en el municipio de Sabiñánigo, población de la provincia de Huesca en la Comunidad Autónoma de Aragón (Figura 2). El vertedero se localiza en la margen izquierda del río Gállego, afluente del Ebro, junto al embalse de Sabiñánigo.

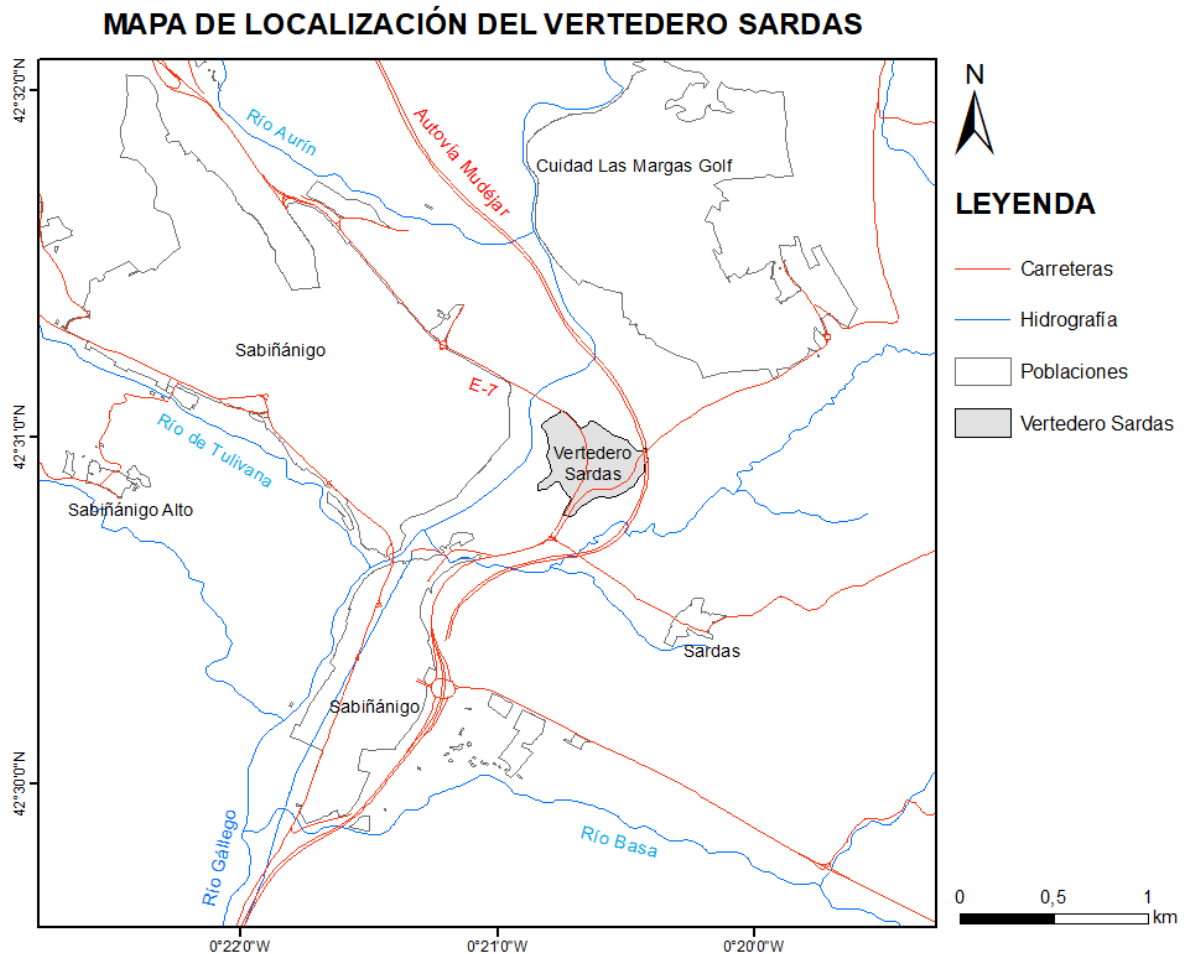


Figura 02: Mapa de localización del Vertedero Sardas, zona de estudio (Modificado de IGN, 2019).

La contaminación en Sabiñánigo representa uno de los mayores problemas ambientales de la Cuenca Hidrográfica del río Ebro, situada en el noreste de la península ibérica, y cuya demarcación es compartida entre España, Francia y Andorra, siendo que el área no española representa cerca del 1% del total. La parte española, delimitada por el Real Decreto 125 (2007), tiene una extensión de 85.942 km<sup>2</sup>, siendo la cuenca más extensa del país, y donde viven cerca de 3,14 millones de personas (CHE, 2019).

El emplazamiento (Figura 3) está a una altura de 780 m.s.n.m., en el núcleo urbano de Sabiñánigo. La carretera N-330, separa el vertedero en dos, la oriental de las cuales se sitúa a orillas del río Gállego.



Figura 03: Imagen aérea del Vertedero Sardas (verde), Sabiñánigo (Modificado de Google Earth, 2017).

El clima de la zona de estudio está fuertemente influenciado por la Cordillera Pirenaica, que ofrece a la región unos caracteres climáticos bastante distintos del resto de la Comunidad Autónoma de Aragón. Estas diferencias son resultado de la combinación de dos factores principales, la latitud más septentrional y principalmente el relieve, que condicionan un incremento de las precipitaciones y una notable moderación térmica (Gobierno de Aragón, 2007).

Las precipitaciones anuales de la región oscilan entre 600 y 800 mm, con una media entre 90 y 70 días de lluvia al año. Estas precipitaciones son predominantes en otoño, pero ocurren con frecuencia también en primavera. Por lo que respecta a la temperatura, la media anual varía entre 10°C y 13°C, con una media en verano de aproximadamente 20°C y en invierno en torno a 5°C (Gobierno de Aragón, 2007).

## 2.2. Contexto geológico

Desde el punto de vista geológico, el área de estudio está ubicada en el Orógeno Pirenaico, unidad geológica que separa la microplaca ibérica de la euroasiática, y que está limitada al norte por la Cuenca de Aquitania y al sur por la Cuenca del Ebro. Considerando las divisiones

de las unidades estructurales de los Pirineos, el área de estudio pertenece integralmente a la Zona Surpirenaica, una cuenca de antepaís con un sistema imbricado de cabalgamientos. Como consecuencia de la evolución tectónica regional, la Cuenca Surpirenaica se divide en dos subcuencas, la cuenca de Tremp-Graus al este y la cuenca de Jaca al oeste, en la que se localiza la zona de Sabiñánigo (Barnolas y Gil-Peña, 2001).

La cuenca de Jaca está ubicada paralelamente a la cadena pirenaica, en una estructura denominada canal de Berdún. Su relleno estratigráfico tiene un carácter regresivo, con depósitos de turbiditas en los estadios antiguos y sedimentos molásicos continentales en los más recientes. Los depósitos de la cuenca tienen una edad que va desde el Paleoceno hasta el Oligoceno inferior (Gil Peña, et al., 1996). La estructura tectónica de la cuenca de Jaca se caracteriza por pliegues y cabalgamientos que vergen hacia el sur (Teixell y García-Sansegundo, 1995).

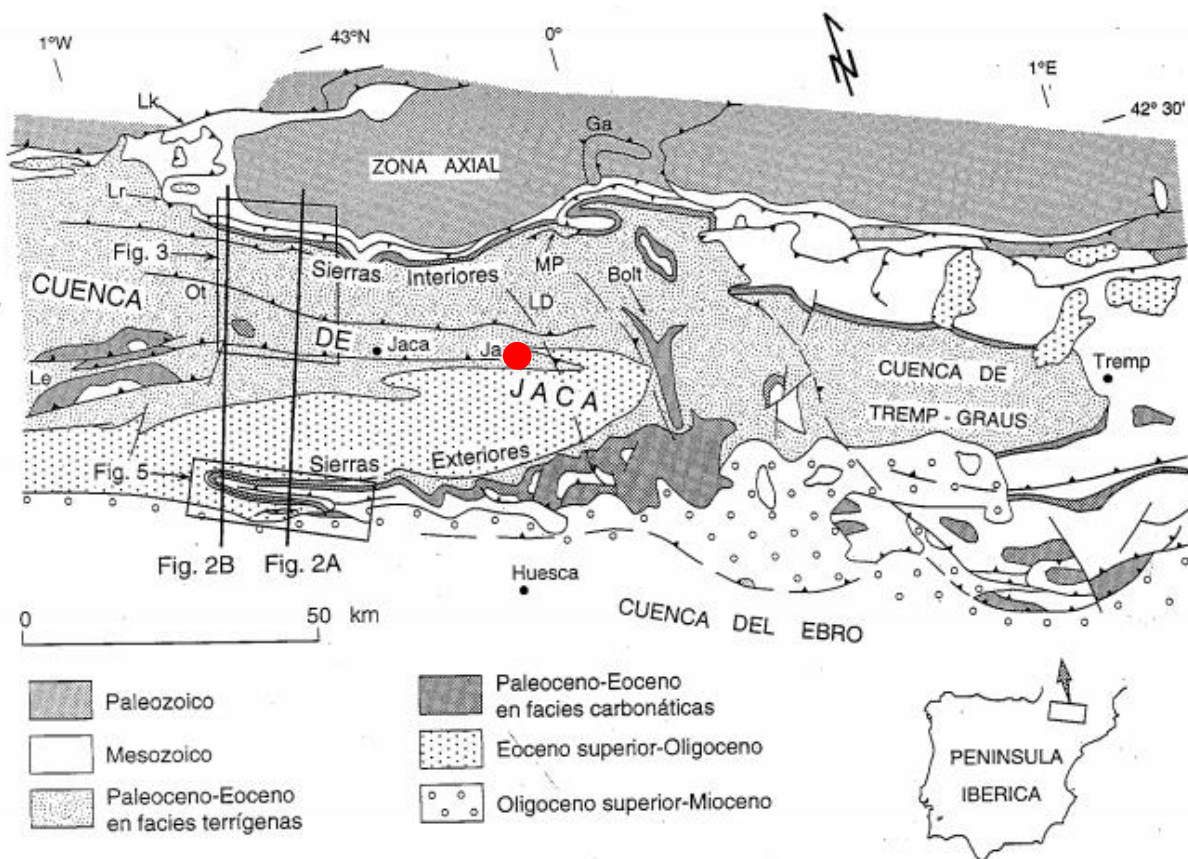


Figura 04: Mapa geológico esquemático de la Zona Surpirenaica con indicación del vertedero Sardas, en rojo (Modificado de Teixell y García-Sansegundo 1995).

Según Barnolas y Gil-Peña (2001) la cuenca de Jaca presenta un relleno asimétrico con un surco de sedimentación turbidítica sobre el margen distal que está formado por plataformas carbonáticas escalonadas retrogradantes. Existen cuatro secuencias estratigráficas en la margen distal carbonática (Figura 5), estando ubicado el vertedero de Sardas en la Secuencia Estratigráfica de Pamplona, del Bartoniano.

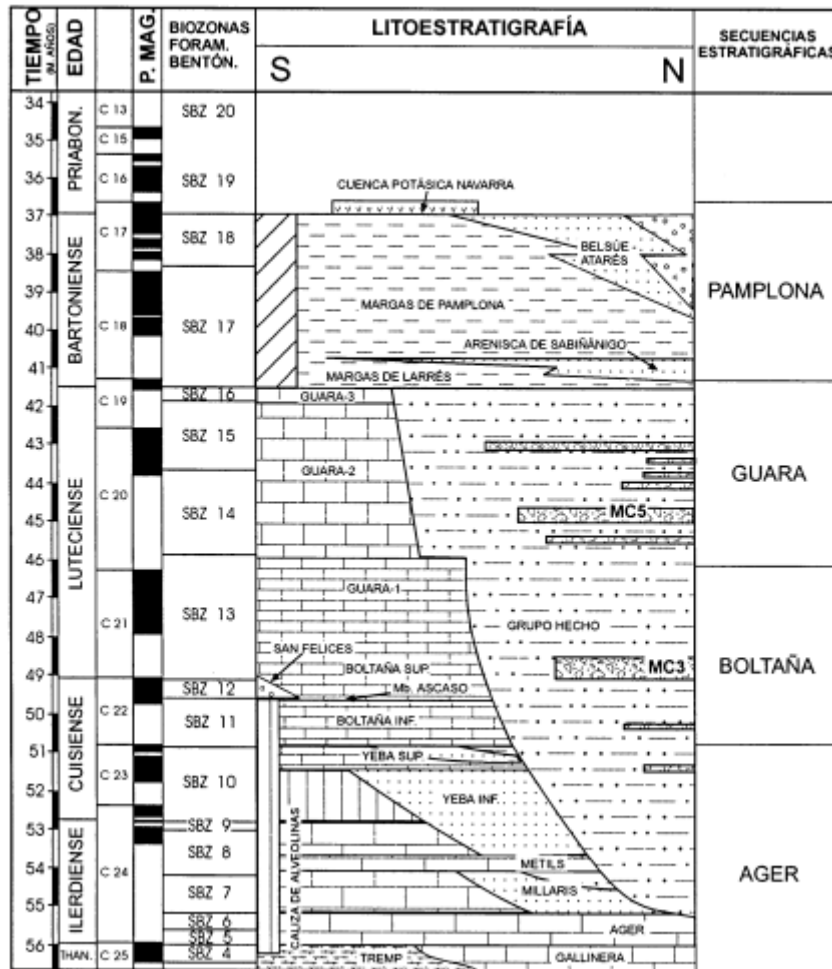


Figura 5: Esquema cronoestratigráfico y secuencias estratigráficas de la Cuenca de Jaca (Barnolas y Gil-Peña 2001).

### 2.2.1. Geología local

En el área del vertedero, dentro de la secuencia estratigráfica de Pamplona, aparecen las margas de Larrés, las areniscas de Sabiñánigo y la margas de Arguís-Pamplona. Sobre ellas aparecen también depósitos cuaternarios.

La unidad margas de Larrés está representada por margas grises azuladas masivas, con registro de microfauna, intercaladas por capas delgadas de areniscas de origen turbidítico. De forma gradual, hacia al techo, dan paso a limonitas. Su espesor puede estimarse en unos 750m. Sobre estas margas se ubica el vertedero de Sardas.

Las areniscas de Sabiñánigo constituyen una unidad compuesta por areniscas y limonitas grises bioturbadas, con un espesor de entre 100 y 150 metros, cuyo contacto con las margas de Larrés es gradual.

La última unidad, del Eoceno, son las margas de Arguís-Pamplona, que corresponden a un paquete potente de margas grises, con intervalos de limonitas y areniscas de grano muy fino e intercalaciones carbonatadas arrecifales en la parte inferior. El espesor de la capa puede alcanzar hasta los 1000m.

En la zona de estudio, los depósitos cuaternarios están formados por coluviones, fondos de valle y terrazas aluviales, que se encajan sobre los niveles margosos del Eoceno. Los niveles cuaternarios están formados por arenas y gravas, subangulosas a subredondeadas, con niveles de limos arcillosos hacia el techo, que suman entre 9 y 14,5m de potencia. Al norte de Sabiñánigo existen materiales cuaternarios de origen glaciario, constituidos por acumulaciones heterométricas de arcilla y arenas con clastos angulosos y bloques con dimensiones variables.

Además de las capas geológicas, es importante resaltar la existencia de los materiales de relleno antrópico heterogéneo, de espesor muy variable, provenientes de las obras de realización de la vía N-330, que intercepta la superficie del antiguo vertedero.

Con el tratamiento de los datos de 112 sondeos con testigo, totalizándose 2445m de sondeo, Naranjo et al. (2020), identificaron que la geología del vertedero de Sardas está compuesta en la base por un conjunto de margas, fracturadas o no. Entre el vertedero propiamente dicho y las margas, existe una capa detrítica compuesta por areniscas y gravas en la base y limos en la parte superior. Los rellenos de la carretera representan un volumen importante de material en la parte suroeste del vertedero, mientras que los rellenos del vertedero constituyen la mayor parte del área en superficie.

### **2.3. Contexto Hidrogeológico**

La zona de estudio pertenece al Dominio Hidrológico Pirenaico del Sinclinal de Jaca-Pamplona, limitado al sur por el cabalgamiento sudpirenaico, y por los ríos Arga y Cinca por poniente y oriente respectivamente. Dentro del dominio existen 7 unidades hidrogeológicas, pero debido a la baja permeabilidad de las margas y areniscas locales, la región del vertedero de Sardas no aparece ninguna de ellas (CHE, 1999).

El vertedero está desprovisto de un sistema de revestimiento inferior, y en su base se encuentra saturado y en contacto con el agua subterránea, lo que hace que los contaminantes densos se muevan hacia sustratos más inferiores (Dirección General de Calidad Ambiental, Gobierno de Aragón, 2010). Además, el flujo hídrico subterráneo ocurre principalmente a través de las capas de materiales cuaternarios y de los primeros 15 metros del horizonte de margas, que coincide con una franja alterada y descomprimida en el techo de la capa de margas (Dirección General de Calidad Ambiental, Gobierno de Aragón, 2011). Esos materiales cuaternarios son los que constituyen los acuíferos del área del vertedero, mientras que las margas, por su baja permeabilidad y transmisividad, son el límite inferior del mismo. En el entorno del vertedero de Sardas está presente un pequeño acuífero cuaternario, aluvial del río Gállego. Se trata de un acuífero libre en casi toda su extensión, aunque a veces, se encuentra confinado por un nivel de limos marrones. Este acuífero se encuentra formado por

arenas y gravas conectadas directamente al río, lo que representa un potencial peligro para la dispersión de los contaminantes. Por otra parte, el embalse de Sabiñánigo condiciona el nivel freático del acuífero, que se ve sometido a continuas y rápidas oscilaciones fruto de la explotación hidroeléctrica del río Gállego (Freire, 2019).

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. Conceptos Geoestadísticos de Representación

La utilización de modelos en geología tradicionalmente replica técnicas de diseño para la representación de las estructuras. Los softwares específicos de modelización han hecho más fácil la utilización de parámetros matemáticos para la representación de dichas estructuras a partir de criterios definidos. Un de los muchos softwares que utiliza la construcción matemática para la visualización de datos en 3D es el *Leapfrog Works Version 4.0.4* (Seequent, 2021), que ha sido utilizado para la representación del modelo de este trabajo.

El *Leapfrog Work* es un software de modelamiento geológico en 3D que, por medio de parámetros geoestadísticos, utiliza datos de topografía, de Sistemas de Información Geográfica y de puntos y sondeos para la construcción de los modelos.

La interpolación es la técnica de obtención de nuevos puntos en función de los resultados de un conjunto de otros puntos y es fundamental para la construcción de los modelos tridimensionales, ya que la obtención de la información entre puntos donde esta no existe es la herramienta clave de la construcción de cualquier modelo. La manera más sencilla de interpolar valores entre dos puntos es hacer la media entre ellos, pero en casos reales, principalmente en geología, es normal que un determinado valor tenga un alcance finito, y a partir de determinada distancia la influencia del dato no es significativa. Para representar dichos casos, se utiliza una función de interpolación esferoideal de un semivariograma, cuyos valores son definidos por los parámetros *Sill*, *Nugget* y *Range* (Figura 6). En la función de interpolación esferoideal, el eje X es la distancia entre las muestras y el eje Y es la dependencia espacial entre las muestras, cuanto más bajo sea el valor del eje Y más cercanos son los valores de las muestras. El *Nugget* es la altura a la que la función de interpolación más se aproxima eje Y (en la Figura 6 el valor es 0), mientras que el *Sill* es el valor de eje Y donde las muestras ya no presentan más correlación con la muestra de origen y la función se aplana y el *Range* es la distancia a la que eso ocurre.

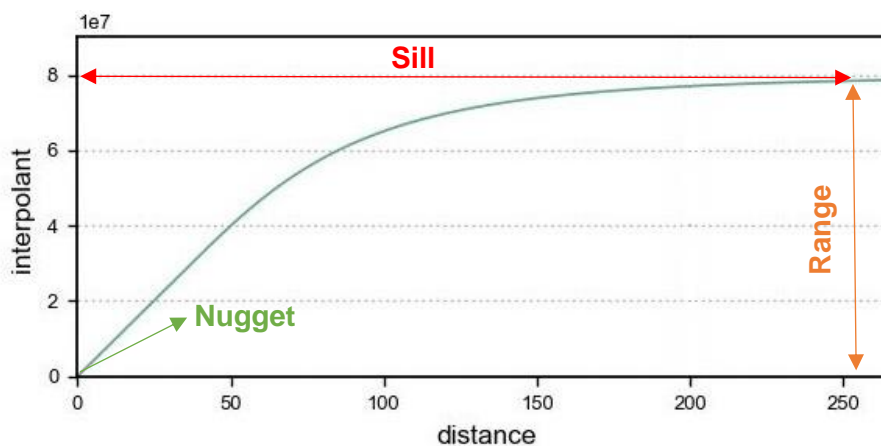


Figura 6: Ejemplo de función de interpolación esferoideal generada por el *Leapfrog Works Version 4.0.4*.

Para calcular la concentración de los contaminantes entre los puntos, el programa utiliza cuatro tipos de estimadores: Inverso de la Distancia, *Vecino más Cercano*, Kriging y *Radial Basis Function* (RBF). El estimador Inverso de la Distancia crea una estimativa para la media de las muestras más próximas, ponderadas por la distancia hasta el punto estimado. El método del *Vecino más Cercano* estima cada punto por el valor del punto más cercano. El Kriging parte del principio de que los puntos más cercanos tienen valores más parecidos que los puntos más lejanos y puede ser dividido entre el Kriging Ordinario, donde el valor es definido por una media local de los puntos del universo ponderadas por determinados valores de peso, y el Kriging Simple, que considera solamente la media de los puntos. El método de interpolación de RBF utiliza una suma ponderada de funciones de base radial, funciones que varían en base a la distancia de los valores utilizados.

Una característica de las estructuras geológicas es su comportamiento anisotrópico, siendo posible percibir fuertes tendencias de orientación en una dirección o plano específico. Para la representación de la anisotropía en el modelo representado, el programa elegido utiliza las herramientas de Tendencias Globales (*Global Trends*) y Variografía (*Variography*).

La herramienta de Tendencias Globales aplica una tendencia de anisotropía para todo el modelo globalmente, representada por tres ejes ortogonales de un elipsoide, llamados eje mayor, intermedio y menor (Figura 7).

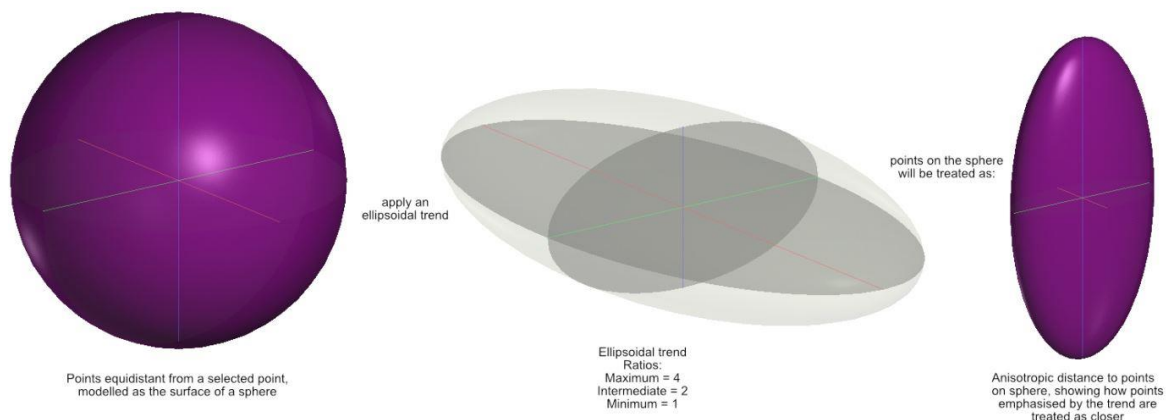


Figura 7: Representación de un punto después de la aplicación de una tendencia global de anisotropía, para un elipsoide con el eje mayor = 4, el intermedio = 2 y menor = 1 (Seequent, 2020).

El eje mayor es la dirección que representa mayor influencia en la anisotropía del modelo, cuanto mayor es su proporción con relación a los demás, más grande es la anisotropía en dicha dirección. Cuando se aplica la herramienta, la distancia del punto inicial que determinado valor asume es la multiplicación por su proporción. Por ejemplo, si el elipsoide tiene una proporción de 4 en el eje mayor, 2 en el eje intermedio y 1 en el menor, un mismo valor  $X$  va a estar 4 veces más del punto inicial en la dirección del eje mayor que del menor. Si los ejes del elipsoide tienen el mismo valor, la tendencia general es de isotropía. Además

de la proporción de los ejes, también es posible atribuir valores de *Dip*, *Dip Azimuth* y *Pitch* para los elipsoides. El *Dip* es el ángulo de buzamiento del elipsoide, *Dip Azimuth* es la dirección del buzamiento en relación con el norte y *Pitch* es un ángulo de 0 a 180 que define la dirección del buzamiento en función del eje mayor, siendo el 90 es la dirección paralela a ese eje.

La variografía es el análisis de la variabilidad espacial de los valores en la misma región y es utilizada para seleccionar los pesos de las muestras en el Kriging y en el estimador RBF. La variografía representa un conjunto de tres variogramas (Figura 8), uno para cada eje del elipsoide, para correlacionar los valores de las muestras y definir la proporción del elipsoide de tendencia con los valores de *Sill*, *Nugget* y *Range*.

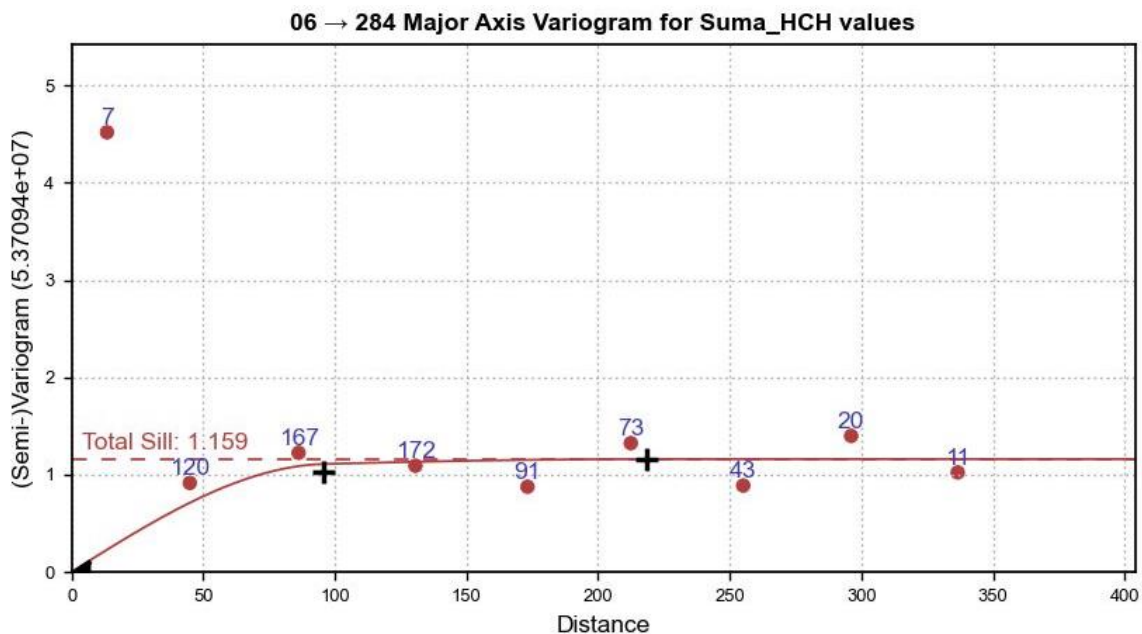


Figura 8: Ejemplo de variograma construido para la representación del eje mayor del elipsoide de tendencia.

Las superficies generadas por el Leapfrog Works (Seequent, 2021) son representadas por mallas constituidas por vértices y triángulos, cuanto menor sea el tamaño de los triángulos, más refinada será la superficie.

Los datos, superficies y valores utilizados en el modelo son definidos en función de un dominio preestablecido, que puede ser geométrico o geológico, en un sistema cartesiano de coordenadas UTM y de elevación. En función del dominio establecido, al hacer la interpolación pueden existir valores ubicados fuera del límite. El límite de los valores dentro del dominio es llamado *Hard Boundary*, mientras que los valores fuera del dominio son establecidos por el *Soft Boundary*, que puede ser ajustado para incluir los valores totalmente, parcialmente o excluirlos (Figura 9).

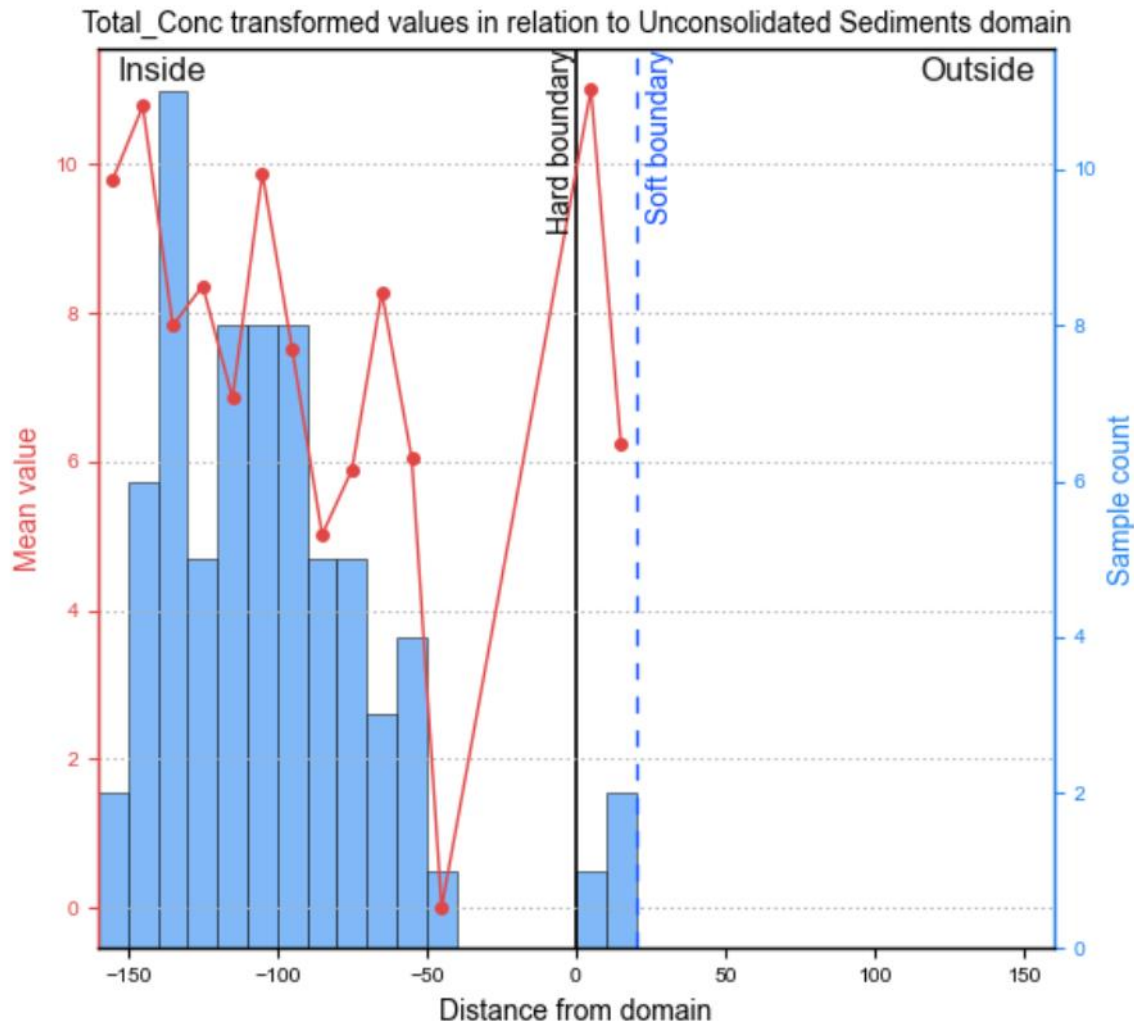


Figura 9: Definición del *Soft Boundary* para incluir todos los datos disponibles (Seequent, 2020).

### 3.2. Construcción y representación del modelo

La distribución de la contaminación por DNAPLs en el vertedero de Sardas ha sido modelada mediante el software Leapfrog a partir de datos de sondeos con testigo continuo y de tres campañas de control y muestreo de aguas subterráneas (2015, 2017 y 2019). El modelo inicial fue desarrollado por Naranjo et al. (2020).

Se utilizaron los datos de 112 sondeos, que suman 2455 metros de perforación. Los datos siguientes se plasmaron en una hoja Excel: coordenadas en ETRS89, nombre del sondeo, profundidad máxima, dirección y azimut de la perforación, descripción litológica de cada sondeo y presencia o no de DNAPLs.

Los sondeos están constituidos por distintas unidades antrópicas y geológicas: hormigón; rellenos de carretera; rellenos de vertedero; arcillas, limos, gravas y arenas; margas muy fracturadas; margas ligeramente fracturadas; margas. Con esa información, se construyó el modelo geológico base, cuyo límite superior quedó definido por la topografía y el inferior por una cota de 700 metros a nivel del mar (Figura 10). Dicho límite inferior del acuífero

contaminado corresponde a la unidad de margas no fracturadas, poco permeable y que retiene el avance de los contaminantes DNAPLs. La construcción del modelo geológico es importante para comparar las unidades geológicas más afectas por la contaminación y definir los límites del acuífero.

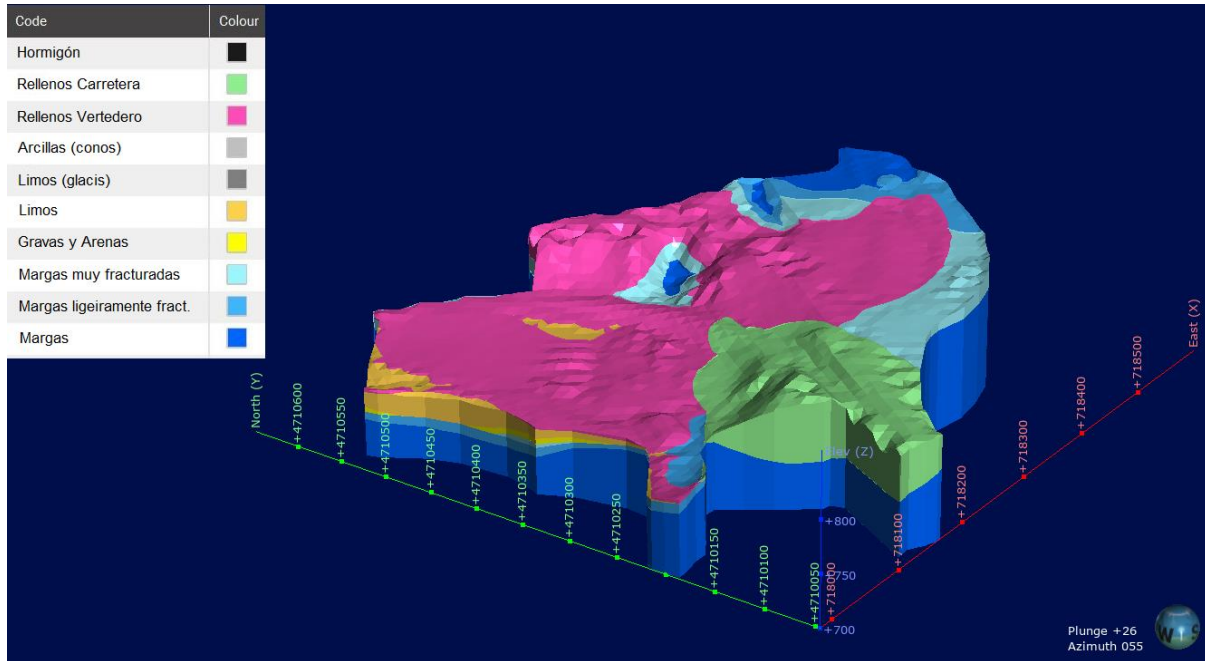


Figura 10: Modelo Geológico del Vertedero de Sardas (Naranjo et al. 2020).

Para la construcción de la superficie potenciométrica fueron utilizados los niveles de agua de 93 puntos de medida correspondientes a 2015 (Figura 11) y de 62 puntos para los años 2017 y 2019 (Naranjo et al. 2020). La superficie potenciométrica es fundamental para definir el límite superior del modelo para los contaminantes disueltos, evaluados solo para la zona saturada del acuífero.

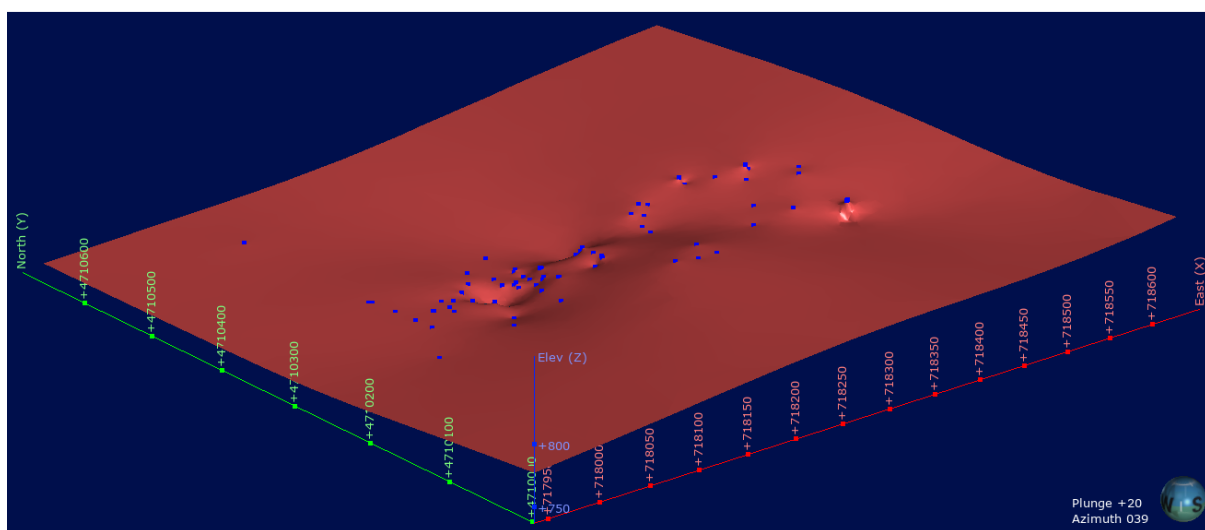


Figura 11: Superficie potenciométrica (rojo) y puntos de medición (azul) en el año de 2015 (Naranjo et al. 2020).

La última fuente de datos para la construcción del modelo fueron los resultados de los análisis químicos en muestras recogidas en piezómetros de monitoreo: 77 puntos de medida en 2015 y 62 puntos para los años 2017 y 2019 (Naranjo et al., 2020). Las campañas de muestreo fueron realizadas por EMGRISA en los meses de marzo, junio, septiembre y diciembre. Para el modelo se utilizaron los datos del mes de septiembre dado que, tras la época estival, la dilución de los contaminantes es menor (Naranjo et al., 2020). De los parámetros químicos con los que se cuenta, se ha escogido la suma de los contaminantes de hexaclorociclohexano (HCH) disueltos en agua para los tres años evaluados, cuyo resumen estadístico puede ser observado en las cajas bigotes de la Figura 12, 13 y 14. De los parámetros trabajados por Naranjo et al. (2020), conductividad eléctrica, clorobenceno y suma de hexaclorociclohexano, se ha elegido hexaclorociclohexano pues cubre directamente el lindano y sus isómeros.

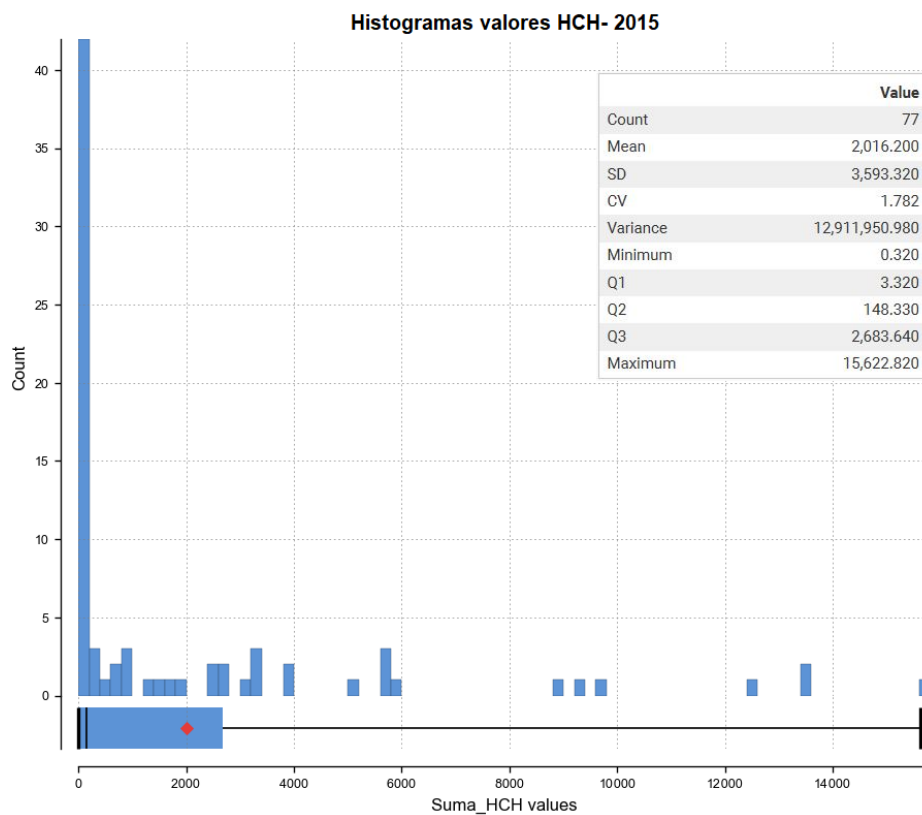


Figura 12: Histograma, diagrama de caja y bigotes y conjunto de parámetros estadísticos para las concentraciones de suma de hexaclorociclohexano obtenidas en el muestreo de 2015.

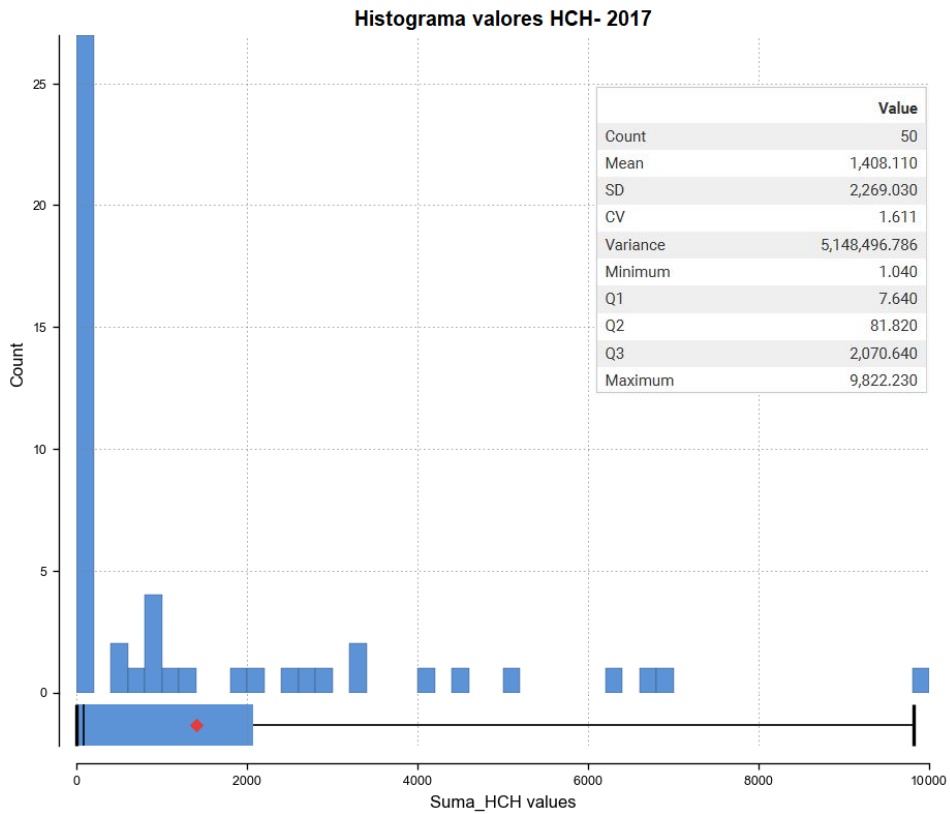


Figura 13: Histograma, diagrama de caja y bigotes y conjunto de parámetros estadísticos para las concentraciones de suma de hexaclorociclohexano obtenidas en el muestreo de 2017.

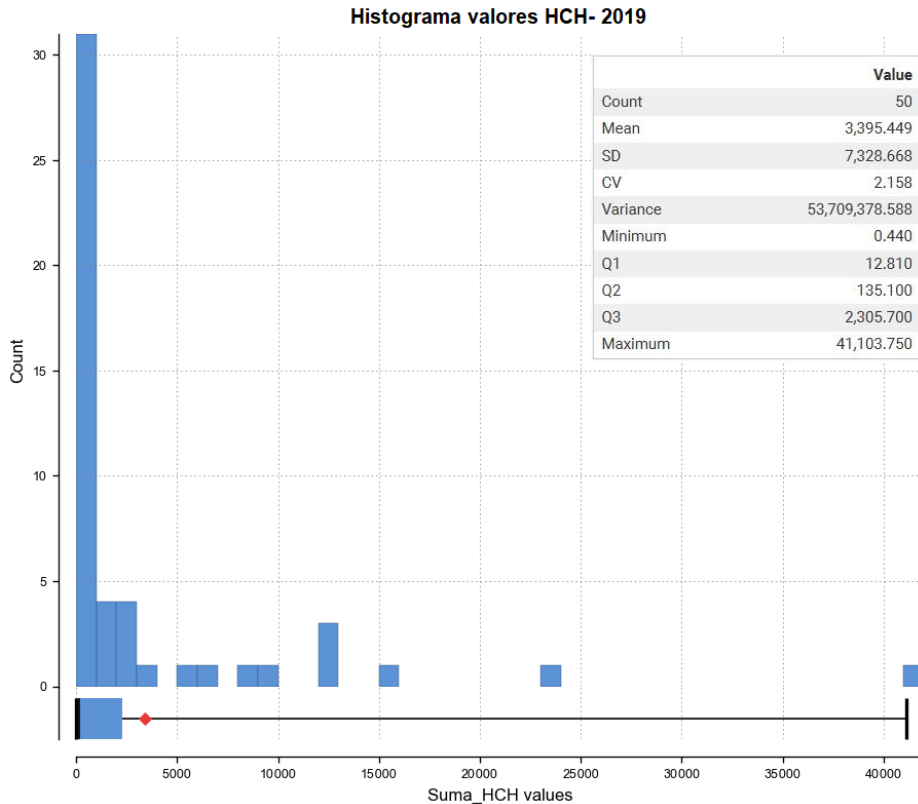


Figura 14: Histograma, diagrama de caja y bigotes y conjunto de parámetros estadísticos para las concentraciones de suma de hexaclorociclohexano obtenidas en el muestreo de 2019.

El modelo geológico, la superficie potenciométrica y las concentraciones de HCH obtenidos de Naranjo et al. (2020) son la base de los modelos realizados para este trabajo de fin de máster, en el que se utilizó el *Contaminant Extension* del software Leapfrog Works (Seequent, 2021) para su construcción. Dicha extensión es dividida entre las herramientas de *Estimation*, donde son hechos los cálculos de interpolación entre los puntos, y *Block Models*, donde los valores calculados son representados en un modelo de bloques. Para hacer la estimación de los valores es necesario atribuir un dominio, los valores que serán base para el cálculo, el modelo de distribución espacial y el método de estimación y sus parámetros.

El dominio utilizado para hacer la evaluación de los datos es una combinación entre la superficie potenciométrica del año correspondiente, que delimita la parte superior del dominio, el techo de la capa de margas, que corresponde al límite inferior, y el límite lateral, que es el mismo que el adoptado para el modelo geológico. En todos los modelos fue utilizado un *Soft Boundary* que considera todos los valores analizados y no sólo los datos ubicados dentro del límite evaluado.

Los elipsoides de los modelos espaciales fueron definidos en función del ajuste de los variogramas para los ejes mayor, intermedio y menor. Como el valor de *total sill* es el mismo para cada uno de los variogramas, la preferencia de ajuste se hace en función del eje mayor. Los parámetros de los elipsoides para los años de 2015, 2017 y 2019 se muestran en la Tabla 1. En todos los casos fue utilizado un variograma de función esferoidal (Figuras 15, 16 y 17).

<b>Parámetros</b>	<b>2015</b>	<b>2017</b>	<b>2019</b>
<b><i>Dip</i></b>	0,55	8,47	5,87
<b><i>Dip Azimuth</i></b>	178,43	270,64	283,88
<b><i>Pitch</i></b>	90,00	90,00	90,00
<b><i>Angle Tolerance</i></b>	29,5	29,5	29,5

Tabla 1: Parámetros de construcción de los elipsoides de interpolación.

Para la construcción del modelo de bloques fueron estimados los valores en función de cinco métodos distintos para los tres años evaluados: Inverso de la Distancia (*Inverse Distance*), Vecino más Cercano (*Nearest Neighbors*), RBF, Kriging Simple y Kriging Ordinario. En el método de Inverso de la Distancia se utilizaron los siguientes parámetros: el elipsoide para cada año correspondiente, el interpolador con función exponente de 2,0, consideración de todos los valores para el análisis y mínimo de una muestra y máximo de 20 para la definición de los valores de búsqueda. Los métodos de Vecino más Cercano y RBF también utilizaron el elipsoide correspondiente para cada uno de los años y todos los valores para el análisis. Para los métodos de Kriging, Ordinario y Simple, se utilizaron todos los valores para los cálculos, con búsqueda entre una y veinte muestras, con el interpolante definido por el modelo del variograma y en el caso del Kriging Simple fue utilizado un *mean value* de 0,001.

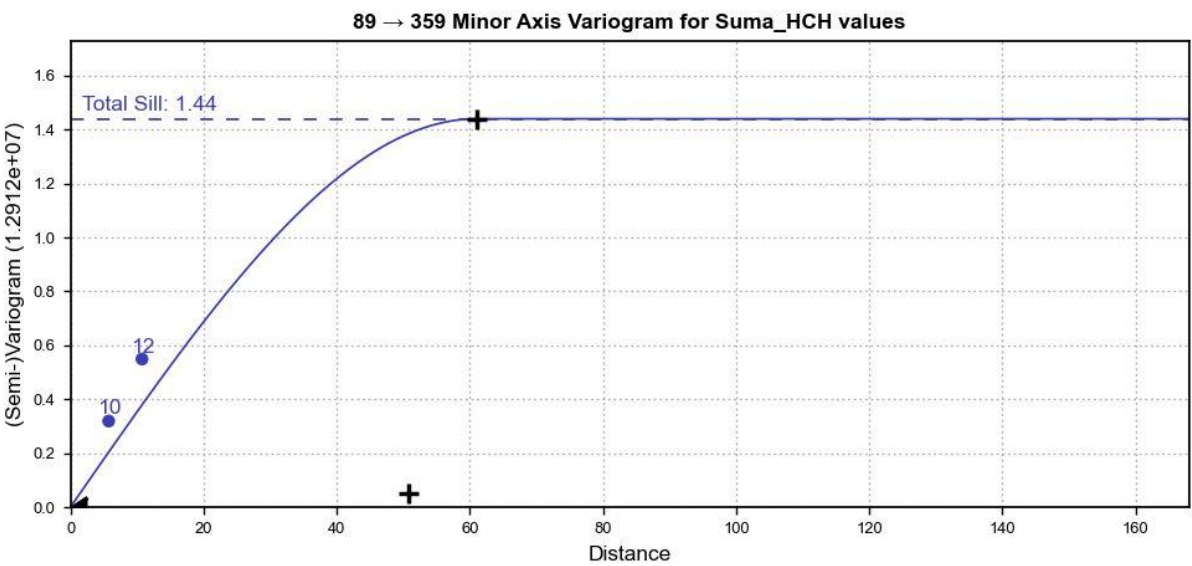
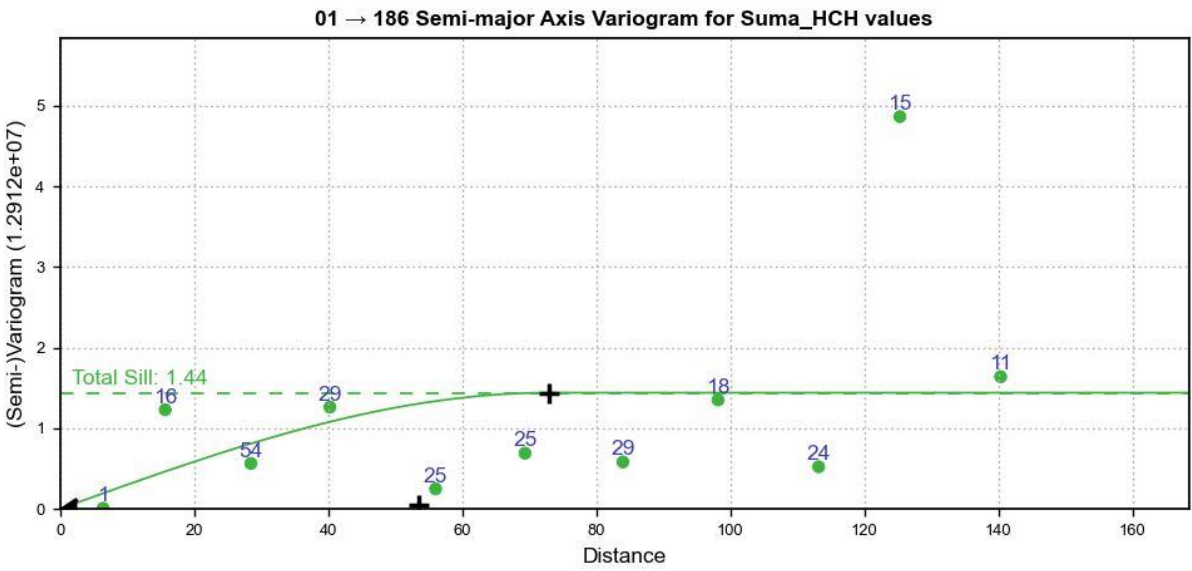
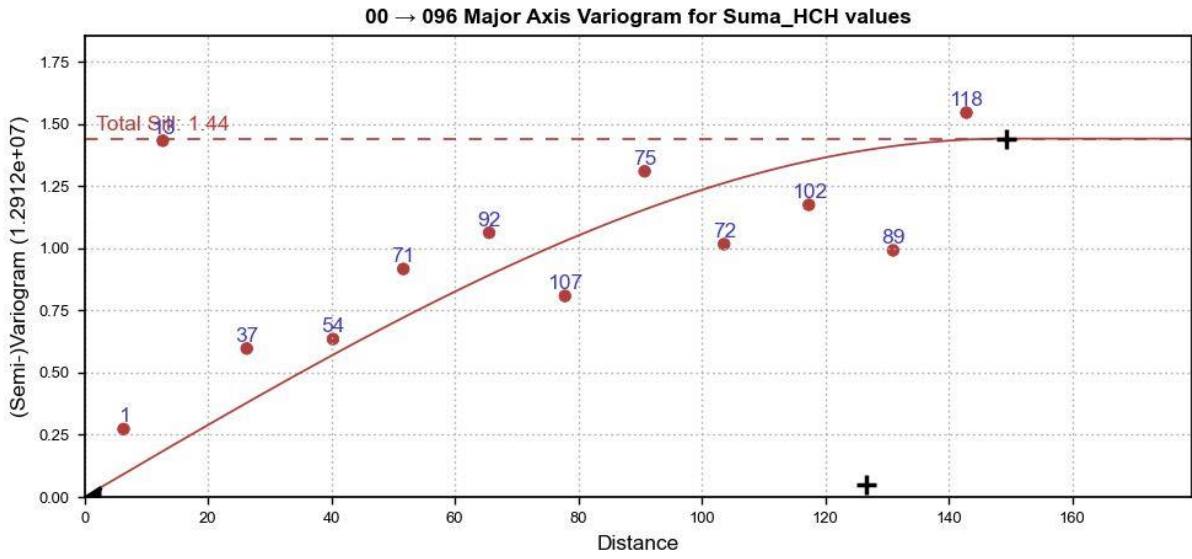


Figura 15: Variograma de los elipsoides para el año de 2015.

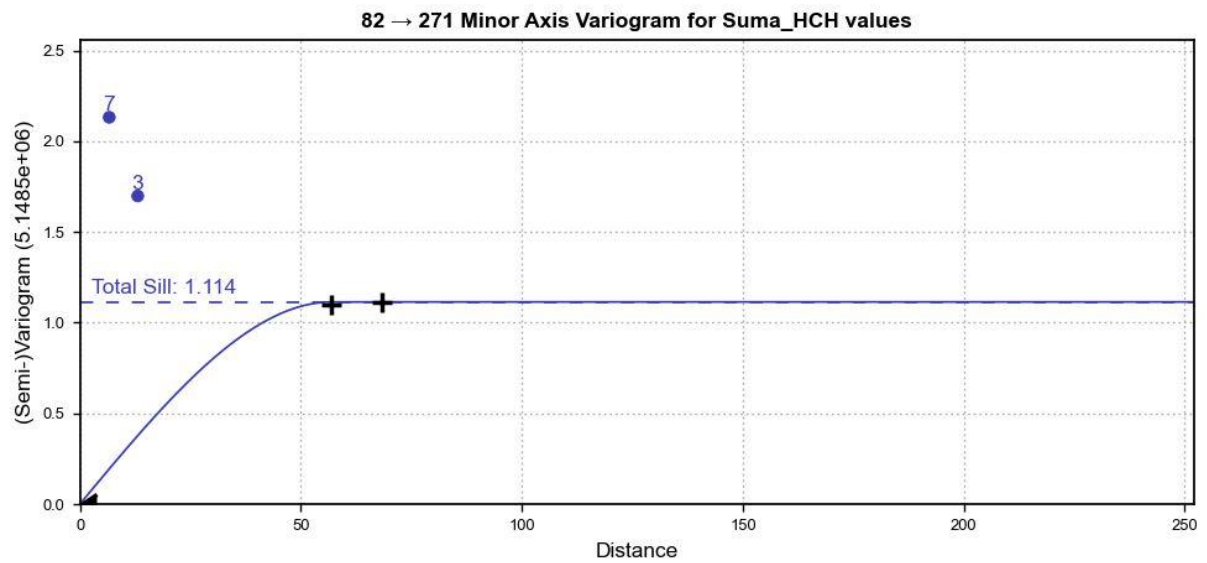
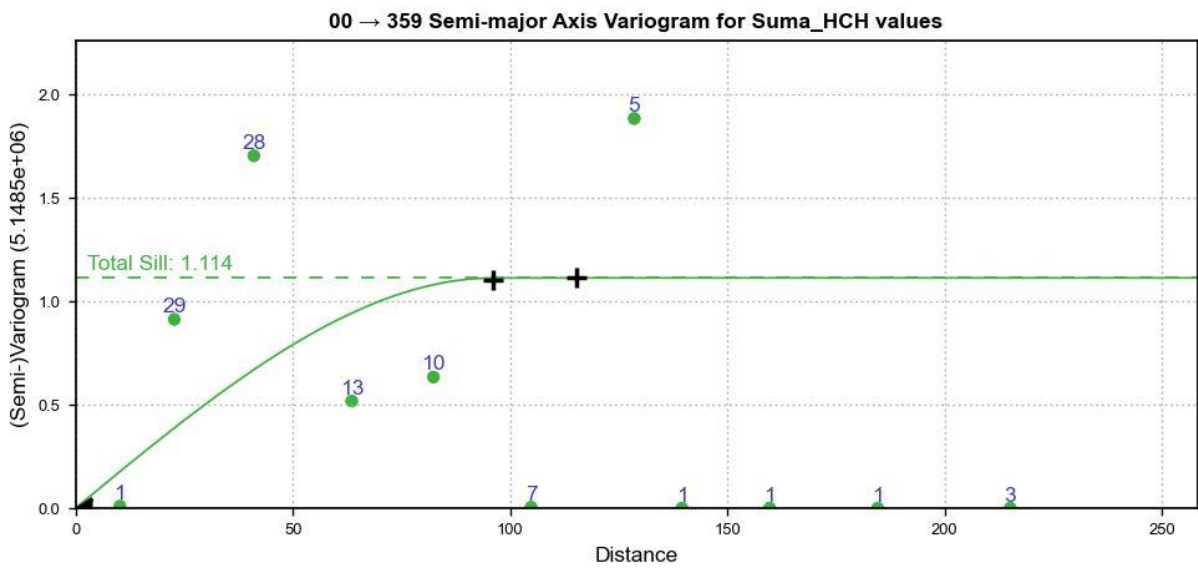
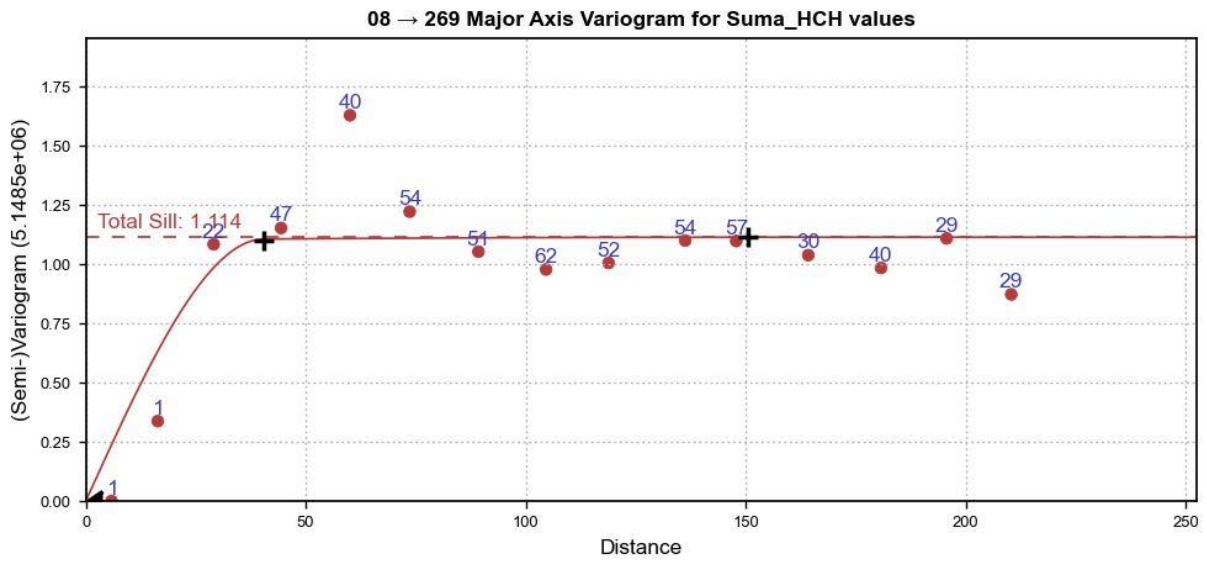


Figura 16: Variograma de los elipsoides para el año de 2017.

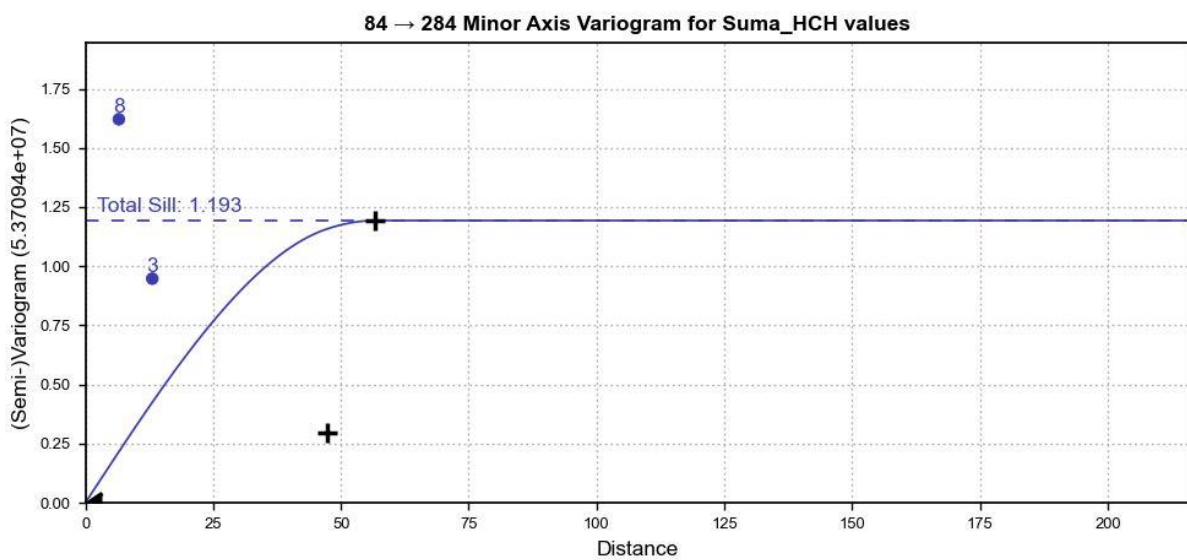
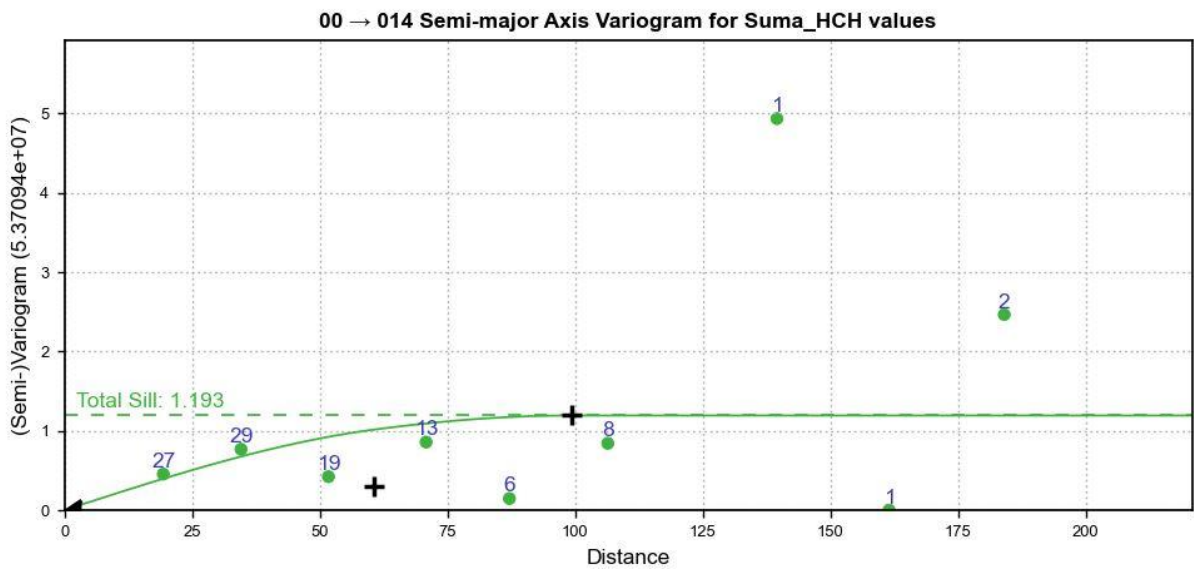
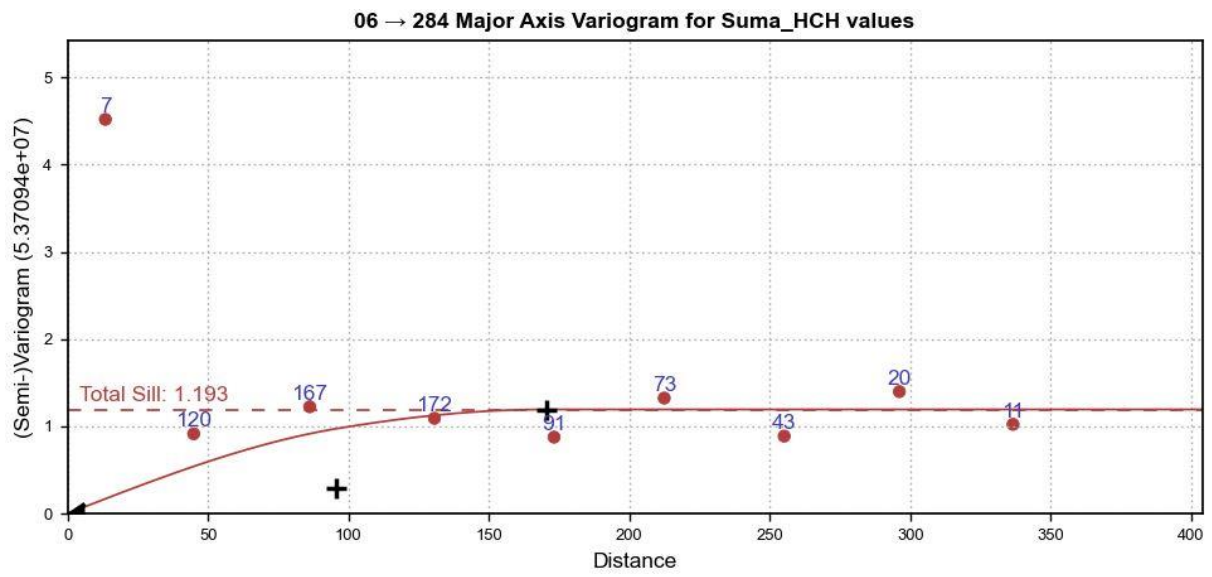


Figura 17: Variograma de los elipsoides para el año de 2019.

Después de obtener los valores por los distintos métodos de estimación, fueron construidos una serie de modelos de bloques para cada año, considerando todos los métodos de interpolación utilizados, el modelo geológico (Naranjo et al., 2020) y el modelo construido por Naranjo et al. (2020) sin la extensión de contaminantes. El tamaño del bloque utilizado fue de 2x2x2, considerando el mismo límite del modelo geológico. Esto supone un conjunto de modelos que suman 12.443.301 bloques cada uno.

Además de la visualización del modelo de bloques construidos con los valores calculados para los interpoladores, la herramienta también presenta una serie de funciones para verificación y presentación de los resultados. Con la función *Block Estimate Interrogation* es posible verificar, para cada uno de los bloques del modelo, cuáles de los puntos de análisis fueron utilizados para el cálculo, su proporción para la definición de los valores y la distancia del bloque y el punto utilizado para el cálculo. La función *Swat Plot* permite comparar las diferencias entre los métodos de interpolación por medio del valor medio de filas en cada uno de los ejes de orientación. Por último, la función *Report* permite establecer un resumen en forma de tabla de los resultados de concentración de los contaminantes obtenidos para cada unidad geológica, con la concentración media en cada una y la masa total de contaminantes. Como el programa *Leapfrog Works* (Seequent, 2021) proporciona los resultados de concentración media y masa final de contaminantes para cada modelo trabajado, el valor correcto de la masa final de contaminantes debe tener en consideración la porosidad de la roca en la que cada bloque está situado. Eso se debe a que el modelo considera que cada celda está compuesta enteramente por el contaminante en determinada concentración, y al conocer las dimensiones de cada bloque es posible calcular la masa total. Para añadir la porosidad en el modelo, que disminuiría la masa final, ya que cada bloque también contiene un volumen de roca, el programa presenta una función de cálculos y filtros, donde es posible crear nuevas variables y condiciones para la presentación de los datos. Con la posibilidad de construir una variable donde cada unidad geológica es representada por un número, su porosidad, es posible multiplicar el resultado final de la interpolación por dicho número para cada unidad geológica, y así obtener la cantidad real de masa de contaminante en cada una de ellas. Las porosidades se muestran en la Tabla 2.

Para eliminar los valores de concentraciones negativas producidas por los interpolantes de Kriging simple y ordinario, se utilizó un condicional *if*, por el cual, si los valores calculados son mayores que cero, los valores permanecen igual, mientras que los inferiores darían un valor igual a cero. También ha sido añadido un filtro por el que solo se aceptan valores en los que el bloque tenga un valor de concentración de contaminantes y un modelo geológico también válido.

<b>Unidad geológica</b>	<b>Porosidad</b>
Hormigón	0,01
Rellenos Carretera	0,3
Rellenos Vertedero	0,3
Arcillas	0,03
Limos	0,08
Gravas y Arenas	0,2
Margas muy fracturadas	0,1
Margas ligeramente fracturadas	0,03
Margas	0,02

Tabla 2: Porosidades adoptadas para cada unidad geológica.

#### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con los métodos de interpolación del Kriging Simple, Kriging Ordinario, RBF, Inverso de la Distancia y Vecino más Cercano fueron producidos quince modelos de bloques que representan la variación espacial de la contaminación por HCH en el vertedero del Sardas y su entorno. Además de los modelos producidos por medio de cada método de interpolación, se realizaron tres modelos de bloques, uno para cada año evaluado, con las concentraciones obtenidas por Naranjo et al. (2020). Los modelos tridimensionales permiten obtener una evaluación espacial de la contaminación, con la distribución de las zonas de mayor presencia de contaminantes. También han permitido analizar la variación temporal entre 2015 y 2019 y establecer una comparación entre los métodos evaluados. Los modelos de bloques obtenidos por medio de la extensión de contaminantes del *Leapfrog Works* (Seequent, 2021) trabajados se muestran en las Figuras 18 a 38.

Con la herramienta *Report* fue posible obtener la concentración media de HCH y la masa total en cada uno de los tramos geológicos-antrópicos para los distintos modelos aplicados, con los datos de 2015, 2017 y 2019 (Tablas 3 y 4). Los resultados de concentración media de contaminantes son obtenidos por medio de la media de los valores interpolados para cada bloque, mientras que los resultados de masa total de HCH representan la relación de la concentración en cada bloque con el volumen que cada bloque representa, teniendo en cuenta también la porosidad de la unidad geológica a la que este corresponde.

Con la distribución espacial de contaminantes, obtenida por los modelos de bloques, los resultados numéricos de masa y concentración media de los contaminantes, así como las herramientas de evaluación disponibles en el *Leapfrog Works* (Seequent, 2021), es posible comparar los distintos métodos de interpolación y construir los modelos de contaminación tridimensionales. Además, es posible evaluar las ventajas y aplicabilidades de la extensión para la representación tridimensional de contaminantes en casos semejantes al del vertedero Sardas.

<b>Concentración Media de HCH en 2015</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (µg/L)</b>	<b>Kriging Ordinario (µg/L)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (µg/L)</b>	<b>RBF (µg/L)</b>	<b>Inverso de la Distancia (µg/L)</b>	<b>Vecino más Cercano (µg/L)</b>
Rellenos Carretera	92,29	202,32	27,87	99,52	744,34	72,52
Rellenos Vertedero	1.874,99	2.139,05	2.005,40	1.803,59	3.671,31	2.431,11
Limos	167,07	891,30	142,72	162,20	1.448,48	158,68
Gravas y Arenas	758,88	830,80	570,13	718,78	1.412,53	659,70
Margas muy fracturadas	463,36	1.349,37	543,17	383,92	1.707,46	635,61
Margas ligeramente fracturadas	549,42	1.129,81	404,84	451,64	1.707,56	539,78
<b>Total</b>	<b>553,28</b>	<b>1.168,51</b>	<b>540,40</b>	<b>504,24</b>	<b>1.812,55</b>	<b>654,34</b>
<b>Concentración Media de HCH en 2017</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (µg/L)</b>	<b>Kriging Ordinario (µg/L)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (µg/L)</b>	<b>RBF (µg/L)</b>	<b>Inverso de la Distancia (µg/L)</b>	<b>Vecino más Cercano (µg/L)</b>
Rellenos Carretera	128,99	737,72	11,64	22,99	1.010,68	56,11
Rellenos Vertedero	302,10	918,30	326,98	515,32	850,89	366,38
Limos	129,71	984,39	102,34	137,78	1.265,34	133,59
Gravas y Arenas	576,58	901,56	497,98	634,50	1.252,51	531,53
Margas muy fracturadas	177,60	1.226,59	243,73	309,45	1.011,54	245,16
Margas ligeramente fracturadas	427,12	1.273,46	289,17	456,66	1.330,92	426,70
<b>Total</b>	<b>242,38</b>	<b>1.078,03</b>	<b>215,67</b>	<b>306,99</b>	<b>1.160,22</b>	<b>262,64</b>
<b>Concentración Media de HCH en 2019</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (µg/L)</b>	<b>Kriging Ordinario (µg/L)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (µg/L)</b>	<b>RBF (µg/L)</b>	<b>Inverso de la Distancia (µg/L)</b>	<b>Vecino más Cercano (µg/L)</b>
Rellenos Carretera	359,42	420,35	780,33	435,30	1.181,31	624,94
Rellenos Vertedero	374,21	384,47	395,48	531,65	1.157,73	576,24
Limos	4.126,24	8.996,57	9.975,09	6.446,58	6.765,28	9.524,46
Gravas y Arenas	7.144,20	8.252,91	8.138,98	7.229,64	6.684,00	8.201,64
Margas muy fracturadas	1.153,64	2.938,23	2.541,13	1.220,80	2.610,68	2.221,61
Margas ligeramente fracturadas	2.209,16	5.046,53	4.292,53	2.441,84	4.182,62	3.476,96
<b>Total</b>	<b>2.726,19</b>	<b>5.638,97</b>	<b>5.788,66</b>	<b>3.717,85</b>	<b>4.550,67</b>	<b>5.406,29</b>

Tabla 03: Resumen de los resultados de concentración media de HCH en el Vertedero Sardas para los años de 2015, 2017 y 2019, según los distintos métodos empleados.

<b>Masa Total de HCH en 2015</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (kg)</b>	<b>Kriging Ordinario (kg)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (kg)</b>	<b>RBF (kg)</b>	<b>Inverso de la Distancia (kg)</b>	<b>Vecino más Cercano (kg)</b>
Rellenos Carretera	3,52	7,71	1,06	3,79	28,37	2,76
Rellenos Vertedero	205,41	234,34	219,70	197,59	402,21	266,34
Limos	13,57	72,37	11,59	13,17	117,62	12,88
Gravas y Arenas	19,63	21,49	14,75	18,59	36,53	17,06
Margas muy fracturadas	29,18	84,97	34,20	24,18	107,52	40,02
Margas ligeramente fracturadas	8,73	17,96	6,43	7,18	27,14	8,58
<b>Total</b>	<b>280,03</b>	<b>438,84</b>	<b>287,73</b>	<b>264,50</b>	<b>719,39</b>	<b>347,65</b>
<b>Masa Total de HCH en 2017</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (kg)</b>	<b>Kriging Ordinario (kg)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (kg)</b>	<b>RBF (kg)</b>	<b>Inverso de la Distancia (kg)</b>	<b>Vecino más Cercano (kg)</b>
Rellenos Carretera	3,41	19,48	0,31	0,61	26,69	1,48
Rellenos Vertedero	29,37	89,28	31,79	50,10	82,73	35,62
Limos	10,18	77,28	8,04	10,82	99,34	10,49
Gravas y Arenas	14,91	23,32	12,88	16,41	32,40	13,75
Margas muy fracturadas	11,05	76,34	15,17	19,26	62,95	15,26
Margas ligeramente fracturadas	6,82	20,33	4,62	7,29	21,25	6,81
<b>Total</b>	<b>75,75</b>	<b>306,04</b>	<b>72,80</b>	<b>104,49</b>	<b>325,36</b>	<b>83,41</b>
<b>Masa Total de HCH en 2019</b>						
<b>Unidad Geológica</b>	<b>Kriging Simple (kg)</b>	<b>Kriging Ordinario (kg)</b>	<b>Naranjo et al. 2020 (kg)</b>	<b>RBF (kg)</b>	<b>Inverso de la Distancia (kg)</b>	<b>Vecino más Cercano (kg)</b>
Rellenos Carretera	4,64	5,42	10,07	5,62	15,24	8,06
Rellenos Vertedero	33,41	34,33	35,31	47,47	103,37	51,45
Limos	318,59	694,62	770,17	497,74	522,34	735,38
Gravas y Arenas	186,24	215,14	212,17	188,46	174,24	213,80
Margas muy fracturadas	64,63	164,61	142,36	68,39	146,26	124,46
Margas ligeramente fracturadas	31,32	71,54	60,85	34,61	59,29	49,29
<b>Total</b>	<b>638,81</b>	<b>1.185,65</b>	<b>1.230,93</b>	<b>842,29</b>	<b>1.020,74</b>	<b>1.182,44</b>

Tabla 04: Resumen de los resultados de la masa de HCH en el Vertedero Sardas para los años de 2015, 2017 y 2019, según los distintos métodos empleados.

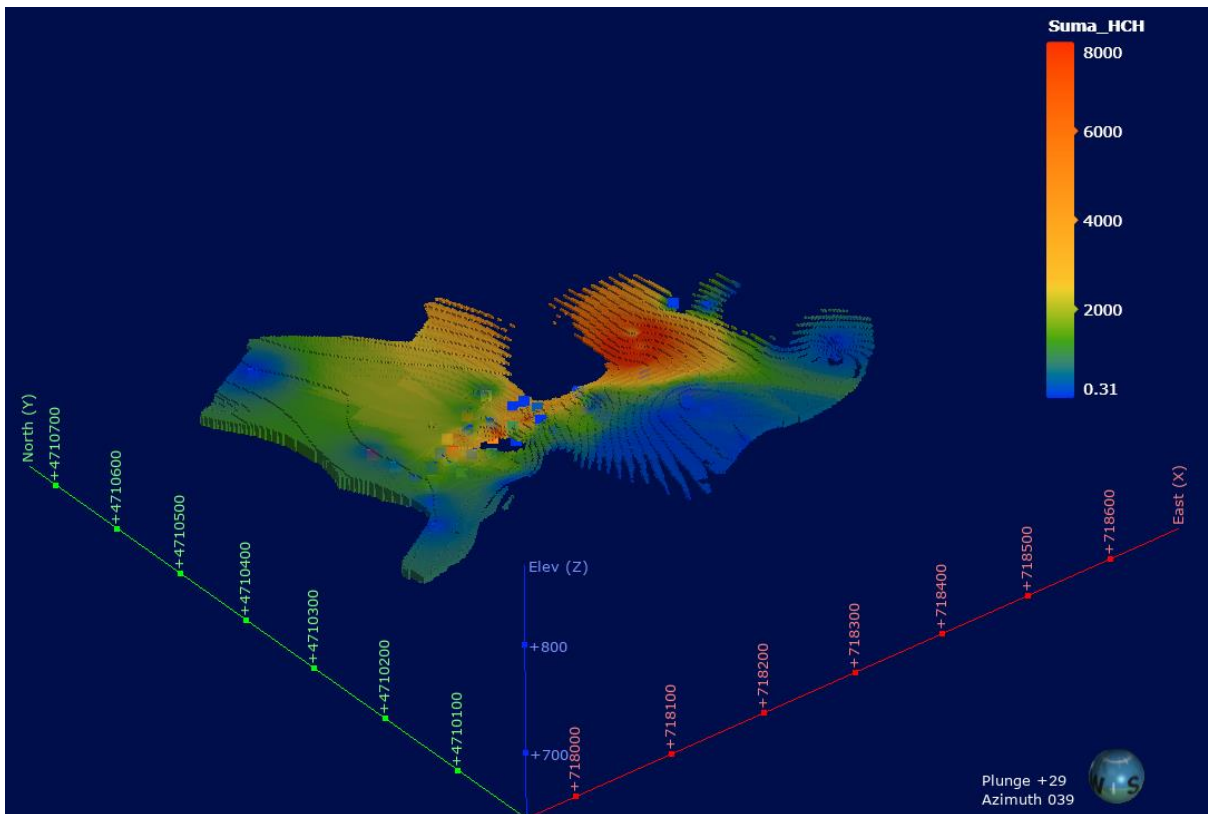


Figura 18: Modelo de bloques construido por el método del inverso de la distancia para el año de 2015.

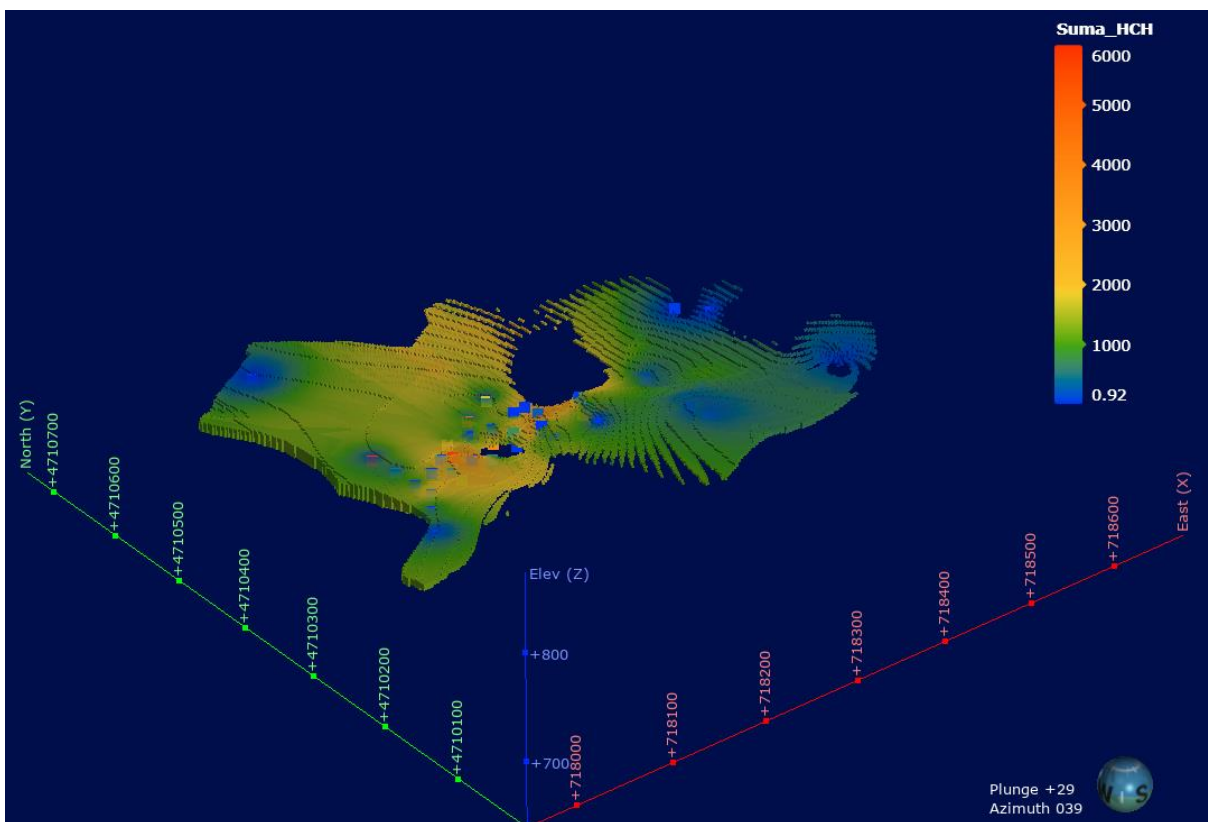


Figura 19: Modelo de bloques construido por el método del Inverso de la Distancia para el año de 2017.

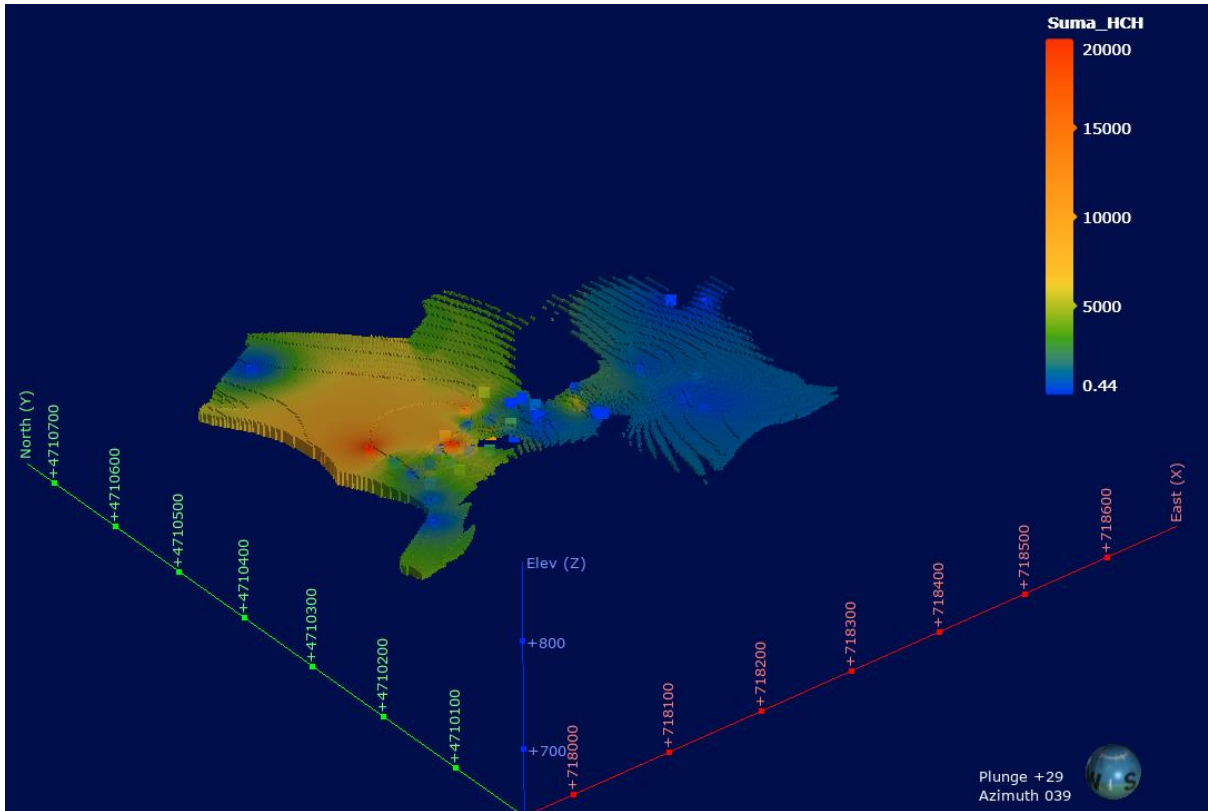


Figura 20: Modelo de bloques construido por el método del Inverso de la Distancia para el año de 2019.

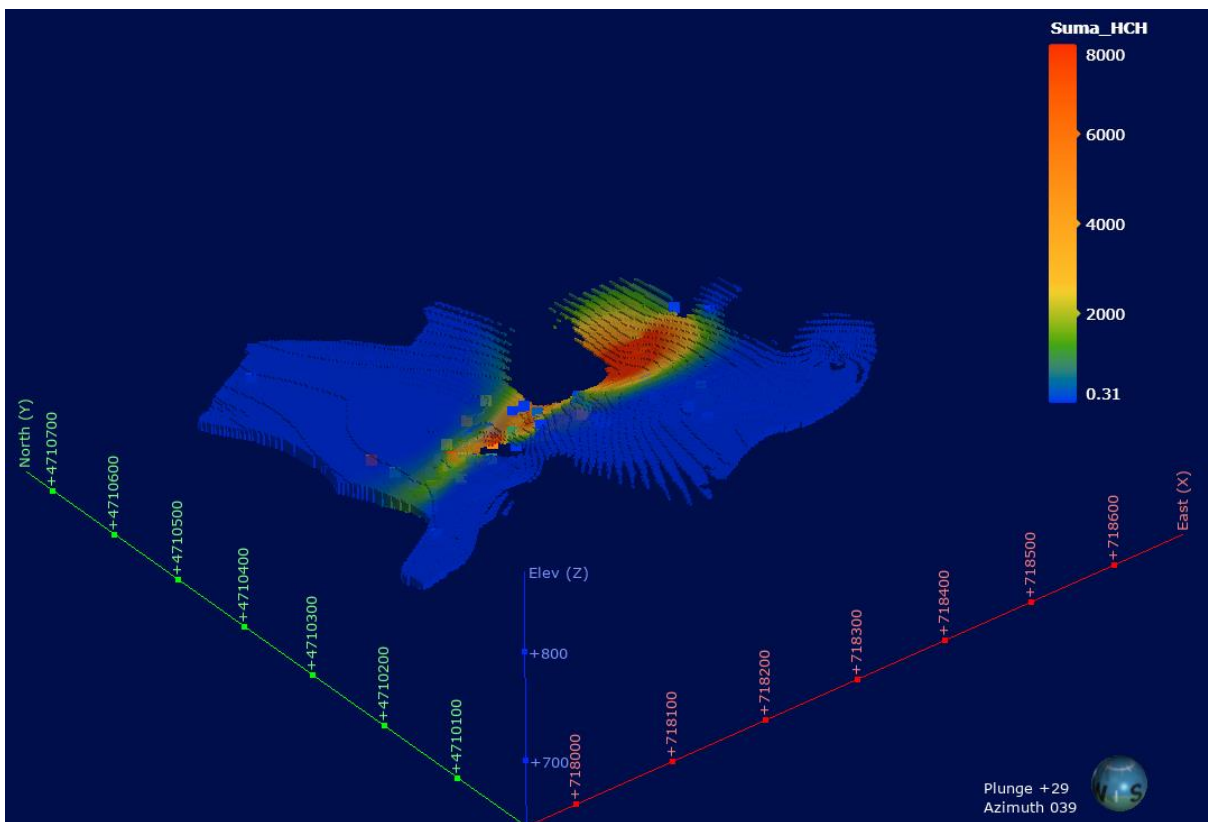


Figura 21: Modelo de bloques construido por Naranjo et al. (2020) para el año de 2015.

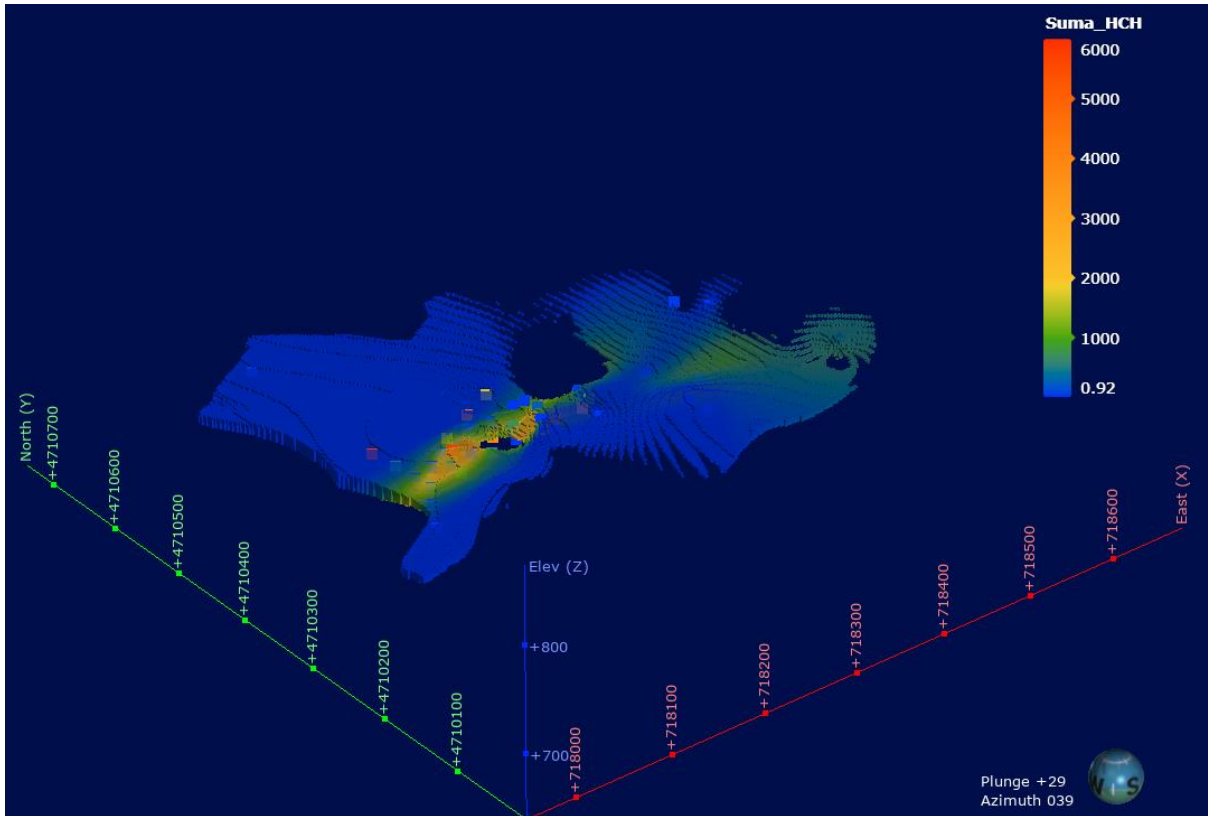


Figura 22: Modelo de bloques construido por Naranjo et al. (2020) para el año de 2017.

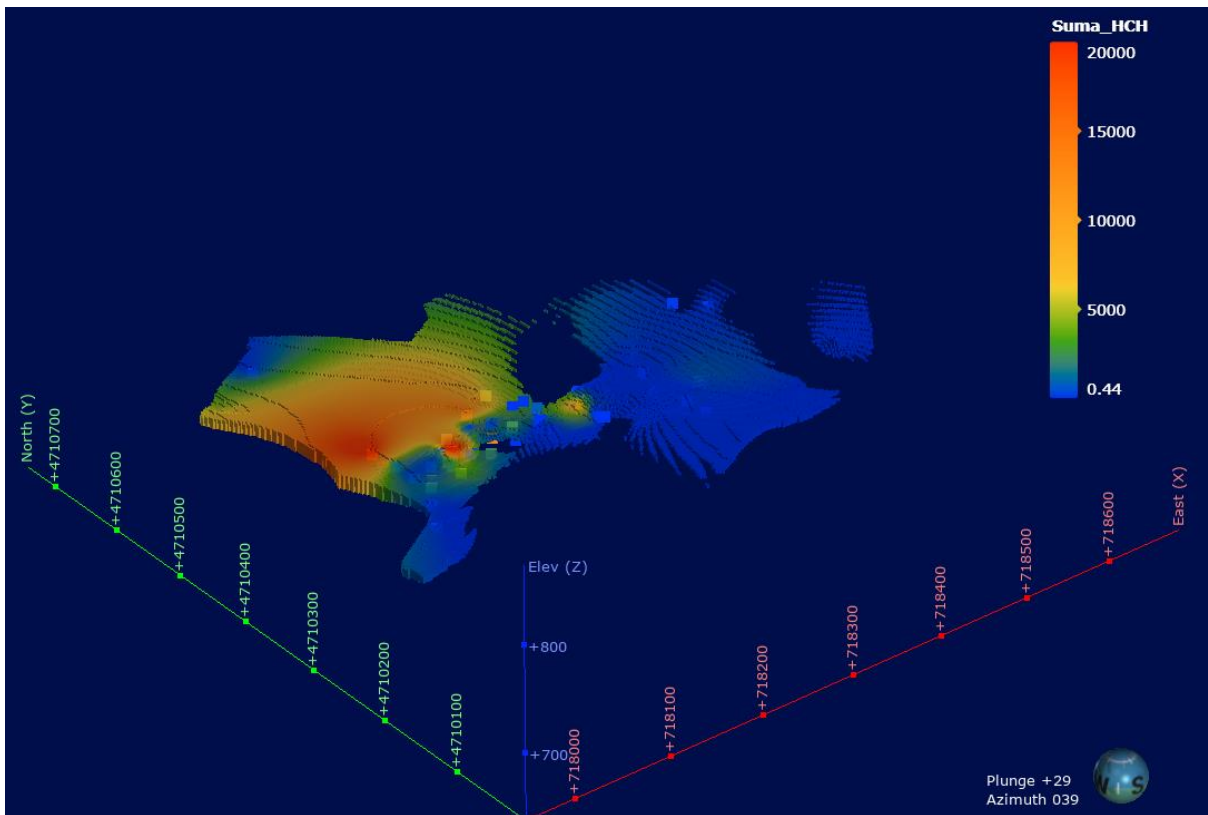


Figura 23: Modelo de bloques construido por Naranjo et al. (2020) para el año de 2019.

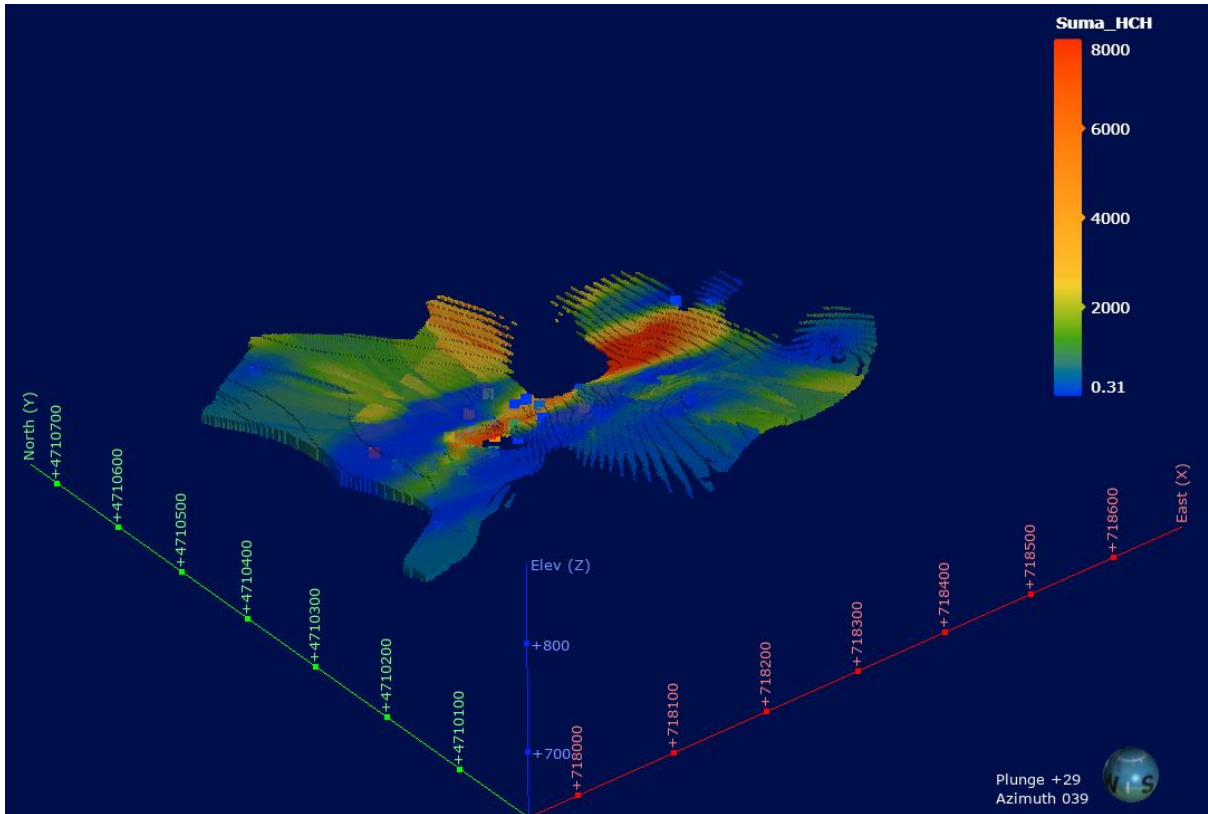


Figura 24: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Ordinario para el año de 2015.

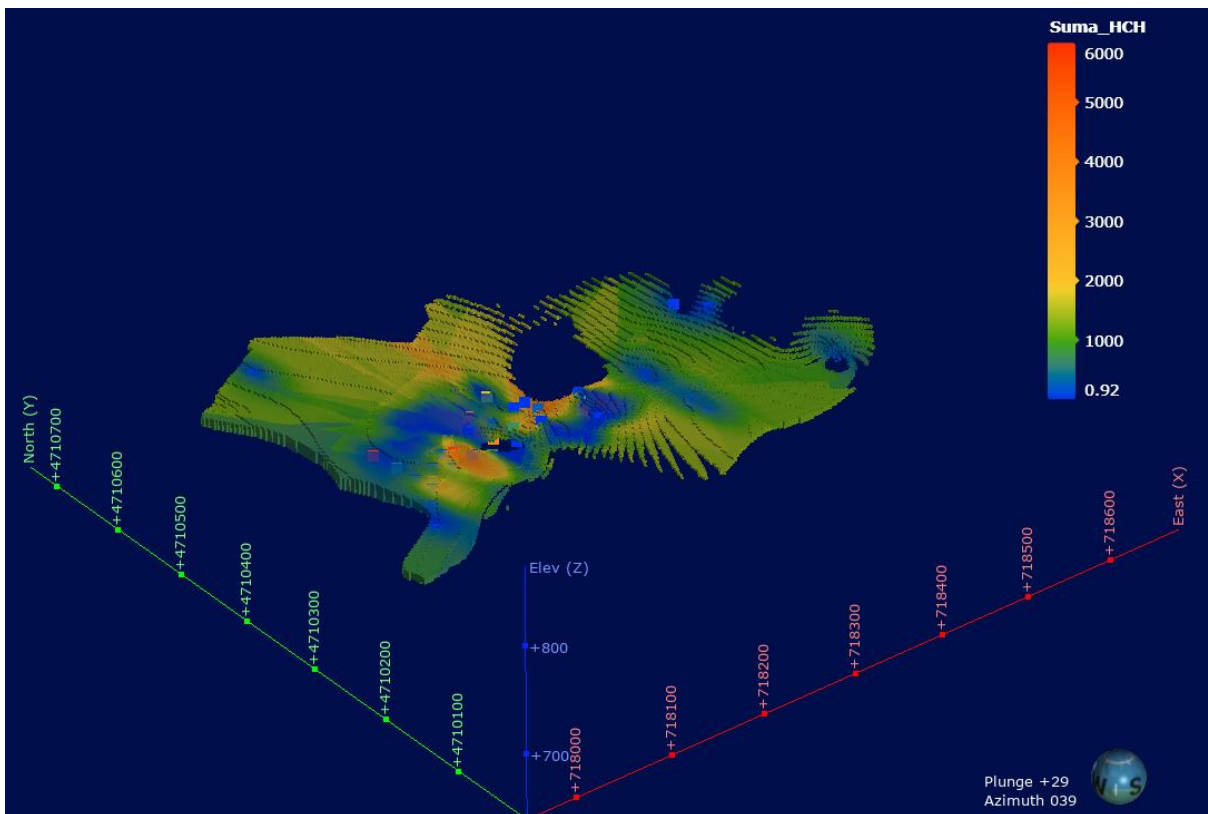


Figura 25: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Ordinario para el año de 2017.

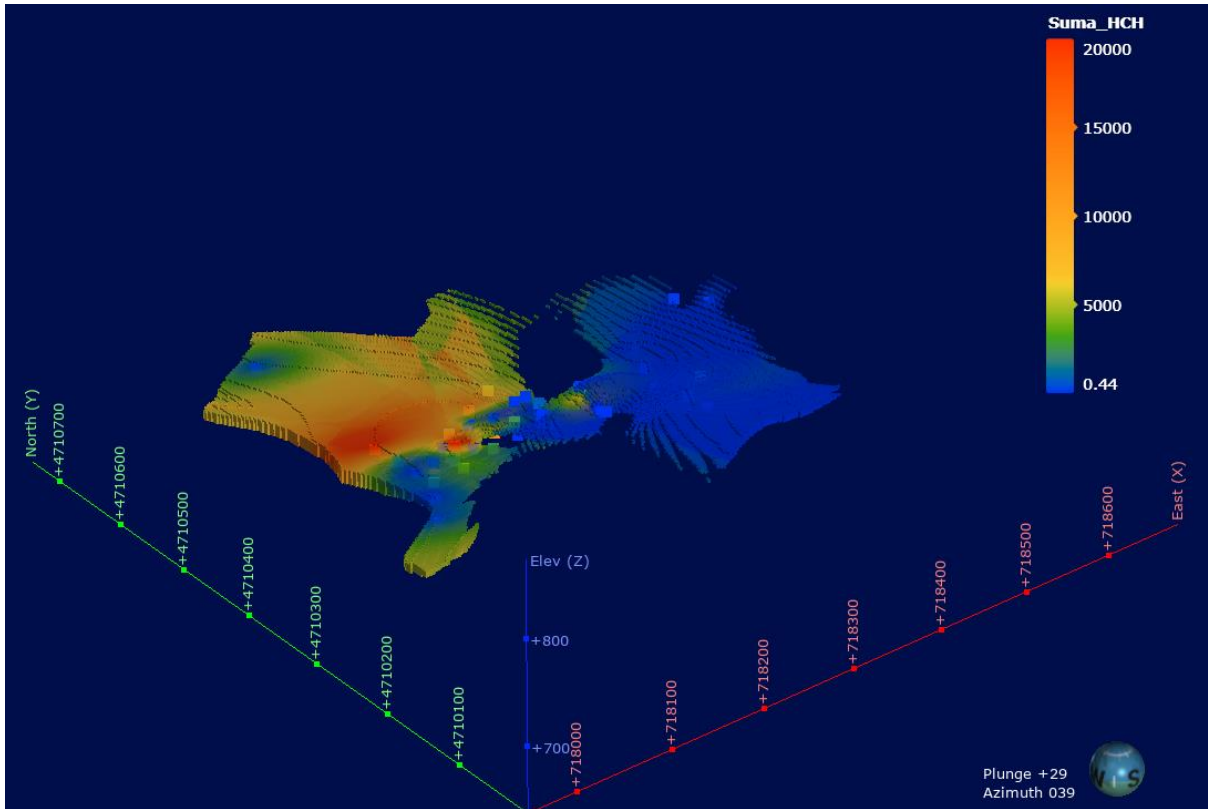


Figura 26: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Ordinario para el año de 2019.

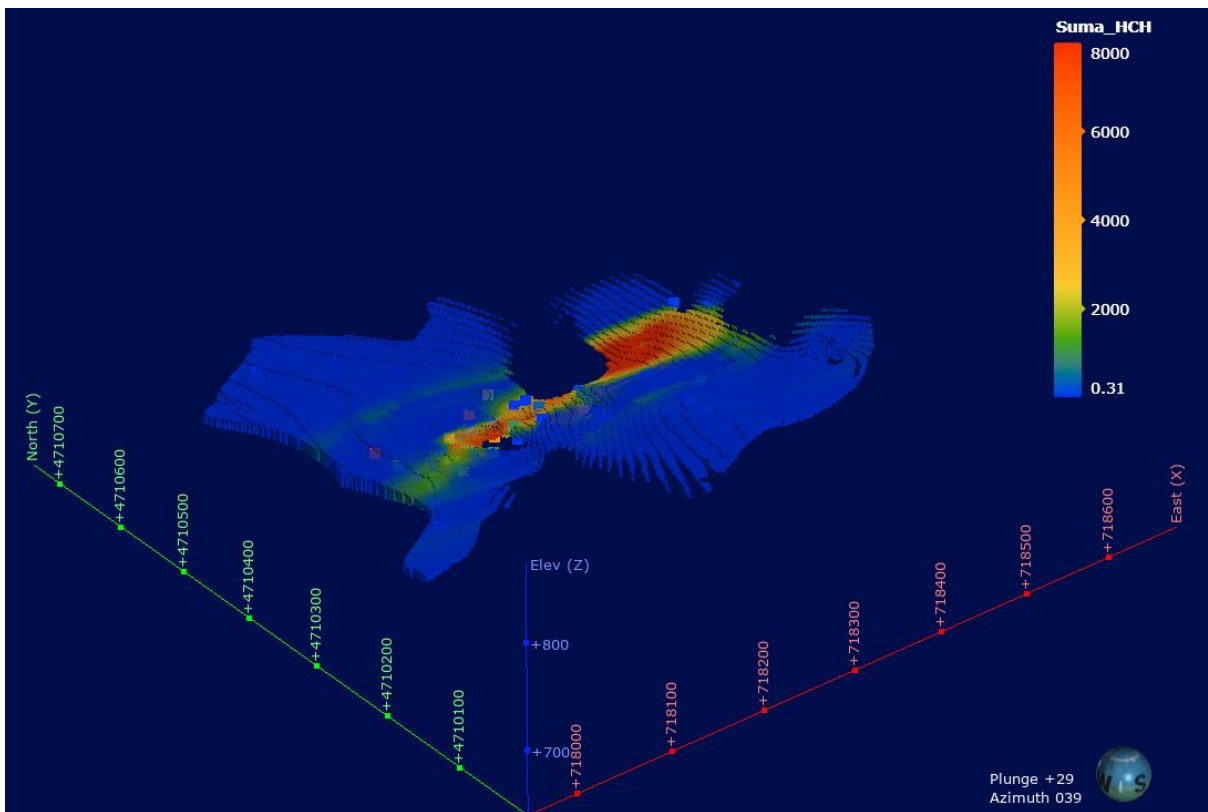


Figura 27: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Simple para el año de 2015.

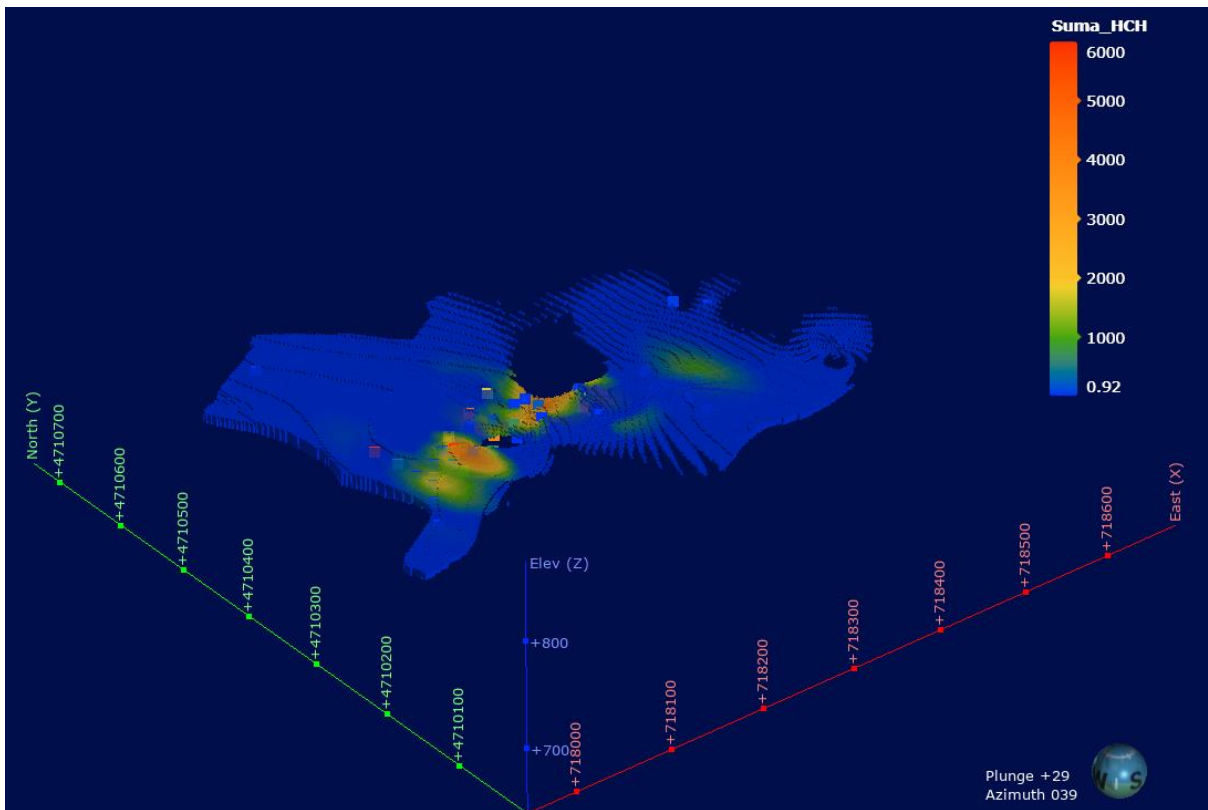


Figura 28: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Simple para el año de 2017.

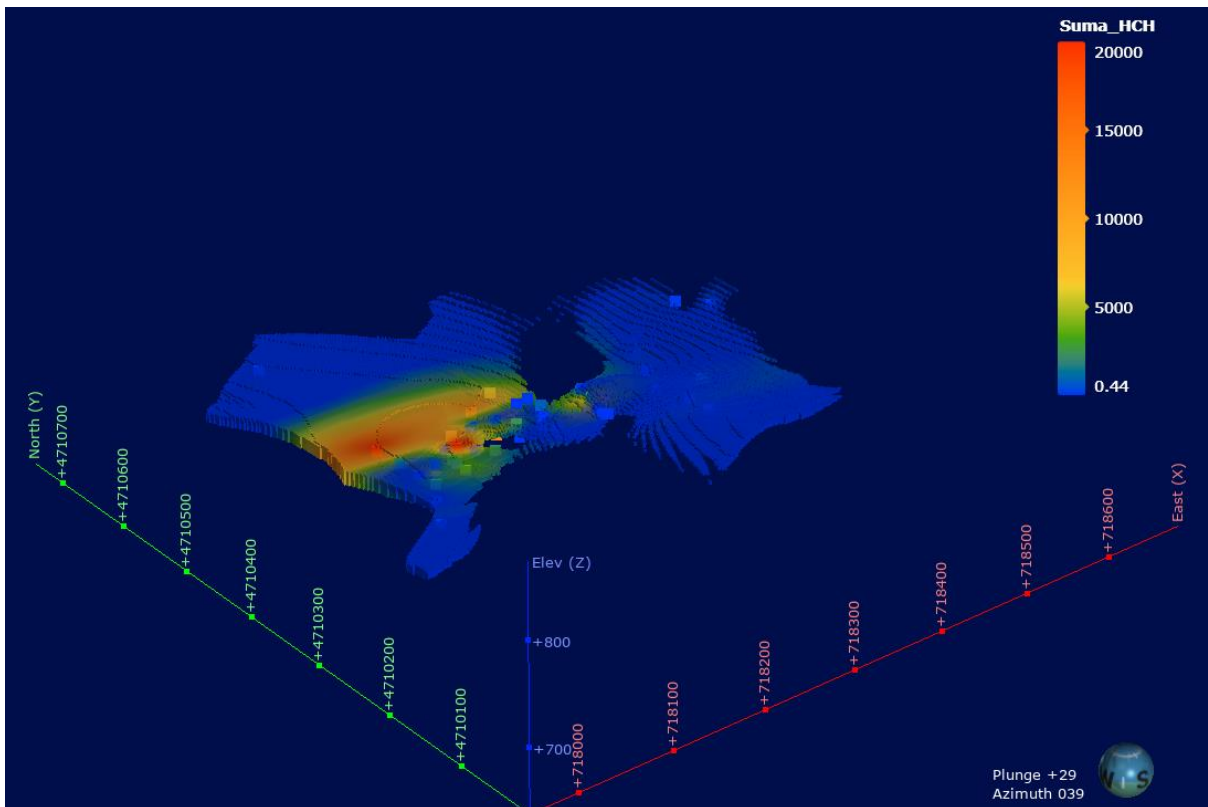


Figura 29: Modelo de bloques construido por el método de Kriging Simple para el año de 2019.

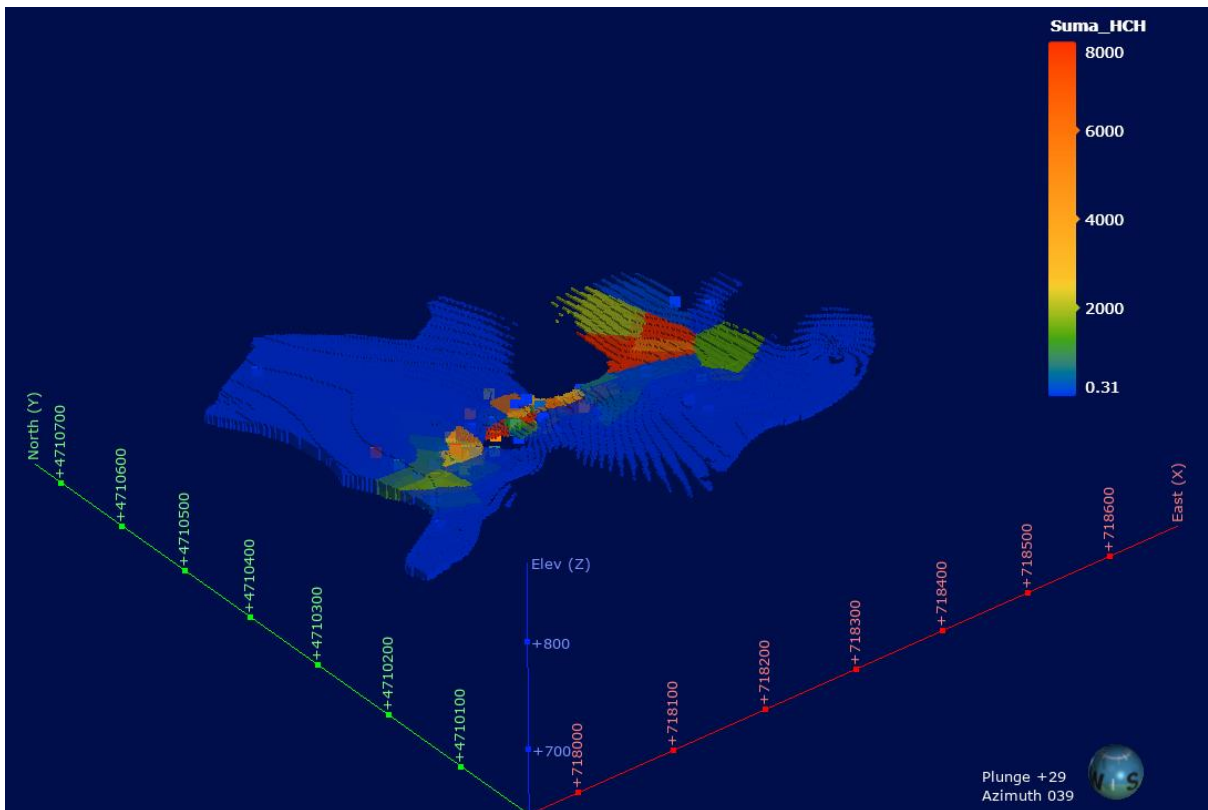


Figura 30: Modelo de bloques construido por el método de Vecino más Cercano para el año de 2015.

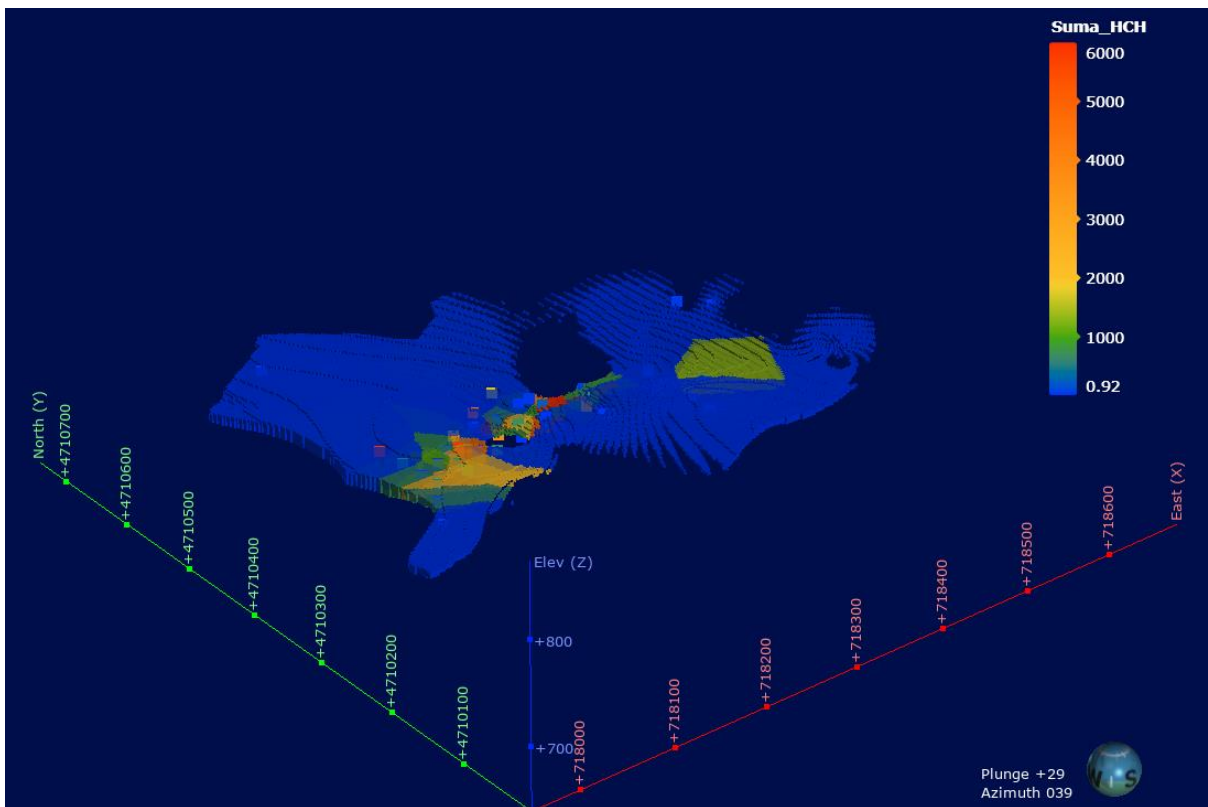


Figura 31: Modelo de bloques construido por el método de Vecino más Cercano para el año de 2017.

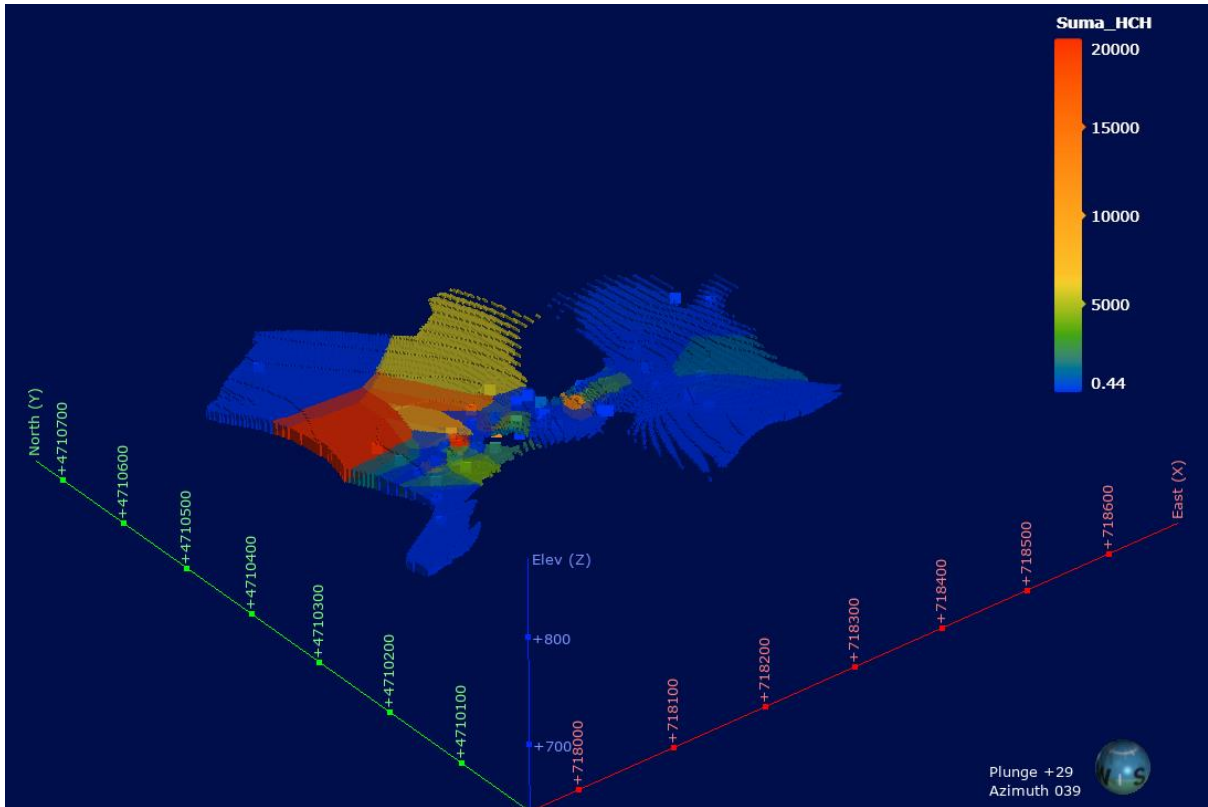


Figura 32: Modelo de bloques construido por el método de Vecino más Cercano para el año de 2019.

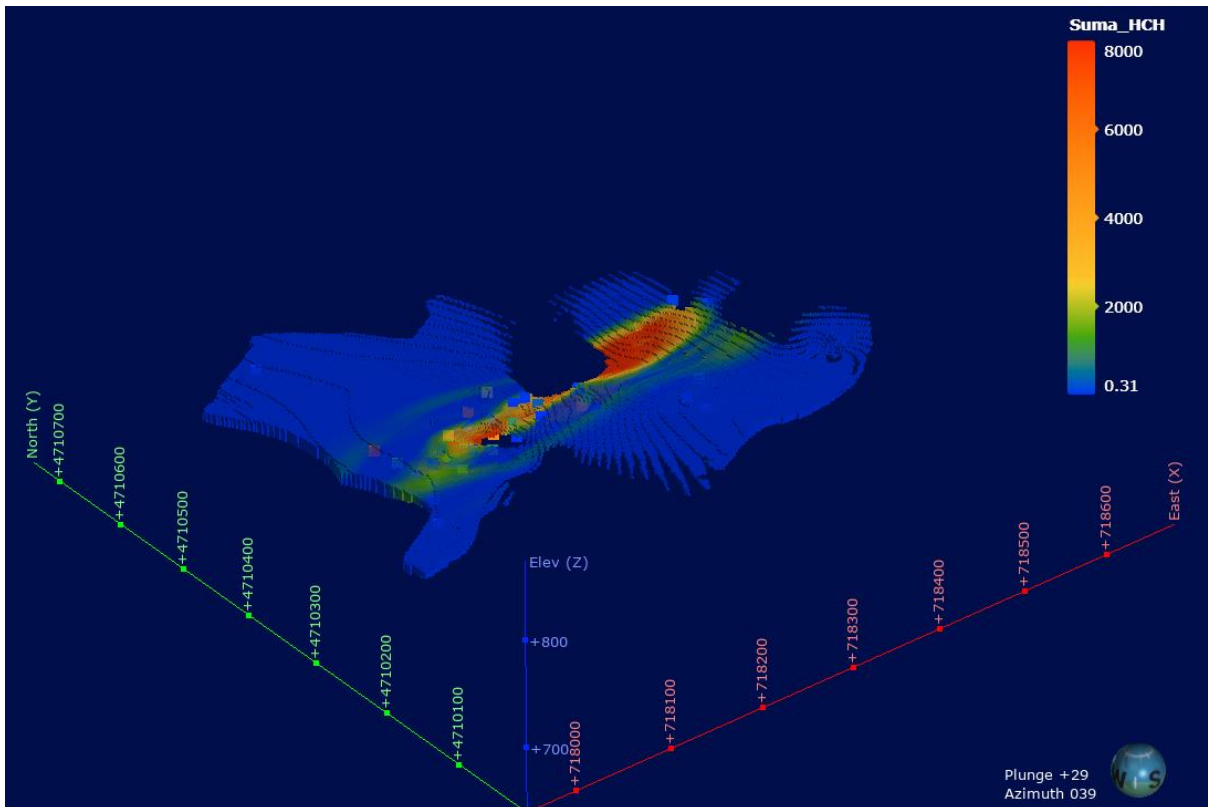


Figura 33: Modelo de bloques construido por el método RBF para el año de 2015.

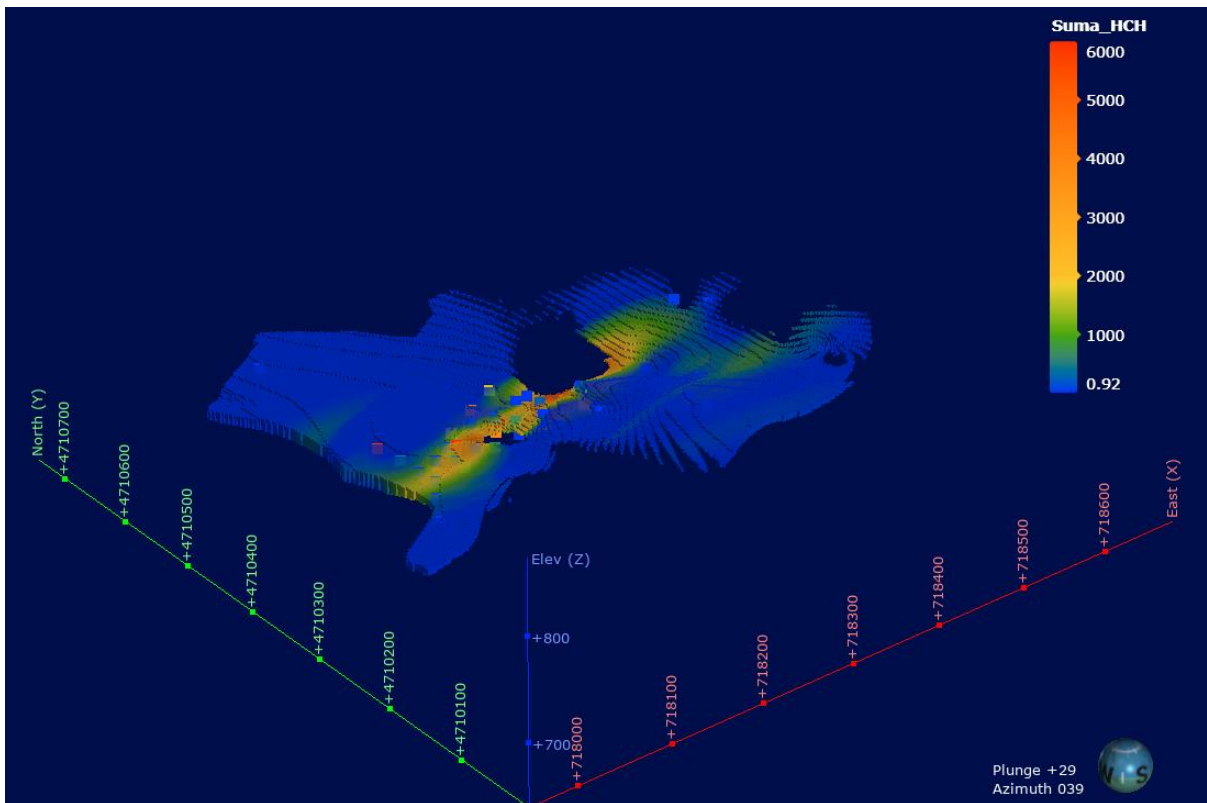


Figura 34: Modelo de bloques construido por el método RBF para el año de 2017.

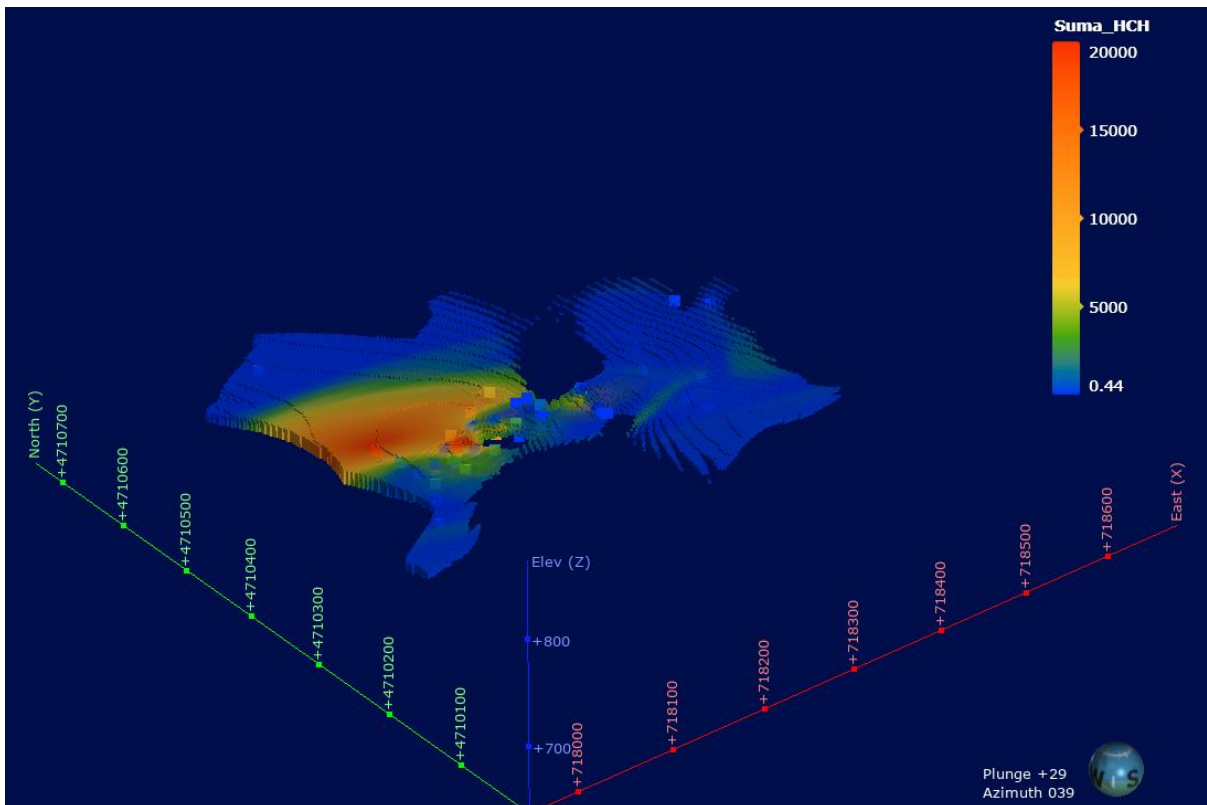


Figura 35: Modelo de bloques construido por el método RBF para el año de 2019.

Parte de las unidades que constituyen el modelo geológico de Naranjo et al. (2020) no presentan contaminación por HCH debido al dominio utilizado. El hormigón, las arcillas y las margas sin fracturas, no muestran contaminación pues dichas unidades se encuentran sobre

el nivel freático, o por debajo del límite inferior del acuífero, en caso de las margas sin fracturas.

Los valores de la masa total de HCH y su concentración media varían en función del interpolador elegido para el cálculo (Tablas 3 y 4), pero las variaciones permiten establecer tendencias con relación a la distribución de los contaminantes. En el año de 2015, la media de la masa total de contaminantes para todos los interpoladores evaluados fue de 389,69 kg de HCH, mientras que en 2017 la media era de 161,30 kg y en 2019 de 1016,81 kg. Por su parte, la concentración media para 2015 fue de 872,22  $\mu\text{g/L}$ , en 2017 de 544,32  $\mu\text{g/L}$  y en 2019 de 4638,10  $\mu\text{g/L}$ . Con ello es posible constatar que la masa de contaminantes, así como su concentración media, se reduce de 2015 a 2017, independientemente del método de interpolación utilizado, pero asciende de nuevo en 2019, con una masa de contaminantes considerablemente mayor que en los años anteriores.

Ese comportamiento puede ser observado también en el análisis estadístico de los resultados analíticos (Figura 14), ya que el año 2019 presenta la concentración más alta de HCH en un punto de muestreo de contaminantes de todos los años trabajados, así como la mayor media del conjunto de resultados analíticos en comparación con los demás años. La mayor media de concentración y la concentración más alta en un único punto de muestreo implica también una mayor contaminación total en todo el modelo.

Con relación a la distribución espacial de los contaminantes en las unidades geológicas, también es posible observar patrones de distribución del HCH en las unidades geológicas independientemente del método de interpolación. En los modelos establecidos en 2015, la unidad geológica que presenta mayor concentración media y mayor masa de HCH es la de los rellenos de vertedero. Por el contrario, en el año 2019, las unidades que presentan mayor concentración media son los limos y las gravas y arenas, mientras que la concentración media de HCH en los rellenos del vertedero llega a disminuir. Esta tendencia se observa también con la masa de contaminantes.

La mayor concentración constatada en el año de 2019 puede estar relacionada con una eventual movilización de los contaminantes del relleno del vertedero hacia las demás unidades, ya que el comportamiento de los contaminantes en la capa de rellenos sigue un patrón inverso a la del modelo general, con una disminución de la contaminación en el periodo evaluado. Otras posibles explicaciones para ese comportamiento serían: un efecto *rebound* de la contaminación después de actuación de los distintos proyectos de remediación que han tenido lugar; un eventual descenso de la superficie piezométrica que podría concentrar los contaminantes disueltos en las capas más profundas; y la degradación de los DNAPLs, atrapados en la parte más profunda del acuífero, que podrían aumentar la concentración de HCH disuelto en las unidades geológicas más inferiores del vertedero.

Con relación a la distribución espacial, en función del método de interpolación adoptado, de la densidad de puntos en una determinada zona y de las concentraciones de los puntos más próximos, el área de influencia de los puntos puede ser mayor o menor. Por ejemplo, en el año de 2019, la concentración de HCH en el punto de muestreo más a norte del vertedero es más baja que la de los demás puntos. El modelo de bloques del Inverso de la Distancia presenta un área de influencia del punto de baja concentración más al norte mucho menor que el método de Kriging simple (Figura 36). Esa variación del área de influencia hace que la masa total de contaminantes en determinada unidad geológica sea mayor o menor, así como en el modelo en conjunto. Por eso, analizando solo el caso del punto más a norte en el año de 2019, la masa de contaminantes en el modelo de bloques del inverso de la distancia es mayor que la masa total de HCH en el modelo de bloques de Kriging simple para el mismo año.

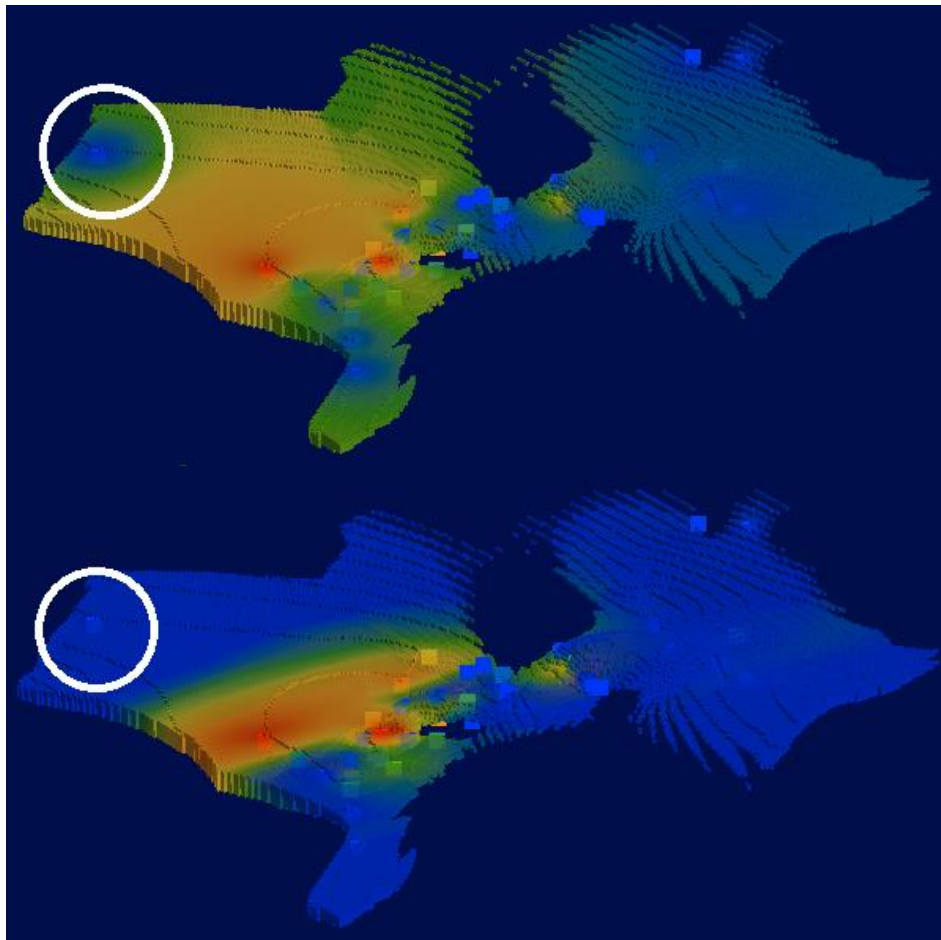


Figura 36: Diferencia entre la concentración alrededor de un mismo punto en el año de 2019 (círculo blanco), en el modelo de bloques de inverso de la distancia (superior) y Kriging simples (inferior).

En la parte central del modelo, la existencia de un mayor número de puntos de muestreo hace que los resultados de la interpolación presenten resultados más próximos a los reales. La ausencia de datos en los bordes del modelo hace que los resultados de las interpolaciones pierdan su representatividad. Esto puede ser observado en los modelos obtenidos en el

método del Vecino más Cercano, en todos los años trabajados, donde en el modelo, en la parte norte y este del vertedero, los bordes de concentración son más abruptos y los resultados no se corresponden con la realidad.

Los resultados obtenidos por Naranjo et al. (2020) (Figuras 21, 22 y 23) y por el método RBF (Figuras 33, 34 y 35) presentan resultados similares, puesto que sólo cambia el elipsoide de referencia utilizado para la interpolación. Los dos resultados muestran una concentración en forma elipsoidal, con transición más suave de la concentración de los contaminantes, resultado directo del tipo de método elegido. Pero la distancia entre los resultados interpolados en la parte norte del vertedero, la misma región destacada en la Figura 36, en el año 2019, puede exagerar los resultados de contaminación obtenidos en esa zona. Por e, los resultados obtenidos con dichos modelos pueden representar concentraciones y masa total de HCH mayores que las encontradas en la realidad.

Los valores obtenidos también quedan exagerados con el método del Inverso de la Distancia (Figura 36), que genera resultados sobreestimados en algunos puntos y subestimados en otros. Además, los valores calculados por este método muestran concentraciones circulares alrededor de los puntos de muestreo. Este comportamiento no se corresponde con la realidad, ya que la contaminación muestra generalmente formas anisotrópicas, en función de la dirección de flujo del agua subterránea.

En general, los dos métodos de Kriging evaluados presentan concentraciones de HCH con formas más redondeadas y una cierta orientación de anisotropía. La mayor diferencia entre los métodos es que en el Kriging Ordinario los valores se exageran en algunos lugares del vertedero, principalmente en las áreas con pocos puntos, como la zona norte (Figura 36), lo que acaba creando concentraciones de HCH más altas que las medidas reales. De todos los métodos evaluados, al menos con un criterio visual, el que presenta un mejor resultado es el del Kriging Simple ya que genera formas más redondeadas, con tendencia de anisotropía en función del flujo del agua subterránea y que no exagera los valores en lugares con ausencia de datos.

Los datos se han evaluado también mediante las gráficas de *Swathplot*. Estas gráficas, como se indicaba en el capítulo de metodología, sirven para comparar los distintos modelos por medio de la media de concentraciones de una serie de filas para cada uno de los tres ejes espaciales. Con eso, es posible obtener una comparación de la diferencia espacial de los modelos por medio de gráficas de concentración. Por ejemplo, en la Figura 37 es posible percibir que las mayores concentraciones están presentes alrededor de la fila 200 del eje X y las mayores concentraciones medias de HCH en ese rango de fila coinciden con el método de interpolación del vecino más cercano.

Para el año de 2015, las gráficas presentan tendencias similares independiente del método evaluado para los ejes X, Y Z (Figuras 37, 38 y 39). Los métodos que presentan las mayores

medias de concentración de HCH son los del inverso de la distancia, vecino más cercano y, en menor medida, el Kriging Ordinario. En los resultados en el eje Y es posible observar los valores negativos de las concentraciones obtenidos para los métodos de Kriging, resultados que fueron igualados a cero para la ejecución de los cálculos de masa total y media presentados en las Tablas 3 y 4.

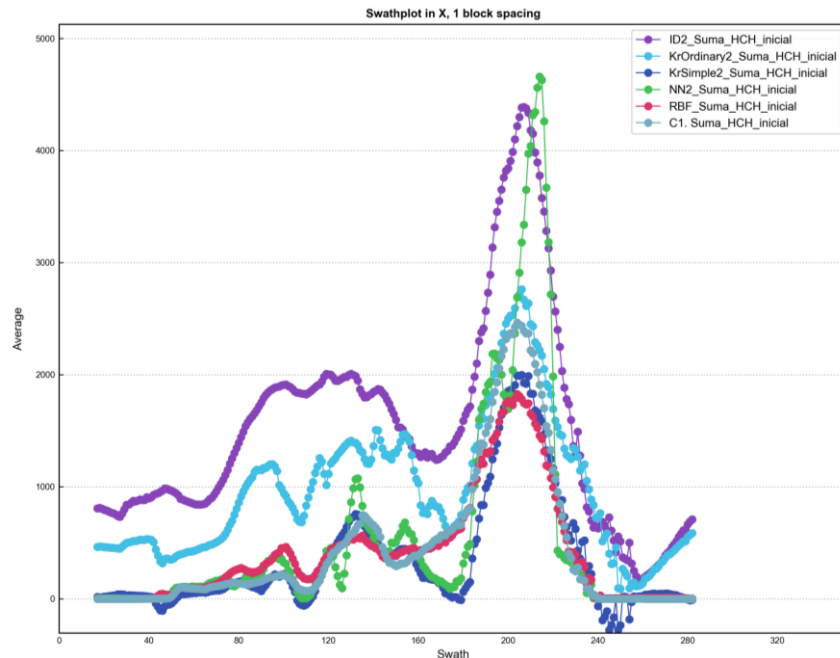


Figura 37: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje X, año de 2015. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: Radial Basis Function; C1: Naranjo et al. (2020).

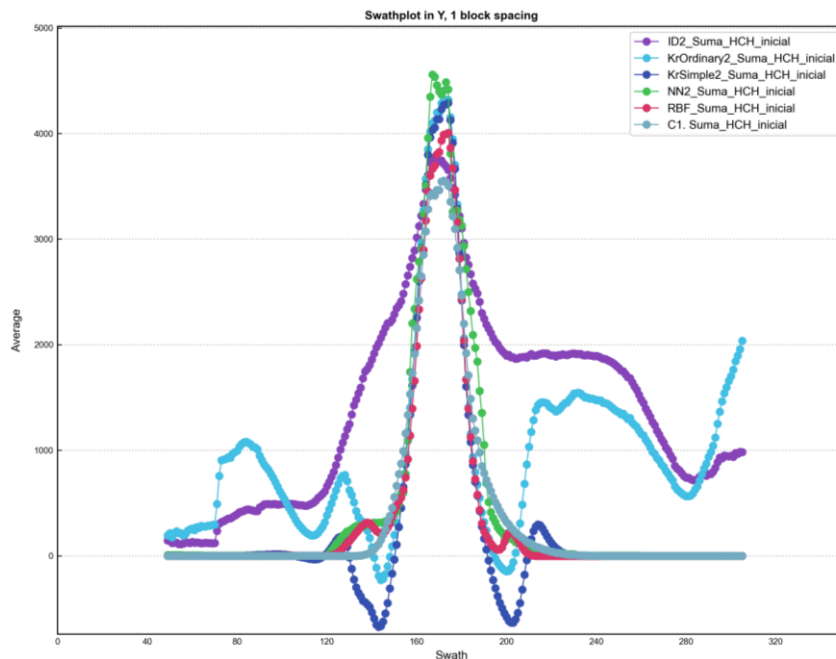


Figura 38: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Y, año de 2015. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: Radial Basis Function; C1: Naranjo et al. (2020).

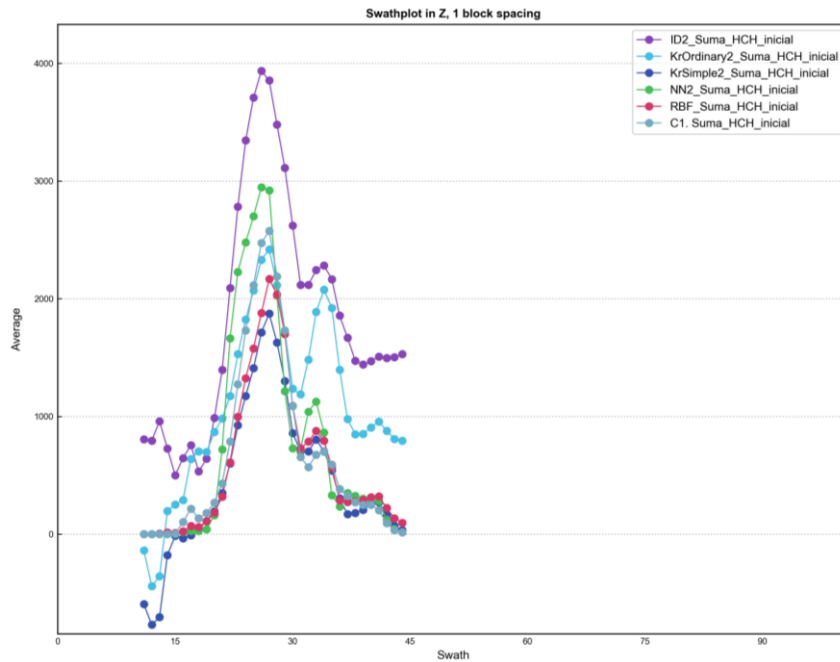


Figura 39: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Z, año de 2015. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

Para el año 2017, es posible observar dos grupos de tendencia en los distintos modelos, por un lado del inverso de la distancia y del Kriging ordinario y por otro con los demás (Figura 40, 41 y 42). Los métodos de Kriging ordinario y del inverso de la distancia, además de presentar valores más altos, muestran un comportamiento muy diferente a los de los otros métodos. En el eje Y, después de la fila 200, los valores de Kriging ordinario e inverso de la distancia vuelven a aumentar su concentración, mientras que en los demás modelos la concentración de HCH en ese grupo de filas se queda muy cerca del cero, lo que indica que, en esa región del modelo, las concentraciones interpoladas para esa secuencia de filas son mucho más altas que en los demás modelos. El resultado visual de los modelos desarrollados por el método del vecino más cercano no se corresponden con la realidad porque el método presenta los bordes de variación de concentración más abruptos, pero en los *Swathplot* es posible observar que los valores calculados por este método presentan resultados próximos a los calculados por el Kriging simple, que representa los mejores resultados visuales de los modelos propuestos. Esto indica que, pese a que los resultados de los modelos de bloque construidos por el interpolador del vecino más cercano sean visualmente distintos de los demás, con sus límites rectangulares sus datos de concentración media y masa total no son muy distintos de los modelos que mejor representan la contaminación espacialmente.

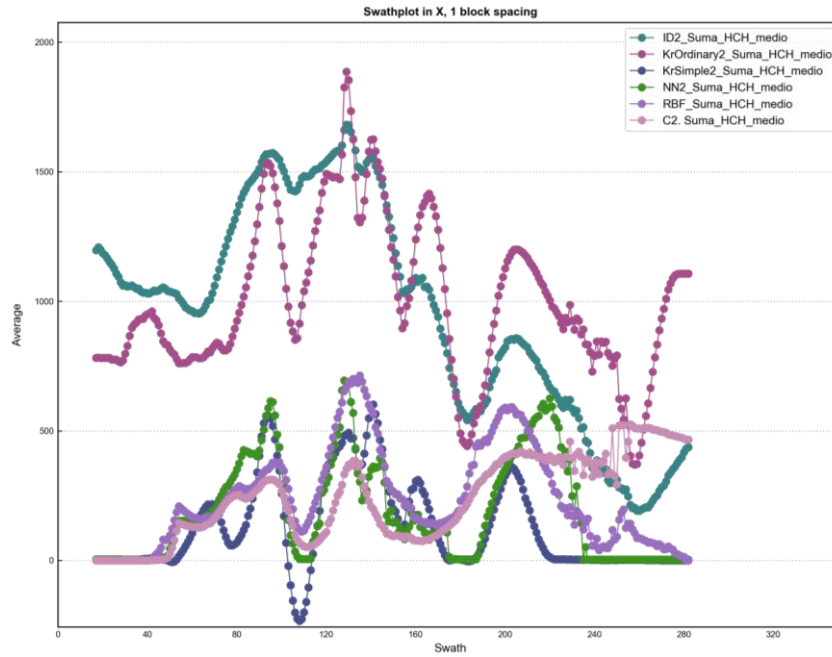


Figura 40: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje X, año de 2017. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

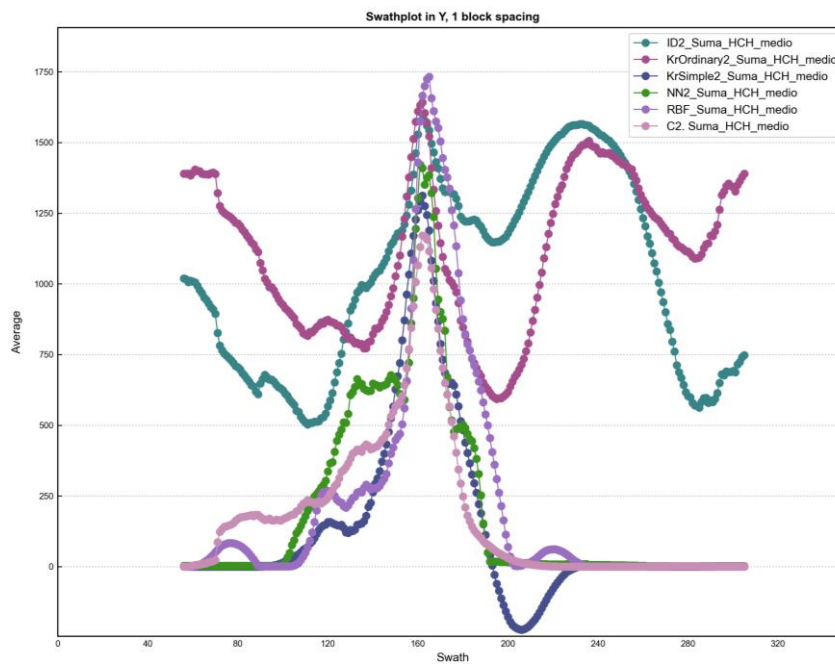


Figura 41: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Y, año de 2017. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

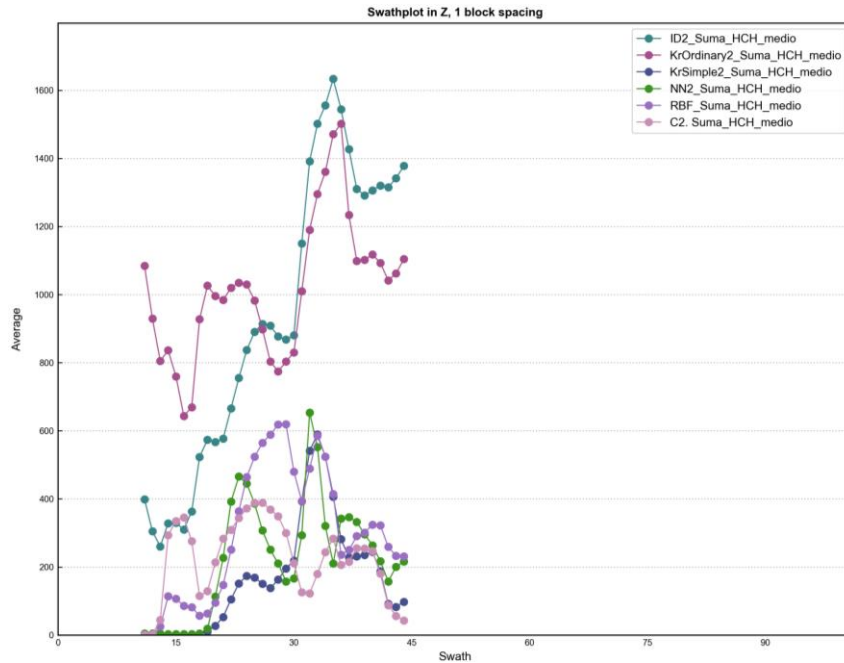


Figura 42: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Z, año de 2017. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

Por último, para el año 2019, es posible observar que todos los métodos muestran tendencias gráficas semejantes, pero con distintos valores (Figuras 43, 44 y 45). El método de Kriging simple muestra valores considerablemente más bajos que los demás, principalmente en el *Swatplot* del eje X, donde la concentración media más alta para ese método es de alrededor de 5000  $\mu\text{g/L}$ , alrededor de la fila 90, mientras que la media de la concentración más alta en la misma fila por el método de Naranjo et al. (2020), poco menos de 10000  $\mu\text{g/L}$ , es casi dos veces más alta. Para el método del inverso de la distancia es posible percibir los contactos abruptos para valores de la misma concentración en la gráfica del eje Y, donde los valores varían entre más de 14000 a poco más de 4000  $\mu\text{g/L}$  en solo dos filas de valores, variación que no es registrada por ningún otro método evaluado, en los que aunque las concentraciones sigan una tendencia de disminución, la misma no es tan abrupta.

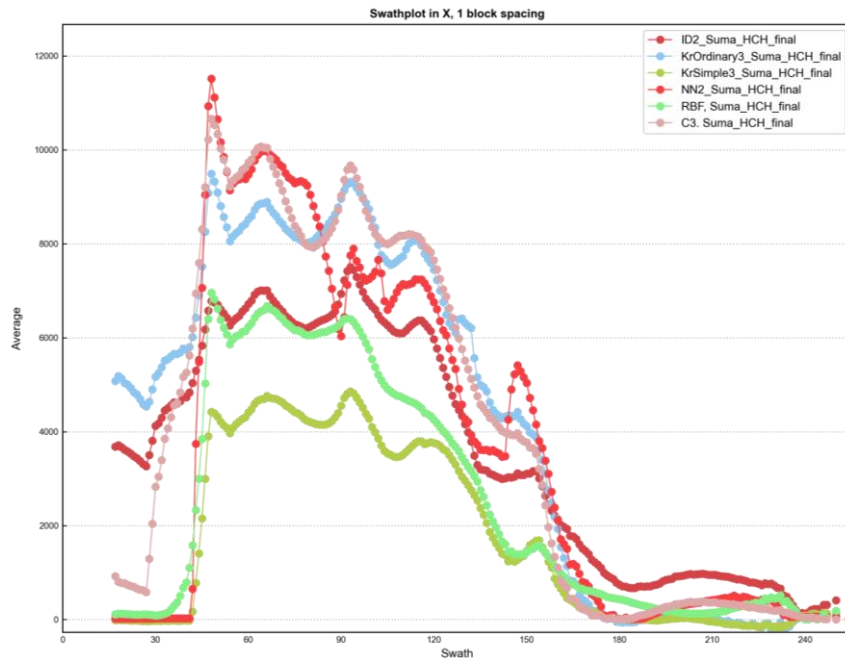


Figura 43: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje X, año de 2019. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

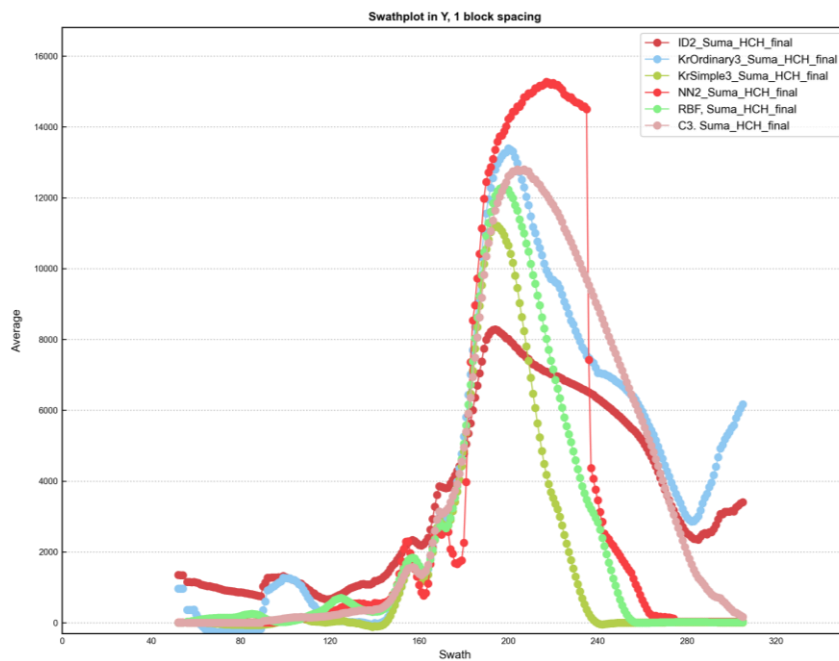


Figura 44: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Y, año de 2019. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

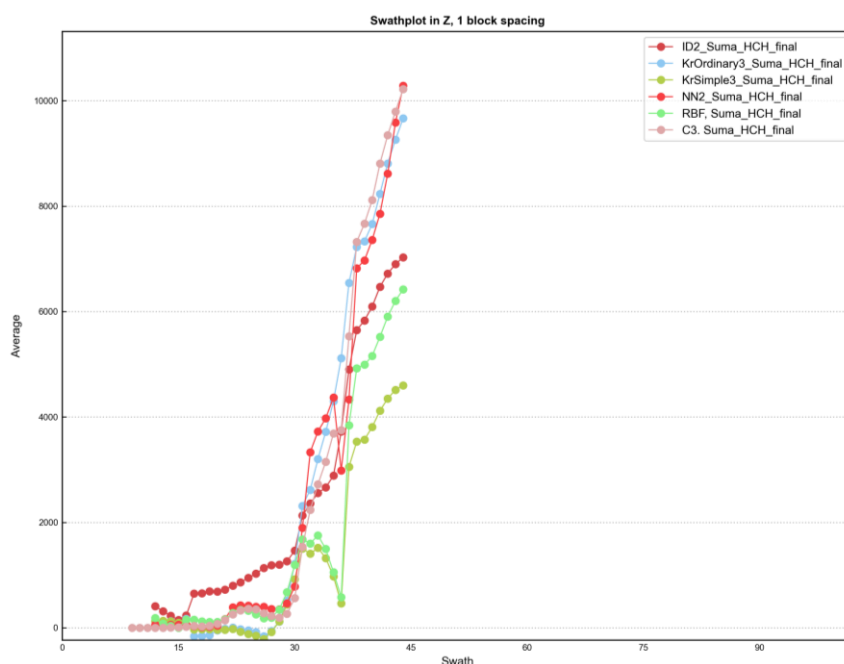


Figura 45: Swathplot de comparación de los métodos de interpolación para el eje Z, año de 2019. ID: Inverso de la distancia; KrOrdinary: Kriging Ordinario; KrSimple: Kriging Simple; NN: Vecino más Cercano; RBF: *Radial Basis Function*; C1: Naranjo et al. (2020).

De manera general, entre los cinco métodos de interpolación utilizados, Inverso de la distancia, Kriging Ordinario, Kriging Simple, Vecino más Cercano y RBF, el que presenta los resultados más representativos para el caso estudiado es el del Kriging simple. Ese método es el que presenta un buen resultado gráfico, con una anisotropía que refleja la forma de orientación de los contaminantes en función del flujo del agua subterránea, además de presentar contactos más suaves. El Kriging simple tampoco sobreestima los valores en los bordes del vertedero, donde la densidad de puntos de muestreo es menor, lo que se refleja en una menor concentración media y una menor masa total de HCH para los modelos realizados por este método.

Para el método de Kriging Simple, en el año de 2015 la unidad geológica que presentó la mayor concentración media y masa de HCH fue la del relleno del vertedero con 1.874,99  $\mu\text{g/L}$  y 205,41 kg, respectivamente. El año de 2017 la unidad geológica que presenta la mayor concentración media de HCH es la unidad geológica de gravas y arenas, con 576,58  $\mu\text{g/L}$ , mientras que la masa total continua más alta en los rellenos del vertedero, con 29,37 kg, pero con una concentración de casi una orden de magnitud más baja. Por último, en el año 2019 la concentración media más alta de HCH se mantiene en la unidad de gravas y arenas, con un orden de magnitud más alto que el período anterior, 7144,20  $\mu\text{g/L}$ , mientras que la masa total de HCH se localiza en mayor cantidad en la unidad de limos, con 318,49 kg.

La diferencia de concentración de HCH obtenida por el método de Kriging simple es más alta con relación a los métodos de Kriging Ordinario e Inverso de la Distancia, diferencia que llega hasta casi cinco veces en el año 2017, cuando la concentración media en el modelo del

inverso de la distancia es de 1160,22  $\mu\text{g/L}$  y la del Kriging simple de 242,38. Con relación a los métodos de RBF, vecino más cercano y del modelo desarrollado por Naranjo et al. (2020), las concentraciones medias y masa total no son muy distintas, con excepción del año 2019, en el que el modelo de Naranjo et al. (2020) muestra concentraciones dos veces superiores a las del Kriging simple.

Hemos de resaltar que por más que el Kriging simple presente los mejores resultados para el vertedero de Sardas en los años evaluados, eso no significa que sea el método más adecuado para todos los casos de contaminación. En función de la densidad de los datos y la distribución de los valores, los otros interpoladores pueden ser más adecuados. Hasta las interpolaciones de vecino más cercano e inverso de la distancia, que presentan a veces contactos abruptos, deben ser tenidas en consideración en la elaboración de modelos de contaminación tridimensional.

La posibilidad de construcción de los modelos por distintos métodos de interpolación con el *Contaminant Extension* del *Leapfrog Works* (Seequent, 2021) permite comparar las distintas opciones de recursos utilizadas por el programa, muy útiles para la evaluación de áreas contaminadas. La posibilidad de elección del método de interpolación para el cálculo de los datos es muy útil en comparación a las versiones del software que no utilizan la extensión, como es el caso del trabajo elaborado por Naranjo et al. (2020). La posibilidad de evaluación de los resultados por medio de herramientas como las gráficas *Swathplot*, que permite la comparación espacial de los resultados obtenidos por distintos métodos de interpolación a través de gráficas de concentración media en filas predefinidas, es muy interesante para la elección del modelo que mejor representa la realidad de contaminación. La herramienta de *Report* que facilita el resumen y distribución de las concentraciones medias y la masa total para cada unidad geológica afectada, a su vez puede ayudar a guiar futuras campañas de investigación o remediación en las unidades más comprometidas por la contaminación, así como proporcionar informaciones importantes para el modelo conceptual del emplazamiento.

## 5. CONCLUSIONES

La utilización de programas de análisis 3D es muy útil para la evaluación espacial de los contaminantes. Una correcta evaluación tridimensional de la distribución de los contaminantes puede guiar futuras campañas de investigación o remediación, ayudando a definir sus principales objetivos. El avance computacional y de las técnicas geoestadísticas, ha permitido contar con una serie de programas que permiten visualizar datos en 3D, siendo una de ellas el *Contaminant Extension* del *Leapfrog Works Version 4.0.4* (Seequent, 2021), que permite la construcción de modelos de contaminación en base a datos de sondeos y análisis de agua subterránea, por distintos métodos de interpolación, además de la realización de análisis estadísticos de la contaminación.

Diversos modelos construidos con dicha herramienta han permitido la visualización en 3D de los HCH identificados en el vertedero de Sardas (Sabiánigo). Asimismo, han permitido la realización de cálculos estadísticos para evaluar la distribución de los contaminantes a lo largo de los años 2015, 2017 y 2019. La posibilidad de utilizar distintos métodos de interpolación, de verificación de los datos calculados y de presentación de los resultados obtenidos, abre diversas posibilidades en la evaluación de la contaminación en la zona de estudio, así como en otros casos análogos.

Los métodos de interpolación utilizados para la construcción del modelo fueron los siguientes: Vecino más Cercano, Inverso de la Distancia, Kriging Ordinario, Kriging Simple, RBF, además del modelo obtenido con los resultados de Naranjo et al. 2020. La concentración media de HCH, considerando una media de todos los modelos obtenidos fue de 872,2 µg/L para el año 2015, 544,32 µg/L para el año 2017 y 4638,10 µg/L para el año 2019. Por otra parte, la media de la masa total de HCH es de 389,69 kg para el año 2015, 161,31 kg para el año 2017 y 1016,81 kg para el año 2019. Con estos resultados es posible observar que hay una disminución en la contaminación por HCH entre 2015 y 2017, en concentración media y masa total, pero los valores vuelven a incrementarse en 2019, con concentraciones y masa aún más elevadas.

En cuanto, a las unidades geológicas más afectadas, en el año de 2015 la que presentó la mayor concentración media y masa de HCH fue la del relleno del vertedero con 1.874,99 µg/L y 205,41 kg, respectivamente. El año de 2017 la unidad geológica que presenta la mayor concentración media de HCH es la unidad de gravas y arenas con 576,58 µg/L, mientras que la masa total es más alta en los rellenos del vertedero, 29,37 kg. El año 2019 la unidad de gravas y arenas presenta la mayor concentración de HCH, 7144,20 µg/L, mientras que la masa total está en mayor cantidad en la unidad de limos, 318,49 kg.

El aumento de la contaminación por HCH constatada en el año de 2019 puede estar relacionada con una eventual movilización de los contaminantes del relleno del vertedero

hacia las demás unidades, ya que la concentración de HCH en la capa de rellenos disminuye entre 2015 y 2019, comportamiento inverso a los limos y gravas y arenas, en que la contaminación aumenta. Otras posibles explicaciones para ese comportamiento serían: un efecto *rebound* de la contaminación después de actuación de las distintas remediaciones que han tenido lugar; un eventual descenso de la superficie piezométrica que podría concentrar los contaminantes disueltos en las capas más profundas; y la degradación de los DNAPLs, atrapados en la parte más profunda del acuífero, que podrían aumentar la concentración de HCH disuelto en las unidades geológicas más inferiores del vertedero.

De todos los métodos de interpolación utilizados para la construcción de los modelos, el que presentó los mejores resultados, al menos desde el punto de vista gráfico, fue el método de Kriging Simple. Además de representar la tendencia de anisotropía relacionada con el flujo de agua subterránea, las variaciones de las concentraciones no son abruptas, los límites entre los distintos resultados del mismo valor son redondeados y los resultados calculados no se exageran en lugares con escasa información. La concentración media de HCH obtenida por el método de Kriging Simple es de 553,28 µg/L para el año 2015, 242,38 µg/L para el año 2017 y 2726,19 µg/L para el año 2019. En cuanto a la masa total de contaminantes obtenida con este método es de 280,03 kg para el año 2015, 75,75 kg para el año 2017 y 638,81 kg para el año 2019.

## REFERENCIAS

- BARNOLAS, A.; GIL-PEÑA, I. (2001). Ejemplos de relleno sedimentario multiepisódico en una cuenca de antepaís fragmentada: La Cuenca Surpirenaica. *Boletín Geológica y Minero*, 112 (3): 17-38.
- CHE, CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. (2019). *Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica Revisión de Tercer Ciclo (2021-2018) – Documentos Iniciales*. Gobierno de España.
- CHE, CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (1999). Memoria Delimitación Unidades Hidrogeológicas del Ebro, Dominio Pirenaico Sinclinal Jaca - Pamplona. Oficina de Planificación Hidrológica (O.P.H.). Gobierno de España.
- DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD AMBIENTAL, GOBIERNO DE ARAGÓN (2010). Research survey and detail geotechnical and hydrogeological study for the mitigation of pollution in the affected area of the Sardas landfill, Sabiñánigo (Huesca) in 2009. Alternative approach and additional work for a definitive solution.
- DIRECCIÓN GENERAL DE CALIDAD AMBIENTAL, GOBIERNO DE ARAGÓN (2011). Study of technical alternatives to solve the environmental problem of Sardas landfill T.M. of Sabiñánigo (Huesca).
- EMGRISA, Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A. (2020). Memoria Anual 2018. *Servicio de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) 2017-2018*. Madrid: EMGRISA.
- FREIRE, A.F (2019). *Análisis tridimensional de la distribución de DNAPL en el emplazamiento de Sardas (Sabiñánigo)*. Trabajo de Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid, Máster Universitario en Geología Ambiental. Madrid (53p.)
- FOWLKES, M.R.; MILLER, P.Y. (1987). Chemicals and Community at Love Canal. In: JOHNSON, B.B.; COVELLO, V.T. (Ed.). *The Social and Cultural Construction of Risk: Essays on Risk Selection and Perception* (pp. 55-78). Amsterdam: Springer Netherlands.
- GIL, I., BARNOLAS, A., MONTES, M., GARCÍA, J., PEÑA, J., MARTÍ-BONO, C., GÓMEZ, A. (1996). Mapa geológico y Memoria de la Hoja nº 177 Sabiñánigo. *Mapa Geológico de España. Escala 1:50.000. Segunda Serie (MAGNA)*, Primera edición. IGME. 82.
- GOBIERNO DE ARAGÓN (2007). *Atlas climático de Aragón*. Zaragoza: Gobierno de Aragón.
- GOOGLE EARTH (2017). Imagen aérea de 2017 de la Región de Sabiñánigo [Imagen online]. 1:30.000. Recuperado de Google Earth Pro (v.7.3.4.8248). Consultado el 24 de Agosto de 2021.
- IGN, INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL (2019). Base Topográfica Nacional de España 1:25.000 – BTN25. IGN, Madrid.
- NARANJO, N.F.; MONTERO, E.G.; MARTÍN, A.M. (2020). *Informe Modelo Leapfrog Sardas 2020*. Madrid: Programa I+D Caresoil S2018/EMT-4317.
- PÉREZ, A.P.; EUGENIO, N.R. (2018). *Status of local soil contamination in Europe: Revision of the indicator “Progress in the management contaminated sites in Europe”*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- REAL DECRETO 125 (2007), de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. *Boletín Oficial del Estado*. Madrid, 03 de febrero de 2007, núm. 30, pp. 5118-5120.
- SEQUENT (2021). *Leapfrog Works (Version 4.0.4)*.
- SEQUENT (2020). *User Manual for Leapfrog Works Version 4.0*. Christchurch: Sequent.

TEIXELL, A., Y GARCÍA-SANSEGUNDO, J. (1995): Estructura del sector central de la Cuenca de Jaca (Pirineos meridionales). *Revista Sociedad Geológica de España*, 8 (3): 215-227.