



Facultad de Ciencias Geológicas
Universidad Complutense de Madrid

MÁSTER UNIVERSITARIO EN GEOLOGÍA
AMBIENTAL

**Modelización geológica y de DNAPL 3D e
hidroquímica 2D del emplazamiento de
Sardas (Sabiñánigo)**

*3D Geological and DNAPL Modelling and 2D
Hydrochemical Modelling of the Sardas Site
(Sabiñánigo)*

CORA ALMOROX ZAPICO

TUTOR/ES DEL TRABAJO:

ESPERANZA MONTERO GONZÁLEZ

JOAQUÍN GUADAÑO CORRALES

Fdo.:

Fdo.:



Facultad de Ciencias Geológicas

Universidad Complutense de Madrid

DECLARACIÓN DE NO PLAGIO

CORA ALMOROX ZAPICO, con NIF 02567984B, estudiante de Máster en Geología Ambiental en la Facultad de Ciencias Geológicas de la Universidad Complutense de Madrid en el curso 2024-2025, como autor/a del trabajo de fin de máster titulado Modelización geológica y de DNAPL 3D e hidroquímica 2D del emplazamiento de Sardas (Sabiñánigo), y presentado para la obtención del título correspondiente, cuyo/s tutor/es/son: Dña. Esperanza Montero González y D. Joaquín Guadaño Corrales.

DECLARO QUE: El trabajo de fin de máster que presento está elaborado por mí y es original. No copio, ni utilizo ideas, formulaciones, citas integrales e ilustraciones de cualquier obra, artículo, memoria, o documento (en versión impresa o electrónica), sin mencionar de forma clara y estricta su origen, tanto en el cuerpo del texto como en la bibliografía. Así mismo declaro que los datos son veraces y que no he hecho uso de información no autorizada de cualquier fuente escrita de otra persona o de cualquier otra fuente. De igual manera, soy plenamente consciente de que el hecho de no respetar estos extremos es objeto de sanciones universitarias y/o de otro orden.

En Madrid, a 25 de julio de 2025.

Fdo.:

Declaración Responsable sobre Autoría y Uso Ético de Herramientas de Inteligencia Artificial (IA)

Yo, CORA ALMOROX ZAPICO

Con DNI/NIE/PASAPORTE: 02567984B

Declaro de manera responsable que el/la presente:

- Trabajo de Fin de Grado (TFG)
- Trabajo de Fin de Máster (TFM)
- Tesis Doctoral

Titulado/a 'MODELIZACIÓN GEOLÓGICA Y DE DNAPL 3D E HIDROQUÍMICA 2D DEL
EMPLAZAMIENTO DE SARDAS (SABIÑÁNIGO)'

es el resultado de mi trabajo intelectual personal y creativo, y ha sido elaborado de acuerdo con los principios éticos y las normas de integridad vigentes en la comunidad académica y, más específicamente, en la Universidad Complutense de Madrid.

Soy, pues, autor del material aquí incluido y, cuando no ha sido así y he tomado el material de otra fuente, lo he citado o bien he declarado su procedencia de forma clara -incluidas, en su caso, herramientas de inteligencia artificial-. Las ideas y aportaciones principales incluidas en este trabajo, y que acreditan la adquisición de competencias, son mías y no proceden de otras fuentes o han sido reescritas usando material de otras fuentes.

Asimismo, aseguro que los datos y recursos utilizados son legítimos, verificables y han sido obtenidos de fuentes confiables y autorizadas. Además, he tomado medidas para garantizar la confidencialidad y privacidad de los datos utilizados, evitando cualquier tipo de sesgo o discriminación injusta en el tratamiento de la información.

En Madrid a 25/07/2025

Fdo.:

Agradecimientos

Quisiera agradecer a mis tutores Esperanza Montero González y Joaquín Guadaño Corrales el apoyo y la ayuda brindados durante la realización de este trabajo. Gracias a la sugerencia de Esperanza he podido iniciar el aprendizaje de modelización geológica en Leapfrog Geo. A Joaquín le agradezco haberme formado en un proyecto tan interesante como es el de Sardas.

Estoy muy agradecida a mis compañeros de EMGRISA. A Elena Granados y Jorge Gómez por su ayuda durante mis estancias en Sabiñánigo, a Pedro Nogal y Julio Pérez. Gracias a Sara, Caio, Bea, Irene, Lucía, Gonzalo, Eva, Alexander, Luis, etc., por su compañerismo.

Quisiera agradecer a Carlos Alonso de Seequent por su ayuda con el software. Y a Nuria Naranjo por cederme el proyecto que desarrolló en Leapfrog Geo en 2020.

También me gustaría dar las gracias a mis colegas y amigos de la promoción de 2023/2024 del Máster de Geología Ambiental, por hacer de ese año un año muy especial.

Gracias a mis amigos de siempre. A mis padres y a mi hermano.

ÍNDICE

Resumen	III
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Definición del problema	1
1.2 Objetivos	4
2. ZONA DE ESTUDIO	5
2.1 Localización geográfica	5
2.2 Climatología	6
2.3 Marco geológico	6
2.4 Marco hidrogeológico	8
3. ACTUACIONES PREVIAS Y ANTECEDENTES CIENTÍFICOS	10
4. METODOLOGÍA	12
4.1. La modelización en Leapfrog Geo	12
4.1. Recopilación bibliográfica y de datos	12
4.2. Trabajo de campo	13
4.3. Modelización geológica con Leapfrog Geo	14
4.3.1. Tratamiento de los datos de entrada	14
4.3.2. Generación del modelo geológico	15
4.4. Modelización de volúmenes de DNAPL con Leapfrog Geo	18
4.4.1 Tratamiento de los datos de entrada	19
4.4.2 Construcción del modelo de DNAPLs	19
4.5. Modelización hidroquímica con Leapfrog Geo	21
4.5.1. Tratamiento de datos y estadística básica	21
4.5.2. Generación de los modelos hidroquímicos	24
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
5.1. El modelo geológico	30
5.2. El modelo de DNAPL's	31
5.2.1 Modelo combinado geológico y de DNAPL	32
5.3 Los mapas hidroquímicos	33
5.3.1 Descripción general de las plumas y comparación entre parámetros	34
5.3.2 Diferencias entre los métodos de interpolación	37
5.3.3 Factores generadores de variabilidad interanual, la anomalía del año 2019 y evaluación de las técnicas de remediación <i>in situ</i>	43
5.4 Propuestas de mejora	46
6. CONCLUSIONES	47
7. BIBLIOGRAFÍA	48

Resumen

En el vertedero de Sardas (Sabiñánigo) se depositaron de manera no regulada diversos residuos durante años, destacando los excedentes de la producción del lindano, un pesticida organoclorado especialmente tóxico. El traslado de una parte de estos residuos sobre la parcela adyacente al embalse de Sabiñánigo y la incorrecta impermeabilización y sellado del vertedero desembocaron en una situación crítica para el medio ambiente. En el año 2009 se detectaron surgencias de fase densa libre o DNAPL en el talud del pie del vertedero. A partir de entonces, en el Seguimiento Hidrogeológico de Sardas se puso en marcha un amplio abanico de técnicas de investigación (sondeos geológicos, ensayos de bombeo, análisis hidroquímicos, monitorización automática de los niveles, conductividad y temperatura, etc.), además de una serie de ensayos de remediación con un enfoque multidisciplinar.

La existencia de líquidos densos no acuosos en un acuífero plantea múltiples desafíos. En primer lugar, estos desafíos se deben a su baja detectabilidad en el subsuelo, ya que se distribuyen de forma irregular cuando migran en profundidad y su escasa solubilidad en agua dificulta su identificación en los pozos de monitoreo. Asimismo, los DNAPLs actúan como fuentes persistentes a largo plazo de penachos de contaminación en las aguas subterráneas, lo que suele resultar en que los métodos de remediación sólo son exitosos parcialmente en el corto y medio plazo.

En la gestión de problemas medioambientales complejos cada vez son más empleadas las herramientas de modelización computacional. Un *software* como *Leapfrog Geo* ofrece al gestor del emplazamiento contaminado, o al geólogo, la posibilidad de visualizar en 3D las litologías afectadas, modelizar las acumulaciones de DNAPLs o tomar decisiones respecto a los penachos de contaminantes. En este Trabajo Fin de Máster se han desarrollado tres tipos de modelos: uno geológico, otro de DNAPLs, y varios hidroquímicos empleando dos interpoladores diferentes (las Funciones de Base Radial y el Kriging Ordinario). Los Métodos de Interpolación Espacial son esenciales en las ciencias geológicas y ambientales ya que satisfacen la necesidad de representar fenómenos que son continuos en el espacio, pero de los que sólo se dispone de información discreta.

1. INTRODUCCIÓN

El presente Trabajo de Fin de Máster se enmarca en el proyecto de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas (Sabiñánigo, Huesca), promovido por el Gobierno de Aragón y llevado a cabo por la Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A. (EMGRISA).

1.1 Definición del problema

Los compuestos organoclorados (COCs), pertenecientes al grupo de los llamados Compuestos Orgánicos Persistentes, son una serie de sustancias especialmente problemáticas para la salud y el medio ambiente. Esto es debido a su gran resistencia a la degradación, a su capacidad de ser bioacumulables, a su alta toxicidad y a su facilidad para ser transportados a largas distancias en estado gaseoso (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016).

El lindano es un pesticida organoclorado de fórmula $C_6H_6Cl_6$, ampliamente sintetizado a partir de la segunda mitad del siglo XX, que se obtiene de la reacción del benceno con cloro libre, en presencia de radiación ultravioleta. El lindano es el nombre comercial del isómero gamma del hexaclorociclohexano (HCH). El Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, aprobado en 2001 y que entró en vigor en el año 2004, acordó la eliminación de todos los isómeros del hexaclorociclohexano presentes en el medio.

La producción de 1 kg de lindano genera aproximadamente 10 kg de residuos peligrosos (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016). Los grandes volúmenes de residuos producidos, y las malas prácticas en cuanto a su gestión, han generado una gran problemática medioambiental, con sitios contaminados a lo largo de toda Europa.

La antigua fábrica de INQUINOSA (Industrias Químicas del Noroeste Sociedad Anónima) produjo lindano desde 1975 hasta 1988, si bien continuó elaborando productos comerciales hasta el cese de su actividad en 1994 (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016). Como consecuencia, se generaron anualmente aproximadamente 7000 toneladas de residuos sólidos y entre 300 y 500 toneladas de residuos líquidos (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016). Se estima que en el vertedero de Sardas se depositaron entre 30000 y 80000 toneladas de residuos sólidos de HCH (Figura 1A), y 2000 toneladas de residuos líquidos, resultando en un volumen total de 350000 m³ de residuos (Fernandez et al., 2013). Los emplazamientos afectados por la actividad de INQUINOSA incluyen, además del vertedero de Sardas (Figura 1B), el perímetro de la propia fábrica y el barranco de Bailín. Ninguno de los dos vertederos fue debidamente acondicionado para la acumulación de dichos residuos.

El vertedero de Sardas se emplazó en su origen en unas cárcavas cercanas al río Gállego. Allí se vertieron los residuos citados (isómeros del HCH, lodos, excedentes de producción de

lindano, colas de destilación, etc.), además de otros tipos de residuos de otras industrias químicas (mercurio, sosa, hipoclorito, dicromatos, etc.), residuos sólidos urbanos y residuos de construcción y demolición (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016). El vertedero de Sardas se colmató en el año 1987.

Entre 1985 y 1988 se construyó un tramo de la carretera N330 atravesando el vertedero de Sardas, por lo que debieron trasladarse unos 50.000 m³ de residuos a la parte más baja del emplazamiento, más cercana al embalse de Sabiñánigo, en la llanura del río Gállego (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016) (Figura 1).

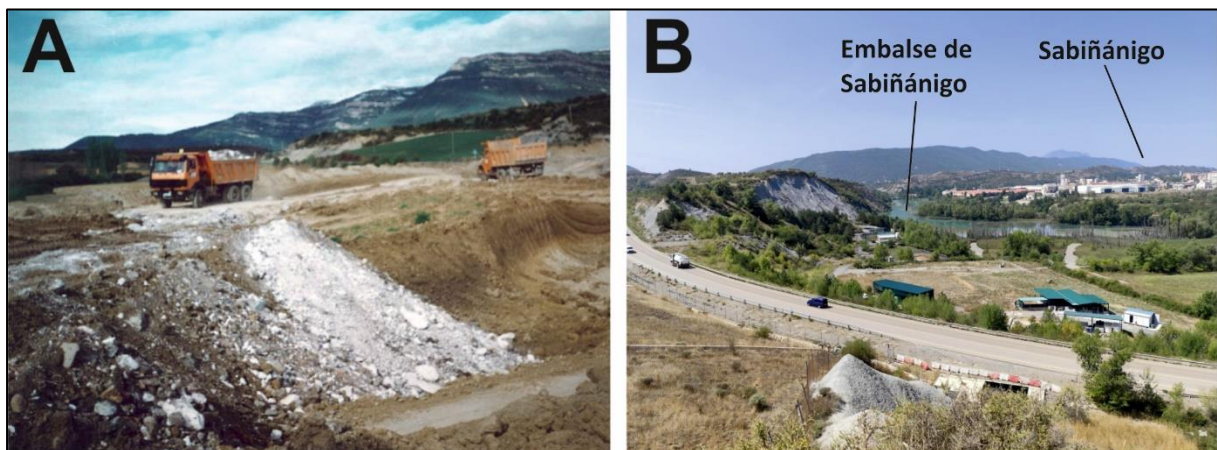


Figura 1. Fotografías de: (A) Depósito de polvo de lindano en Sardas en los años 90. (B) El emplazamiento desde lo alto del vertedero.

Tras la construcción de la carretera se llevó a cabo un intento de sellado del vertedero, que no incluyó los residuos ubicados sobre la llanura de inundación. El sellado fue tanto superficial como lateral, con pantallas perimetrales y una pantalla frontal (Figura 2) de cemento-bentonita junto con láminas de polietileno de alta densidad (PEAD). La pantalla frontal tiene unos 80 m de longitud y una profundidad variable. En la superficie se instaló a su vez una lámina de polietileno de alta densidad sobre la que se colocó tierra vegetal (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016).

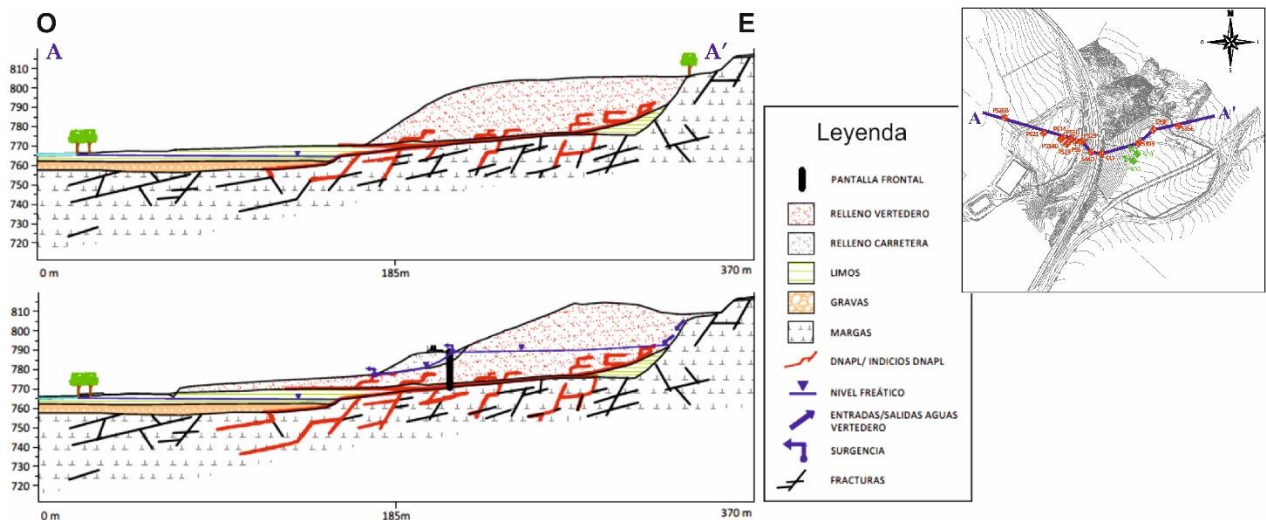


Figura 2. Perfiles del emplazamiento. Arriba, en los años 80, cuando se colmató el vertedero. Abajo, la construcción de la variante de la N-330 y de las pantallas perimetrales y frontal. En rojo se indica la presencia de DNAPL (EMGRISA, 2021).

En el año 2009 se detectó la presencia de fase densa libre o DNAPL en la parcela al pie del vertedero (Fernández et al., 2013 y Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016). La existencia de lixiviados con fase libre aguas abajo de la pantalla frontal constata los fallos en su diseño. Esta pantalla debería encajarse en las margas, pero no lo hace en muchos puntos, probablemente porque la profundidad fue subestimada por ensayos de penetración geotécnicos (De Quirós, 2022).

Un DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquid) es una sustancia líquida, que es inmisible en agua, y más densa que esta. Por su mayor densidad, la fase libre desciende y migra en el subsuelo por gravedad, contaminando los materiales con los que contacta, hasta las zonas impermeables (Figura 3A). La localización de DNAPL y la estimación de sus volúmenes en el subsuelo plantean serias dificultades tanto científicas como tecnológicas (Pankow y Cherry, 1996, Fernández et al., 2013 y EMGRISA, 2024). La composición de la fase densa en el emplazamiento de Sardas es compleja, puesto que contiene distintas especies de compuestos orgánicos clorados (COCs), siendo la suma de los isómeros de HCH el componente principal (Figura 3B).

Además, el DNAPL se solubiliza lentamente en las aguas subterráneas dando lugar a la pluma de contaminación. Los COCs se degradan por dechlorinación (Domínguez et al., 2018), proceso por el cual pierden átomos de cloro de su estructura. La dechlorinación lleva al incremento de cloro libre y de cloruros en las aguas subterráneas, así como a la formación de subproductos.

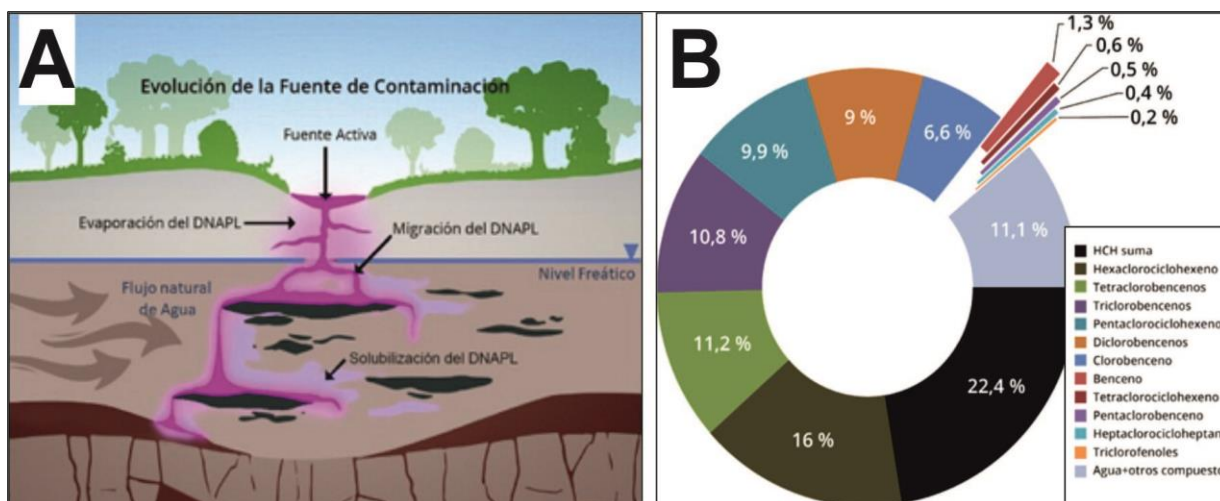


Figura 3. (A) Esquema conceptual de la migración de un DNAPL (Life Surfing, 2019). (B) Gráfico con la composición aproximada del DNAPL presente en Sardas (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016).

1.2 Objetivos

Este Trabajo de Fin de Máster tiene como objetivo principal la modelización geológica, de la fase densa libre (DNAPL) y de la hidroquímica del vertedero de Sardas y la parcela al pie del mismo.

Para ello, se ha empleado el *software Leapfrog Geo*, mediante el cual se ha actualizado y mejorado la comprensión del emplazamiento de Sardas, que cuenta con más de 15 años de seguimiento. A través de la integración de nuevos datos, como sondeos, campañas hidroquímicas o resultados derivados de técnicas de remediación fisicoquímica, se ha buscado construir un modelo conceptual 3D más preciso que permita interpretar de forma más eficaz la evolución del sistema contaminado por compuestos organoclorados.

Por otra parte, a partir de los dos métodos de interpolación espacial utilizados (el Kriging Ordinario y las Funciones de Base Radial), se han obtenido los mapas de conductividad eléctrica y concentración de clorobenceno y hexaclorociclohexano en el acuífero aluvial de Sardas. Estos mapas tienen el objetivo de detectar tendencias en la evolución espacio-temporal de la contaminación y en la eficacia de los métodos de descontaminación utilizados en el emplazamiento.

Además, se evalúa la utilidad de la modelización como herramienta de apoyo en la toma de decisiones para la gestión y remediación del emplazamiento. Esta herramienta es también útil en la comunicación de resultados a diferentes audiencias técnicas y no técnicas.

2. ZONA DE ESTUDIO

2.1 Localización geográfica

La zona de estudio se encuentra en el noreste peninsular, en la Comunidad Autónoma de Aragón y al norte de la provincia de Huesca, concretamente en el municipio de Sabiñánigo (Figura 4A). Sabiñánigo se encuentra al norte de la ciudad de Huesca, y al sureste de Jaca.

La fisiografía local está definida, al sur, por las Sierras prepirenaicas de San Pedro y de Portiello, al norte, por la sierra interior pirenaica de Tendeñera y, al este, por la Sierra de Canciás. Sabiñánigo se sitúa en la confluencia entre el valle de Acumuer, el valle de Basa y el valle del Gállego. El río Gállego, afluente del Ebro, discurre por la zona de norte a sur, quedando represado en el embalse de Sabiñánigo, cuyo uso es principalmente hidroeléctrico.

El emplazamiento de Sardas se encuentra en la margen izquierda del río Gállego, a la altura del embalse de Sabiñánigo. El vertedero dista unos 500 m del embalse. La carretera N-330 divide el emplazamiento entre el vertedero de Sardas, y la parcela al pie del vertedero (Figura 4B).

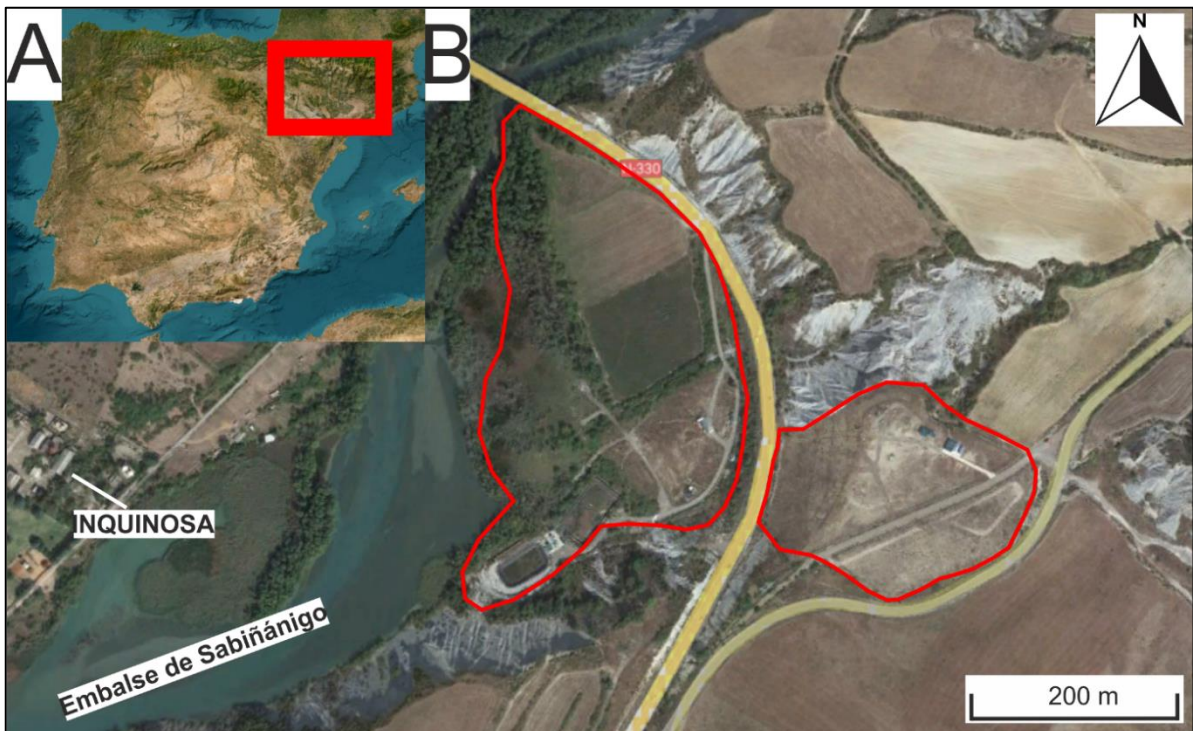


Figura 4. (A) Localización en el mapa de España. (B) Localización geográfica de detalle del emplazamiento de Sardas (polígonos en rojo, el vertedero al E y la parcela a su pie). También se aprecian la carretera y la ubicación de la antigua fábrica de INQUINOSA. Fuente: Google Earth (2025).

2.2 Climatología

El clima en el entorno de Sabiñánigo se define como submediterráneo de montaña (Gobierno de Aragón y Confederación Hidrográfica del Ebro, 2018) y está caracterizado por una marcada estacionalidad y por cierta influencia oceánica, por la entrada de las borrascas atlánticas.

Las precipitaciones se concentran en las estaciones de otoño y primavera, mientras que el verano y el invierno representan, en su conjunto, las estaciones secas (Figura 5A). Aunque en verano son comunes las tormentas convectivas y en invierno la precipitación nival. La precipitación media anual a nivel regional se encuentra entre los 600 y 900 mm, y en Sabiñánigo es de 802,3 mm (Gobierno de Aragón y Confederación Hidrográfica del Ebro, 2018). En la Figura 5B se presentan las precipitaciones anuales acumuladas medidas en el emplazamiento para la serie de años considerados en el estudio hidroquímico de este trabajo, a excepción del 2015 ya que la estación de Sardas se instaló en 2016.

La temperatura media anual se encuentra en torno a los 10°C, con inviernos fríos que alcanzan mínimos de 2,9°C en enero, y veranos suaves con temperaturas medias de 20°C (Gobierno de Aragón y Confederación Hidrográfica del Ebro, 2018) (Figura 5A).

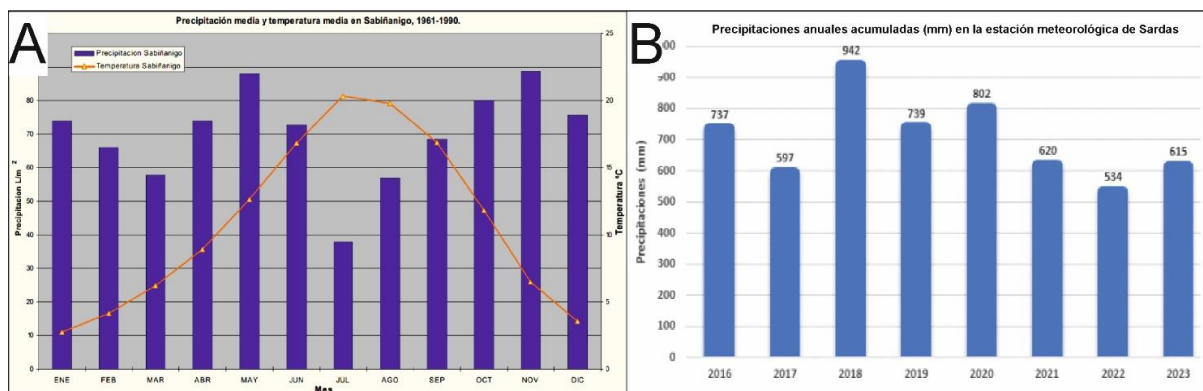


Figura 5. (A) Gráfico de precipitación y temperatura media en Sabiñánigo entre los años 1961 y 1990 (Gobierno de Aragón y Confederación Hidrográfica del Ebro, 2018). (B) Precipitaciones anuales acumuladas medidas desde 2016 en la estación meteorológica de Sardas (EMGRISA, 2024).

2.3 Marco geológico

La zona de estudio se localiza en el orógeno Pirenaico, en la zona Surpirenaica y, dentro de esta, en la Cuenca de Jaca. La Cuenca de Jaca consiste en un sinclinorio de dirección E-O (Figura 6A), cuyo relleno sedimentario se compone de materiales sinorogénicos de edad Eocena a Oligocena (Labaume et al., 2016). En la Cuenca de Jaca son numerosos los pliegues y cabalgamientos de vergencia S. La estructura tectónica principal de la zona de estudio es el cabalgamiento y anticlinal volcado de Yebra de Basa.

La Cuenca de Jaca se fue rellenando durante el Eoceno medio a superior por una serie de complejos deltaicos. Entre estas unidades eocenas deltaicas está la Formación Margas de

Larrés, que aflora en la zona de estudio y constituye el sustrato rocoso del vertedero de Sardas. Las Margas de Larrés consisten en una serie monótona de margas grises azuladas, masivas, con delgados niveles de turbiditas siliciclásticas intercaladas.

Sobre las Margas de Larrés se dispone un nivel de glaciares de poco espesor (Figura 6B), constituido por gravas y cantos con matriz limo-arcillosa, de color pardo. Los depósitos más recientes son las arcillas, limos, arenas y gravas del aluvial del río Gállego, que constituyen: coluviones, terrazas aluviales y fondos de valle.

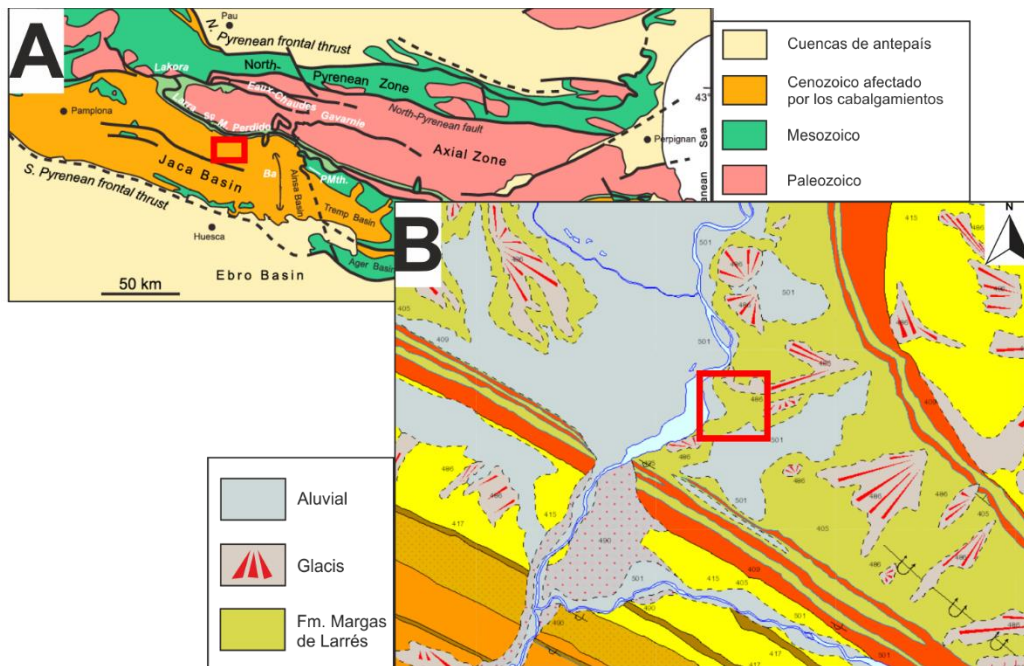


Figura 6. (A) Mapa estructural esquemático de los Pirineos con la zona de estudio recuadrada (modificado de Labaume et al., 2016). (B) Mapa geológico de detalle. Fuente: Instituto Geológico y Minero de España (2025).

Geomorfológicamente, destacan a nivel regional los relieves acarcavados donde afloran las Margas de Larrés (Figura 7A). Se trata de una litología especialmente susceptible a la meteorización y posterior erosión. El vertedero de Sardas se emplazó sobre una ladera con dos cárcavas principales que definen zonas de flujo preferenciales para las aguas subterráneas en el vertedero (Figura 7B).

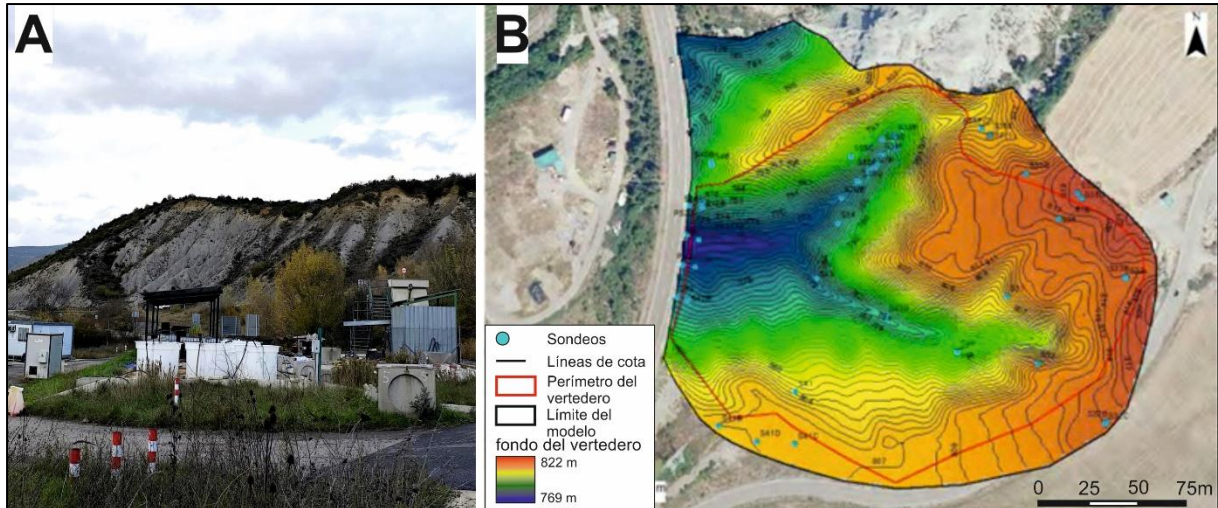


Figura 7. (A) Fotografía de las cárcavas próximas al vertedero. Sobre las Margas de Larrés, y de color pardo, el glacis. (B) Topografía previa a la construcción del vertedero (la línea roja representa su límite) (EMGRISA, 2021).

2.4 Marco hidrogeológico

El entorno de Sabiñánigo se encuadra en la masa de agua subterránea Sinclinal Jaca-Pamplona, en la Cuenca Hidrográfica del Ebro (Tragsatec y MITECO, 2021).

A nivel local, el acuífero aluvial del río Gállego está conectado con el río y con el embalse (Figura 8), los dos principales receptores de la contaminación. En el entorno del vertedero de Sardas, el acuífero está semiconfinado por un nivel de limos depositados a consecuencia de la construcción del embalse de Sabiñánigo.

El comportamiento hidrogeológico de los materiales de la zona de estudio es variado, de los más modernos a los más antiguos:

- Los rellenos antrópicos. Los rellenos del vertedero, por su alta heterogeneidad, constituyen una unidad de alta permeabilidad y conductividad hidráulica. Los rellenos de la carretera, en cambio, son más homogéneos y compactos, de forma que son menos permeables. Los rellenos del vertedero alcanzan hasta 40 m de potencia en la parte alta y coincidiendo con la cárcava, mientras que cerca de la carretera tienen menos de 10 m. Los rellenos desplazados sobre la parcela del pie tienen entre 4 y 6 m de potencia (EMGRISA, 2024). En cuanto a los rellenos de la carretera, su espesor varía en un corte N-S entre los 13 y los 5 m (EMGRISA, 2024), siendo la geometría de estos rellenos cóncava.
- Los limos del aluvial. Se trata de sedimentos muy poco permeables que cumplen una función de barrera al retener los contaminantes y ralentizar su llegada al Embalse de Sabiñánigo (Sobral et al., 2024). Los limos presentan espesores muy variables entre los 5 y los más de 10 m (EMGRISA, 2024).

- Las arenas y gravas del aluvial. Son depósitos granodecrecientes de unos 4 m de potencia (EMGRISA, 2024). Son la unidad de mayor permeabilidad.
- Las margas. En algunos sondeos hay cierto espesor de margas entre poco y muy fracturadas. Se trata de tramos métricos que se encuentran o a techo, o intercalados entre las margas sin fracturas (EMGRISA, 2024). La fracturación les confiere cierto grado de permeabilidad (Figura 8). La capa de margas fracturadas permite la conexión hidráulica entre la parte alta del emplazamiento (los rellenos del vaso de vertido) y la parcela del pie del vertedero (el aluvial del río Gállego).

Respecto al modelo conceptual, se considera que las entradas principales de aguas subterráneas al vaso de vertido son la infiltración en las zanjas o cunetas perimetrales y los flujos procedentes de las margas en la cabecera del vaso de vertido. En cuanto a las descargas, estas se producen mayoritariamente por debajo de la pantalla frontal.

El gradiente hidráulico en el emplazamiento tiene una dirección y sentido general E-O/NE-SO (Sobral et al., 2024), esto es, desde el aluvial hasta el embalse. Sin embargo, las oscilaciones de nivel en el embalse debidas a su uso hidroeléctrico (oscilaciones de hasta 1 m de amplitud para un periodo de 0,5 días) llegan, en ocasiones, a invertir el sentido de flujo de las aguas subterráneas (Etxeberria, 2019 y Sobral et al., 2024).

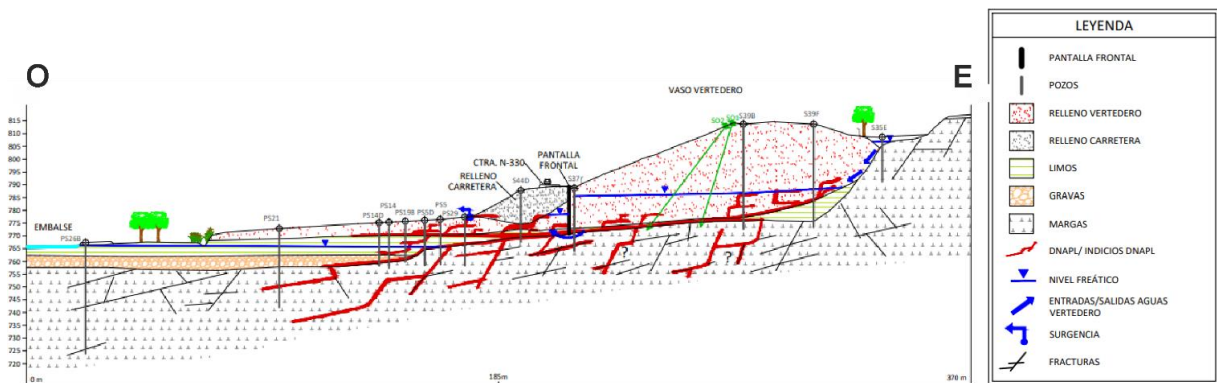


Figura 8. Perfil hidrogeológico general del emplazamiento. La presencia o indicios de DNAPL está representada en color rojo (EMGRISA, 2021).

3. ACTUACIONES PREVIAS Y ANTECEDENTES CIENTÍFICOS

Desde el año 2009, la Empresa de Gestión de Residuos Industriales S.A. (EMGRISA), junto con el Ministerio para la Transición Ecológica y el Gobierno de Aragón, han sido los encargados del servicio de Seguimiento Hidrológico de Sardas.

Debido a la complejidad del problema a tratar se ha empleado un abanico de técnicas de investigación: sondeos geológicos, técnicas geofísicas y de tomografía eléctrica, caracterización de los parámetros hidráulicos, ensayos de bombeo, análisis hidroquímicos, monitorización automática de los niveles, conductividad y temperatura, etc. (Fernández et al., 2013 y Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2016).

También han sido muy variadas las actuaciones de descontaminación, destacando la extracción de fase libre y de lixiviados por bombeos y drenajes, los tratamientos fisicoquímicos SEAR (Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation) e ISCO (In Situ Chemical Oxidation) en el aluvial, las técnicas electrocinéticas y las técnicas de biorremediación (EMGRISA, 2024). La extracción de fase libre por bombeos constituye la base para el resto de los trabajos de descontaminación, pero cuando el DNAPL se encuentra como fracción residual esta se vuelve ineficaz (Pankow y Cherry, 1996), por lo que son necesarias las técnicas fisicoquímicas o biológicas.

En 2018 se implementaron por primera vez las técnicas SEAR *in situ* en el aluvial del pie del vertedero de Sardas. A partir de entonces, se hicieron nuevos ensayos en 2020 y 2021, así como en 2023. Un ensayo piloto ISCO se llevó a cabo en 2022. En 2023 se realizó una biorremediación (bioestimulación aerobia).

En las técnicas SEAR, los surfactantes aumentan la solubilidad y la movilización de los compuestos organoclorados. Su eficacia es mayor cuando existe una recirculación de los fluidos, de forma que el surfactante no pueda quedar adsorbido, y continúe interactuando con la fase orgánica. De esta forma, en el ensayo más avanzado (2023), se diseñó un sistema de inyección-extracción-recirculación. Los ensayos SEAR pueden provocar efectos rebote meses después de su aplicación si no se extrae el surfactante o si no se hace un lavado suficiente tras la inyección (EMGRISA, 2019, EMGRISA 2021, EMGRISA 2024).

La ISCO es una tecnología basada en la transformación redox de los contaminantes. El compuesto oxidante genera radicales OH^\cdot , que atacan a los COCs oxidándolos, con el objetivo final de mineralizarlos. La técnica ISCO no se debe aplicar donde exista fase orgánica debido a que se producirían repuntes de contaminación en el agua (EMGRISA, 2024).

La distinta aplicabilidad de las técnicas SEAR e ISCO radica en que el rol principal de la SEAR es la solubilización y movilización de los contaminantes orgánicos, mientras que el de la ISCO

es la oxidación una vez que los contaminantes están en fase acuosa. Lo ideal es el empleo combinado o secuencial de ambas, lo cual se ha ensayado en el emplazamiento, pero posteriormente a 2023, por lo que no se puede evaluar en este trabajo.

La biorremediación se fundamenta en la capacidad que tienen los microorganismos para degradar contaminantes. Las poblaciones bacterianas de cloradoras dan lugar a subproductos que tienen un menor número de átomos de cloro en su estructura y, así, son menos tóxicos para el ambiente (Domínguez et al., 2018 y EMGRISA, 2024). Como en las otras dos técnicas, es posible que haya 'efectos rebote' (EMGRISA, 2024).

También han sido numerosas las modificaciones antrópicas sobre el emplazamiento, más allá de la construcción del tramo de carretera y de la pantalla frontal. Se han instalado en el emplazamiento varias zanjas drenantes, zonas de conducción de lixiviados y una planta de bombeo, entre otros.

En cuanto a los antecedentes científicos, se han realizado numerosos estudios en el vertedero de Sardas: Domínguez et al., 2018; EMGRISA, 2019, EMGRISA, 2020; EMGRISA, 2021; EMGRISA, 2024; Fernández et al., 2013 y Sobral et al., 2024.

También se han llevado a cabo varios Trabajos Fin de Máster, entre ellos: Larramona, 2018, Etxeberria, 2019, Freire, 2019, Zanetti, 2021 y De Quirós, 2022. Larramona (2018) estudió la hidroquímica de las aguas subterráneas y Etxeberria (2019) analizó la relación entre el embalse de Sabiñánigo y el aluvial de Sardas. Freire (2019) modelizó el DNAPL con el *software Voxler*.

Naranjo et al. (2020), realizaron el primer modelo del emplazamiento en *Leapfrog Geo*. Zanetti (2021) y De Quirós (2022) trabajaron sobre el modelo inicial de Naranjo et al. (2020), realizando algunas modificaciones o actualizaciones. Zanetti (2021) empleó la Extensión de Contaminantes de *Leapfrog Works* para producir modelos de contaminación y De Quirós (2022), a través del módulo de hidrogeología de *LeapFrog Geo*, realizó un análisis hidrogeológico en *Modflow*.

4. METODOLOGÍA

4.1. La modelización en Leapfrog Geo

Tradicionalmente, en la modelización geológica se han empleado técnicas o métodos que son más adecuados para el dibujo o diseño de estructuras del ámbito de la ingeniería. Sin embargo, la geología es una ciencia natural con estructuras y formas tridimensionales extremadamente complejas. Leapfrog Geo es un *software* de modelización geológica en 3D, que emplea el modelado implícito, el cual permite la generación rápida de superficies o volúmenes ‘naturales’ (Seequent, 2019). La modelización implícita es dinámica, permitiendo la actualización del modelo a medida que se introduce nueva información o se modifica la ya existente. Además, se pueden desarrollar diferentes hipótesis al mismo tiempo, lo que posibilita al usuario el poder tomar distintas decisiones o responder a diferentes preguntas una vez ya se ha iniciado la modelización. Leapfrog Geo se emplea en la industria minera, civil, de la energía y medioambiental, a nivel internacional.

Tanto para modelizar la geología, como para modelizar la presencia de DNAPL y la contaminación, se deben emplear métodos de interpolación para estimar valores para los puntos de los que no se dispone de información. Leapfrog Geo trabaja con funciones como las Funciones de Base Radial (RBFs), además de la interpolación por el Vecino más Cercano, *Kriging* o Distancia Inversa Ponderada. Cada método genera estimaciones diferentes para los puntos no conocidos, de forma que se debe optar por uno u otro en función de distintos criterios. Para obtener los mapas hidroquímicos que se presentan en este trabajo se han utilizado las RBFs y el *Kriging* Ordinario.

En el presente trabajo, se ha partido de los modelos tridimensionales (geológico y de DNAPL) inicialmente desarrollados por Naranjo et al. (2020). Naranjo et al. (2020) emplearon los datos de 112 sondeos, que sumaron 2455 metros de perforación. Una de las principales contribuciones de este trabajo a la modelización del emplazamiento ha consistido en añadir la información relativa a los 108 nuevos sondeos (algo más de 1600 m perforados) que se han ejecutado desde 2020 hasta la actualidad. Además, se han incluido nuevas piezometrías y se han actualizado las coordenadas de los puntos, así como la topografía general del modelo. En cuanto a la modelización hidroquímica, se han generado mapas 2D (tomando como dominio el aluvial), utilizando nuevos datos hidroquímicos y para los años 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023.

4.1. Recopilación bibliográfica y de datos

La recopilación bibliográfica se enfocó hacia el estudio de los antecedentes de la problemática medioambiental y de la evolución de la contaminación en el emplazamiento, con el objetivo de comprender todas las actuaciones (de seguimiento y de remediación) que han influido en

el estado actual del antiguo vertedero de Sardas y sus alrededores. Se ha contado con el informe elaborado por el Gobierno de Aragón (Gobierno de Aragón y Stop Lindano, 2017) y con las memorias anuales realizadas por EMGRISA (EMGRISA, 2019, EMGRISA, 2020, EMGRISA, 2021 y EMGRISA, 2024). Además, para la actualización del modelo geológico, del modelo de DNAPL y de los modelos hidroquímicos, fue necesario examinar todos los registros de los sondeos con testigo continuo y recopilar datos de nivel piezométrico y resultados hidroquímicos de distintos años. Toda esta información ha sido elaborada por EMGRISA.

Se analizaron las 220 testificaciones, identificando con detalle cada tramo litológico, con el apoyo de las fotografías de los testigos. De entre aquellas en las que se registró presencia de fase densa durante la ejecución del sondeo, que fueron 71 en total, se valoró cualitativamente si esta era poco o bastante abundante. Mientras que en los 71 se observó algo de DNAPL, sólo en 51 de estos sondeos se observó bastante DNAPL durante la ejecución. En cuanto a las profundidades a las que se registró la fase densa, estas son muy variables.

Para la actualización de la modelización hidroquímica, se emplearon los resultados de varias campañas de muestreo hidroquímicas llevadas a cabo por EMGRISA. Se dispone de una serie histórica de datos desde el año 2015. El muestreo de aguas subterráneas se realiza con bomba neumática o de vejiga, lo que permite muestrear a una cota determinada, a bajo caudal, evitando así la generación de turbulencia. Cada año se seleccionan ciertos piezómetros con determinadas cotas para el muestreo hidroquímico. En este modelo se ha trabajado con resultados referentes a cinco años: 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023. Para el año 2015 se ha contado con 87 muestras, para 2017 con 58, para 2019 con 57, para 2021 con 59 y para 2023 con 63.

Respecto a las piezometrías, se recopilaron datos de niveles en el acuífero para los años 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023, contando con 73, 82, 101, 74 y 117 puntos por año, respectivamente.

Además, para todos los conjuntos de datos se modificaron las coordenadas y cotas con el fin de emplear las más actualizadas.

4.2. Trabajo de campo

A finales de agosto de 2024 se iniciaron las visitas al emplazamiento de Sardas, participando a partir de entonces en varios de los trabajos del Seguimiento Hidrogeológico de Sardas realizados por EMGRISA, como la testificación de sondeos (Figura 9), y en el cuarto muestreo de aguas subterráneas de 2024.



Figura 9. Testificación de sondeos en la parcela del pie del vertedero.

4.3. Modelización geológica con Leapfrog Geo

El modelo geológico, creado a partir de la información referente a los sondeos existentes en el emplazamiento, constituye la base del proyecto de modelización. A partir de los volúmenes del modelo geológico se ha generado el modelo de DNAPLs, así como el dominio para realizar las estimaciones que han dado lugar a los mapas hidroquímicos.

4.3.1. Tratamiento de los datos de entrada

El modelo desarrollado por Naranjo et al. (2020) y modificado por Zanetti (2021) y De Quirós (2022) se ha actualizado en este trabajo incluyendo 108 nuevos sondeos, que sumaron unos 1600 m de material perforado. Así, el modelo actual cuenta con 220 sondeos (con 4000 m testificados en total), lo que supone una mejora del conocimiento geológico del emplazamiento.

Los datos referidos a los sondeos se introducen en el software a partir de tres tablas en formato .csv: la tabla 'collar', la 'survey' y la de intervalos. Estas tres tablas incluyen sus coordenadas ETRS89, el nombre del sondeo, la profundidad máxima, la inclinación, el azimut de la perforación y los tramos litológicos.

La descripción litológica se ha hecho de acuerdo a los códigos numéricos establecidos por Naranjo et al. (2020) (Tabla 1 y Figura 10). La diferenciación de las margas entre no fracturadas, algo fracturadas y muy fracturadas se hizo por criterio hidrogeológico.

Código	Litología	Color
0.25	Rellenos carretera	Verde
0.5	Rellenos vertedero	Magenta
1	Arcillas del glacis	Gris
1.5	Limos del glacis	Verde claro
2	Limos del aluvial	Naranja
3	Arenas y gravas aluvial	Amarillo
4	Margas muy fracturadas	Cian claro
5	Margas algo fracturadas	Azul claro
6	Margas	Azul oscuro

Tabla 1. Código y color asignados a cada litología.

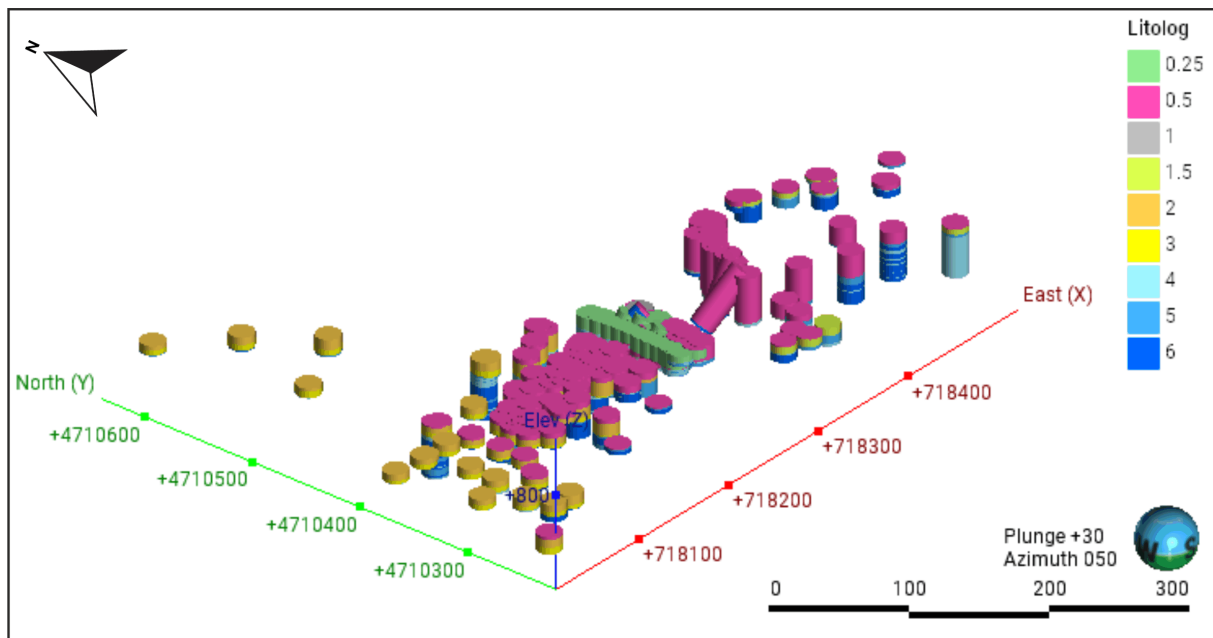


Figura 10. Visualización de las litologías de los 220 sondeos del emplazamiento de Sardas.

4.3.2. Generación del modelo geológico

Inicialmente, se debe definir la Columna de Base de la Litología, que, en este caso, es coincidente con la tabla de intervalos de los datos de entrada. A continuación, hay que establecer la resolución del modelo. Se ha elegido una resolución de 1 m (de acuerdo al modelo de Naranjo et al., 2020) y adaptativa, de forma que varía en función de la densidad espacial de los datos.

A su vez, se debe especificar la extensión del modelo. Naranjo et al. (2020) trabajaron con un área más extensa que la que constituye el emplazamiento que monitorea EMGRISA por

encargo del Gobierno de Aragón. En la Figura 11 se pueden observar las diferencias en cuanto a extensión entre el modelo original y el actual. La reducción de la extensión permite un mayor enfoque en el área de interés, así como disminuir la incertidumbre asociada a la interpolación en zonas donde no hay disponibilidad de datos.

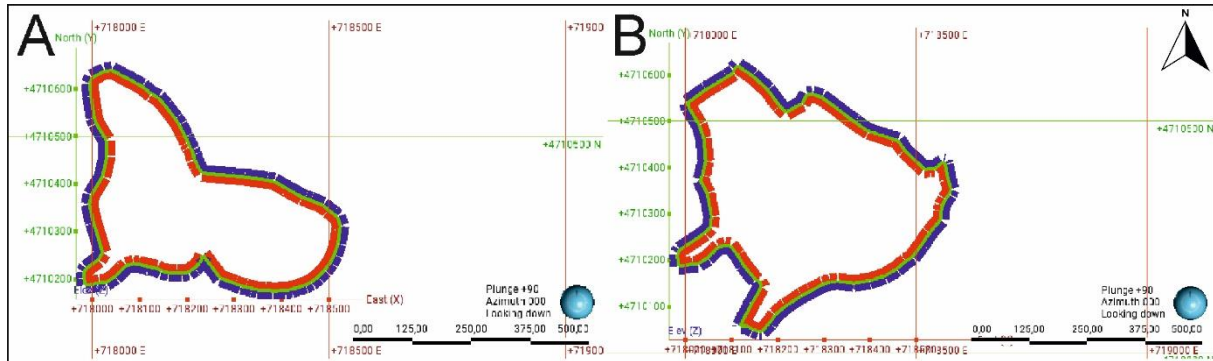


Figura 11. (A) Nueva extensión lateral. (B) Extensión lateral empleada por Naranjo et al., 2020.

Un modelo geológico en Leapfrog Geo se compone de los siguientes objetos: Límite, Sistema de fallas, Litología, Cronología de Superficies y Volúmenes de salida (Seequent, 2019). El Límite lo constituyen la extensión lateral junto a los límites superior e inferior. El límite superior para el modelo está delimitado por la topografía. La topografía se ha actualizado respecto al modelo inicial. Se ha obtenido de la nube de puntos 3D de la 3ª Cobertura LIDAR, capturados entre 2022 y 2025, con una resolución de 1m. Los puntos se filtraron usando como criterio su clasificación y a través de un lenguaje de programación (Python Software Foundation, 2024). Así, se obtuvo un fichero con sólo aquellos puntos clasificados como 'suelo' o 'clase 2'. A continuación, se limpió el conjunto con un análisis estadístico de vecinos más cercanos (Python Software Foundation, 2024) para eliminar aquellos puntos que resultaran atípicos y dieran lugar a picos y artefactos. El archivo final contenía 954000 puntos, se transformó a un archivo .txt y se introdujo en Leapfrog Geo para crear la superficie topográfica de resolución 2 m (Figura 12). El límite inferior del modelo se ha establecido en 700 m.s.n.m., que coincide con los primeros metros de existencia de las margas sin fracturación. En el objeto 'Sistema de fallas' no se ha introducido ningún dato debido a que no se dispone de una cartografía estructural detallada para la zona de estudio.

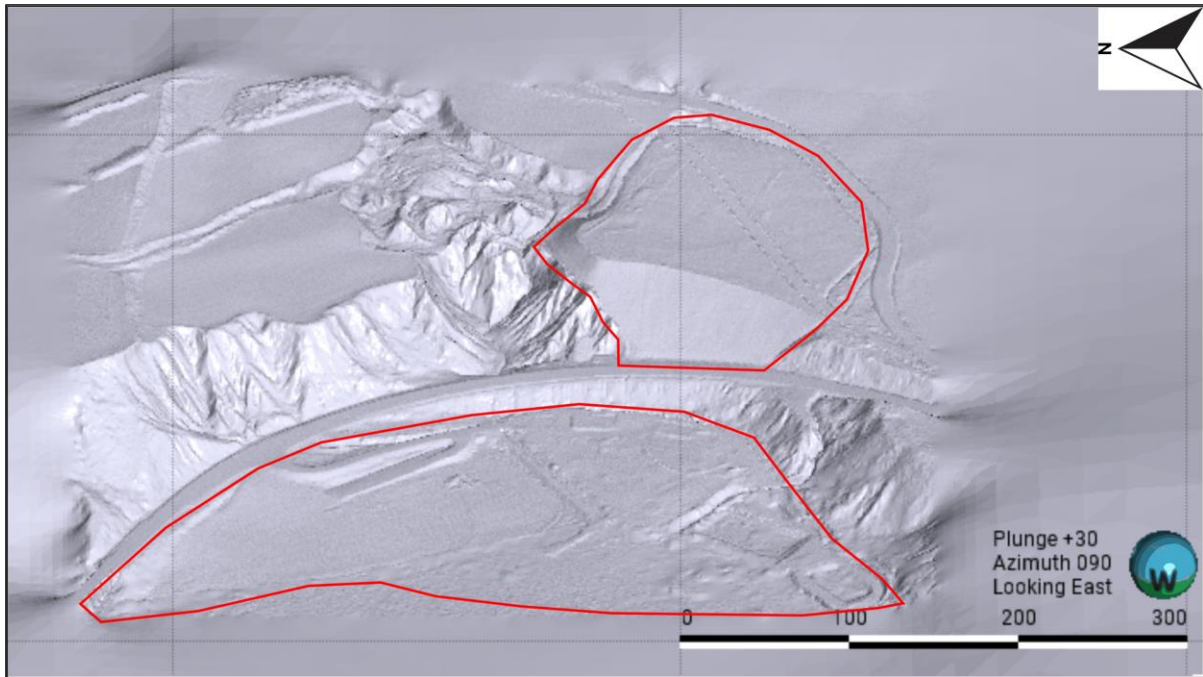


Figura 12. Topografía actualizada. En rojo: perímetros del vertedero (al E) y de la parcela del aluvial (al O). Obra derivada de LiDAR-PNOA-cob3 2022-2025 CC-BY 4.0 scne.es. Superficie obtenida de [Leapfrog Geo v. 2024.1.].

Las superficies de contacto entre las litologías son la base para la obtención de volúmenes. Existen cuatro tipos principales: Yacimiento, Erosión, Intrusión y Veta (Seequent, 2019). Además, el software permite crear otras superficies como las Estructurales, que pueden utilizar puntos que no sean de contacto para abordar necesidades más específicas.

Las superficies de Yacimiento y Erosión tienen formas suaves que tienden a ser planares y la diferencia entre las dos radica en que las de Erosión pueden cortar en su base a superficies más antiguas. Naranjo et al. (2020) utilizaron superficies de Erosión para los dos rellenos, y de Yacimiento para el resto de las litologías.

Además, introdujeron una 'Superficie estructural' delante de la carretera para que los limos, arenas y gravas no se extendieran por encima del límite de la terraza aluvial y, así, mantener la coherencia geológica (Figura 13). De manera similar y, también bajo juicio técnico, en el modelo que se presenta en este trabajo se ha añadido una polilínea en el contorno del vertedero (Figura 13), para evitar que el volumen de rellenos de vertedero excediera dicho contorno.



Figura 13. Los discos rojos constituyen la superficie estructural. La polilínea limita el vertedero en su contorno N. Ortofoto de 2025 cedida por [Emgrisa].

La resolución de las superficies de contacto se ha heredado de la resolución del modelo geológico. Una vez creadas las superficies existen muchas opciones de edición manual para refinarlas, ya sea a través de polilíneas o de datos estructurales. Además, es posible forzar el ajuste a los datos o 'Snapping to Data'. El uso más recomendable de esta función es el ajuste a los datos de perforación o 'Drilling only', de esta forma, se da más peso en la creación de las superficies a los datos de entrada que a aquellos datos procedentes de interpretaciones. Además, es posible aplicar tendencias a las superficies dibujando, a mano, planos que sean representativos de la anisotropía propia de las litologías. Los elipsoides son la herramienta geoestadística empleada para definir la anisotropía en los procesos de interpolación. Estas opciones de refinado de las superficies en el modelo geológico se toman por juicio técnico.

Una vez creadas las superficies, estas se ordenan en la Cronología de Superficies (siguiendo el orden definido en la Tabla 1) para establecer las relaciones de corte. Finalmente, el interpolador genera los volúmenes de salida.

4.4. Modelización de volúmenes de DNAPL con Leapfrog Geo

El objetivo de este modelo es determinar y visualizar volúmenes de roca con presencia de fase libre, ya sea en cantidades moderadas o abundantes. Se ha optado por una categorización cualitativa por las grandes dificultades que presenta el cálculo de volúmenes de fase densa libre en un subsuelo heterogéneo (Pankow y Cherry, 1996, Fernández et al., 2013, EMGRISA, 2024). Además, y a pesar de que el DNAPL es móvil, se ha considerado su existencia o no existencia sólo durante la ejecución de los sondeos y no después.

En los más de 15 años de trabajos en el emplazamiento, EMGRISA ha realizado extracciones y mediciones de espesores de DNAPL en los pozos control (diseñados para acumular fase densa). Se considera que estos espesores son «aparentes» ya que el grueso de la fase densa muy probablemente haya migrado por gravedad hasta las margas fracturadas o se encuentre como DNAPL residual (no susceptible a la extracción por bombeo) (Pankow y Cherry, 1996 y EMGRISA, 2024), o adsorbido sobre minerales de la arcilla (Domínguez et al., 2018). La existencia de las fracturas en las margas genera una incertidumbre mayor en cuanto a su predicción espacial.

4.4.1 Tratamiento de los datos de entrada

De acuerdo al modelo original (Naranjo et al., 2020), se ha evaluado la presencia o no de DNAPLs en cada sondeo según la testificación durante su perforación. Se asignó '0' para la no existencia, '1' para la presencia de poco DNAPL y '2' para la existencia de bastante DNAPL (Figura 14). Los datos se introducen al *software* desde un archivo .csv, en el que se ha discretizado la existencia o no existencia de DNAPL en profundidad a intervalos de 0.2 m. Según se aprecia en la Figura 14, la profundidad de existencia es bastante variable, si bien en general se puede afirmar que se encuentra en torno a los 15 m.

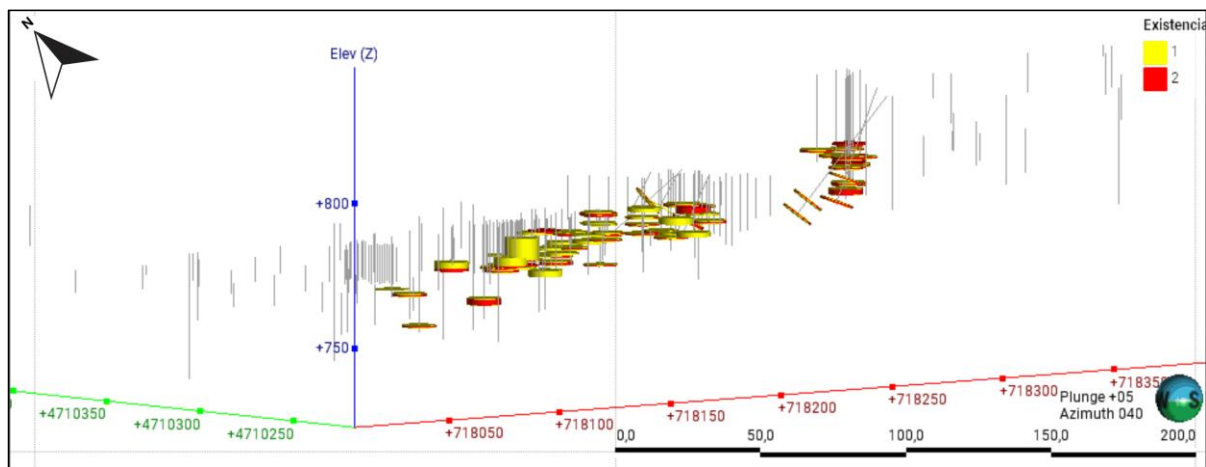


Figura 14. Datos de entrada. Los discos amarillos representan la presencia de algo de DNAPL, los rojos, la presencia de abundante DNAPL.

4.4.2 Construcción del modelo de DNAPLs

A partir de los datos de entrada se ha definido una nueva columna litológica agrupada (llamada 'Fase Densa') con sólo tres unidades de interés: la de no existencia, la de roca con algo de DNAPL y la de roca con bastante DNAPL. Este modelo de DNAPLs tiene un límite idéntico al del modelo geológico y su litología de base es la columna agrupada 'Fase densa'.

En la Cronología de superficies, se han añadido dos superficies de intrusión. En Leapfrog Geo una superficie de «intrusión» no tiene el sentido geológico del término, sino que es aquella que mejor refleja las unidades con formas redondeadas o que cortan en varios puntos a otras más antiguas. En la primera superficie, la litología '1' (volumen de roca con algo de DNAPL) se ha considerado como la litología primaria, y la litología '0' (volumen del resto de roca donde no se ha detectado DNAPL) como la secundaria, más antigua y a la que corta la primera, mientras que la '2' se ha ignorado. En la segunda, la litología '2' (volumen de roca con abundante DNAPL) se ha definido como la primaria, la litología '0' como la secundaria y se ha ignorado la litología '1'. Ambas superficies tienen la misma resolución que la del modelo geológico.

En cuanto a la pestaña de Tendencia, se ha decidido aplicar dos tendencias. Mientras que en la parcela del pie del vertedero la dirección que sigue la fase densa es ONO (Figura 15), en el vertedero se observa una dirección hacia el SO, coincidente con la cárcava principal (Figura 15) (EMGRISA, 2024). Visualizando los datos ha sido posible ajustar los parámetros para los dos planos (Tabla 2).

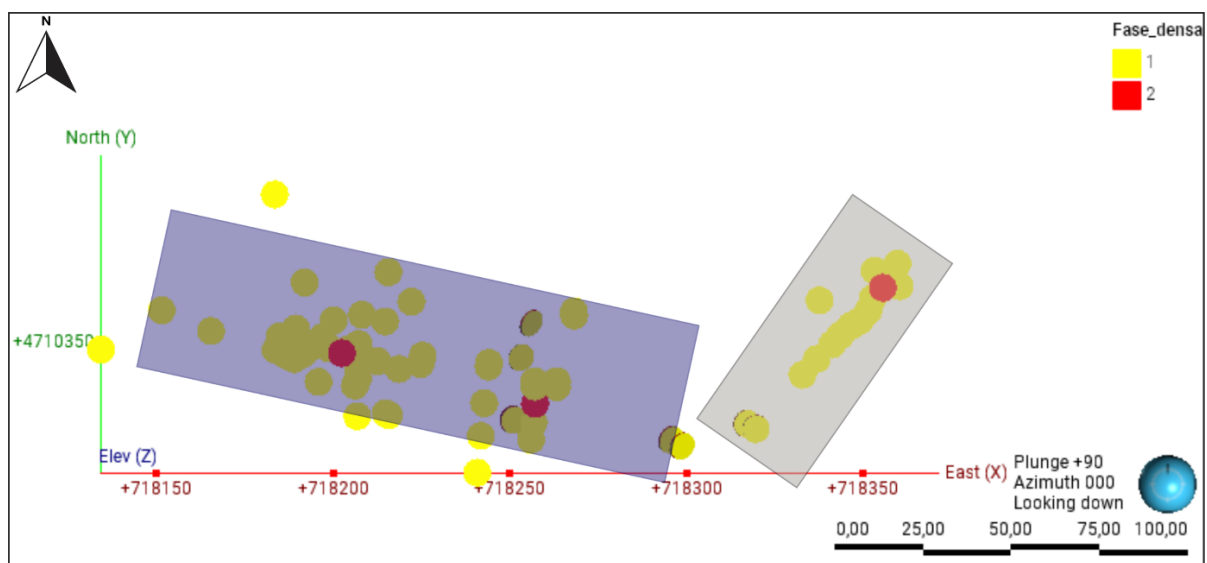


Figura 15. Datos de entrada y planos que contienen las dos direcciones espaciales de existencia de fase densa. En azul: acimut ONO en la parcela. En gris: orientación SO en el vertedero.

	Buz.	Acimut	Cabeceo
Plano 1	7°	280°	90°
Plano 2	7°	220°	90°
Radios del elipsoide	4	2	1

Tabla 2. Parámetros de los dos elipsoides y relación de radios.

4.5. Modelización hidroquímica con Leapfrog Geo

Los mapas hidroquímicos facilitan la visualización de la distribución y migración de los contaminantes. La Estimación de contaminantes en Leapfrog Geo permite obtener concentraciones en el espacio a través de distintos métodos de interpolación.

Para el caso de estudio, se cuenta con datos de conductividad eléctrica y de concentración de dos contaminantes organoclorados (subproductos del lindano) disueltos en las aguas subterráneas para los años 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023. Si bien los mapas hidroquímicos son una herramienta de visualización, su obtención se basa en métodos estadísticos como son el análisis de datos y la Interpolación espacial.

4.5.1. Tratamiento de datos y estadística básica

El modelo hidroquímico se ha elaborado empleando 3 parámetros: conductividad eléctrica (CE), concentración de clorobenceno y concentración de la suma de HCH. Los parámetros elegidos se corresponden con aquellos utilizados históricamente en trabajos previos para el emplazamiento de Sardas. La CE muestra una relación positiva con las concentraciones elevadas de COCs, ya que, en su degradación, estos compuestos generan cloro libre y cloruros en el medio (Domínguez et al., 2018).

Naranjo et al. (2020) escogieron para la modelización los datos de muestreos de septiembre, dado que el final del año hidrológico coincide con el momento de mayores concentraciones de contaminantes por efecto de una menor dilución. Así, se plantea un enfoque del “peor escenario posible”. El número de datos disponibles por año se recoge en el Apartado 4.1. A la hora de manejar estos conjuntos de datos hay que tener en cuenta que los resultados hidroquímicos anteriores al año 2018 tienen un mayor error analítico a causa del laboratorio en el que hasta entonces se analizaban las muestras (Larramona, 2018).

En la preparación de los datos, se debe tomar la decisión de qué hacer con los valores numéricos inválidos. Para los dos últimos años, algunos valores de clorobenceno (menos del 5% del total) están por debajo del límite de detección ($<0.1 \mu\text{g/L}$), y el *software* no los lee. Estos datos inválidos se pueden o excluir o reemplazar por 0 u otro valor. Se considera que reemplazarlos por 0 introduce un sesgo importante, y que es más adecuado considerar que la concentración en estos puntos es, de forma arbitraria, la mitad del límite de detección ($0.05 \mu\text{g/L}$).

Los datos hidroquímicos se pueden dividir en función de la litología en la que se han muestreando (en los rellenos, el aluvial o las margas), tratándose de tres poblaciones estadísticas diferentes. Cada una de estas poblaciones tiene una geología y una fuente de la contaminación propias. En el caso de los rellenos de vertedero, sus contenidos en

subproductos de DNAPL tienen un origen ‘in situ’ en el sentido estricto. Para los materiales del aluvial la fuente de contaminantes son los lixiviados procedentes del vertedero o el DNAPL residual existente en la parcela. Para las margas, el origen de la contaminación es incierto debido al sistema de fracturas. El estudio de las facies hidroquímicas (Larramona, 2018) determinó que las aguas subterráneas tomadas en las margas se distinguen claramente del resto porque presentan siempre una naturaleza clorurada sódica, en vez de una bicarbonatada cálcica. Ello se puede deber a la mezcla con aguas más profundas y más “viejas”, o a la elevada concentración de organoclorados a la que se asocia una gran cantidad de cloruros. Las aguas tomadas en el aluvial presentan facies bicarbonatadas cálcicas o sódicas (Larramona, 2018).

Sumado a las diferencias geológicas y de facies hidroquímicas se puede realizar un análisis de estadística descriptiva para comparar los comportamientos entre las poblaciones (Tabla 3). Se ha elegido la mediana como estimador de la tendencia central de los datos por su mayor robustez frente a la media (Isaaks y Srivastava, 1989). Se puede observar que los patrones en el tiempo de las tres variables difieren entre poblaciones. En los rellenos la disminución de la contaminación desde 2015 a 2023 es evidente (Tabla 3). En el aluvial se registra una disminución de 2015 a 2023 en términos absolutos (salvo para el clorobenceno), pero con concentraciones de clorobenceno y suma de HCH máximas en 2019 (Tabla 3). Respecto a las muestras tomadas en las margas no es posible detectar ninguna tendencia.

Mediana	CE			Clorobenceno			Suma HCH		
	μS/cm			μg/l			μg/l		
	Rellenos	Aluvial	Margas	Rellenos	Aluvial	Margas	Rellenos	Aluvial	Margas
2015	10360.0	3870.0	8300.0	23396.4	3755.9	1.7	1927.7	327.3	4.7
2017	7360.0	3450.0	6850.0	31111.4	3315.9	1098.4	81.8	536.9	8.8
2019	1611.0	862.0	1313.0	18180.9	7236.9	100.0	135.1	1441.1	22.6
2021	7810.0	2910.0	4420.0	1901.7	963.2	11.6	259.7	162.7	16.0
2023	5820.0	3740.0	4640.0	3671.0	5415.8	100.4	39.1	225.7	42.2

Tabla 3. Medianas de los 3 parámetros del análisis hidroquímico, según la litología.

Se ha decidido emplear únicamente los datos muestreados en el aluvial en la generación de los modelos hidroquímicos. Ello conlleva la desventaja de que se reduce el número de muestras por año, pero es lo más adecuado y recomendable porque evita introducir múltiples poblaciones estadísticas o dominios geológicos (Seequent, 2019). Además, la llanura del aluvial es adyacente a un receptor especialmente sensible de la contaminación como es el embalse de Sabiñánigo, con el que existe una conexión hidrogeológica, motivo por el cual la monitorización hidroquímica del emplazamiento se ha centrado en trabajos previos en el acuífero aluvial (EMGRISA, 2020, EMGRISA, 2021, EMGRISA, 2024). En la Figura 16, que representa los diagramas de cajas y bigotes para el año 2021, se puede identificar que la

varianza intraanual en el aluvial es muy alta, lo que es razonable en casos de contaminación puntual. Además, se aprecia que la asimetría siempre es positiva, en decir, los valores atípicos son valores muy altos de CE o de concentraciones de clorobenceno y suma de HCH (Figura 16). El análisis exploratorio de los datos permite detectar características como esta, que deben considerarse antes de modelar los variogramas. La varianza de los datos se analizará más adelante en el subapartado de Resultados y Discusión correspondiente.

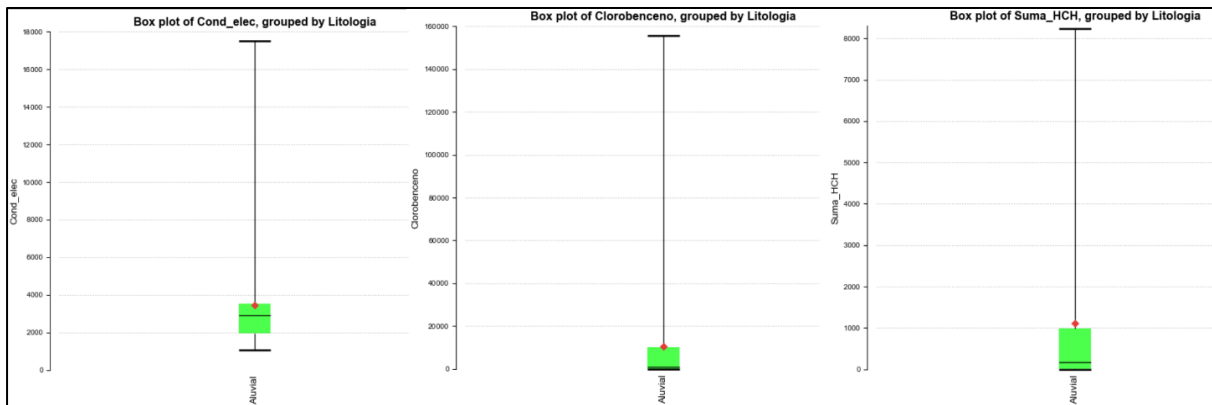


Figura 16. Diagramas de cajas y bigotes para el año 2021. En las tres variables (CE, clorobenceno y suma de HCH) los bigotes superiores son largos, indicando una dispersión en los valores altos. Obtenidos a partir de [Leapfrog Geo v. 2024.1].

En cuanto a la distribución espacial de los datos de entrada en el aluvial, en la Figura 17 se puede observar que esta es muy heterogénea. Los puntos de muestreo están muy concentrados en la parte S de la parcela, mientras que en la N existe una importante ausencia de datos de entrada. A su vez, se puede apreciar que, a lo largo del periodo de estudio, la ubicación y el número de datos de entrada por año ha sido variable, con una tendencia hacia el aumento (Figura 17).

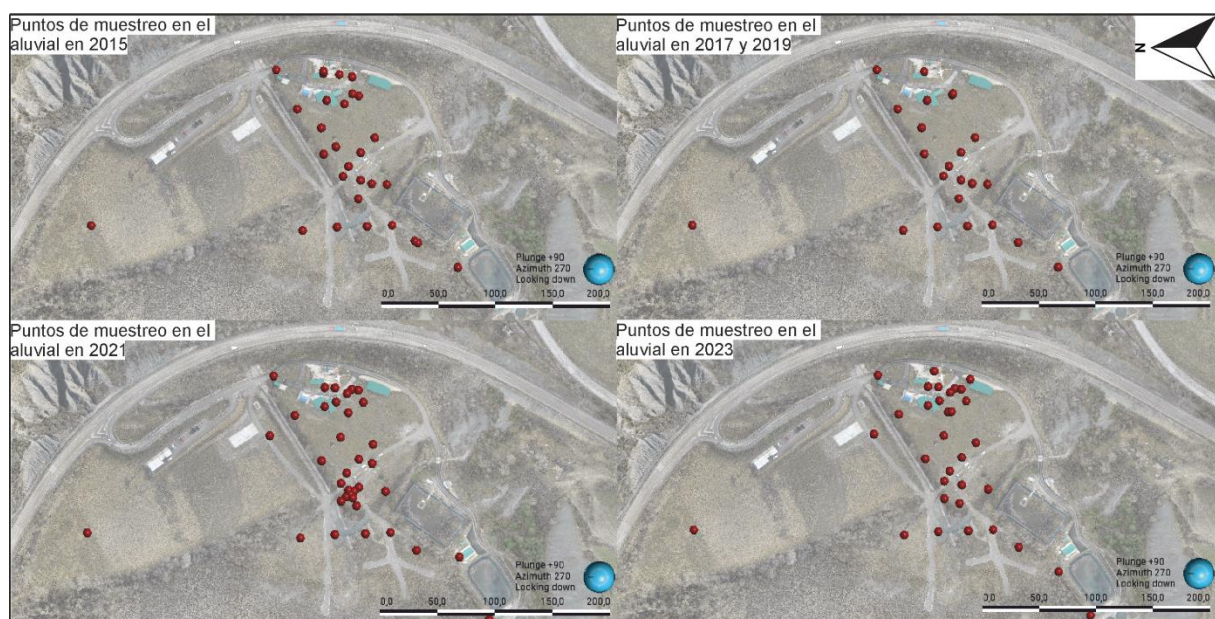


Figura 17. Piezómetros de monitorización de la contaminación en el aluvial en la serie 2015-2023.

4.5.2. Generación de los modelos hidroquímicos

Tras el Análisis Exploratorio de los datos hay que estudiar el comportamiento de las variables en el espacio. La Geoestadística es la disciplina que estudia los fenómenos que varían en el espacio a través de diversas técnicas, siendo fundamental la Variografía, que consiste en el análisis de la variabilidad y continuidad espacial de una variable regionalizada (Seequent, 2019), a través del cálculo y análisis del variograma.

Los modelos hidroquímicos se han creado a partir de estimaciones por dominio (en la carpeta 'Estimaciones' de Leapfrog Geo Edge), una por variable, por año. Como únicamente se han utilizado los datos hidroquímicos muestreados en el aluvial, según lo explicado en el apartado anterior, el dominio ha consistido en un volumen (generado a partir del modelo geológico) que se corresponde con las dos litologías aluviales. Las condiciones requeridas por Leapfrog Geo Edge para definir un dominio son una geología consistente y una única población de contaminantes (Seequent, 2019). En cada estimación se ha modelado un variograma.

El variograma tiene dos componentes: el variograma experimental y el modelo de variograma o variograma teórico. El primero es una estimación empírica y el segundo es una función matemática continua, escogida por quien desarrolla el modelo, que se debe ajustar al variograma experimental. El proceso de modelado del variograma es iterativo.

El variograma experimental es un gráfico en el que la semivarianza, la medida de cuán distintos son dos puntos (γ), depende de la distancia. Así, $N(h)$ es el número de pares de puntos que están separados por la distancia específica h , que se denomina como lag o distancia de lag.

$$\gamma(h) = (1 / 2N(h)) \times \sum [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2$$

Como se ha demostrado en el apartado 4.5.1, los datos muestran distribuciones altamente asimétricas hacia los valores altos. En esos casos, los variogramas experimentales no están bien estructurados y es recomendable normalizar los datos con anterioridad al ajuste del modelo (Seequent, 2019). En Leapfrog Geo Edge se puede aplicar una transformación de puntuación normal a los conjuntos de datos para trabajar con variogramas transformados. Una vez el modelo de variograma se considere ajustado, se hace la transformación inversa de este para restituir los datos a su escala original.

El modelo de variograma está definido por el tipo, rango o alcance, sill (meseta) y nugget (efecto pepita). El tipo de modelo puede ser esférico, exponencial, lineal, Gaussiano, etc. El rango consiste en la distancia a la cual ya no existe correlación espacial entre las muestras. La meseta es la varianza máxima y el efecto pepita es la discontinuidad en el origen y se emplea en casos donde haya habido errores instrumentales o fluctuaciones a escalas muy

pequeñas. Paralelamente a estos parámetros, en la pestaña de Variograma, Leapfrog Geo Edge permite ajustar la distancia de lag y el número de intervalos. Una distancia de lag de 20 m, por ejemplo, agruparía pares de puntos separados 20 m. Y si se definieran 10 lags se calcularían varianzas para los intervalos: 0–20 m, 20–40 m, ..., 180–200 m. Es una práctica común dividir la distancia máxima entre sondeos entre 5-10 intervalos para obtener una distancia de lag razonable (Isaaks y Srivastava, 1989). En el aluvial, la distancia máxima es de 350 m, por lo que se pueden clasificar los datos en 9 clases con una distancia de 35 m. El ángulo de tolerancia se ha dejado como el valor predeterminado, de 22.5°.

Además, todos los parámetros excepto el sill cambian en función del eje que se esté considerando. Por lo que el primer paso es definir la dirección de máxima continuidad. Dado que la contaminación en el emplazamiento tiene un sentido que varía entre los 255 y los 270° OSO/O (Figura 18A), esta es la dirección de máxima continuidad. Se ha evaluado para cada año y cada parámetro poniendo en la escena del software los datos de entrada y observando qué plano, dentro del rango 255-270°, se ajusta mejor. Como ya se ha comentado, los variogramas se representan como elipsoides en el espacio y se les debe asignar un acimut, un buzamiento y un cabeceo. El acimut es la dirección de máxima continuidad y el cabeceo se ha mantenido en 90° para todos los años. Como buzamiento se ha tomado la pendiente media en el aluvial de las superficies piezométricas generadas a partir de los puntos (apartado 4.1), variables de año en año, entre los 1.5° y los 2.7°.

La Anisotropía se refleja en cuán distintos son los alcances del variograma en las tres direcciones, siendo el alcance siempre mayor en la dirección de máxima continuidad. Su significado estadístico es el de asignar un mayor peso a aquellos puntos que coincidan con el acimut de mayor continuidad espacial. La continuidad espacial se refiere a si los valores del parámetro cambian fuertemente (baja continuidad espacial) o suavemente (alta continuidad espacial) con la distancia. El elipsoide que representa el variograma será más alargado cuanto más anisotropía tenga el fenómeno modelado. Cuando se modelan plumas de contaminación es común emplear elipsoides alargados (Seequent, 2019) (Figura 18A).

Los tipos esferoidal y esférico son recomendables en la modelización de muchos fenómenos naturales en los que existe una distancia máxima a partir de la cual la influencia de los datos debe reducirse a cero (Seequent, 2019). Se ha escogido el modelo esferoidal por su mejor ajuste respecto a los datos (Figura 18B).

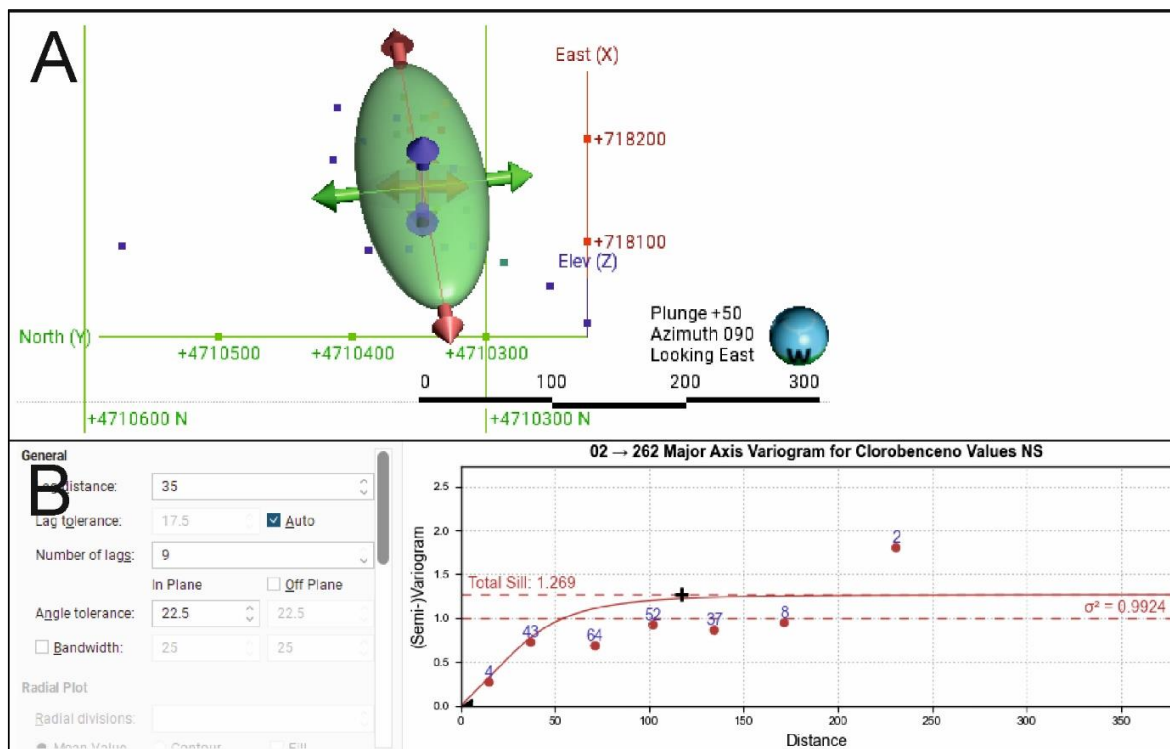


Figura 18. Modelado del variograma para la concentración de clorobenceno de 2023. (A) El variograma representado como un elipsoide, sobre el plano y con los puntos de concentraciones medidas. (B) Ajuste del variograma experimental en el eje mayor.

Una vez modelados los variogramas se debe seleccionar el tipo de estimador entre los numerosos métodos de estimación espacial. Dos métodos ampliamente utilizados en ciencias ambientales y geológicas son las Radial Basis Functions (RBFs) y el Kriging (Li y Heap, 2014). Las RBFs son métodos deterministas y globales, mientras que el Kriging es un método estocástico o probabilístico y local. Un interpolador global emplea todos los datos disponibles en la región de interés, mientras que uno local, sólo aquellos que estén dentro de la ventana de búsqueda. Por otra parte, los métodos estocásticos difieren de los deterministas en que proporcionan medidas de la incertidumbre asociada a la estimación.

Las RBFs producen superficies suaves y naturales, por lo que son ampliamente utilizadas en la modelización de superficies topográficas o geológicas (Li y Heap, 2014). Además, dan buenos resultados, siendo más sencillas de aplicar que los métodos estocásticos. Sin embargo, al ser deterministas, no proporcionan medidas de la incertidumbre o el error de forma directa (Li y Heap, 2014).

El Kriging es de los métodos geoestadísticos más utilizados y que mejores estimaciones ofrece. Al ser estocástico, a partir de su varianza o error se puede evaluar la confianza en la interpolación. No obstante, es un método muy dependiente del correcto modelado del

variograma (Li y Heap, 2014), el cual es un proceso complejo y que depende del juicio del investigador.

En función de la suposición que se haga sobre la media del proceso espacial, el Kriging se divide, entre otros, en simple (SK) y ordinario (KO). En el simple se requiere que la media global de la variable sea conocida y constante en toda el área de estudio, mientras que en el ordinario no. El KO asume que la media es constante, pero desconocida dentro del vecindario de búsqueda local. Esta es una condición que se cumple mejor para datos geológicos y ambientales, haciendo más adecuado el empleo del Kriging ordinario por su mayor flexibilidad frente a las fluctuaciones (Li y Heap, 2014).

En este trabajo se han modelado dos interpoladores por variable y por año, lo que ha sumado 15 interpoladores RBFs y 15 de Kriging ordinario. Respecto a los RBFs, una decisión que se toma al crear el interpolador es si añadir o no un *drift*. El modelo RBF con *drift* agrega una tendencia global a los datos que mejora la interpolación, por lo que es preferible esta opción.

El Kriging ofrece múltiples opciones de edición. Una de ellas es la referente a la discretización por bloques. En el Kriging por bloques se estima el valor para cada bloque en lugar de sólo considerar sus puntos centrales. Se ha elegido dejar la configuración por defecto de 3x3x3, que implica la división de cada bloque en una malla de 27 puntos. Tras el cálculo de las 27 estimaciones puntuales, el valor final para el bloque es su promedio.

Al ser el Kriging un interpolador local se tiene que definir el elipsoide de búsqueda. Este elipsoide se distingue del del variograma en que es una herramienta geométrica cuya utilidad es definir la búsqueda de puntos. Los rangos se han establecido para 300, 200 y 100 m. Además, se deben especificar el mínimo y el máximo de muestras, que hacen referencia a los puntos que deben encontrarse en el vecindario para realizar una estimación en una ubicación dada. Se ha configurado para un mínimo de 3 y un máximo de 20. El Kriging ofrece los siguientes resultados: la media (KM), la varianza (KV) y la eficiencia del Kriging (KE).

Quizá de manera contraintuitiva, matemáticamente el KO permite que, a ciertos puntos, se les asignen pesos negativos. Ello significa que, para realizar una estimación en un lugar dado, el valor de un punto muestreado conocido debe ser atenuado para lograr el resultado óptimo. Muchas veces esto resulta del «efecto pantalla» (Isaaks y Srivastava, 1989): si se consideran tres puntos alineados y conocidos A, B y C (A en 0 m, B en 2 m y C en 4 m), si se quiere estimar el valor de contaminación de un punto X que se encuentra en 1 m, los puntos A y B tendrán pesos altos, mientras que el punto C se considera como redundante y tendrá un peso negativo. En términos más prácticos, este efecto puede resultar en estimaciones negativas que aun matemáticamente correctas, físicamente son imposibles. Así, no se pueden admitir

ni conductividades ni concentraciones negativas, por lo que está justificado cambiar estos valores por 0 o aproximadamente 0 (Isaaks y Srivastava, 1989).

Los estimadores pueden visualizarse evaluándolos sobre modelos de bloques (Seequent, 2019). En este trabajo se ha construido un modelo de bloques regular. El tamaño de las celdas se ha establecido para 1 m en la dirección Este, 1 m en la Norte y 2 m en la Z (profundidad). La menor resolución en el eje de profundidad se justifica en que es más interesante visualizar el comportamiento de la pluma de contaminación en 2D, pero nada impediría la visualización 3D, si bien el mayor número de bloques exigiría una mayor demanda computacional. La cota seleccionada ha sido de 762 msnm, que coincide, en general, con el contacto entre los limos y las gravas y arenas. El Modelo de bloques que se presenta en ese trabajo consta de 300 divisiones en la dirección E, de 450 en la Norte y de 1 en la Z, sumando 135000 bloques. De este rectángulo de $1.35 \cdot 10^3 \text{ m}^2$ de área, sólo aquellos bloques que estén dentro del dominio de la estimación tendrán algún valor (Figura 19A).

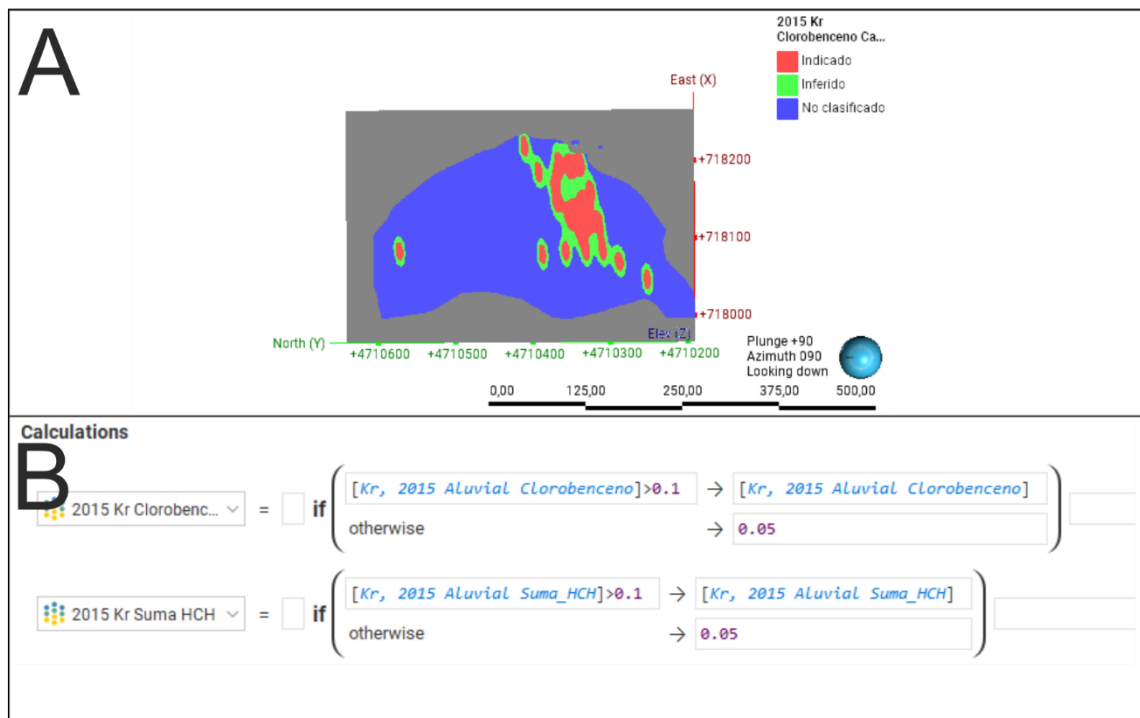


Figura 19. (A) El rectángulo gris representa el área del Modelo de bloques. Los valores que quedan fuera del aluvial no se consideran en la estimación. En rojo, verde y azul se han clasificado las estimaciones según su KE para 2015 y el clorobenceno. (B) En la pestaña de Calculations se ha aplicado una condición para evitar que el Kriging de resultados negativos.

En el modelo de bloques se pueden realizar cálculos categóricos y numéricos. La variable de la Eficiencia de Kriging (KE) es una medida de la calidad de la estimación por bloques, siendo 1 el grado de mayor eficiencia. A modo de prueba, en un cálculo de tipo categórico es posible clasificar los bloques del modelo como de valor «indicado» si su KE > 0.6, «inferido» si 0.6

$KE > 0.4$ y «no clasificado» si $KE < 0.4$. En la Figura 19A se presenta un mapa con esta clasificación para la concentración de clorobenceno en 2015. Si bien esta clasificación sólo se presenta para un compuesto y un año dados, permite a grandes rasgos reconocer que, en las zonas con menor densidad de muestras, hay que tener más cautela en la interpretación de los resultados. Se han utilizado cálculos numéricos para dar solución al problema de las estimaciones negativas anteriormente mencionadas. Para resultados de Kriging inferiores a $0.1 \mu\text{g/L}$ se ha transformado el valor y sustituido por la concentración de $0.05 \mu\text{g/L}$, que es la mitad del límite de detección (Figura 19B).

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. El modelo geológico

El modelo desarrollado se considera coherente con la geología superficial y subsuperficial del emplazamiento (Figura 20). La unidad de rellenos de la carretera aflora dando lugar al talud de la carretera N330, y la de rellenos del vertedero en el perímetro del vaso de vertido, así como en la parte S de la parcela al pie del vertedero. Las dos unidades del glacis sólo afloran en la parte alta del emplazamiento, mientras que las dos unidades del aluvial han quedado acotadas a la parcela de la llanura, no extendiéndose por encima del talud de la carretera gracias al uso de la Superficie estructural. Las margas, a su vez, afloran donde se han identificado tanto en la superficie como en profundidad, por ejemplo, formando las cárcavas al norte del vertedero (Figura 20 y Figura 7A).

El modelo geológico es coherente con modelos conceptuales previos (Figura 8) y con los trabajos anteriores desarrollados en *Leapfrog Geo* (Naranjo et al., 2020, Zanetti, 2021 y De Quirós, 2022).

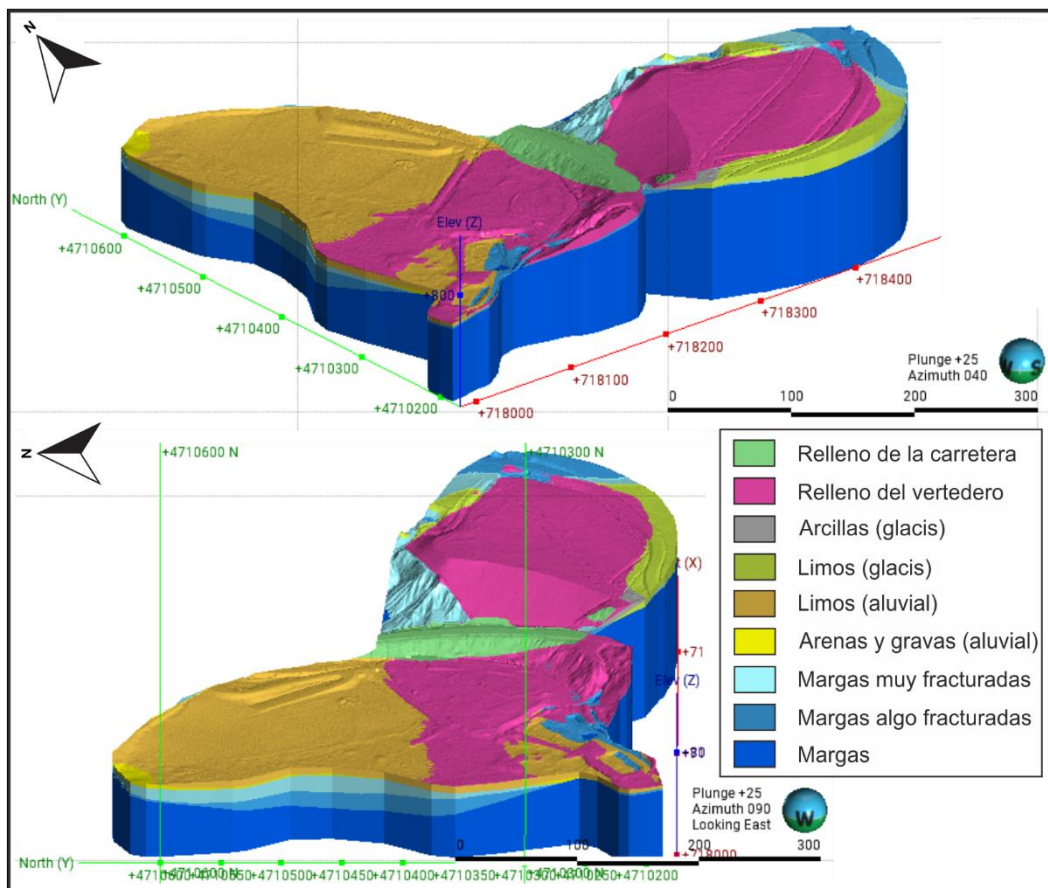


Figura 20. El modelo geológico desde dos perspectivas generado con Leapfrog Geo (versión 2024.1., Seequent).

En la Tabla 4 se recogen los volúmenes calculados por el software tras la modelización. En comparación con el modelo original de Naranjo et al. (2020) se ha delimitado con mayor precisión el área que ocupan los rellenos antrópicos del vertedero, lo que ha resultado en una reducción en su volumen. Se constata que la ejecución de 108 sondeos desde 2020 ha permitido una ampliación del conocimiento geológico del subsuelo, especialmente en el margen O de la carretera N330 y en la parcela aluvial del emplazamiento.

Volúmenes por litología	m³
Rellenos carretera	38386
Rellenos vertedero	647580
Arcillas del glacis	15754
Limos del glacis	114250
Limos (aluvial)	354590
Arenas y gravas (aluvial)	186130
Margas muy fracturadas	659280
Margas algo fracturadas	534490
Margas	9258800

Tabla 4. Volúmenes obtenidos de la modelización geológica.

5.2. El modelo de DNAPL's

El modelo de DNAPL's se presenta en la Figura 21, en la cual se observa que los volúmenes presentan una morfología suave y de elipsoide aplanado. Estos volúmenes de roca con fase densa generados por *Leapfrog Geo* son congruentes con la distribución del DNAPL en el subsuelo, que suele ser discontinua y con acumulaciones discretas. Además, se observa que en el vertedero la dirección de movimiento de la fase libre coincide con la cárcava principal (Figura 21), mientras que en el aluvial esta sigue una dirección que se corresponde con la dirección de buzamiento de las margas.

Se debe de tener en cuenta que desde la ejecución de algunos sondeos a la actualidad ha transcurrido una década, en la que se han hecho extracciones periódicas de fase libre. Lo que aquí se presenta es una foto fija de volúmenes de roca con acumulaciones de DNAPL, que a menudo se denominan 'piscinas' (Pankow y Cherry, 1996). Estas 'piscinas' de fase libre raramente se detectan en un emplazamiento contaminado por las limitaciones de las técnicas de investigación, ya que requieren redes de sondeos con un espaciado muy estrecho (Pankow y Cherry, 1996). Además, con el tiempo y cuando la fuente de contaminantes se va agotando es mucho más común que, tras su migración, el DNAPL se encuentre en saturación residual (Pankow y Cherry, 1996). La existencia de DNAPL cuando se encuentra como fracción residual, es decir, formando gotas aisladas en la porosidad o bien filamentos o películas delgadas, se puede inferir sólo a partir de métodos indirectos (Pankow y Cherry, 1996). Todas estas singularidades complican sobremanera la cuantificación de la fase densa.

En la Tabla 5 se recogen los volúmenes totales de roca con DNAPL, que se han estimado en 2020.6 m³. Esto supone un incremento frente a los 1206 m³ obtenidos por Naranjo et al. (2020), debido a los nuevos sondeos ejecutados desde entonces.

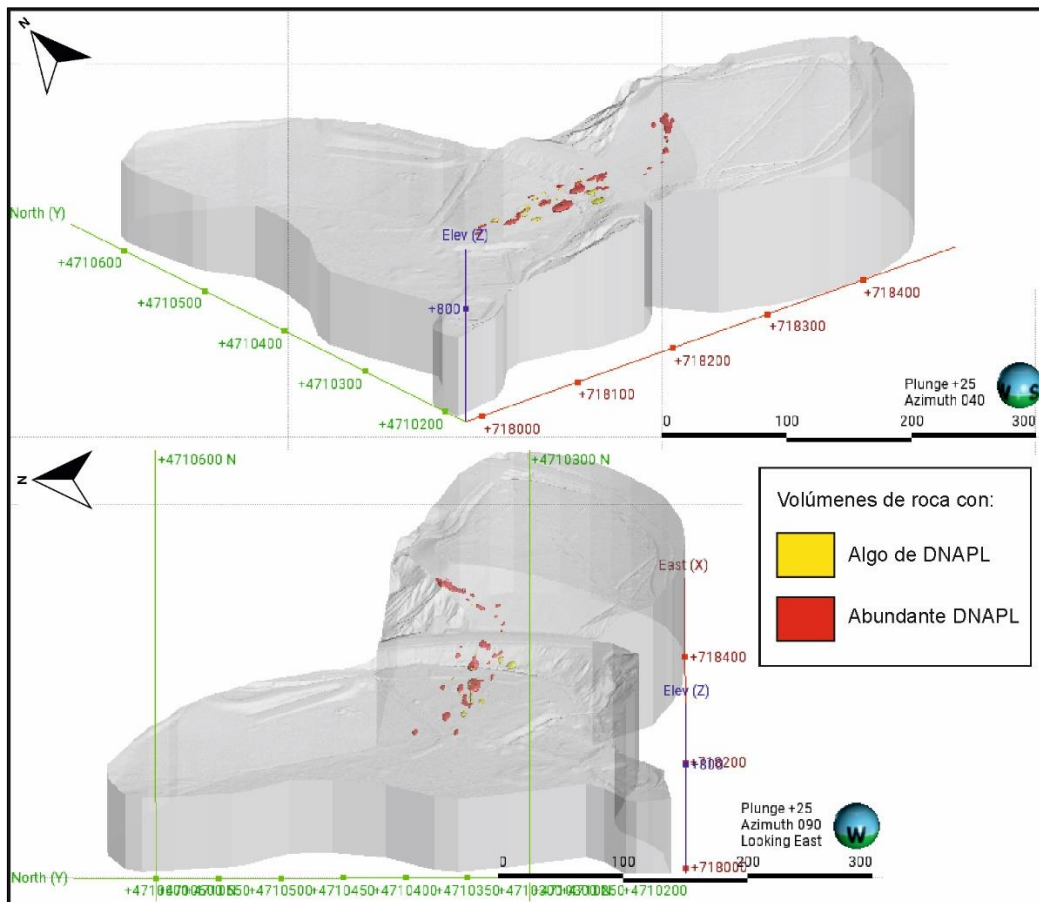


Figura 21. El modelo de DNAPL desde dos perspectivas generado con Leapfrog Geo (versión 2024.1., Seequent).

Volúmenes de roca con DNAPL	m ³
Abundante	1651
Algo	369.5
Total	2020.6

Tabla 5. Volúmenes obtenidos a partir de la modelización de DNAPL.

5.2.1 Modelo combinado geológico y de DNAPL

Gracias a la combinación de modelos ha sido posible conocer los volúmenes de roca afectados en cada litología por 'algo' o 'bastante DNAPL' (Tabla 6).

La unidad en la que se ha registrado un mayor volumen de presencia de DNAPL son las margas, seguidas por las margas algo fracturadas, lo que concuerda con la migración por gravedad de la fase densa. La tercera unidad más afectada son los rellenos del vertedero y la cuarta las margas muy fracturadas.

La principal diferencia entre estos resultados y los obtenidos por Naranjo et al. (2020) está en el volumen de rellenos del vertedero con DNAPL, que es considerablemente superior en el modelo original (Tabla 6). Una posible explicación es la anteriormente mencionada reducción del volumen total de la unidad de rellenos del vertedero en el modelo geológico presentado en este Trabajo de Fin de Máster. En cuanto a las discrepancias en las otras litologías, estas se deben probablemente a los nuevos sondeos incorporados al modelo, muchos ejecutados en la parcela aluvial (que explicarían los incrementos de volúmenes de roca afectada en las arenas y gravas aluviales y en las margas algo o muy fracturadas) y algo más de una decena en la zona de la carretera. Por último, cabe señalar que Naranjo et al. (2020) no incluyeron en el cálculo la litología de margas sin fracturación (Tabla 6).

Volúmenes de roca con DNAPL por litología (en m³)				Naranjo et al., 2020 (en m³)
	Abundante	Algo	Total	Total
Rellenos carretera	6	4.7	10.7	0
Rellenos vertedero	274.5	75.6	350.1	895.5
Limos (aluvial)	10.7	45.3	56	102.9
Arenas y gravas (aluvial)	42.9	51.1	94	49.6
Margas muy fracturadas	219.1	68.5	287.6	66.4
Margas algo fracturadas	563.96	68.6	632.56	91.7
Margas*	533.84	55.8	589.64	-
		SUMA	2020.6	1206.1

Tabla 6. Volúmenes de DNAPL por litología. Se observan diferencias importantes respecto al modelo de Naranjo et al. (2020) en los volúmenes de los rellenos de vertedero y en las margas. * Las margas sin fracturación no se consideraron en el cálculo realizado por Naranjo et al. (2020).

5.3 Los mapas hidroquímicos

Se han elaborado mapas hidroquímicos de conductividad eléctrica y de concentración de clorobenceno y suma de HCH en el aluvial, correspondientes a la interpolación de los puntos medidos en el mes de septiembre para los distintos años del periodo de estudio. Como se ha discutido en el Apartado 4.5.2, se han elegido dos métodos de interpolación, el basado en RBFs y el Kriging Ordinario (KO). En los siguientes subapartados se describen los penachos de contaminantes, se compara el comportamiento espacial entre las variables, se comparan los dos métodos de interpolación y se discuten distintos métodos de validación de los modelos, se estudia la evolución espacial de la contaminación en el emplazamiento y, finalmente, se evalúa la eficacia de las técnicas de remediación implementadas. Parte importante de la discusión se centra en el año 2019, un año anómalo por el registro de concentraciones máximas de COCs.

5.3.1 Descripción general de las plumas y comparación entre parámetros

Los mapas hidroquímicos son útiles para identificar si existe o no un único foco de contaminación, así como examinar sus características, por ejemplo, si éste es más o menos estable espacial y temporalmente. Los mapas de las Figuras 22 (RBF) y 23 (KO), han permitido identificar la existencia de un foco de contaminación principal, así como de varios focos secundarios, en el aluvial de Sardas. El foco que origina los penachos de contaminación concuerda con la esquina norte de la pantalla frontal del vertedero, que se encuentra algo al E de lo que se representa en los mapas y en el talud de la carretera. Se ha documentado que esta esquina norte fue la zona histórica de surgencias de lixiviados (EMGRISA, 2019, EMGRISA, 2021, EMGRISA, 2024). En cuanto a los focos secundarios, en algunos mapas, por ejemplo, en el año 2019, se puede apreciar que los penachos de clorobenceno y HCH están ubicados más al norte o bien que hay dos plumas aproximadamente paralelas (Figuras 22 y 23). El aluvial de Sardas está tan impactado que constituye en sí mismo un foco secundario de afección al acuífero (EMGRISA, 2021 y EMGRISA, 2024), principalmente por presencia de DNAPL residual. Las aguas subterráneas interactúan con la fase orgánica residual, movilizándola en su flujo, el cual se invierte cada cierto tiempo por efecto del embalse de Sabiñánigo (Etxeberria, 2019, EMGRISA, 2021, EMGRISA, 2024, Sobral et al., 2024).

En cuanto a la forma y la trayectoria de los penachos se puede observar que se extienden hacia el O/OSO, que es el sentido del flujo 'natural' en el aluvial de Sardas. Las formas son más o menos alargadas y, a grandes rasgos, se observa un retroceso longitudinal en el tiempo (Figura 22 y 23), teniendo los penachos en 2021 y 2023 la mayor relación anchura/longitud. También se caracterizan por girar algo hacia el S en la parte media de la parcela (Figuras 22 y 23), donde el flujo es preferente por el mayor espesor de gravas. En cuanto a su complejidad, parecen ser más simples y continuas en los primeros años, mientras que, en los dos últimos, resultan más discontinuas, con sub-plumas (Figuras 22 y 23). Esto puede deberse, sencillamente, al mejor conocimiento del medio en los últimos años, al existir más puntos de monitorización.

Los mapas muestran un comportamiento semejante, si bien, en detalle, mientras que los de concentración de clorobenceno y suma de HCH son similares entre sí, los mapas de conductividad eléctrica muestran diferencias. Los valores más altos de CE alcanzan longitudes máximas de 200 m en 2015 y 2017 y extensiones laterales de 50 m en los mismos años. En 2019, se observan tres puntos de alta CE sin continuidad. El resto de los años, presentan, en general, un aspecto más difuso en comparación con las otras dos variables (Figuras 22 y 23). Evaluar el origen de las altas conductividades eléctricas es complejo. Por un lado, en condiciones naturales, si se muestrea en un piezómetro cerca del contacto de las gravas con las margas fracturadas, es probable obtener altas conductividades por influencia

de las rocas carbonáticas. Por otro lado, como se mencionó en la Introducción de este trabajo, la CE está relacionada positivamente con la presencia de DNAPL o de sus subproductos, ya que el Cl libre y los cloruros son producto de las reacciones de dechloración que afectan a la fase densa. A su vez, se debe considerar que en el vertedero de Sardas no sólo se depositó el lindano y los subproductos de su producción, sino que también se depositaron residuos sólidos urbanos y de demolición, además de otros residuos de la industria química, ricos en sosa, sulfatos o cloritos. Estas sustancias, sales o bases fuertes, son mucho más solubles en agua que las sustancias orgánicas, por lo que son más móviles y contribuyen a la CE a una tasa rápida. En resumen, los mapas de CE son muy útiles ya que, a grandes rasgos, reflejan la misma problemática que los de concentración de organoclorados. Si bien la conductividad eléctrica tiene la desventaja de que está influenciada por más factores, su análisis cuenta con la ventaja de que su medición es más rápida y barata.

Los mapas de concentración de clorobenceno y suma de HCH muestran penachos más delimitados y con regiones de máximas concentraciones más notorias (Figuras 22 y 23). Si bien, la diferencia entre las dos plumas es que las de clorobenceno son más extensas. La longitud máxima para el clorobenceno (obviando el año 2019) es de unos 150 m, con una anchura de unos 30 m. La extensión longitudinal mínima (en el año 2023), es de 85 m, con una anchura de 50 m. La longitud máxima del penacho de la suma de todos los isómeros de HCH es de unos 130 m con una anchura de 25 m y la longitud mínima (año 2023) es de 70 m con una extensión lateral de 30 m. Las diferencias de extensión entre los dos compuestos organoclorados radican en sus estructuras químicas. El HCH es más persistente y menos móvil, por lo que su adsorción a las partículas del suelo es mayor que la de los clorobencenos, que dan lugar a penachos más extensos (Pankow y Cherry, 1996).

Comparando las longitudes máximas en el tiempo es evidente que los penachos están en retroceso. Además, se ha observado que cuanto menos longitud alcanzan, mayor es su extensión transversal, lo que se podría explicar bien por un cambio en las condiciones de transporte del medio, bien por el aporte de contaminantes de focos secundarios locales en el aluvial. Los penachos de clorobenceno y de suma de HCH coinciden en posición de año en año, puesto que tienen un origen común que es, mayoritariamente, la entrada histórica de lixiviados por la esquina norte de la pantalla frontal del vertedero. La excepción, como ya se ha comentado, es el año 2019, en el cual los penachos se detectan desplazados hacia el norte o bien se observan dos plumas paralelas (Figuras 22 y 23), posiblemente por una mayor contribución a la contaminación de los focos secundarios de DNAPL en el aluvial. En los subapartados posteriores se discutirá en detalle la situación de la contaminación en el aluvial de Sardas registrada en septiembre de 2019 y sus rasgos anómalos.

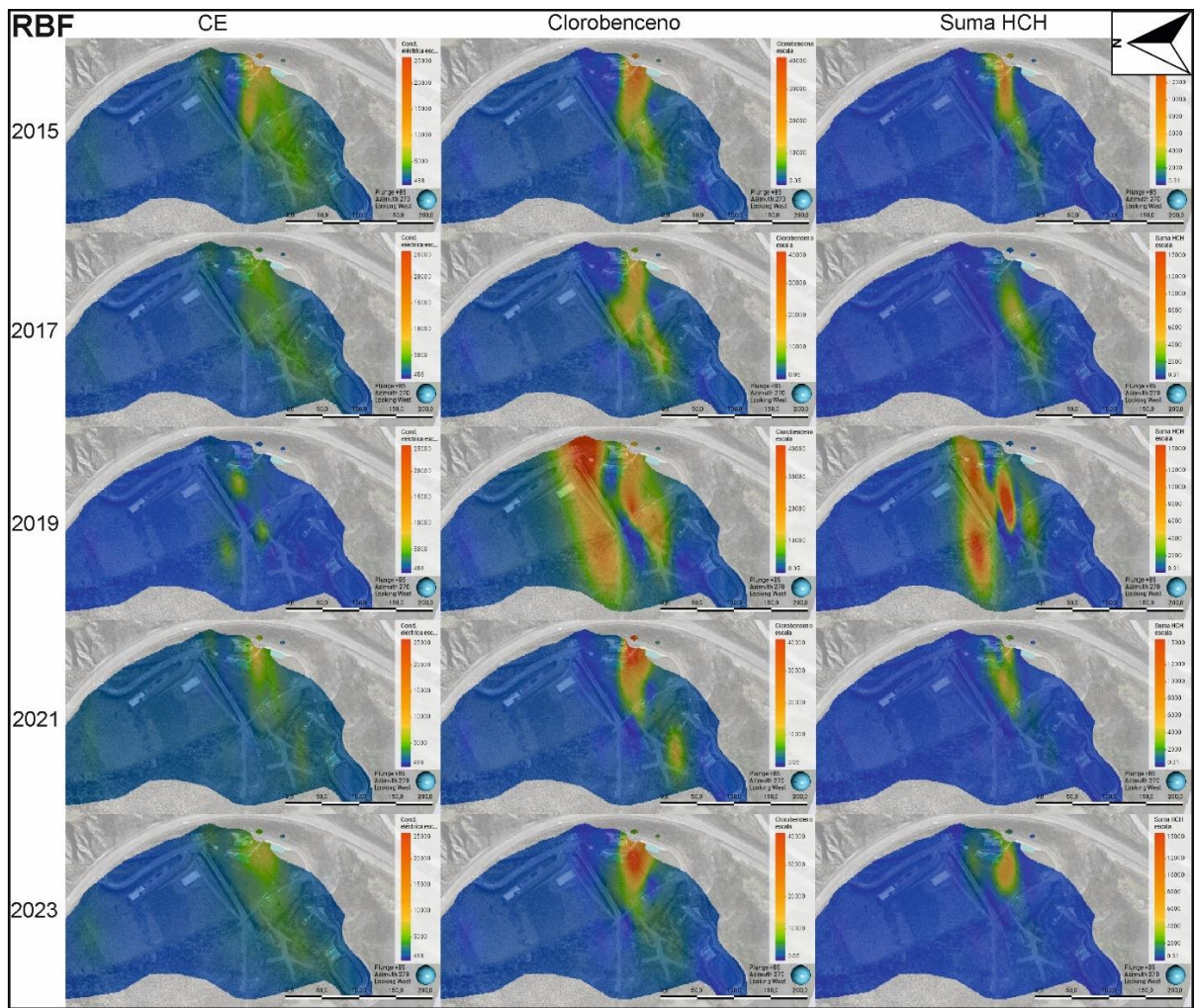


Figura 22. Mapas hidroquímicos 2D de CE, clorobenceno y suma de HCH, obtenidos por interpolación RBF, para los años 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023. Los mapas comparten un mapa de colores en el que los tonos más rojos representan los valores más altos. Generados con Leapfrog Geo v. 2024.1. (Seequent, 2024).

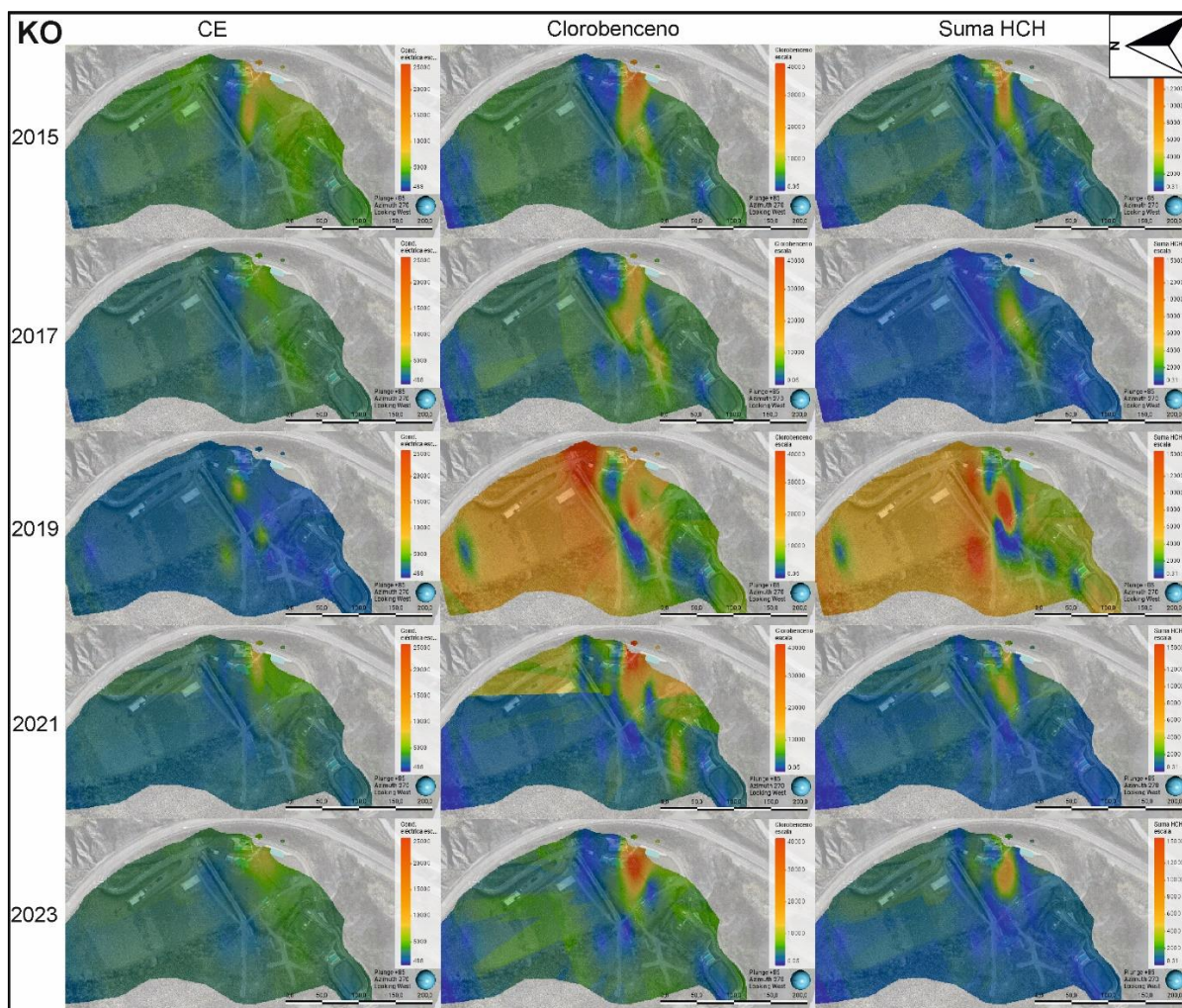


Figura 23. Mapas hidroquímicos 2D de CE, clorobenceno y suma de HCH, obtenidos por Kriging Ordinario, para los años 2015, 2017, 2019, 2021 y 2023. Comparten un mapa de colores en el que los tonos más rojos representan los valores más altos. Generados con Leapfrog Geo v. 2024.1. (Seequent, 2024).

5.3.2 Diferencias entre los métodos de interpolación

Los dos métodos de interpolación, RBFs y Kriging Ordinario, han dado resultados similares y, de forma preliminar, se consideran buenos, ya que a partir de ellos se han identificado correctamente las zonas más contaminadas del aluvial de Sardas (EMGRISA, 2019, EMGRISA, 2021, EMGRISA, 2024).

La semejanza en los resultados generados por ambos métodos se debe en parte a que la modelización de los variogramas se ha hecho previamente, aplicándose más adelante a ambos métodos por igual.

Aún con ello se aprecian diferencias. Los mapas obtenidos de las RBFs tienen un aspecto más 'limpio' en general (Figura 22), mientras que en el caso del Kriging Ordinario parece que hay algunos artefactos, que también se han observado en trabajos previos (Zanetti, 2021).

Estos artefactos de la interpolación son unas formas triangulares de mayor concentración relativa en la parte N de la parcela (Figura 23), que es precisamente la zona que no cuenta con piezómetros de muestreo (Figura 16), por lo que se trata de artefactos derivados del llamado 'efecto de borde'. Este efecto surge en los límites de la región de los datos donde no se dispone de valores cercanos y el interpolador puede distorsionar los resultados. En la Figura 19A se había visto, utilizando los KE, que el área donde la eficiencia del kriging es baja cubre gran parte del aluvial. De forma comparativa, parece que las RBFs se ven menos influenciadas por el agrupamiento de los datos, lo que resulta en que, exceptuando los penachos, el resto de la parcela se muestre en colores azules (Figura 22). En resumen, para obtener estimaciones de KO de mejor calidad sería conveniente incluir en las campañas de muestreo más puntos en las zonas donde hay mayor escasez.

En el año 2019, en cambio, los resultados para clorobenceno y suma de HCH brindados por el Kriging Ordinario son visualmente preferibles a los que ofrecen las RBFs (Figuras 22 y 23). En este caso, se puede observar en los mapas RBFs que las zonas de más concentración son excesivamente concéntricas, distorsiones denominadas como "ojo de buey". En cambio, el KO sí produce un penacho, al menos para el clorobenceno (Figura 23).

En la Tabla 7 se presentan los resultados estadísticos, en forma de medianas y de coeficientes de variación (CV), obtenidos a partir del Kriging Ordinario y de las RBFs, así como los mismos parámetros estadísticos para los datos de entrada. Este análisis puede servir como una primera forma de validación exploratoria de los dos interpoladores. La mediana es una medida de posición que no se ve afectada por los valores extremos (Isaaks y Srivastava, 1989) y que, en este caso, puede informar de la existencia o no de sesgos en los interpoladores a la hora de representar las tendencias centrales de los datos. El coeficiente de variación es un indicador estadístico de forma, que si es mayor que 1 indica una asimetría hacia los valores altos (Isaaks y Srivastava, 1989), y, así, resulta interesante para evaluar cuán importante es el efecto suavizador de los interpoladores. Toda interpolación conlleva un suavizado, porque la ponderación es inherente a la interpolación por lo que es de esperar que exista una tendencia hacia los valores intermedios (Isaaks y Srivastava, 1989). Además, también lo conlleva porque los interpoladores son funciones matemáticas conservadoras que buscan el menor error posible evitando los valores extremos (Isaaks y Srivastava, 1989).

En 2015, y para la conductividad eléctrica, el Kriging Ordinario se acerca bastante más a la mediana de los datos de entrada que el RBF, el cual subestima considerablemente la tendencia central. En cambio, el RBF no hace un suavizado de los datos, puesto que mantiene el CV de los datos de entrada. Respecto al clorobenceno, se advierte que el Kriging Ordinario sobreestima la concentración, mientras que el interpolador RBF la subestima (Tabla 7). Se

constata que el KO ha suavizado el conjunto de datos y llama la atención que el CV del RBF es algo superior al de los datos, por tanto, está generando más asimetría, algo que no es óptimo (Isaaks y Srivastava, 1989). En cuanto a la suma de HCH, el kriging sobreestima casi por 4 veces la mediana de los D.E., mientras que el RBF sobreestima ligeramente. Como se ha comentado anteriormente, el suavizado es mayor en el caso del Kriging (Tabla 7).

		Mediana			Coeficiente de variación		
		CE (µS/cm)	Clorobenceno (µg/L)	Suma HCH (µg/L)	CE	Clorobenceno	Suma HCH
2015	KO	3315.2	4582.8	1286.8	0.3	0.7	0.7
	RBF	1416.4	1684.8	392.3	0.7	1.4	1.6
	D.E.	3870.0	3755.9	327.3	0.7	1.3	1.7
2017	KO	2710.2	4193.3	506.4	0.2	0.5	0.9
	RBF	2003.0	1501.6	371.0	0.3	1.1	1.1
	D.E.	3450.0	3315.9	536.9	0.4	1.3	1.2
2019	KO	1691.6	16341.2	5440.0	0.3	0.7	0.6
	RBF	810.9	2725.4	449.5	0.6	1.5	1.9
	D.E.	862.0	7236.9	1441.1	1.2	1.6	2.0
2021	KO	2307.9	2653.8	753.0	0.3	1.2	0.7
	RBF	1563.7	1013.7	249.4	0.4	2.3	1.5
	D.E.	2910.0	963.2	162.7	0.8	2.5	1.7
2023	KO	3008.1	4177.0	722.4	0.2	1.0	0.8
	RBF	1697.9	1635.2	295.3	0.4	1.8	1.7
	D.E.	3740.0	5415.8	225.7	0.5	1.4	1.8

Tabla 7. Resultados estadísticos de los dos interpoladores comparados con estadísticas de los datos de entrada. KO: *Kriging Ordinario*, RBF: *Radial Basis Functions*, D.E.: datos de entrada.

En 2017 se observa prácticamente lo mismo que en el primer año, salvo por la excepción de la suma de HCH. En este caso, el Kriging Ordinario subestima mínimamente la concentración central de hexaclorociclohexano, mientras que el RBF la subestima considerablemente (Tabla 7). El KO continúa teniendo un efecto suavizador más importante que el interpolador RBF, que apenas genera CV más bajos que los de los datos originales.

En 2019 los dos métodos de interpolación mantienen sus comportamientos. El KO sigue generando medianas más altas y el interpolador RBF más bajas respecto a los datos de entrada. Además, por vez primera, el Kriging Ordinario sobreestima también la conductividad eléctrica y, en el caso del clorobenceno, es el año en el que más se desvía del valor de los datos de entrada, duplicándolo (Tabla 7). Respecto al RBF, 2019 es el año en el que más se aleja de los datos de referencia para la suma de HCH, donde estima una concentración aproximadamente 3 veces menor. Para el clorobenceno subestima unas 2,5 veces respecto a los datos iniciales. En cuanto a los coeficientes de variación, el Kriging Ordinario sigue

suavizando los conjuntos de datos en mayor medida. Y llama la atención que, en este año, el CV para la conductividad eléctrica del interpolador RBF es la mitad que el CV de los datos de entrada (Tabla 7).

En 2021, en cambio, ambos interpoladores sobreestiman las concentraciones de los dos compuestos organoclorados (Tabla 7). En el caso del clorobenceno, los resultados del Kriging Ordinario prácticamente triplican la mediana de los D.E., y, en el caso de la suma de HCH, casi los quintuplican. El interpolador RBF sobreestima muy ligeramente las medianas de concentración de clorobenceno y HCH. Los coeficientes de variación para la conductividad eléctrica son similares entre los dos interpoladores en 2021 (Tabla 7), mientras que, en el caso de los otros dos parámetros, se observa que los CV para el KO son bastante inferiores, indicando un mayor efecto suavizador.

En 2023, el Kriging Ordinario sólo sobreestima el valor mediano de la suma de HCH, triplicándolo, mientras que subestima las otras dos variables. El interpolador RBF estima la conductividad eléctrica y la concentración de clorobenceno del orden de tres veces por debajo del valor de la mediana de los datos de entrada, mientras que sobreestima muy ligeramente la concentración de HCH (Tabla 7). En cuanto a los coeficientes de variación, de nuevo el RBF supera, para el clorobenceno, el coeficiente de variación de los datos de entrada.

En resumen, se ha observado que, en general, el Kriging Ordinario tiende a sobreestimar, mientras que el interpolador RBF tiende a subestimar. Que el Kriging Ordinario exagera las concentraciones de HCH, sobre todo por los 'efectos de borde' ya se había advertido en trabajos previos (Zanetti, 2021). Si el objetivo de estos mapas fuera la gestión del riesgo, es evidente que es preferible que el método interpolador sobreestime la problemática a que la subestime. El HCH es el compuesto químico más tóxico y persistente en el ambiente, por lo que resulta crítico representar su concentración en el espacio de la forma más exacta posible y, ante la incertidumbre, se puede permitir una sobrestimación controlada. Por tanto, según este razonamiento, el Kriging Ordinario ha dado mejores resultados que el interpolador RBF. Aunque, al presentar los resultados, se debe advertir que sobreestima sistemáticamente.

Los coeficientes de variación indican que, al estimar, el KO suaviza bastante más que el interpolador de funciones radiales. Así, el Kriging muestra un comportamiento que es más habitual en geoestadística. Las RBFs no deberían generar estimaciones con CV más altos que los de los datos originales y, en el presente análisis, esto ocurre en 2 de 15 estimaciones (Tabla 7). Esto podría indicar un problema en el modelado de los estimadores de funciones radiales o constatar una sensibilidad inusual a los valores atípicos. En cualquier caso, se necesitaría un análisis más profundo que no puede abordarse en el presente trabajo.

Un método de validación ampliamente utilizado es la validación cruzada, en la que se pone a prueba el método interpolador en lugares donde existen puntos de muestreo (Isaaks y Srivastava, 1989). En cada ensayo, el valor conocido en una ubicación determinada se descarta temporalmente del conjunto de datos. Se ejecuta la estimación con los mismos parámetros y el mismo variograma, y se obtiene un valor estimado a partir del que se puede calcular un error, comparándolo con el valor real. Idealmente, este procedimiento debe repetirse para todas las muestras, lo que, en este trabajo, hubiera implicado realizar más de 150 iteraciones. Con el fin de ensayarla, la Tabla 8 presenta una aproximación a una validación cruzada de los dos interpoladores (RBF y Kriging Ordinario), empleando 5 piezómetros y los datos muestreados en septiembre de 2021.

Un estudio de validación cruzada sirve al investigador para elegir *a posteriori* entre diferentes variogramas o formas de ponderación, por lo que se encuadra en procedimientos iterativos en los que se busca obtener, cada vez, un error menor (Isaaks y Srivastava, 1989). Una limitación importante es el problema recurrente de la susceptibilidad a la distribución espacial de los datos (Isaaks y Srivastava, 1989). En la Tabla 8 se han resaltado en rojo y azul aquellas estimaciones que han resultado ser tres veces superiores e inferiores a sus respectivos valores reales.

CE ($\mu\text{S/cm}$)	PS5I	PS5G	PS14E	PS19E	PS21C
Valor real	5490.0	6440.0	5570.0	5700.0	3140.0
RBF	5158.3	7277.0	10004.9	2556.8	4612.9
KO	5182.1	7489.9	9941.5	2822.1	4719.3
Clorobenceno ($\mu\text{g/L}$)	PS5I	PS5G	PS14E	PS19E	PS21C
Valor real	24310.1	45903.5	15389.3	39122.0	17664.8
RBF	17430.3	55806.6	72834.3	1060.1	11914.3
KO	14576.3	56369.0	75146.0	2736.5	15350.8
Suma HCH ($\mu\text{g/L}$)	PS5I	PS5G	PS14E	PS19E	PS21C
Valor real	367.4	4127.0	2098.9	102.2	6041.3
RBF	2075.8	3086.0	4352.1	475.3	1450.8
KO	2129.4	3256.8	4526.3	955.9	1859.0

Tabla 8. Experimentos de validación cruzada en 5 puntos para las tres variables en el año 2021. En rojo se resaltan los valores estimados que son más de 3 veces superiores a los valores reales. En azul, los que son 3 veces inferiores.

En el caso de la conductividad eléctrica, las diferencias máximas se han encontrado en los piezómetros PS14E, con una sobreestimación, y en el PS19E, con una subestimación, ambas más acusadas en el caso del interpolador RBF que en el Kriging Ordinario. Para la concentración de clorobenceno, de nuevo, se encuentran mayores discrepancias en los piezómetros PS14E y PS19E. En el primero, los dos interpoladores sobreestiman, en el segundo, subestiman drásticamente (especialmente el RBF). El pozo PS19E se encuentra

cerca del borde del penacho de clorobenceno (Figura 24A), por lo que, al quitarles esa información, los interpoladores tienden a generar una forma más estrecha. Para la concentración de hexaclorociclohexano destacan tres piezómetros: el PS5I y el PS19E, que sobreestiman en extremo, y el PS21C, que subestima de manera pronunciada. Ello se puede explicar, a su vez, por la geometría del penacho. Los interpoladores sobreestiman en el PS5I porque, en su validación cruzada, ‘no saben’ que ese punto constituye una depresión de concentración en la pluma (Figura 24B). De forma paralela, sobreestiman en PS19E y subestiman en PS21C porque, al faltar un punto o el otro en sendas validaciones cruzadas, calculan un penacho que se sitúa más al S que el real.

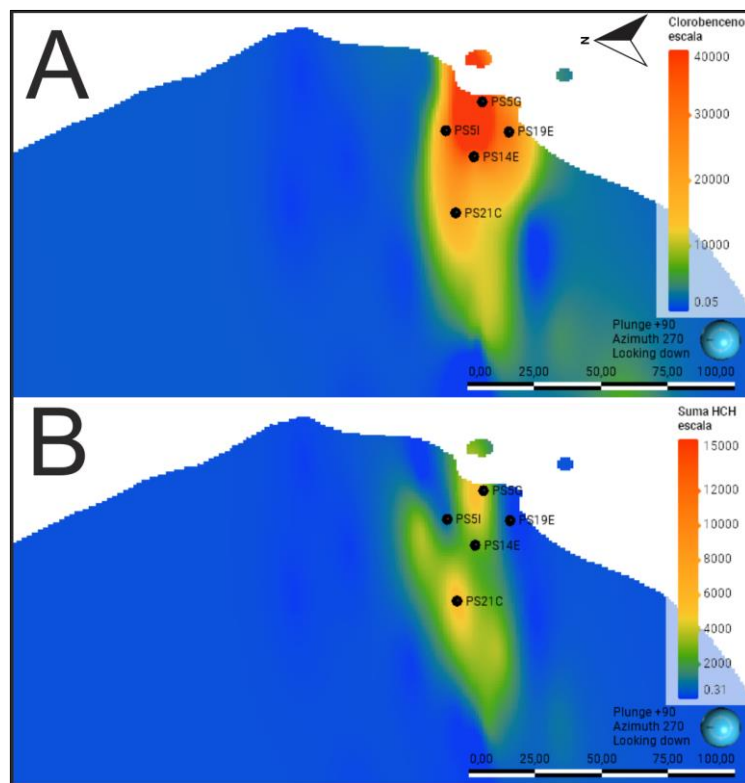


Figura 24. Ubicación de los 5 piezómetros de la validación cruzada sobre los penachos calculados por RBF. (A) Del clorobenceno. (B) De la suma de HCH.

El experimento de validación cruzada ha constatado la importancia que tiene, más que el valor del dato que se omite en cada prueba, la posición de este en el espacio (y relativa al fenómeno estudiado). De lo que se deriva que cualquier resultado geoestadístico, por su naturaleza, debe ser interpretado de manera contextualizada y rigurosa.

En conclusión, en este apartado se ha observado que los dos interpoladores presentan sesgos sistemáticos, el Kriging Ordinario hacia la sobreestimación y el RBF hacia la subestimación. Además, el análisis de los coeficientes de variación ha permitido identificar un comportamiento problemático en 2 de 15 estimaciones por RBF. Se puede afirmar que, en

este caso de estudio y para los variogramas modelados en este trabajo, las estimaciones del Kriging Ordinario son preferibles a las de las RBFs. Si bien esto en ningún caso constituye una afirmación categórica, sino una observación *a posteriori*, válida para unos conjuntos de datos y un procesamiento geoestadístico dados.

5.3.3 Factores generadores de variabilidad interanual, la anomalía del año 2019 y evaluación de las técnicas de remediación *in situ*

En la evolución temporal resulta razonable suponer que la contaminación disminuye en el emplazamiento desde 2015 hacia la actualidad. Por un lado, porque cada año se hacen extracciones de fase densa, por otro porque desde 2018 se han puesto en marcha diversas técnicas de remediación *in situ* en el aluvial. Estos dos motivos, unidos a que una vez que cesa la liberación de DNAPL existe una pérdida difusiva de la fase orgánica en el medio y a que, desde que se implementó el Servicio de Seguimiento Hidrológico no hay entradas de contaminante al sistema, hacen que la tendencia clara sea hacia la reducción del problema medioambiental.

Esta tendencia se observa efectivamente en los mapas hidroquímicos 2D (Figuras 22 y 23), con una clara excepción que es el año 2019. El año 2019 presenta concentraciones de clorobenceno y suma de HCH que en algunos puntos son máximas para la serie 2015-2019 (EMGRISA, 2020). Antes de barajar las posibles hipótesis que puedan explicar dicha anomalía, hay que tener en cuenta que existen factores que pueden generar una variabilidad interanual y que no son intrínsecos al problema de la contaminación. Se trata de factores meteorológicos, factores derivados de una inconsistencia metodológica en los muestreos y factores debidos a las modificaciones antrópicas en el emplazamiento.

Entre los factores meteorológicos están las precipitaciones acumuladas. La influencia de las precipitaciones es compleja y, al afectar al flujo de las aguas subterráneas, debe analizarse con precaución. Un aumento de las precipitaciones puede tener un primer efecto de dilución de la contaminación a corto o medio plazo, pero podrá conducir también a una situación de mayor movilización del DNAPL a largo plazo. En un medio poroso, el fluido humectante (el agua) y el no humectante (en este caso, el DNAPL) se encuentran en un equilibrio dinámico, de forma que, si aumenta el nivel freático y el agua ocupa parte de la zona vadosa, el agua desplazará al DNAPL. Esto es una simplificación de un proceso muy complejo a escala de la porosidad (Pankow y Cherry, 1996), que conlleva la formación del DNAPL residual. Así, tras un periodo de lluvias continuadas, se puede esperar que aumente la cantidad de DNAPL en forma de gotas aisladas o filamentos más distribuidos, que son más susceptibles que las acumulaciones de fase libre a disolverse (porque el área de contacto entre la fase orgánica y la acuosa es mayor) por el flujo del agua subterránea (Pankow y Cherry, 1996). Si bien este

es un análisis que por su complejidad excede el alcance de este trabajo, sí que permite introducir la primera hipótesis para la anomalía de 2019. En el Apartado de Climatología, en la Figura 5B, se identifica el año 2018 como un año bastante lluvioso (EMGRISA, 2019), lo que podría haber desencadenado las altas concentraciones de COCs medidas en las aguas subterráneas al año siguiente.

El segundo grupo de factores está relacionado con la falta de consistencia en la selección de los piezómetros entre las distintas campañas hidroquímicas (Figura 16), lo cual introduce una incertidumbre en cuanto a la comparabilidad temporal de los resultados. De forma similar, que las muestras anteriores a 2018 se analizaran en un laboratorio distinto (al que se le han atribuido mayores errores analíticos) a las posteriores (Larramona, 2018), también dificulta la comparabilidad entre los dos primeros y los tres últimos años del periodo de estudio.

Respecto a las modificaciones antrópicas que puedan contribuir a la variabilidad interanual, por un lado, están las debidas al uso hidroeléctrico del embalse de Sabiñánigo y, por otro, las técnicas de remediación *in situ*. El efecto mareal derivado del embalse provoca oscilaciones diarias de amplitud cercana a un metro en los niveles, que tienen implicaciones importantes en la migración de los contaminantes (Etxeberria, 2019 y Sobral et al., 2024). Las fluctuaciones en los niveles contribuyen a su expansión heterogénea y no siempre son iguales debido a irregularidades hidrológicas, operativas o de la demanda eléctrica. No resultaría apropiado atribuir a este efecto mareal una causalidad directa con ninguno de los resultados hidroquímicos de los años de estudio, porque en este trabajo no se ha estudiado esta relación en detalle al exceder su propósito central. Sin embargo, se considera que puede ser un factor interesante para futuros estudios.

En cuanto a las técnicas de remediación *in situ*, en el apartado 3 se resumió su aplicación en el aluvial del emplazamiento de Sardas. Estas técnicas son la SEAR, la ISCO y la bioestimulación aerobia, y se comenzaron a ensayar en 2018. Resulta interesante analizar si el efecto combinado de estas técnicas tiene una influencia clara en los mapas hidroquímicos. Se trataría de un efecto conjunto ya que, exceptuando la campaña hidroquímica de septiembre de 2019, en las campañas de 2021 y 2023 intervinieron, bien distintas técnicas, bien la misma pero ejecutada con algunas variaciones. En la Figura 25 se muestra la ubicación de los piezómetros de inyección antes de septiembre de 2019, 2021 y 2023.

El retroceso de los penachos observado en 2021 y 2023 (Figuras 22 y 23) parece atribuible, en parte, a las técnicas de remediación, por lo que éstas se pueden considerar exitosas en el emplazamiento de Sardas. Más aun considerando que desde su primera aplicación en 2018, se han aplicado mejoras (Apartado 3) como la recirculación en la SEAR. En cambio, en el

ensayo piloto de 2018 surgieron dificultades que podrían explicar por medio de un 'efecto rebote' post-remediación las concentraciones anómalas registradas en 2019.

La primera dificultad fue relativa a la elección del piezómetro de inyección. Las tecnologías SEAR son tanto más eficaces cuanto más fase orgánica exista cerca de la ubicación de inyección del surfactante. En la prueba de 2018, el piezómetro para la inyección se eligió en base a las elevadas concentraciones de COCs que se midieron durante un muestreo de aguas subterráneas, es decir, la selección se hizo a través de una observación indirecta. En una monitorización posterior al ensayo, se encontró inesperadamente DNAPL en un piezómetro próximo (EMGRISA, 2019). Esto sugiere que la elección del pozo de inyección fue sub-óptima, lo que destaca la importancia de conocer la localización de DNAPL con la mayor exactitud posible.

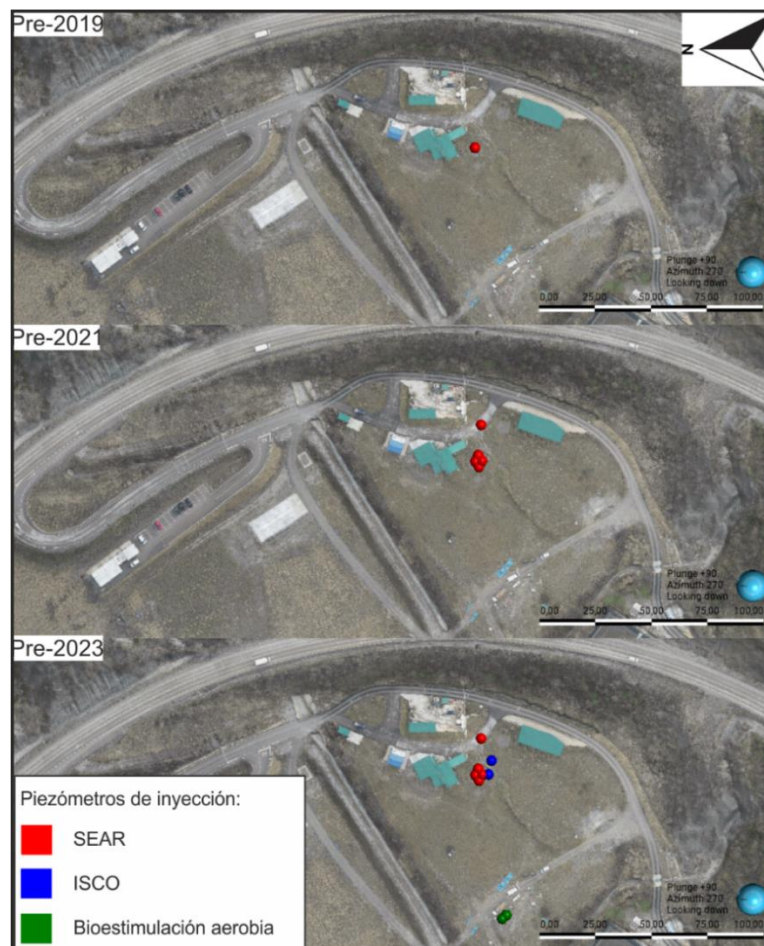


Figura 25. Ubicación de los piezómetros de inyección empleados en remediaciones previas a septiembre de 2019, 2021 y 2023.

La segunda dificultad se evidenció al observar una disminución en los COCs disueltos, al mismo tiempo que se recuperó menos del 10 % del surfactante inyectado durante la fase de extracción (EMGRISA, 2019). Esto se atribuye a que el surfactante quedó adsorbido (en un

proceso irreversible) en las arcillas de las arenas y gravas o de la matriz de las margas, por lo que no pudo reaccionar con la fase orgánica, lo cual fue una gran limitación (EMGRISA, 2019).

5.4 Propuestas de mejora

El análisis espacio-temporal de la contaminación en el aluvial de Sardas (Figuras 22 y 23) ha permitido identificar un retroceso en los penachos de clorobenceno y suma de HCH. Este análisis ha posibilitado, por otra parte, hacer un seguimiento de la eficacia de las técnicas de remediación hasta septiembre de 2023. Como en toda modelización, los mapas hidroquímicos presentados en este Trabajo Fin de Máster tienen asociada una incertidumbre y deben ser validados, lo que se ha tratado en el apartado 5.3.2. En el apartado 5.3.3, se han mencionado diferentes factores hidrológicos, meteorológicos y antrópicos que se superponen e introducen una incertidumbre adicional. En la gestión ambiental, la simplificación de procesos complejos es fundamental para centrar el análisis en los elementos y factores clave, además de que posibilita una comunicación más eficiente y accesible a audiencias técnicas y no técnicas involucradas en la toma de decisiones.

De acuerdo a todo lo expuesto, los mapas hidroquímicos 2D se pueden emplear para:

- La planificación de futuras campañas de muestreo.
- Focalizar las técnicas de remediación fisicoquímicas *in situ* más al E (más cerca del foco principal de la contaminación) y disponer de más criterios técnicos a la hora de seleccionar los piezómetros de inyección.

Otro aspecto clave de mejora del modelo conceptual de la contaminación en el emplazamiento es localizar de forma precisa las zonas con existencia de DNAPL. Esto requiere un trabajo extenso, más aún en el caso del DNAPL residual, que en muchas ocasiones sólo se puede detectar de forma indirecta. En el apartado 5.3.3 se ha mencionado que, en el ensayo SEAR piloto de 2018, se escogió un piezómetro de inyección subóptimo a consecuencia de la dificultad que implica localizar con exactitud la presencia de fase densa libre. Aun considerando las limitaciones o debilidades (al haber sido construido a través de información cualitativa y tomada en diferentes años) del modelo de volúmenes de roca con DNAPL presentado en este trabajo, se puede destacar su utilidad y su potencial futuro.

6. CONCLUSIONES

Los tres tipos de modelos desarrollados en *Leapfrog Geo* y presentados en este Trabajo de Fin de Máster mejoran el modelo conceptual geológico, de DNAPLs y de la contaminación de COCs disueltos en las aguas subterráneas, en el emplazamiento de Sardas. En base a lo expuesto, se puede concluir que:

- La incorporación desde 2020 de 108 nuevos sondeos y de datos actualizados ha mejorado la precisión y fiabilidad del modelo geológico y del modelo de volúmenes de roca con DNAPL con respecto a trabajos anteriores.
- El modelo de volúmenes de roca con presencia de DNAPL, aun siendo aplicable, presenta una serie de limitaciones. La localización precisa de DNAPL en el emplazamiento sigue constituyendo un reto científico y técnico, y es clave para diseñar actuaciones de remediación óptimas en el aluvial de Sardas.
- Se han comparado dos métodos de interpolación en la modelización hidroquímica, las RBFs y el Kriging Ordinario. Se ha observado que las RBFs subestiman y el KO sobreestima sistemáticamente. El Kriging Ordinario ha ofrecido mejores resultados, ya que en el contexto de la gestión ambiental es preferible incurrir en una sobreestimación que en una subestimación de la contaminación. La prueba de validación cruzada de los interpoladores ha constatado que, en Geoestadística, cualquier resultado debe ser examinado con rigurosidad.
- Los mapas hidroquímicos de conductividad eléctrica, clorobenceno y hexaclorociclohexano, desde 2015 a 2023, han reflejado, en general, una reducción de las concentraciones con un retroceso longitudinal en los penachos.
- El año 2019 es anómalo por sus altas concentraciones en clorobenceno y suma de HCH. Se han identificado como posibles causas la meteorología y los 'efectos rebote' que pueden suceder a las técnicas de remediación.

7. BIBLIOGRAFÍA

De Quirós, A. (2022). Análisis de la impermeabilización del vertedero de Sardas mediante modelado geológico 3D. Trabajo de Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid, Máster Universitario en Ingeniería Geológica. Madrid, 49 pp.

Domínguez, C. M., Romero, A., Fernández, J. & Santos, A. (2018). In situ chemical reduction of chlorinated organic compounds from lindane production wastes by zero valent iron microparticles. *Journal Of Water Process Engineering*, 26, 146-155. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.10.011>

EMGRISA (Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A.) (2019). Memoria Anual 2018. Servicio de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) 2017-2018. Madrid, 1230 pp.

EMGRISA (Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A.) (2020). Memoria Anual 2019. Servicio de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas, Sabiñánigo (Huesca) 2017-2018. Madrid, 954 pp.

EMGRISA (Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A.) (2021). Memoria Anual 2020. Servicio de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas, 2020-2022. Madrid, 1045 pp.

EMGRISA (Empresa para la Gestión de Residuos Industriales S.A.) (2024). Memoria Anual 2023. Servicio de Seguimiento Hidrogeológico de Sardas, 2020-2024. Madrid, 1016 pp.

Etxeberria, A. (2019). Estudio de la evolución de las temperaturas del agua subterránea en los piezómetros de Sardas. Su implicación con el flujo subterráneo y relación entre el cuaternario aluvial del Gállego y el embalse de Sabiñánigo. Trabajo de Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid, Máster Universitario en Geología Ambiental. Madrid, 50 pp.

Fernández, J., Arjol, M. A., & Cacho, C. (2013). POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain. *Environmental Science And Pollution Research*, 20(4), 1937-1950. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1433-8>

Freire, A. (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, 53 pp.

Gobierno de Aragón-Confederación Hidrográfica Del Ebro (2018). Análisis ambiental de los sedimentos y del entorno del embalse de Sabiñánigo y Evaluación de riesgos. Documento 2: Caracterización medioambiental. Zaragoza.

Gobierno de Aragón y Stop Lindano (2017). Plan estratégico de lucha integral contra la contaminación de los residuos generados por la fabricación de lindano en Aragón. Gobierno de Aragón, Zaragoza, 112 pp.

Google Earth. (2025). [Ubicación del emplazamiento]. <https://earth.google.com/>

Instituto Geográfico Nacional (2022–2025). LiDAR PNOA cob3 [conjunto de datos]. <http://www.scne.es>

Instituto Geológico y Minero de España. (2025). GEODE: Mapa Geológico Digital continuo de España [en línea]. [Fecha de consulta 22/03/2025]. Disponible en: http://mapas.igme.es/gis/services/Cartografia_Geologica/IGME_Geode_50/MapServer/WMS_Server

Isaaks, E. H. & Srivastava, R. M. (1989). An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York, 561 pp.

- Labaume, P., Meresse, F., Jolivet, M., Teixell, A. and Lahfid, A. (2016). Tectonothermal history of an exhumed thrust-sheet-top basin: An example from the south Pyrenean thrust belt. *Tectonics*, 35, 1280–1313, doi:10.1002/2016TC004192.
- Larramona, M. (2018). Estudio hidroquímico de las aguas subterráneas del vertedero de Sardas (Sabiñánigo). Trabajo de Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid, Máster Universitario en Geología Ambiental. Madrid, 54 pp.
- Li, J., & Heap, A. D. (2014). Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. *Environmental Modelling & Software*, 53, 173–189. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.008>
- Life Surfing (2019). El grupo de investigación INPROQUIMA de la UCM participa como socio en el proyecto europeo LIFE SURFING liderado por el Gobierno de Aragón. 24 julio 2019. Life Surfing. Disponible en: <https://lifesurfing.eu/blog/2019/07/24/el-grupo-de-investigacion-inproquima-de-la-ucm-participa-como-socio-en-el-proyecto-europeo-life-surfing-liderado-por-el-gobierno-de-aragon/>
- Naranjo, N., Montero, E. y Martín, A. (2020). Informe Modelo Leapfrog Sardas 2020. Programa I+D Caresoil S2018/EMT-4317, Madrid.
- Pankow, J.F., & Cherry, J.A. (1996). Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior, and remediation. Waterloo Press, Portland (Oregon), 522 pp.
- Python Software Foundation (2024). Python (Version 3.13) [Computer software]. <https://www.python.org/>
- SEEUQUENT (2019). User Manual for Leapfrog Geo version 5.0. Christchurch (Nueva Zelanda): Seequent.
- SEEUQUENT (2024). Leapfrog Geo v. 2024.1.
- Sobral, B., Samper, J., Montenegro, L., Mon, A., Guadaño, J., Gómez, J., Román, J.S., Delgado, F., Fernández, J. (2024). 2D model of groundwater flow and total dissolved HCH transport through the Gállego alluvial aquifer downstream the Sardas landfill (Huesca, Spain). *J. Contam. Hydrol.*, Vol. 265.
- Tragsatec y Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2021). Caracterización Adicional de las Masas de Agua Subterráneas: ES091MSBT030 - SINCLINAL DE JACA-PAMPLONA.
- Zanetti, L. (2021). Distintas metodologías de estimación de contaminantes mediante el uso de modelos 3D, caso del Vertedero de Sardas. Trabajo de Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid, Máster Universitario en Geología Ambiental. Madrid, 55 pp.