

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

ESCOLA POLITÈCNICA SUPERIOR DE GANDIA

Grau en Ciències Ambientals



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCOLA POLITÈCNICA
SUPERIOR DE GANDIA

**“Aplicación de SIG en la
caracterización de las aguas de dos
acuiferos de las Comarcas de la
Marina Alta - Safor”**

TREBALL FINAL DE GRAU

Autor/a:

Miguel Angel Hernandez Garcia

Tutor/s:

Josep Vt Llinares Palacios

Javier Estornell Cremades

GANDIA, 2017

Agradecimientos

Deseo expresar mis agradecimientos al Profesor Fernando Sendra Bañuls, por la información suministrada para realizar este Proyecto Final de Grado.

Indice

1. Objetivos	3
2. Introducción	4
3. Material y Métodos.....	6
3.1. Área de estudio:	6
3.2 Litografía.....	7
3.3 Climatología.....	8
3.4 La unidad Hidrogeológica:.....	9
3.5 Localización de puntos de muestreo:.....	9
3.6 Toma de muestras y análisis:	10
3.7 Software SIG Utilizado:.....	14
3.8 Técnicas de interpolación utilizadas:	15
4. Resultados	16
4.1 Aplicación de las técnicas de interpolación	16
4.1.1 Técnica Kriging.....	16
4.1.2 Análisis comparativo entre interpolación Kriging e IDW	21
4.1.3 Análisis de las interpolaciones y su evolución.....	28
4.1.3.1 Cloruros	28
4.1.3.2 Conductividad eléctrica.....	30
4.1.3.3 Magnesio	33
4.1.3.4 Nitratos.....	34
4.1.3.5 Sodio.....	37
5. Interpretación de los resultados:	38
5.1 Vulnerabilidad de los acuíferos.	39
5.2 Intrusión marina:.....	40
5.3 Nitratos.....	41
5.4 Magnesio	43
6. Conclusiones.....	44
7. Bibliografía	45

Resumen

Los softwares de sistemas de información geográfica (SIG) están adquiriendo gran importancia en la realización de estudios relacionados con las ciencias ambientales dado el potencial que tienen a la hora de trabajar y la cantidad de información que se tiene.

Dada la problemática de las aguas subterráneas del litoral valenciano de las últimas décadas, afectadas por la intrusión marina y la contaminación, principalmente por nitratos, se aplicarán las herramientas disponibles en los SIG para la determinación de la calidad de las aguas.

Se obtendrá, mediante interpolación, la distribución de estos elementos en las aguas subterráneas, para la detección de las zonas más vulnerables y las más afectadas. Visualizaremos la evolución de estos elementos a lo largo del tiempo y intentaremos dar con los causantes de estas y buscar posibles soluciones.

Palabras clave: sistemas de información geográfica, interpolación, contaminación aguas subterráneas, intrusión marina, contaminación por nitratos.

Abstract

Geographic information systems (GIS) software are becoming increasingly important in the realization of studies related to the environmental sciences, given the potential they have in working and the amount of information they have.

Given the problems of groundwater in the Valencian coast of the last decades, affected by marine intrusion and pollution, mainly by nitrates, the tools available in GIS will be applied to determine the quality of the waters.

The distribution of these elements in groundwater will be achieved through interpolation to detect the most vulnerable and most affected areas. We will look at the evolution of these elements over time and try to find the causes of these and find possible solutions.

Keywords: geographic information systems, interpolation, groundwater pollution, marine intrusion, nitrate pollution.

1. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es insertar los datos elaborados mediante análisis de las aguas en un sistema de información geográfica (SIG) para su posterior caracterización y análisis geográfico y ambiental.

Analizaremos los diferentes métodos de interpolación que ofrece ArcMAP para generar modelos espaciales de los elementos de estudio (Cloro, Electro conductividad, Sodio, Magnesio e ion nitrato).

Obtención de los mapas de interpolación para su posterior interpretación y estudio de la evolución con el tiempo (2004-2014).

Estudiar las posibles causas de la presencia de estos elementos en las aguas subterráneas, si son de origen antrópico y las medidas para su control.

2. Introducción

Los principales causantes de la mala calidad de nuestras aguas subterráneas son la intrusión marina y el excesivo uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura.

De todos es sabido que la **intrusión marina** en acuíferos costeros es uno de los mayores problemas de contaminación de aguas subterráneas. En la mayoría de las ocasiones la salinización es consecuencia de la sobreexplotación de estos acuíferos produciendo una ruptura del equilibrio agua dulce/agua salada que promueve un desplazamiento del límite entre ambas hacia el interior del continente, en función de cómo se sitúen los puntos de extracción. Este es un fenómeno relativamente bien conocido en acuíferos detríticos ya que ha sido objeto de numerosos estudios. Las relaciones agua dulce/agua salada en macizos calcáreos karstificados presentan grandes dificultades en cuanto a su interpretación dada la heterogeneidad del medio. Por otro lado, la Comunitat Valenciana es una región kárstica por excelencia con gran parte de su superficie cubierta por materiales karstificables (I.G.M.E., 1986). Este sector costero español es un lugar donde la demanda de aguas subterráneas es alta y los recursos escasos, como consecuencia se produce un deterioro en la calidad de las aguas subterráneas limitando los posibles usos de esta agua sin un previo tratamiento.

La concentración límite marcada por la Unión Europea que no debe excederse en ninguna masa de agua es de 250 mgCl⁻/L (Direcció General de Salut Pública i Consum, 2014). Aunque superar ésta no supone daño alguno a la salud humana, debido a su fácil detección por los humanos (Direcció General de Salut Pública i Consum, 2014), sí genera problemas en la agricultura, en el ganado y en la biodiversidad, etc., problemas que se traducen en daños ambientales, materiales y económicos

El otro problema es la presencia de nitratos en las aguas subterráneas, los **nitratos** pueden estar presentes en las aguas subterráneas como resultado de la disolución de rocas que los contengan. Lo que ocurre raramente, bien por la oxidación bacteriana de materia orgánica. Su concentración en aguas subterráneas no contaminadas varía ampliamente, aunque no suele sobrepasar los 10 mg/l.

El origen de los nitratos en las aguas subterráneas no siempre es claro. Son relativamente estables, pero pueden ser fijados por el terreno o ser reducidos. A menudo son indicadores de contaminación alcanzando entonces elevadas concentraciones y presentando, por regla general, una estratificación clara con predominio de las concentraciones más elevadas en la parte superior de los acuíferos libres.

El tipo de contaminación a que es debida su presencia en el agua subterránea está relacionado con las actividades urbanas, industriales y ganaderas y fundamentalmente con las prácticas de abonados intensivos inadecuados con compuestos nitrogenados.

Puesto que las plantas sólo pueden aprovechar el nitrógeno en forma de nitratos, el tipo de fertilizante aplicado condiciona la proporción de nitrógeno utilizable por las mismas y, en consecuencia, la cantidad no aprovechada por ellas que se infiltra hacia el acuífero. La

concentración de nitrato en el agua de infiltración depende, pues, del tipo de fertilizante, además, de la frecuencia, cantidad y modo de aplicación, así como del nitrógeno orgánico o inorgánico ya existente en el suelo, así como de su permeabilidad, grado de humedad y textura

Mediante el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y los datos analizados en ciertos pozos de la Comarca de la Marina Alta y La Safor, lograremos conocer, de forma aproximada, la concentración de sustancias en las aguas subterráneas a lo largo del acuífero y mediante información litográfica, ambiental y climatológica lograremos relacionar la presencia de estos elementos a sus posibles factores determinantes y determinar si son debidos a la acción humana.

3. Material y Métodos

3.1. Área de estudio:

El área de estudio es la comarca de La Safor y algunos municipios del norte de la Comarca de la Marina Alta, localizadas en la costa sureste de la provincia de València y noreste de la provincia de Alacant respectivamente (Figura 1). La Safor limita con otras comarcas valencianas de la siguiente manera, por el norte con la Ribera Alta y Ribera Baixa, al sur con la Marina Alta, al oeste con la Vall d'Albaida y al Este con el mar Mediterráneo. Los municipios afectados por la zona de estudio los veremos a continuación en un mapa elaborado con ArcMap. La mayoría de la zona viene dada por las poblaciones de Oliva y Pego donde se encuentran todos los puntos de muestreo.

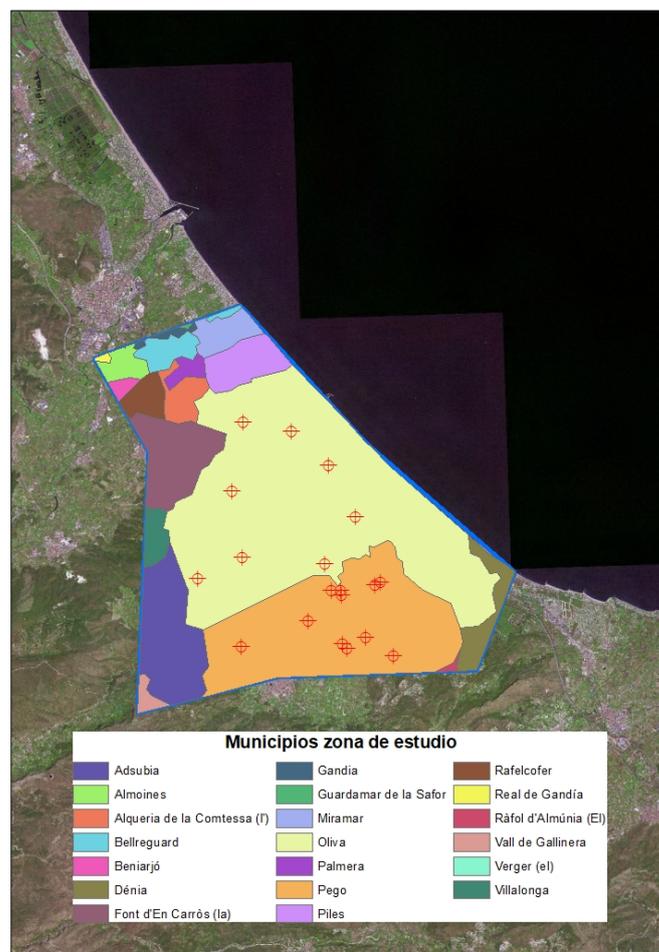


Figura 1.- Mapa de la zona de estudio delimitada, municipios y lugares de muestreo. Fuente: Elaboración Propia

3.2 Litografía

Nuestra área de estudio está compuesta por zonas de costa y zonas montañosas, estas últimas caracterizadas por su carácter carbonatado de origen Triásico, Jurásico y Cretácico. En la zona costera predomina las rocas cenozoicas tales como arenas y limos formadas en el terciario y cuaternario. (Figura 2)

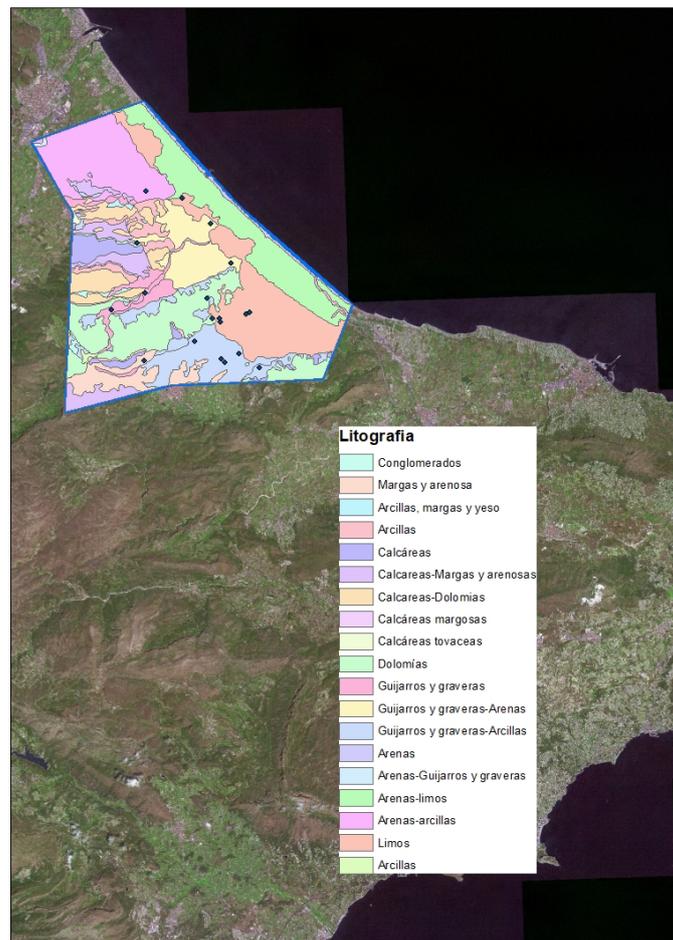


Figura 2.- Mapa de la litografía de la zona de estudio. Fuente: Elaboración propia.

3.3 Climatología

Las temperaturas medias anuales más altas de la comunidad oscilan entre los 17 y 19 grados. La precipitación está marcada por la orografía y las estaciones del año, concentrándose estas en otoño y de forma torrencial.

A continuación, veremos el Diagrama Ombrotérmico de Pego (Figura 3):

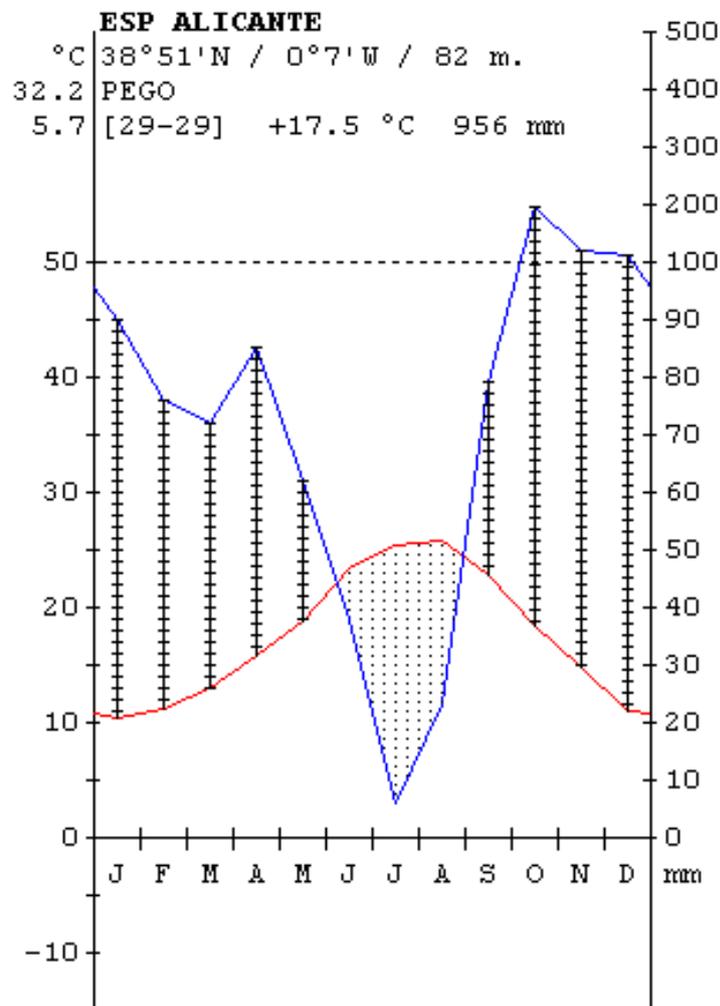


Figura 3: Diagrama ombrotérmico de Pego. Fuente: Worldwide Bioclimatic Classification System, 2014

3.4 La unidad Hidrogeológica:

La zona de estudio corresponde con la Unidad Hidrogeológica de Almirante-Mustalla y Plana Gandia-Denia, localizadas en la zona litoral del levante español entre las provincias de Valencia y Alicante. Está constituido por sedimentos de edad cuaternaria correspondientes a depósitos continentales, marinos y mixtos formados por niveles de gravas y arenas embutidos en una matriz limo-arcillosa. Estas formaciones descansan de forma indistinta sobre materiales cretácicos y terciarios; las primeras corresponden a la continuación en profundidad de los acuíferos carbonatados de borde, mientras que las segundas conforman la base impermeable del sistema, al estar constituidas en su mayor parte por materiales de carácter margoso (IGME, 1988). El espesor de los sedimentos pliocuaternarios aumenta en dirección a la costa, con potencias medias en torno a los 100-150 metros y máximos entre 250 y 300 metros en la desembocadura del río Serpis.

Los límites de la unidad son en su mayor parte abiertos. Por el norte limita con las unidades de la Plana de Valencia y de la Sierra de las Agujas, al oeste con las unidades de Almirante-Mustalla, Sierra Grossa y Almudaina-Alfaro-Mediodía-Segaría, mientras que al sur contacta con la unidad Peñón-Montgó-Bernia. Por último, al este limita con el mar Mediterráneo. El flujo subterráneo tiene normalmente una componente oeste-este, desde el interior hacia el mar, con la existencia puntual de zonas donde la superficie piezométrica se encuentra deprimida por efecto de la concentración de explotaciones. En general, se trata de un acuífero con productividades medias a altas que implican transmisividades del orden de 500 a 3.000 m²/día. El coeficiente de almacenamiento está entre el 5 y el 15%, obteniéndose los mejores resultados en las cercanías de los cauces de los ríos Serpis y Girona. El sistema se comporta como un embalse regulador que recibe una aportación lateral de las formaciones acuíferas carbonatadas de borde y una infiltración vertical procedente de la lluvia y de las aguas de regadío, así como de la alimentación procedente de los ríos Girona y Serpis. La descarga se realiza por salidas directas al mar, a través de extracciones por bombeos y por emergencias naturales. El volumen total de sus recursos se estima entre 114 hm³/a (ITGE, 1990), mientras que las extracciones por bombeo están en torno a los 70hm³/a (IGME, 1988), lo que supone el 61 % de los mismos. Las características estructurales de la unidad, con una disposición alargada frente a la costa y una gran zona de contacto con el mar, predispone hacia la aparición de procesos de salinización por intrusión de agua de mar, causada por la concentración de extracciones y por una inadecuada explotación de sus recursos. Este hecho se da en algunas áreas localizadas fundamentalmente al norte y al sur del acuífero.

3.5 Localización de puntos de muestreo:

Nuestro estudio cuenta con 19 pozos o fuentes localizados en los términos de Pegu y Oliva de los cuales obtenemos las coordenadas X e Y, coordenadas UTM en sistema ERTS89 (Tabla 1). Para cada uno de los pozos se han medido las variables de Nitratos, Sodio, Magnesio, ion Cloro

y la CE (conductividad eléctrica del agua), de un periodo de años comprendido desde 2004 hasta 2014.

Tabla 1.- Tabla localización puntos de muestreo.

Pozo o Fuente	X	Y	Población
Àlvaro	752431,86	4306187,5	Pego
Benirrama	752409,68	4306344,17	Pego
Fuster	752478,64	4304403,23	Pego
Grup	752083,6	4306344,17	Pego
Marjal	753642,11	4306549,14	Pego
Moreno	753304,77	4304658,82	Pego
Port les Aigües	751834,1	4307302,36	Oliva-Pego
Racó de Botja	751234,83	4305250,92	Pego
Sant Josep	748855,96	4304327,34	Pego
Sorell	754302,45	4303997,11	Pego
Ullal de Bullentó	753829,86	4306626,28	Pego
Vidal	752643,92	4304263,23	Pego
L'Atzuviano	747306,907	4306753,927	Oliva
Brines-Martí	748934,097	4312389,563	Oliva
El Bosquet	750640,663	4312072,062	Oliva
El Salt	748537,221	4309928,933	Oliva
Font Salada	752942,543	4308976,431	Oliva
La Barraca-Garcia Peiró	751990,041	4310841,747	Oliva
Mateu-Bertomeu	748894,41	4307547,678	Oliva

3.6 Toma de muestras y análisis:

En la toma de muestras hay que ir directamente a la fuente para evitar el paso por las tuberías o los posibles clorados sanitarios realizados en las redes de aguas potables. Una vez in situ se toma la muestra en envases de polietileno con tapón a rosca, previamente lavados en el laboratorio con jabón sin fosfatos y enjuagados con agua destilada, se enjuagarán 2 veces como mínimo con el agua a analizar y se ha de dejar el mínimo de aire en el envase. Una vez tomada la muestra es etiquetada y llevada a laboratorio para ser analizada mediante técnicas oficiales de análisis de muestras de aguas.

A continuación, veremos los procedimientos de análisis de los elementos analizados en nuestro caso:

Conductividad Eléctrica:

La conductividad es producida por los electrolitos que lleva disueltos un agua y es, lógicamente, muy baja en el agua pura (unas pocas centésimas de $\mu\text{S}/\text{cm}$). Además, se comprende que exista una relación entre ella y la cantidad de los electrolitos que contiene, es decir, su residuo seco. Concretamente, en un agua natural no muy contaminada, se cumple que el valor del residuo seco en mg/L oscila entre 0,5 y 1,0 veces el valor de conductividad, expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Conductividad del agua

Agua pura: $0,055 \mu\text{S}/\text{cm}$
Agua destilada: $0,5 \mu\text{S}/\text{cm}$
Agua de montaña: $1,0 \mu\text{S}/\text{cm}$
Agua para uso doméstico: 500 a $800 \mu\text{S}/\text{cm}$
Máx. para agua potable: $10055 \mu\text{S}/\text{cm}$
Agua de mar: $52 \text{ mS}/\text{cm}$

La conductividad de un agua natural está afectada por el terreno que atraviesa y por la posibilidad de disolución de rocas y materiales, el tipo de sales presentes, el tiempo de disolución, temperatura, gases disueltos, pH y toda la serie de factores que pueden afectar la solubilidad de un soluto en agua. A título informativo, las conductividades de las aguas de la zona mediterránea de la Península Ibérica (terrenos fundamentalmente calizos) suelen ser estadísticamente superiores a las que presentan las aguas del resto granítico de aquella ($>1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ frente a $<500 \mu\text{S}/\text{cm}$). Respecto a embalses y lagos, la conductividad durante el período de mezcla de aguas suele ser inferior que, en período de estratificación térmica, y en este caso, las aguas anóxicas del fondo pueden presentar más altos valores de conductividad que las de superficie. Finalmente, un agua residual presenta, lógicamente, un valor de conductividad superior al del agua de consumo de la población, en general un orden de magnitud más alta si tiene un componente residual doméstico mayoritario frente al de los vertidos industriales. Caso contrario, será notablemente más alta: por ejemplo, aguas de industrias metalúrgicas y mataderos.

El método oficial se basa en el empleo de células de conductividad, equipadas, además, con una fuente externa de corriente y un puente de WHEATSTONE. Se trata de medir la razón de corriente alterna que atraviesa la celda de conductividad para un voltaje dado. Las células de conductividad pueden ir equipadas con electrodos de Pt o de otros metales. El sistema se suele calibrar con patrones de KCl con valor de conductividad conocida en función de su concentración.

Sodio:

El sodio es un elemento abundante que se encuentra en la litosfera en forma de sales diversas (cloruros, sulfatos, silicatos y feldespatos). Dada la alta solubilidad de las sales de Na, en muchas aguas es el catión más frecuente después del Ca incluso superando las concentraciones de Mg. Si bien es especialmente importante su contenido en aguas marinas (unos 10 g/L) en las aguas continentales es más modesta: entre 1 y 300 mg/L dependiendo de la composición del terreno sobre el que discurre el cauce hídrico. Por otro lado, y en general, las aguas subterráneas y las costeras con fenómenos de intrusión marina poseen cantidades de sodio superiores. En este aspecto, ha de comentarse que se suele comprobar una correlación entre niveles altos de Na en aguas naturales y niveles así mismo elevados de fluoruro.

En aguas de bebida, el Na influye sobre su sabor estando el umbral de percepción asociado a la temperatura de consumo y anión presente. Como ejemplos, son aguas sápidas las que contienen más de 20 mg/L de Na_2CO_3 o más de 420 mg/L de NaHCO_3 . Fisiológicamente, es conocida la relación entre el Na y trastornos cardiovasculares, hipertensión, enfermedades renales, cirrosis hepática, toxemias de embarazo, etc...

La determinación rutinaria es por Espectrofotometría de Absorción Atómica, operando a una longitud de onda de 589,0 nm y con llama de aire-acetileno.

Cloruros:

Especialmente abundantes en los océanos, a donde acceden especialmente por disolución de depósitos minerales de sal gema (NaCl), representan hasta un 0,05% de la litosfera. La concentración de Cl^- en aguas de superficie no contaminadas se sitúa alrededor de 20-40 mg/L e incluso menores. En ríos, es típico su incremento a lo largo del recorrido del cauce fluvial desde su nacimiento hasta su desembocadura. En aguas subterráneas, las concentraciones pueden variar extraordinariamente en función de episodios de intrusión marina en determinados acuíferos.

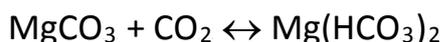
Cloruros, fosfatos y nitritos son indicadores típicos de contaminación residual doméstica vertida a un cauce natural. Esto, además, puede servir de señal de alerta acerca de la probabilidad de que el agua presente contaminación también de carácter microbiológico patógeno e indeseable. El ion Cl^- es altamente corrosivo y da lugar a deterioros y picaduras en tuberías y sistemas de distribución de aguas, así como en equipos industriales que operen con aguas ricas en cloruros. Así mismo, y en función de su contenido, pH del agua y otros iones presentes en ella, puede degradar los hormigones. Con relación al agua potable, la principal incidencia de los cloruros es la relativa al sabor que promueven: si bien depende del catión asociado, en general, cantidades de 200 a 300 mg/L son perceptibles en el agua de bebida por el consumidor medio.

Se puede emplear un método volumétrico (argentometría) basado en la reacción de precipitación de los iones Cl^- por adición de una disolución valorante de sales de Ag^+ en medio neutro. Como indicador del punto final se utiliza una disolución de K_2CrO_4 que precipita cromato de plata insoluble de color rojo (es *método oficial*).

Magnesio:

Elemento frecuente bajo forma de carbonatos, sulfatos y cloruros, así como en silicatos. En aguas salobres puede alcanzar hasta los 1,3 g/L, mientras sus concentraciones medias en aguas no marinas se sitúan alrededor de 20-40 mg/L (segundo catión mayoritario tras el Ca). En ríos, la concentración del metal suele aumentar desde el nacimiento hasta la desembocadura por disolución de rocas y minerales del terreno.

También el Mg (como el Ca) está involucrado en un equilibrio "carbonato insoluble-bicarbonato soluble" responsable de procesos de incrustación y agresión en tuberías de aguas:



Además, la descomposición térmica del bicarbonato de magnesio genera hidróxido insoluble y desprende CO_2 particularmente agresivo frente a diversos materiales metálicos y no metálicos.

El Mg (fundamental para la fotosíntesis como integrante de la clorofila) es también importante en ciertos sistemas enzimáticos e interviene en la formación de los huesos. Parece que el consumo de aguas con bajos niveles del metal ($< 15 \text{ mg/L}$) se relaciona con altas tasas de enfermedades coronarias. Por otro lado, el contenido elevado de Mg en aguas de bebida puede provocar efectos laxantes y sabor amargo.

El método oficial es el de la Espectrometría de Absorción, operando a 285,2 nm y con llama de aire-acetileno. También se puede calcular el contenido en magnesio de un agua aplicando la técnica complexométrica con AEDT usada para la dureza total.

Nitratos:

La presencia de NO_3^- en aguas procede de la disolución de rocas y minerales (muy frecuentes), de la descomposición de materias vegetales y animales, de efluentes industriales y del lixiviado

de tierras de labor en donde se utilizan abonos que los contienen profusamente como componentes en sus formulaciones.

En general, las aguas naturales de superficie no suelen contener más de unos 10 mg/L e incluso con frecuencia no pasan de 1 mg/L de la sustancia. Sin embargo, desde hace unos 20 años se ha comprobado un gran incremento del contenido en NO_3^- en muchas aguas, sobre todo subterráneas, relacionado con el uso, ya antes comentado, de fertilizantes nitrogenados. Estos aumentos han hecho que muchos pozos y acuíferos subterráneos se hayan de abandonar en su empleo para consumo humano ante sus altos niveles de NO_3^- (>50 mg/l) y su evidente riesgo para la salud. Aunque en aguas residuales la presencia de NO_3^- es mínima, sí puede ser elevada en las aguas ya depuradas procedentes de estaciones depuradoras, ya que el compuesto se convierte en factor limitante del crecimiento en sistemas hídricos si existe abundancia de fósforo, promoviendo fenómenos indeseables de eutrofización de aguas naturales.

Los nitratos también pueden estar implicados en la "metahemoglobinemia" y en la generación de nitrosaminas, así como en la aparición de diversos tipos de cánceres gástricos según evidencias comprobadas.

Existen dos técnicas, ambas *oficiales*, de aplicación rutinaria: el método ionométrico y el espectrofotométrico UV. Existen además procedimientos de análisis colorimétrico utilizando diversos reactivos cromogénicos. Los NO_3^- de un agua pueden determinarse mediante un electrodo selectivo con una membrana inerte que desarrolla un potencial eléctrico cuando se pone en contacto con un líquido intercambiador de iones por un lado y los NO_3^- presentes en el agua problema por otro. Se requiere, además, un electrodo de referencia de doble unión y disoluciones de ajuste de la fuerza iónica de las disoluciones. Por otro lado, las medidas de absorbancia UV a 220 nm permiten la determinación de los nitratos, que son absorbentes a esta longitud de onda. No obstante, dado que las materias orgánicas también absorben esta longitud de onda, se debe hacer una segunda lectura a 275 nm, donde el nitrato no absorbe para obtener la medida relativa sólo a nitratos. Es aplicable solo a aguas con bajo contenido en materia orgánica.

3.7 Software SIG Utilizado:

Un SIG es un sistema de información que es utilizado para introducir, almacenar, recuperar, manipular, analizar y obtener datos referenciados geográficamente o datos geoespaciales, a fin de brindar apoyo en la toma de decisiones sobre planificación y manejo del uso del suelo, recursos naturales, medio ambiente, transporte, instalaciones urbanas, y otros registros administrativos.

ArcGis es el software con el que se va a procesar toda la información compuesto por una serie de aplicaciones, que, utilizadas en conjunto, permiten realizar funciones que alimentan y administran un sistema de información geográfica (SIG), desde creación de mapas, manejo y análisis de información, edición de datos, metadatos y publicación de mapas en Internet.

Mediante la herramienta *Geostatistical Analyst* podremos realizar interpolaciones que nos darán una idea aproximada de la distribución espacial de la variable a analizar.

3.8 Técnicas de interpolación utilizadas:

Las herramientas de interpolación de superficie crean una superficie continua (o predicción) a partir de valores de punto de muestra.

Visitar todas las ubicaciones de un área de estudio para medir la altura, la concentración o la magnitud de un fenómeno generalmente es difícil o costoso. En cambio, puede medir el fenómeno en ubicaciones de muestra dispersadas estratégicamente y se pueden asignar valores previstos a todas las demás ubicaciones. Los puntos de entrada pueden ubicarse a espacios regulares o aleatorios o pueden basarse en un esquema de muestreo.

La representación de la superficie continua de un dataset ráster representa algunas medidas, como la altura, la concentración o la magnitud (por ej. elevación, acidez o nivel de ruido). Las herramientas de interpolación de superficie hacen predicciones a partir de mediciones de muestra para todas las ubicaciones en un dataset ráster de salida, ya sea que se haya tomado una medición en la ubicación o no.

Existen diferentes maneras de derivar una predicción para cada ubicación; cada método se denomina modelo. Con cada modelo, se realizan diferentes suposiciones acerca de los datos, y algunos modelos son más aplicables para determinados datos, por ejemplo, un modelo puede dar cuenta de la variación local mejor que otro. Cada modelo produce predicciones usando diferentes cálculos.

Las herramientas de interpolación, por lo general, se dividen en métodos determinísticos y de estadísticas geográficas.

Los métodos determinísticos de interpolación asignan valores a las ubicaciones basándose en los valores medidos circundantes y en fórmulas matemáticas específicas que determinan la suavidad de la superficie resultante.

Los métodos determinísticos incluyen IDW (ponderación de distancia inversa), Vecino natural, Tendencia y Spline entre otros.

Los métodos de estadísticas geográficas están basados en modelos estadísticos que incluyen la autocorrelación (la relación estadística entre los puntos medidos). Gracias a esto, las técnicas de estadística geográfica no sólo tienen la capacidad de producir una superficie de predicción sino que también proporcionan alguna medida de certeza o precisión de las predicciones.

El método de *Kriging* es un método de interpolación de estadísticas geográficas.

Las herramientas de interpolación restantes, De topo a ráster y De topo a ráster por un archivo, utilizan un método de interpolación diseñado específicamente para crear superficies continuas a partir de líneas de curvas de nivel, y los métodos también contienen propiedades favorables para crear superficies para el análisis hidrológico.

Los métodos de interpolación utilizados en este estudio para determinar cuál de ellos es más adecuado son los siguientes:

IDW

La herramienta IDW (Ponderación de distancia inversa) utiliza un método de interpolación que estima los valores de las celdas calculando promedios de los valores de los puntos de datos de muestra en la vecindad de cada celda de procesamiento. Cuanto más cerca está un punto del centro de la celda que se está estimando, más influencia o peso tendrá en el proceso de cálculo del promedio.

KRIGING

Kriging es un procedimiento geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados con valores z . Para su utilización, se debe realizar previamente un análisis del comportamiento espacial del fenómeno representado por los valores z antes de seleccionar el mejor método de estimación para generar la superficie de salida.

4. Resultados

4.1 Aplicación de las técnicas de interpolación

4.1.1 Técnica Kriging

Antes de aplicar esta técnica necesitaremos saber qué tipo de distribución sigue nuestra variable de estudio por lo que averiguaremos ciertos parámetros usando la herramienta histograma mediante la extensión de ArcGIS *Geostatistical Analyst*.

Este histograma calculará, para cualquiera de nuestras variables la función de densidad de probabilidad, para ello nos fijaremos en la media (mean), la mediana (median) y el coeficiente de asimetría (Skewness).

Para que nuestra variable siga una distribución normal la media y la mediana deben tener valores parecidos y el coeficiente de asimetría cercano a 0.

Escogeremos el año 2010, ya que es un año sin falta de lecturas (necesario para realizar este tipo de estudio estadístico), y realizaremos el histograma a todas nuestras variables obteniendo los siguientes resultados:

Cloro:

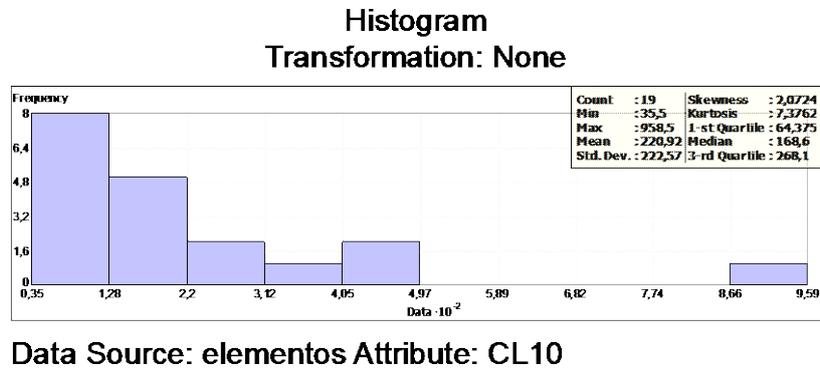


Figura 4.- Histograma Cloro sin transformacion

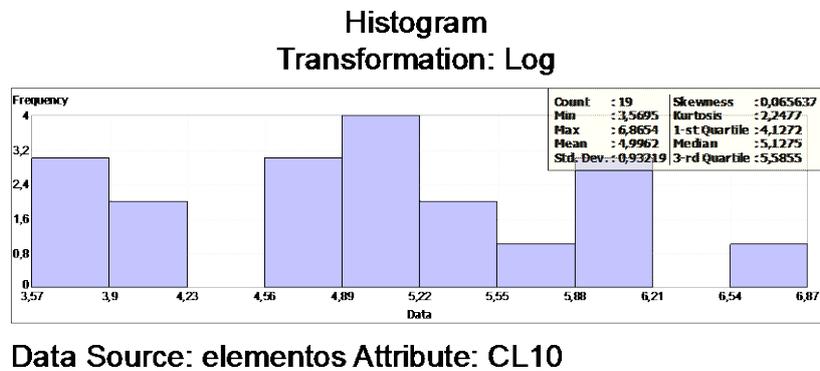
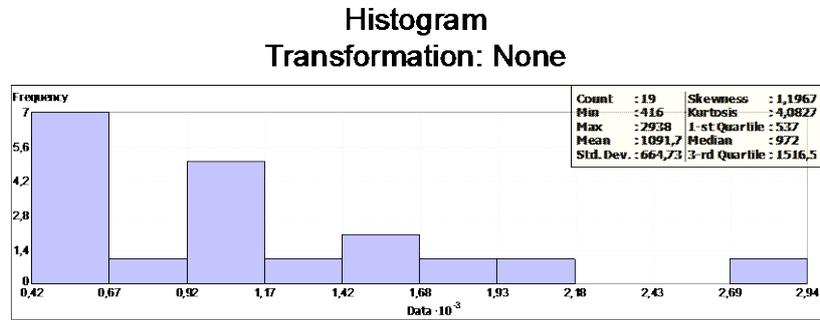


Figura 5.- Histograma cloro con transformación logarítmica.

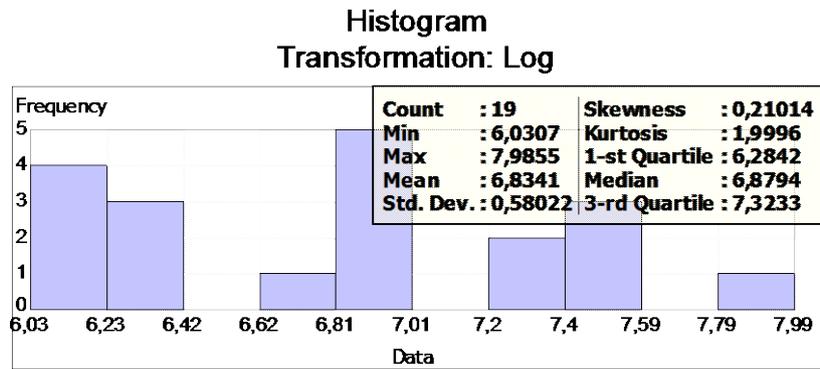
En la variable Cloro podemos apreciar que en el histograma sin transformación (Figura 4) la media y la mediana tienen valores muy alejados y el coeficiente de asimetría por encima de 1 así que necesitaremos usar la transformación logarítmica (Figura 5) donde vemos que la media y la mediana se asemejan y el coeficiente de asimetría se ha vuelto cercano a 0 por lo que a la hora de usar la herramienta Kriging deberemos marcarle la función logarítmica para minimizar el posible error cometido.

Conductividad Eléctrica:



Data Source: elementos Attribute: COND10

Figura 6.- Histograma conductividad agua sin transformación



Data Source: elementos Attribute: COND10

Figura 7.- Histograma conductividad agua con transformación logarítmica

En este caso ocurre lo mismo que en el Cloro, la media y la mediana tienen mucha diferencia (Figura 6) y el coeficiente de asimetría está por encima de 1 así que aplicando la transformación logarítmica conseguimos reducir el error (Figura 7).

Magnesio:

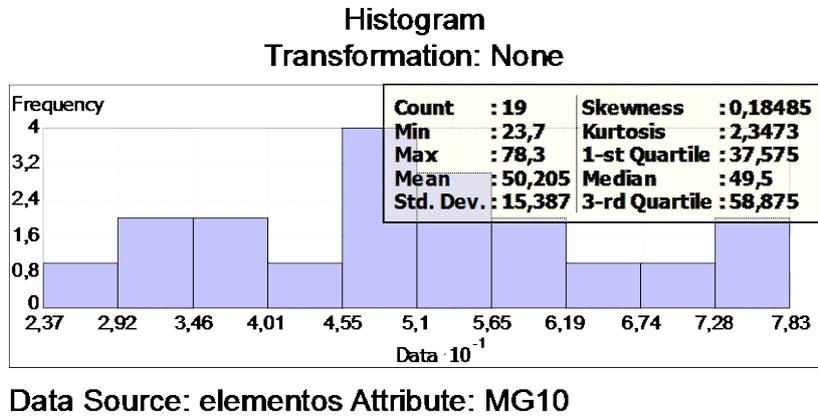


Figura 8.- Histograma Magnesio sin transformación

Esta variable es diferente ya que sí que cumple las características de una distribución normal tales como media y medianas muy cercanas y el coeficiente de asimetría cercano a 0 (Figura 8). Si realizamos el histograma usando la transformación logarítmica (Figura 9) apreciaremos que la media y la mediana aparentemente se acercan, pero si realizamos luego la interpolación con la transformación veremos que esta comete más error que sin dicha transformación por lo cual en este caso usaremos el *Kriging* sin transformación.

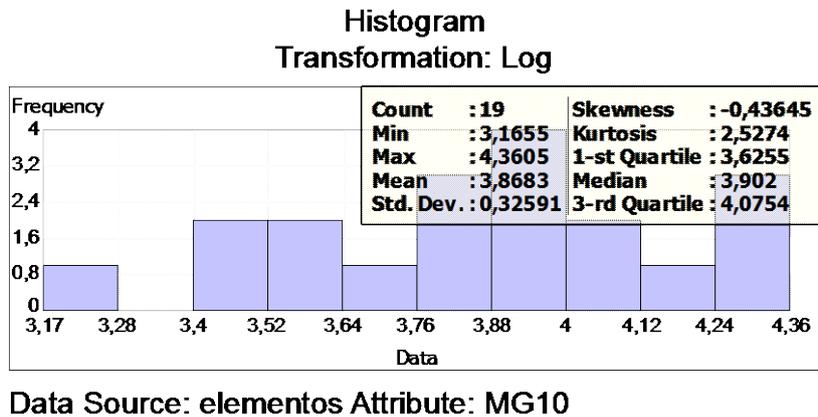
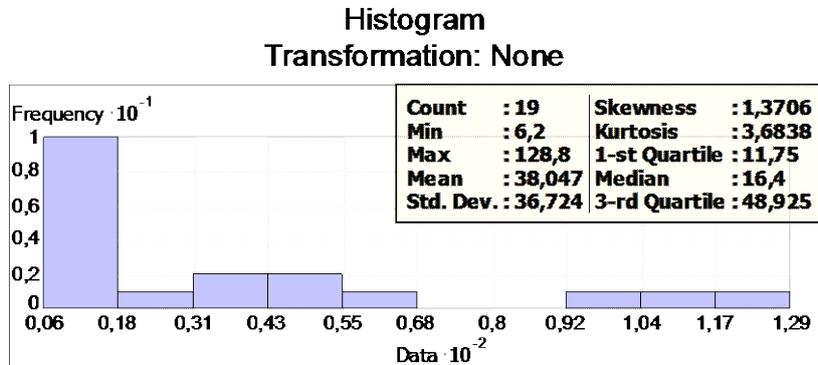


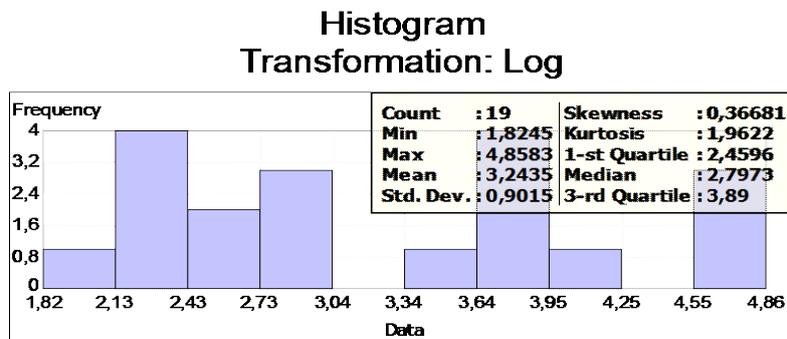
Figura 9.- Histograma Magnesio con transformación logarítmica.

Nitratos:



Data Source: elementos Attribute: No10

Figura 10.- Histograma Nitratos sin transformación.

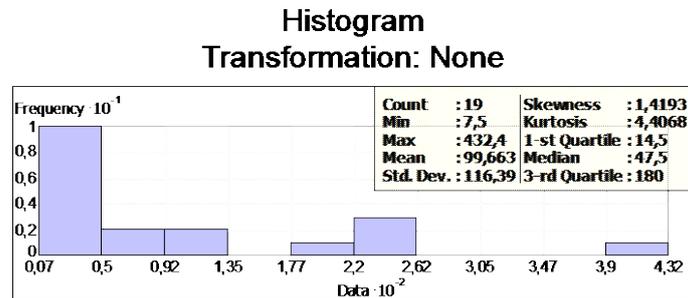


Data Source: elementos Attribute: No10

Figura 11.- Histograma Nitratos con transformación logarítmica.

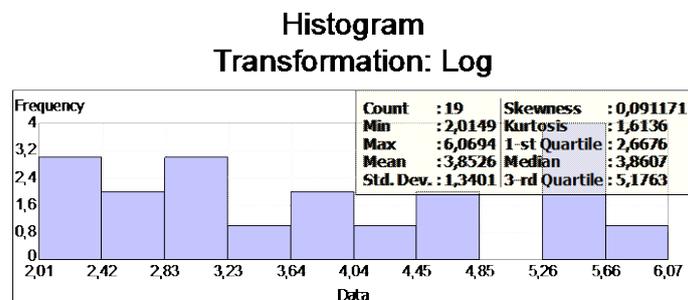
Para los nitratos tenemos otro caso en que necesita una transformación logarítmica (Figura 11) para la realización de la interpolación Kriging y que refleje el mínimo error posible ya que la media y mediana se diferencian mucho (Figura 10) y el coeficiente de asimetría es elevado.

Sodio:



Data Source: elementos Attribute: NA10

Figura 12.- Histograma Sodio sin transformación.



Data Source: elementos Attribute: NA10

Figura 13.- Histograma Sodio con transformación logarítmica.

En el sodio ocurre lo mismo que en la mayoría de nuestras variables analizadas, necesita de una transformación logarítmica (figura 13) para un mejor ajuste de la representación de la interpolación a la realidad y con ello minimizar los errores ya que sin aplicar la transformación (figura 12) la media y la mediana se diferencian en exceso.

4.1.2 Análisis comparativo entre interpolación Kriging e IDW

A la hora de elegir que técnica de interpolación se ajusta más a nuestra variable, es decir que comete menos error, es necesario realiza una comparación de los valores estimados frente a los experimentales de cada una de nuestras variables. Para ello esta herramienta genera automáticamente un valor llamado RMS (Root-Mean-Square) el cual calcula la diferencia existente entre el valor real de la variable y el valor obtenido en la interpolación.

A continuación, se mostrarán los errores cometidos para cada tipo de interpolación:

Cloro:

Interpolación IDW

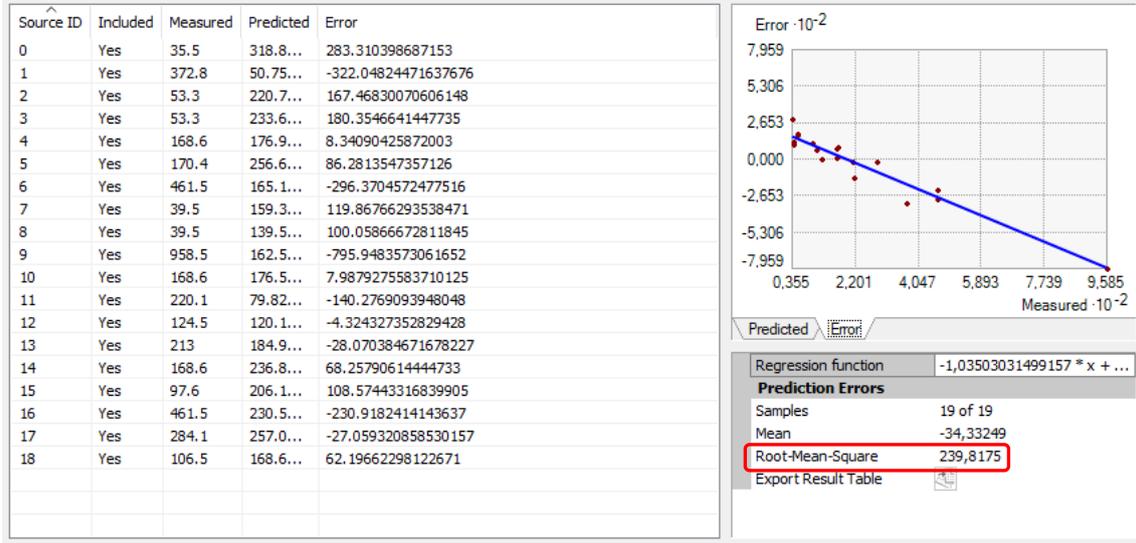


Figura 14.- Calculo error interpolación IDW para el Cloro.

Kriging:

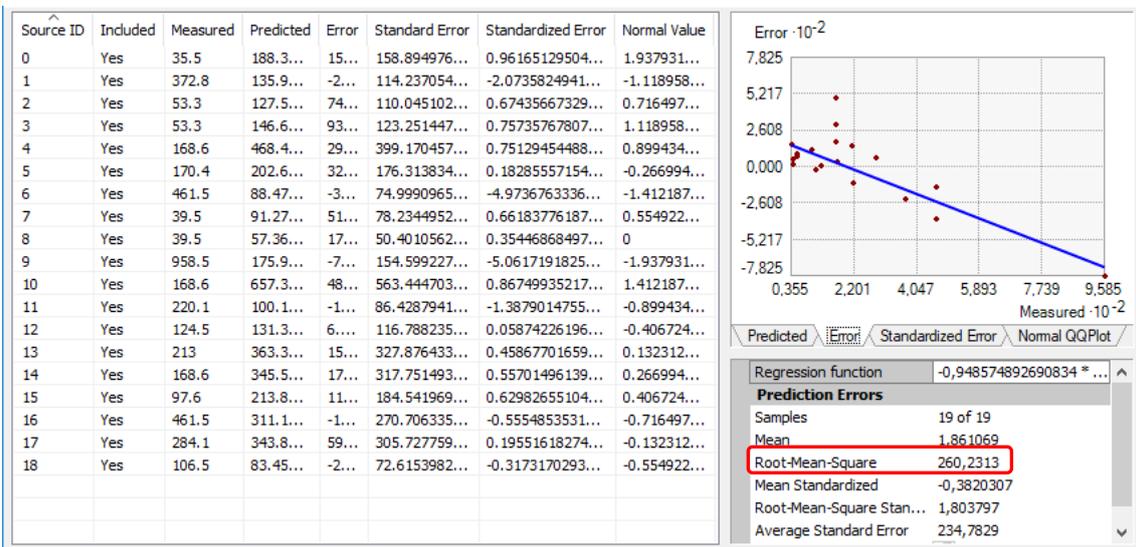


Figura 15.- Calculo error interpolación Kriging para el Cloro.

Como podemos ver, el RMS de la técnica IDW (Figura 14) es menos que la del Kriging (Figura 15) por lo cual elegiremos el método IDW para la interpolación de la variable Cloro.

Conductividad eléctrica:

IDW:

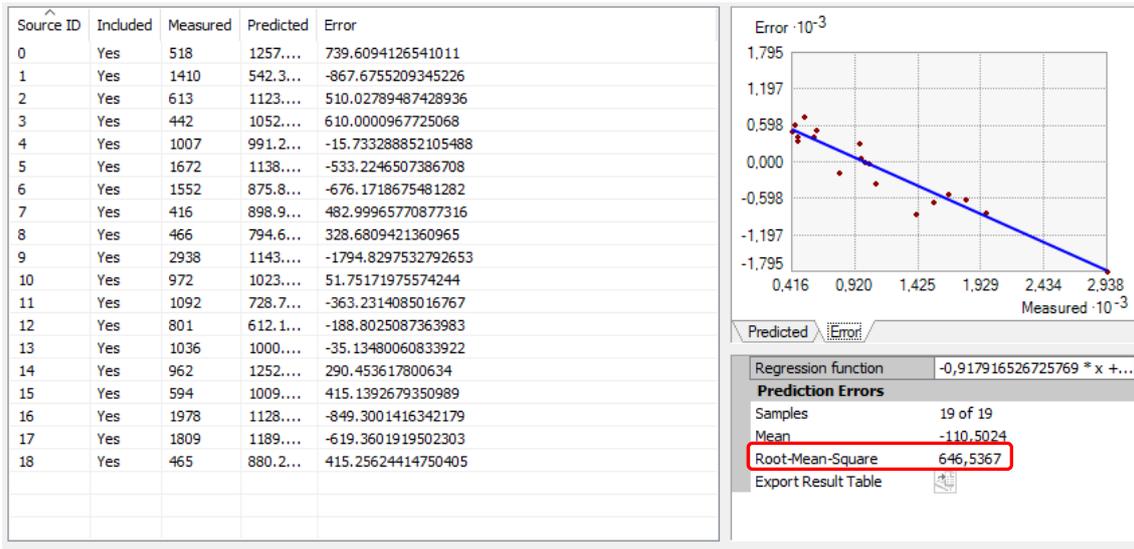


Figura 16.- Calculo error interpolación IDW para la conductividad.

Kriging:

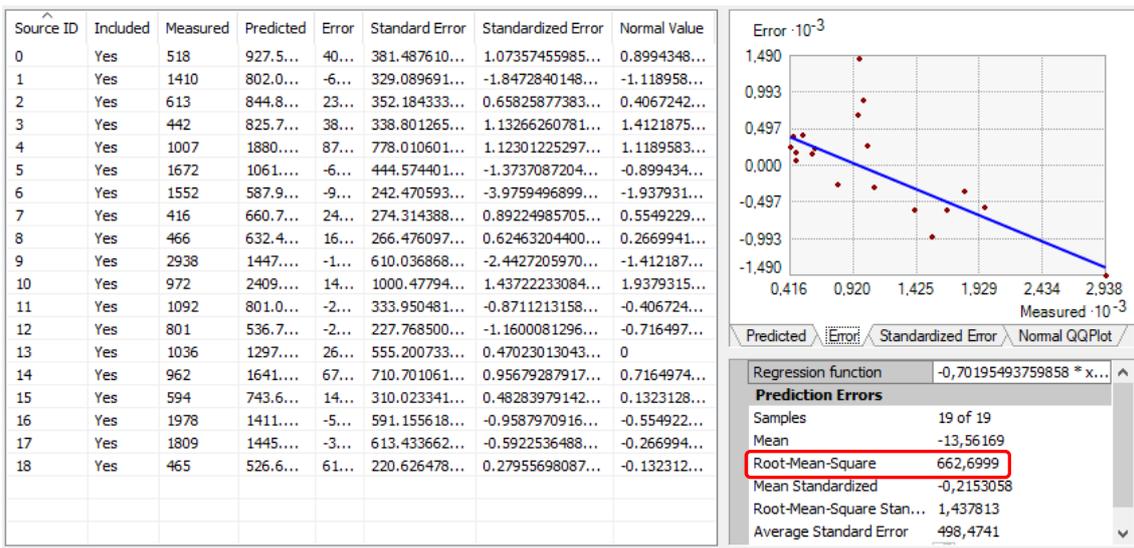


Figura 17.- Calculo error interpolación Kriging para la conductividad.

En el caso de la conductividad eléctrica ocurre lo mismo que con el Cloro, la técnica IDW (Figura 16) es la que comete un error menor, siendo así la idónea para la realización de la interpolación, siendo el error de la técnica Kriging mayor (Figura 17)

Magnesio:

IDW:

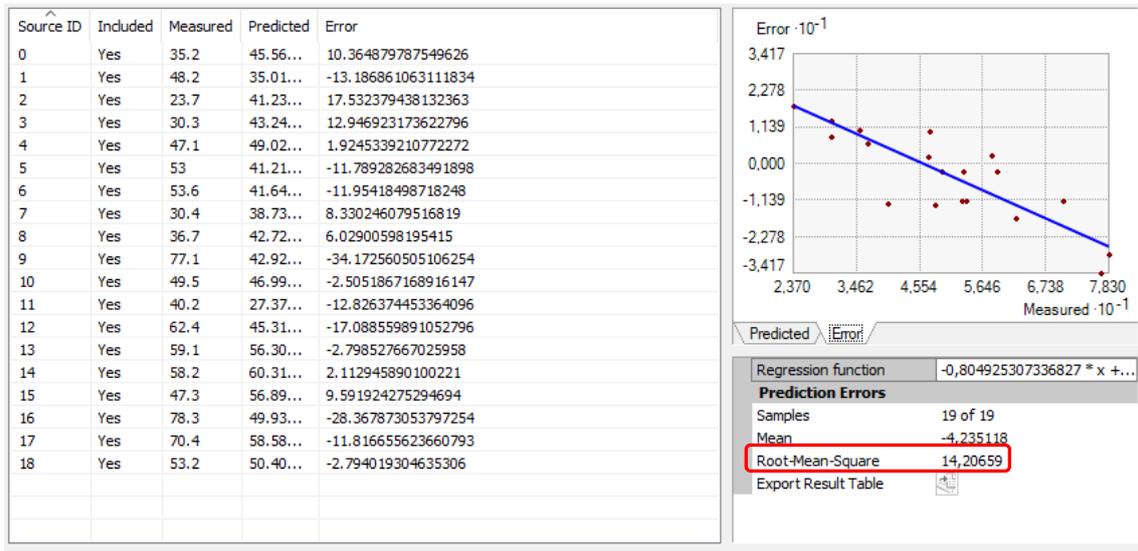


Figura 18.- Calculo error interpolación IDW para el Magnesio.

Kriging (sin transformación):

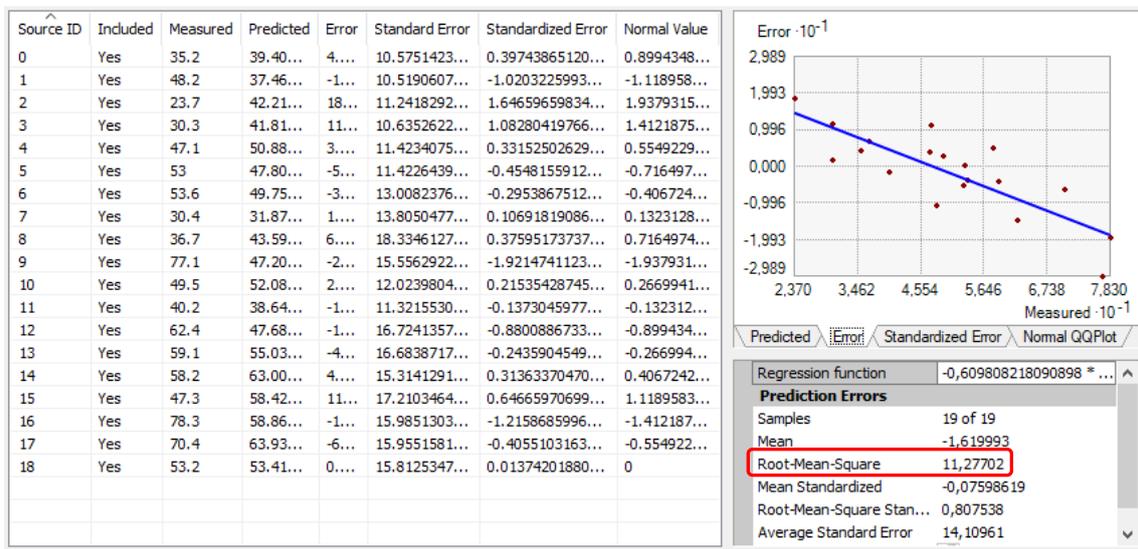


Figura 19.- Calculo error interpolación Kriging para el Magnesio.

Como vimos en el estudio estadístico de esta variable, seguía una distribución normal por lo cual al interpolarla con el método Kriging (Figura 19) fue sin transformación dando así un mejor resultado que la técnica IDW (Figura 18), así que para esta variable elegiremos el Kriging como mejor técnica de interpolación.

Nitratos:

IDW:

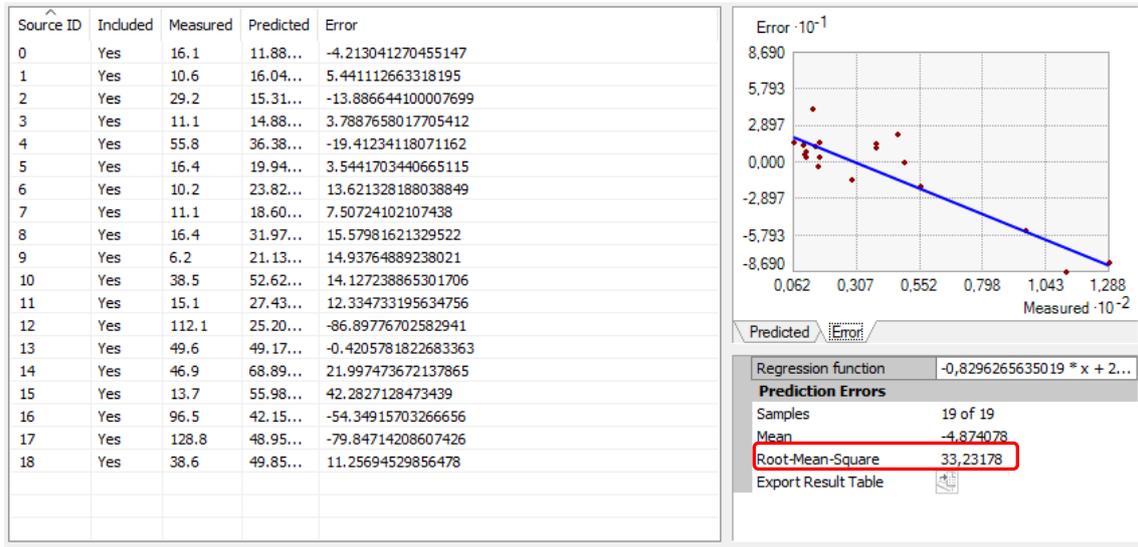


Figura 20.- Calculo error interpolación IDW para los nitratos.

Kriging:

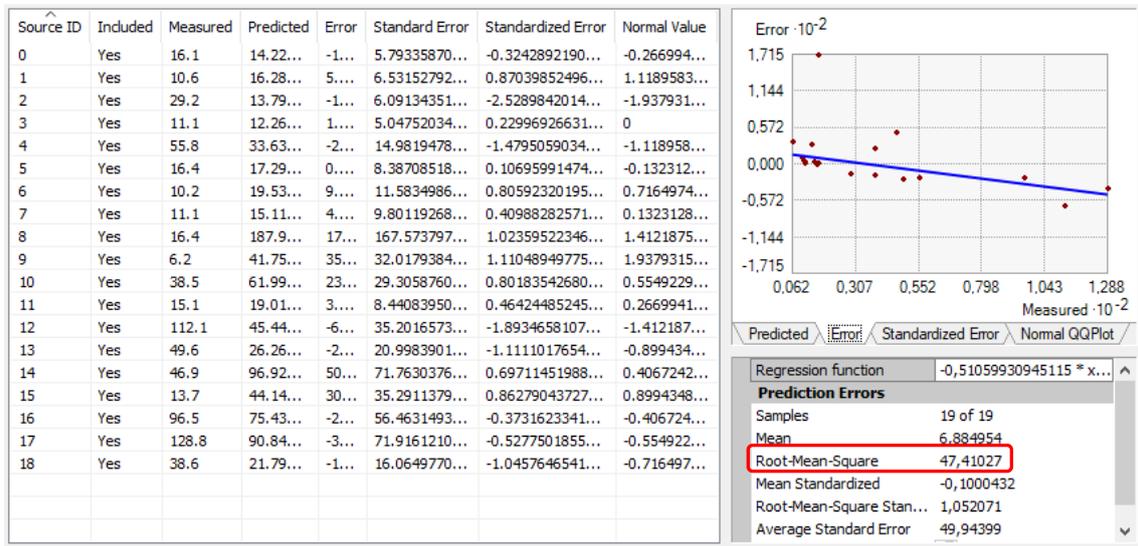


Figura 21.- Calculo error interpolación Kriging para los nitratos.

Para la variable Nitrógeno elegiremos el método de interpolación IDW (Figura 20) ya que su RMS es menor a la RMS de la técnica Kriging (Figura 21).

Sodio:

IDW:

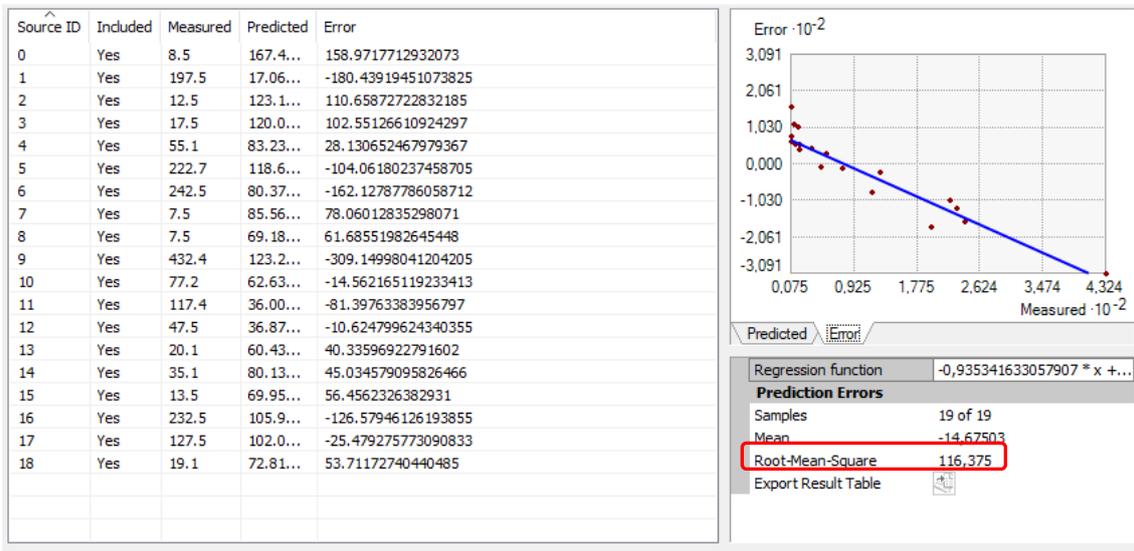


Figura 22.- Calculo error interpolación IDW para el sodio.

Kriging:

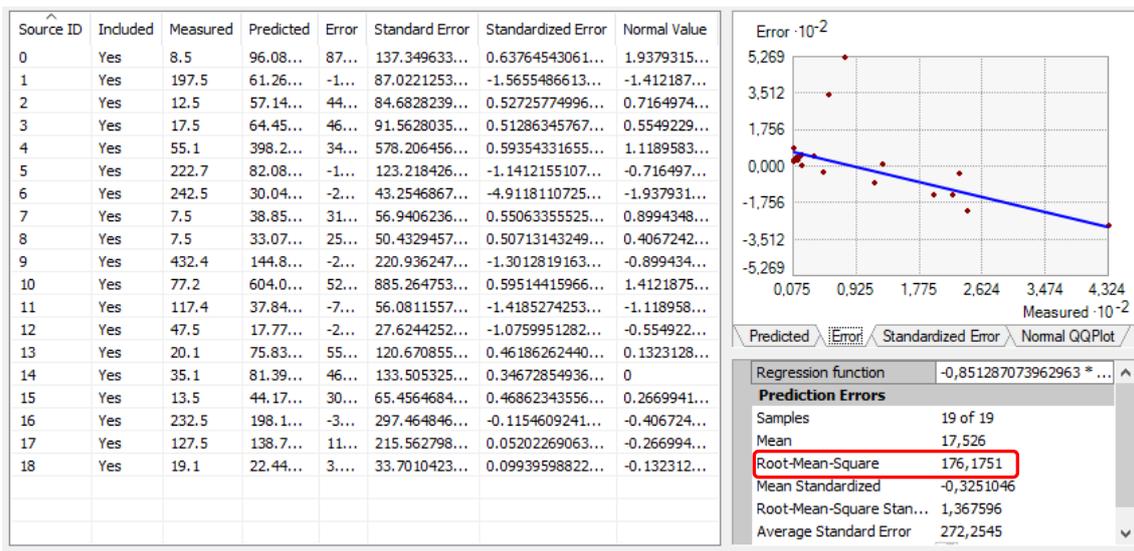


Figura 23.- Calculo error interpolación Kriging para el sodio.

El sodio, como en la mayoría de las variables, su método de interpolación más exacto es el IDW (Figura 22) ya que tras el estudio concluimos que el error cometido por este es menos al cometido por el Kriging (Figura 23).

Visto los errores de cada técnica el método elegido se resume en la Tabla 2:

Tabla 2.- Tabla métodos a utilizar según variable analizada dado error de interpolación mínimo.

Variable	Técnica Interpolación
Cloro	IDW
Conductividad eléctrica	IDW
Magnesio	Kriging
Nitratos	IDW
Sodio	IDW

4.1.3 Análisis de las interpolaciones y su evolución

Mediante las interpolaciones realizadas a nuestros parámetros de estudios mediante las técnicas mejor adaptadas a cada una de ellas realizaremos un estudio de los niveles de concentración y observaremos su distribución espacial para ver donde se concentran los mayores niveles de estos, analizando su evolución (periodo 2004-2014) y trataremos de identificar las principales causas de las variaciones de concentración.

4.1.3.1 Cloruros.

La concentración de Cloro en el agua analizado viene dada en mgCl/L y según la Dirección General de Salud Pública este elemento no debe superar los 250 mgCl/L ya que es la concentración límite marcada para el consumo humano. Esta concentración también es perjudicial para la agricultura.

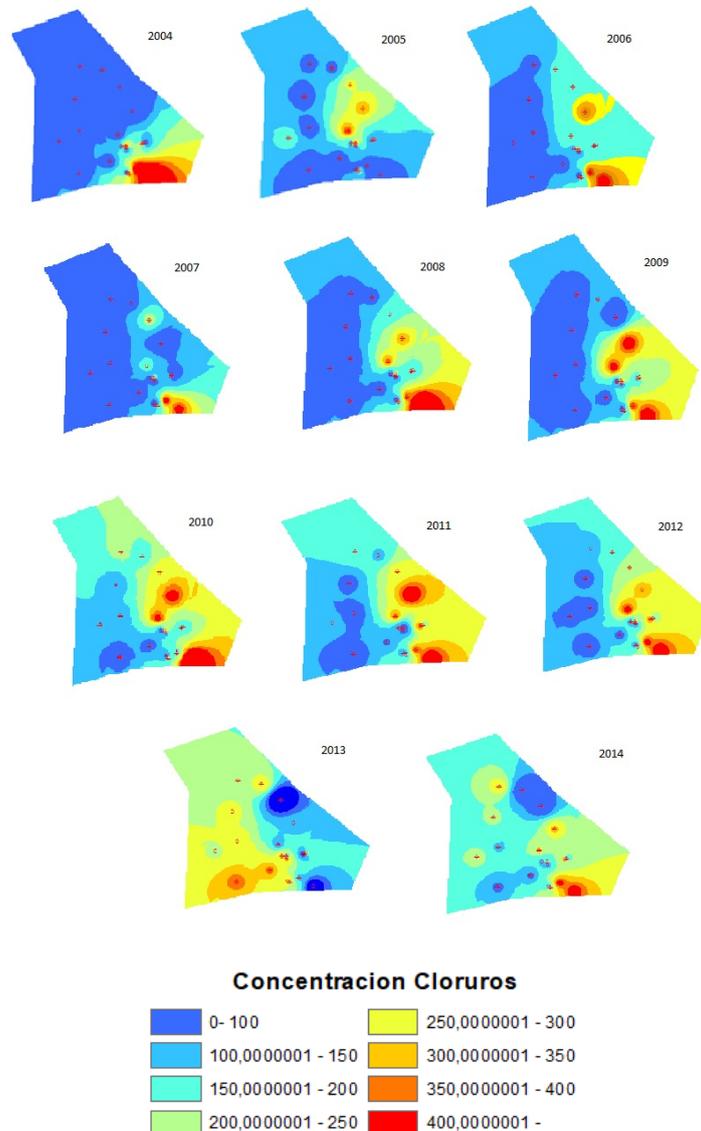


Figura 24.- Evolución concentración Cloruros área de estudio.

La concentración de cloruros tiene a incrementarse en el norte de la población de Pego (que es la zona sur de la zona de estudio) y el sureste de Oliva dando concentraciones superiores a 400 mg/L incluso llegando a ser de 900 mg/L (Figura 24).

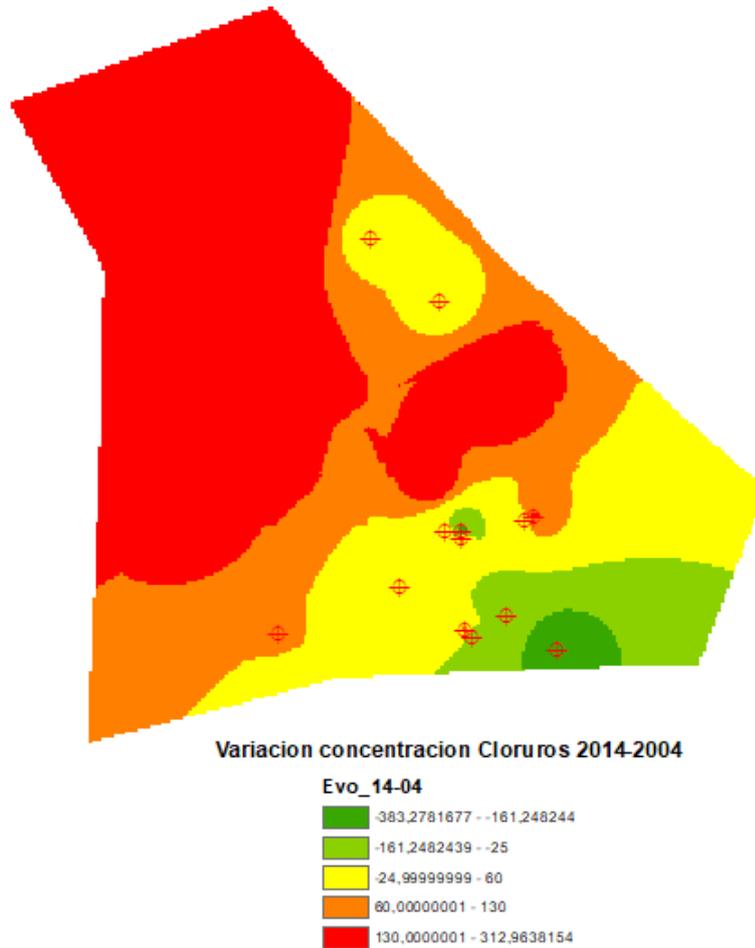


Figura 25.- Evolución concentración Cloruros 2014-2004.

Apreciamos una evolución de aumento de concentración en términos generales (a excepción del norte de Pego que coincide con el sureste de nuestra zona de estudio), si apreciamos que en interior de la zona de estudio (oeste) partimos del año 2004 con concentraciones desde 0 a 100 mg/L y vamos aumentado hasta el año 2014 en el que podemos ver que la mayoría de la superficie ya supera los 100 mg/L (Figura 25).

4.1.3.2 Conductividad eléctrica

Como consecuencia de su contenido iónico el agua se hace conductora de la electricidad. A medida que la concentración iónica aumenta, aumenta también hasta cierto límite la conductividad (C) o capacidad del agua para conducir la corriente eléctrica. La unidad de medida de conductividad es el $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microsiemens/cm) o $\mu\text{mho}/\text{cm}$ (micromho/cm), ambas equivalentes.

Utilizando medidores de conductividad o sólidos disueltos, es posible obtener con muy buena aproximación, el valor de la dureza del agua, incluso en grados franceses. La dureza del agua está determinada por la concentración de carbonato de calcio (CaCO_3), la que constituye el 90% aproximadamente de los sólidos disueltos en el agua. La unidad de medición de dureza más común es el grado francés (of), definido como:

$$1 \text{ }^\circ\text{f} = 10 \text{ mg/L de CaCO}_3$$

Dividiendo por 10 las medidas en ppm obtenidas con un medidor de sólidos disueltos, se obtiene el valor de dureza del agua en of. Como se señalaba anteriormente, $1 \text{ mg/L} = 2 \mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad, por lo tanto:

$$1 \text{ }^\circ\text{f} = 20 \mu\text{S}/\text{cm}$$

Dividiendo por 20 las medidas en $\mu\text{S}/\text{cm}$, se obtiene el valor de dureza del agua en grados franceses.

IMPORTANTE: Las mediciones de dureza del agua por medio de conductímetros o medidores de TDS deben ser realizadas antes de los tratamientos de descalcificación del agua. De hecho, estos dispositivos sustituyen el calcio (carbonato) con el sodio, disminuyendo el grado de dureza del agua, sin variar las concentraciones de sólidos disueltos.

Tabla 3.- Niveles dureza del agua según conductividad.

Conductividad y dureza del agua			
ppm	$\mu\text{S}/\text{cm}$	$^\circ\text{f}$	Dureza
0-70	0-140	0-7	muy blanda
70-150	140-300	7-15	blanda
150-250	300-500	15-25	ligeramente dura
250-320	500-640	25-32	moderadamente dura
320-420	640-840	32-42	dura
superior a 420	superior a 840	superior 42	muy dura

Teniendo en cuenta estos datos y que en ausencia de lecturas el programa toma como dato el valor 0 lo cual falsea la interpolación dando valores muy bajos, descartamos el año 2004 dado que hay pocas lecturas, obtenemos las siguientes interpolaciones.

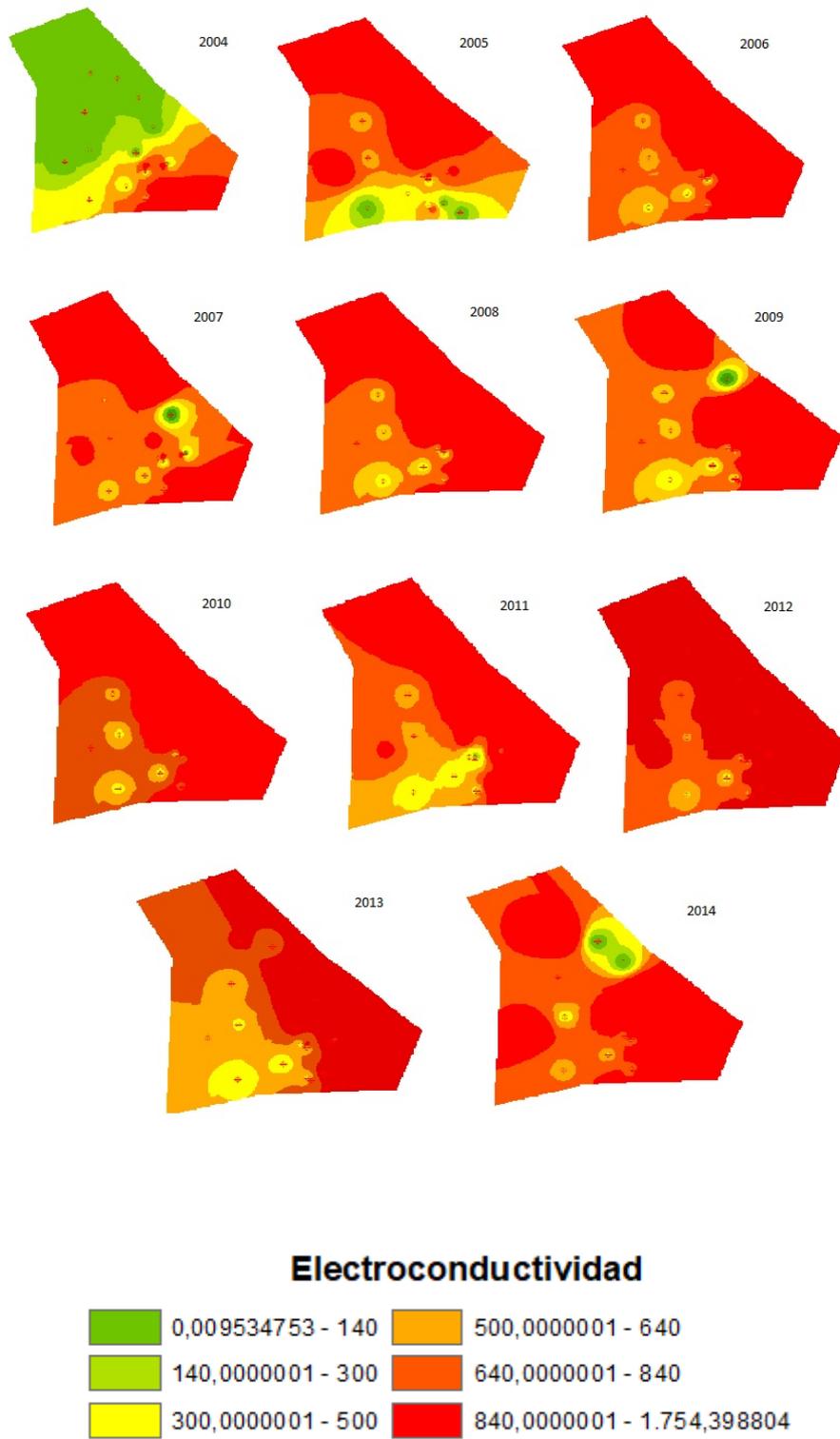


Figura 26.- Evolución Conductividad eléctrica del agua.

Excluyendo los campos en verde, que son debidos a errores de interpolación, observados que casi en la totalidad de nuestra área de estudio el agua tiene concentraciones por encima de 640 $\mu\text{S}/\text{cm}$ incluso superando los 840 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lo que nos viene a decir que estamos frente a una zona donde el agua es desde moderadamente dura a muy dura, prevaleciendo en más superficie esta última (Figura 26).

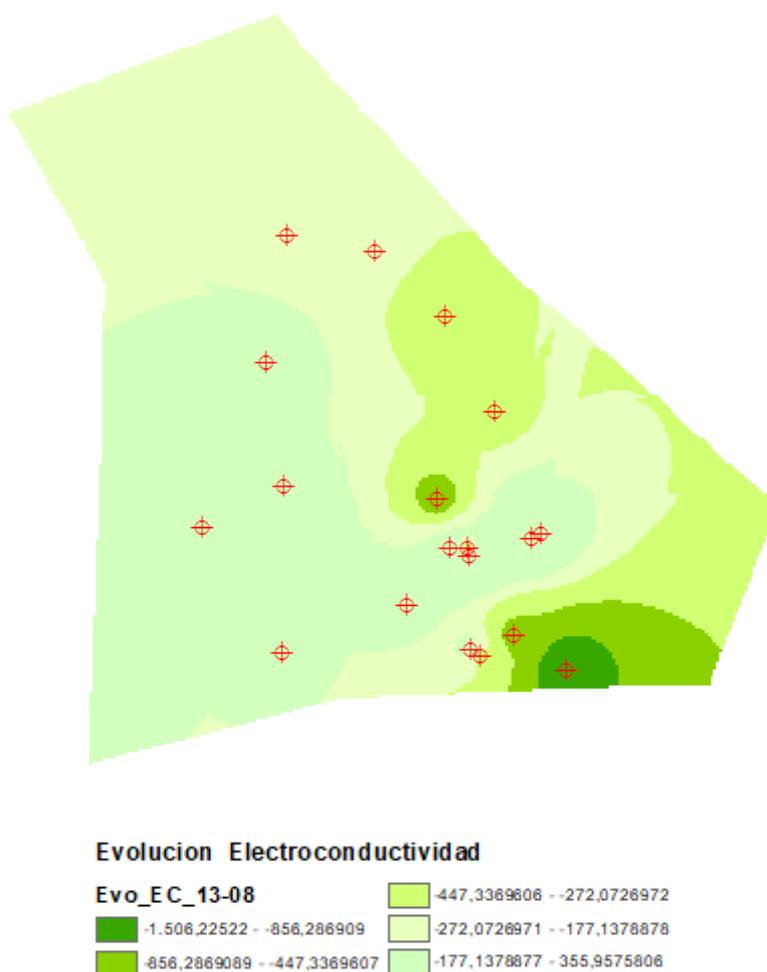


Figura 27.- Evolución CE años 2013-2008.

En este análisis se consideró la evolución de la CE desde el 2008 hasta el 2013, ya que son los años con más lecturas y que se acerca más a la realidad. En estos años se observa un ligero descenso de la CE (Figura 27). Si nos fijamos en el mayor descenso de alrededor de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ corresponde al Pozo Sorell, incluso descendiendo tal cantidad anterior, aún sigue superando los 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ por lo que la concentración era altísima. Incluso con esta pequeña mejoría aún tenemos 6 pozos que superan los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.1.3.3 Magnesio

Según la Dirección General de Salud Pública el límite recomendable de no superar en materia de Magnesio son 30 mg/L sin embargo el límite obligatorio está fijado en 50 mg/L. A continuación se representa la evolución de la concentración de Magnesio en nuestra zona de estudio.

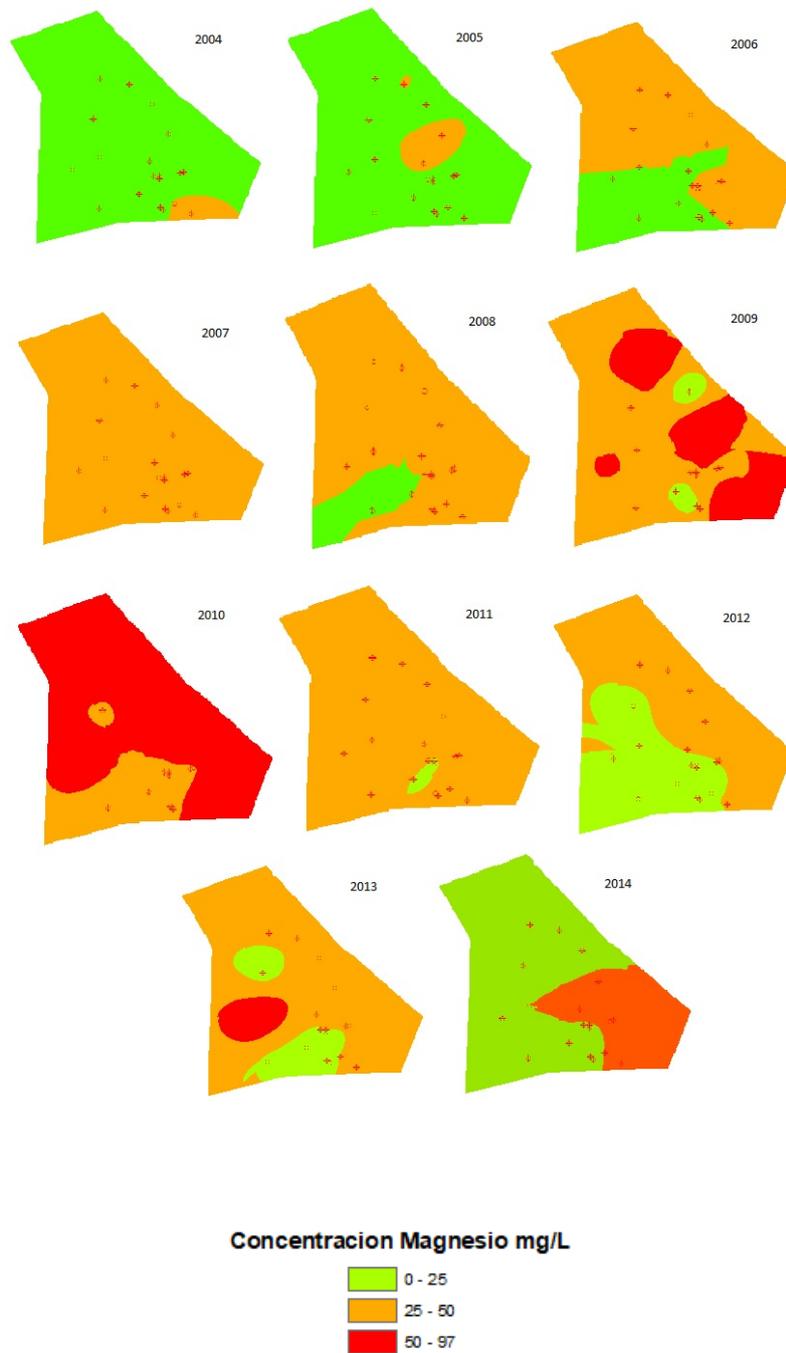


Figura 28.- Evolución concentración Magnesio área de estudio.

Como podemos apreciar hubo 3 años en donde las concentraciones superaron el máximo permitido de 50 mg/L que fueron los años 2009, 2010 y 2013 concentrándose en su mayoría en los pozos de Sorell y La Font Salada. Son episodios puntuales y la zona de estudio en su último año de análisis ha restablecido sus valores por debajo de los máximos permitidos (Figura 28).

4.1.3.4 Nitratos

La ingesta diaria admisible en nuestro caso de nitratos, es la cantidad máxima de dicha sustancia que puede ser ingerida por un individuo al día sin que le produzca ningún efecto adverso sobre su salud. El comité conjunto de la FAO/OMS (JEFCA) en el año 2002 estableció los siguientes valores:

Tabla 4.- Ingesta diaria admitida Nitratos y Nitritos según peso corporal. Fuente: FAO/OMS

ION	INGESTA DIARIA ADMITIDA (IDA)
NITRATO(NO_3^-)	0 - 3,7 mg/kg de peso corporal
NITRITO(NO_2^-)	0 - 0,07 mg/kg de peso corporal

Por lo tanto, para una persona que pese 70 kg, la ingesta diaria admisible de nitratos y nitritos no debería ser superior a 259 mg/día (para nitratos) y 4,9 mg/día (para nitritos), respectivamente.

En las aguas de consumo la Organización Mundial de la Salud (OMS), señaló como valor máximo orientativo la cantidad de 50 mg/L de "ión nitrato". Este límite se estableció para prevenir el principal problema tóxico de los nitratos/nitritos que se produce en los niños menores de cuatro meses. La legislación española establece las cifras siguientes:

Tabla 5.- Valor máximo orientativo ingesta Nitratos y Nitritos para persona adulta. Fuente: OMS

ION	VALOR MÁXIMO ORIENTATIVO
NITRATO(NO_3^-)	50 mg/L
NITRITO(NO_2^-)	0,5mg/L

Por lo cual estableceremos 2 códigos de colores, verde para aquellas concentraciones por debajo de 50 y rojo para aquellas que lo superen, dando una distribución tal:

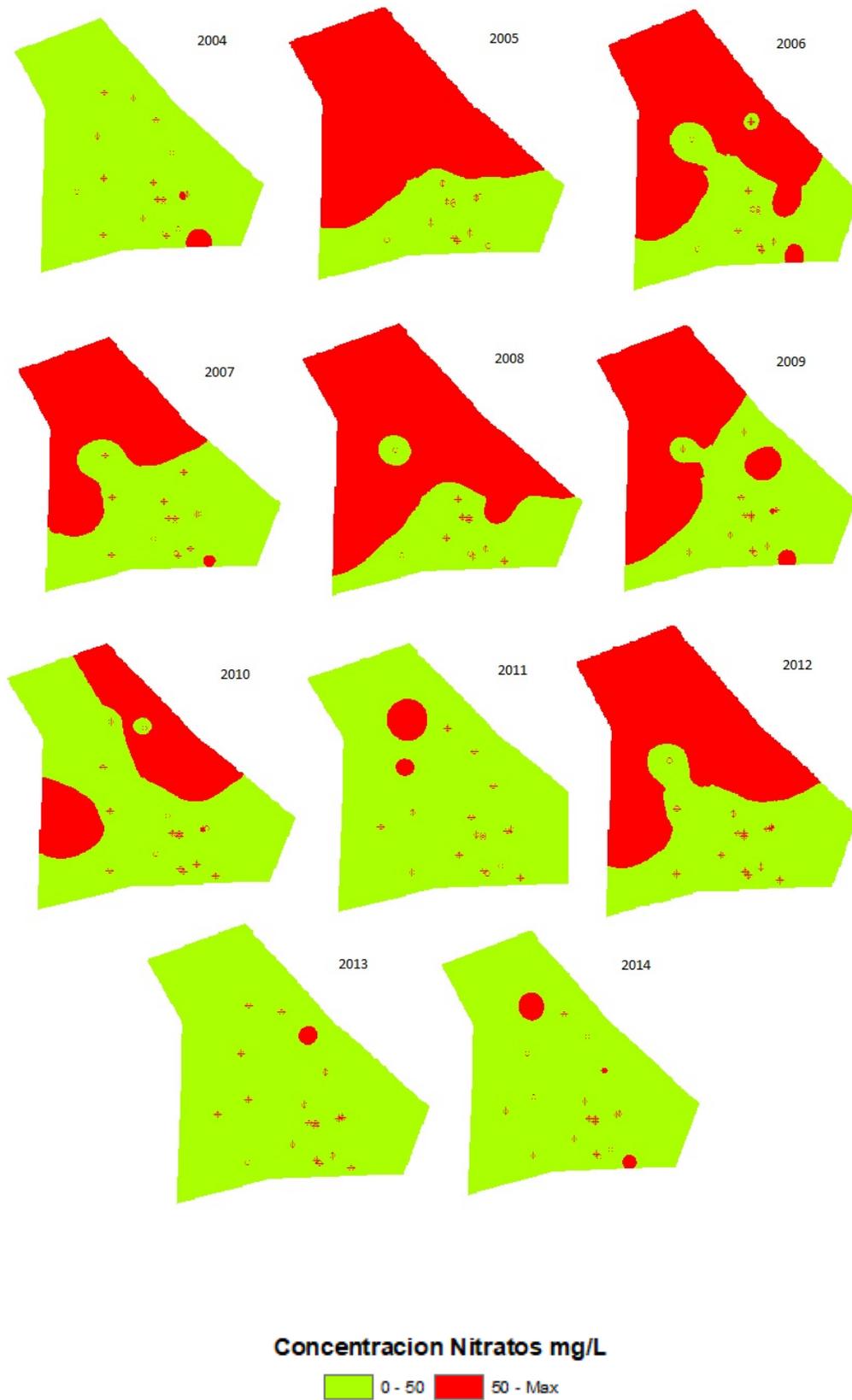


Figura 29.- Evolución concentración Nitratos área de estudio.

Descartando el año 2004 por falta de datos, apreciamos un descenso significativo de la concentración de nitratos en la mayoría de los pozos, pasando de tener 2/3 partes (zona norte) por encima de 50mg/L a tener solo lecturas puntuales en 2-3 pozos (Figura 29).

Por ejemplo, el Atzuviano paso de tener 100 mg/L en su primera lectura a 150 mg/L en 2008 y terminar en 30 mg/L.

El pozo Brines Martí ha mantenido una concentración de 100 mg/L durante los 5 primeros años y luego ha ido dando lecturas altas y bajas alternativamente.

La Font Salada ha pasado de 171 mg/L en su máxima concentración a solo 51 mg/L al final del periodo y la Barraca de 181 mg/L (la máxima de todas) a solo 57 mg/L.

Cabe destacar aquellos pozos que se han mantenido con bajos niveles como Server con un mínimo de 2,6mg/L, Grupo con 8,8mg/L y Álvaro con 9,7mg/L nunca llegando a alcanzar en ningún año los 50mg/L permitidos.

4.1.3.5 Sodio

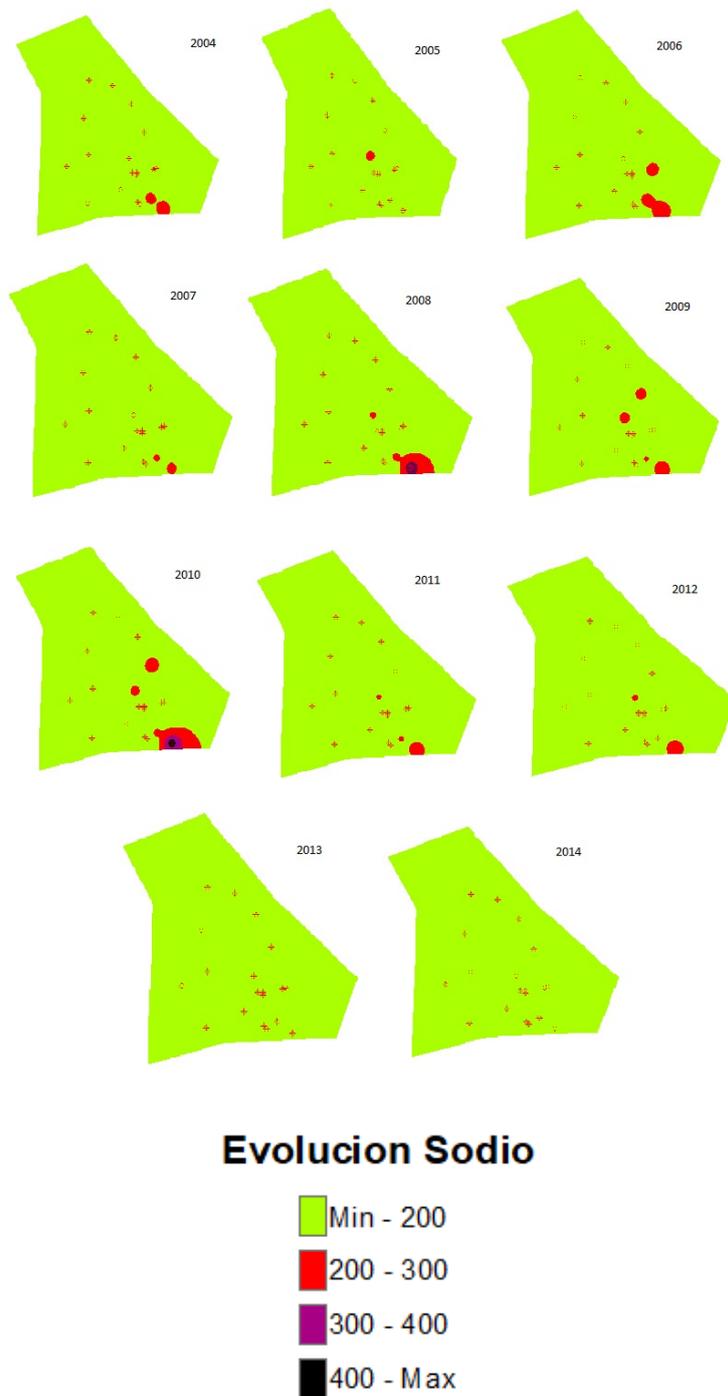


Figura 30.- Evolución concentración Sodio área de estudio.

Respecto a la concentración de Sodio en las aguas subterráneas vemos que el pozo de Sorell tiene altas concentraciones (siempre superiores a 200 mg/L que es lo máximo marcado por la legislación) de este elemento que van desde 2006 hasta 2012 ininterrumpidamente llegando a alcanzar concentraciones superiores a 300 mg/L en 2008 y superiores a los 400 mg/L en el 2010. Los otros pozos más afectados, que superan la mayoría de los años los 200mg/L son La Font Salada, Port les Aigües y Vidal. Sin embargo, llegamos a 2013 y ninguno de los pozos estudiados de nuestra área de estudio supera los 200 mg/L, lo mismo ocurre en 2014 (Figura 30).

5. Interpretación de los resultados:

Tras estudiar las distribuciones espaciales dadas por las interpolaciones realizadas con el software ArcGIS se han detectado las zonas o pozos más afectados por los componentes del agua subterránea con valores elevados (Cloruros, Nitratos, Magnesio y Sodio) detectando así las zonas más sensibles.

En el caso de los Cloruros observamos una notable predominancia de concentraciones elevadas al sureste de nuestra zona de estudio que comprende el norte de la localidad de Pego y el Sur de Oliva, centrándose más en la cercanía a la Costa (mar Mediterráneo). Destacar un pequeño repunte de concentración en el interior de Pego (sur oeste de la zona de estudio) el cual se da solamente en el año 2013. El pozo más afectado por este elemento es Sorell, dando lecturas por encima de los 400 mg/L en casi todos los años estudiados (2004-2014). Si comparamos las lecturas de los años 2014 y 2004 vemos que los pozos más afectados (sur) contienen concentraciones menos elevadas, pero siendo aún las más elevadas; también observamos un ligero incremento en casi toda la mayoría del territorio (entre 50 y 100 mg/L) lo que indicaría un empeoramiento de la zona por contaminación de Cloruros.

Si vemos detalladamente la evolución del Magnesio podemos apreciar un aumento repentino, por encima de los 50 mg/L en 2009, llegando a ocupar 2/3 partes (noreste de la zona) de la zona de estudio en 2010, cosa que remite en 2014 dando concentraciones por debajo del máximo permitido en toda la zona de estudio.

Sobre la concentración de nitratos cabe destacar que ha habido una mejoría notable ya que desde 2005 a 2012 casi en la totalidad de Oliva que repercute en nuestra zona de estudio supera los valores permitidos hasta llegar a la situación de 2013 y 2014 donde solo se aprecia dos pozos (uno de oliva norte y otro de Pego norte) donde superan lo permitido manteniendo así casi la totalidad del área de estudio por debajo de los 50 mg/L legislados, resultados que estudiaremos más adelante.

Para finalizar tenemos el Sodio del cual solo apreciamos pequeñas zonas de concentraciones elevadas en algún poco, concretamente el pozo Sorell, donde hasta 2012 la concentración no es menor (de 200 mg/L) en ningún momento, dando picos de más de 300 mg/L en 2008 y más de 400 mg/L en 2010 cosa que cambia radicalmente en 2013 y 2014 dando lecturas por debajo de lo legislado en la totalidad del área de estudio.

5.1 Vulnerabilidad de los acuíferos.

Descripción de rangos:

Vulnerabilidad muy baja: porciones del territorio prácticamente invulnerables para las aguas subterráneas por inexistencias de acuíferos, dominadas por materiales de muy baja permeabilidad.

Vulnerabilidad baja: porciones del territorio que presentan un grado de protección muy elevado para las aguas subterráneas. Presentan escasas limitaciones desde el punto de vista de contaminación de las aguas.

Vulnerabilidad Media: porciones de territorio en las que hay aguas subterráneas con calidad potable o excepcional para el consumo humano que carecen de protección natural efectiva contra la contaminación fisicoquímica.

Vulnerabilidad alta: zonas del territorio con acuíferos de gran productividad con aguas de excelente calidad y espesor de la zona no saturada insuficiente.

Vulnerabilidad muy alta: zonas del territorio especialmente sensibles para las aguas subterráneas por falta de protección natural. Abarca zonas de descarga y emergencia de aguas subterráneas.

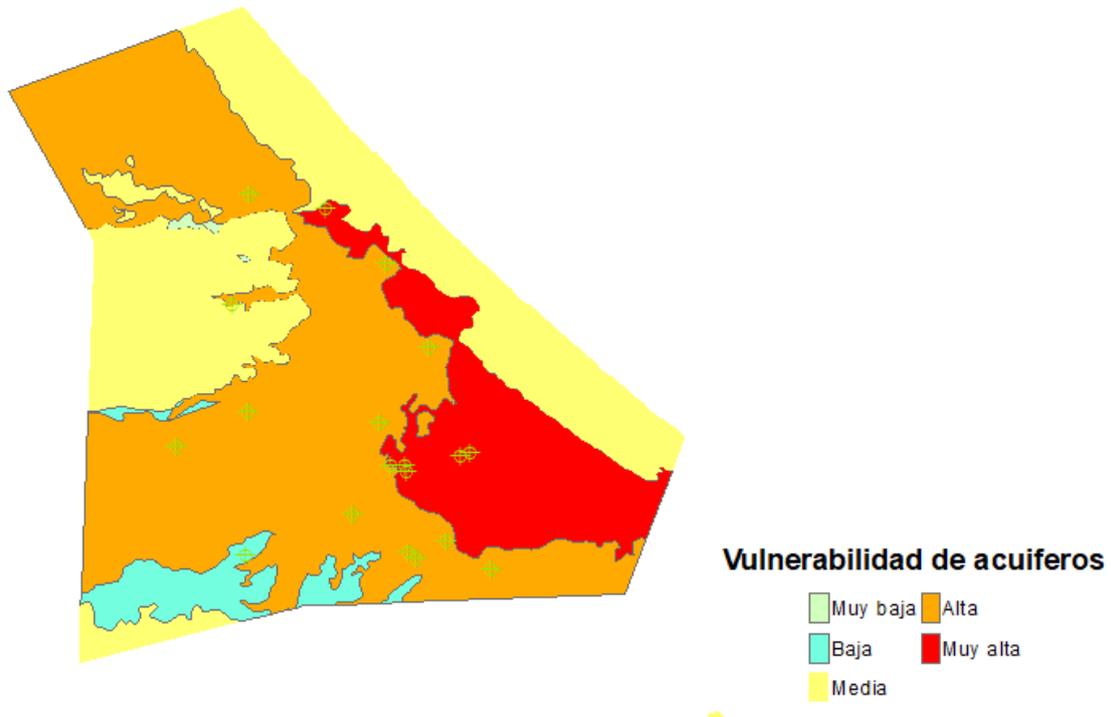


Figura 31.- Catalogación vulnerabilidades área de estudio. Fuente ArcMAP.

Teniendo en cuenta la vulnerabilidad de los acuíferos de nuestra zona, mayoritariamente asociado al tipo de suelo, apreciamos una franja cercana al litoral de vulnerabilidad media debido a la presencia de arenas y limos, mientras que la segunda línea tiene asociada una vulnerabilidad muy alta.

Podemos apreciar que más de la mitad del territorio tiene vulnerabilidad alta, está asociado a varios tipos de suelo donde se incluye graveras, dolomías, guijarros y limos con estas vulnerabilidades podemos decir que estamos delante de una zona sensible a la contaminación de acuíferos (Figura 31).

5.2 Intrusión marina:

La unión europea marca como límite en 250 gm/L la concentración máxima de Cloruros en el agua, así que apreciando las interpolaciones de la Figura 24 vemos las zonas coloreadas con variantes rojizas donde si se superan estas concentraciones por lo que las podemos marcarlas como contaminadas por intrusión marina, otra forma de comprobar la existencia de intrusión marina es observando la conductividad eléctrica. En la Figura 26 podemos comprobar el aumento de conductividad eléctrica, debido a episodios de intrusión marina, concentrados en la zona más litoral.

El acuífero presenta a medio plazo una tendencia moderada al incremento de la salinidad de sus aguas, esta tendencia se observa en el mapa de evolución de la conductividad del agua realizado en este trabajo (Figura 27) que, aunque marque un ligero descenso de la CE, la mayoría de la zona de estudio sigue manteniendo concentraciones por encima de lo aconsejable. Es de prever que la tendencia continúe, aunque, de mantenerse las actuales explotaciones, son de esperar especiales complicaciones a medio plazo, repercutiendo en zonas puntuales ya afectadas por la intrusión. En periodo de sequía pueden aparecer problemas graves, con la posibilidad de no poder utilizar el agua de algunas captaciones por su alto contenido salino. El incremento puntual de la salinidad en algunas captaciones es acusado cuando se produce una explotación excesiva, por lo que se precisa reducir los bombeos para recuperar la calidad del agua.

Es notoria, por tanto, la necesidad de reducir los volúmenes explotados en las áreas donde los fenómenos intrusivos son más acusados, así como a proceder a la redistribución de las captaciones, con lo que se mejoraría sustancialmente la calidad del agua del acuífero. Se debe evitar, sobre todo, el descenso de la superficie piezométrica por debajo de la cota cero. Dichas actuaciones deben de llevarse a cabo especialmente en los sectores costeros.

En cuanto a el marjal de Pego-Oliva es imprescindible recuperar la depresión piezométrica provocada por los bombeos realizados en la zona debido a su cercanía a la costa.

En otro orden de cosas se encuadran actuaciones tales como intensificar el aprovechamiento para riego de aguas residuales depurada y promover proyectos de recarga artificial para recuperar los niveles piezométricos manteniendo a raya el agua salada.

5.3 Nitratos

El tipo de contaminación a que es debida su presencia en el agua subterránea está relacionado con las actividades urbanas, industriales y ganaderas y muy frecuentemente, con carácter no puntual, con las prácticas de abonados de las zonas de cultivo (color anaranjado) intensivos inadecuados con compuestos nitrogenados.

Gracias al SIOSE podemos ver los tipos de usos de nuestro suelo

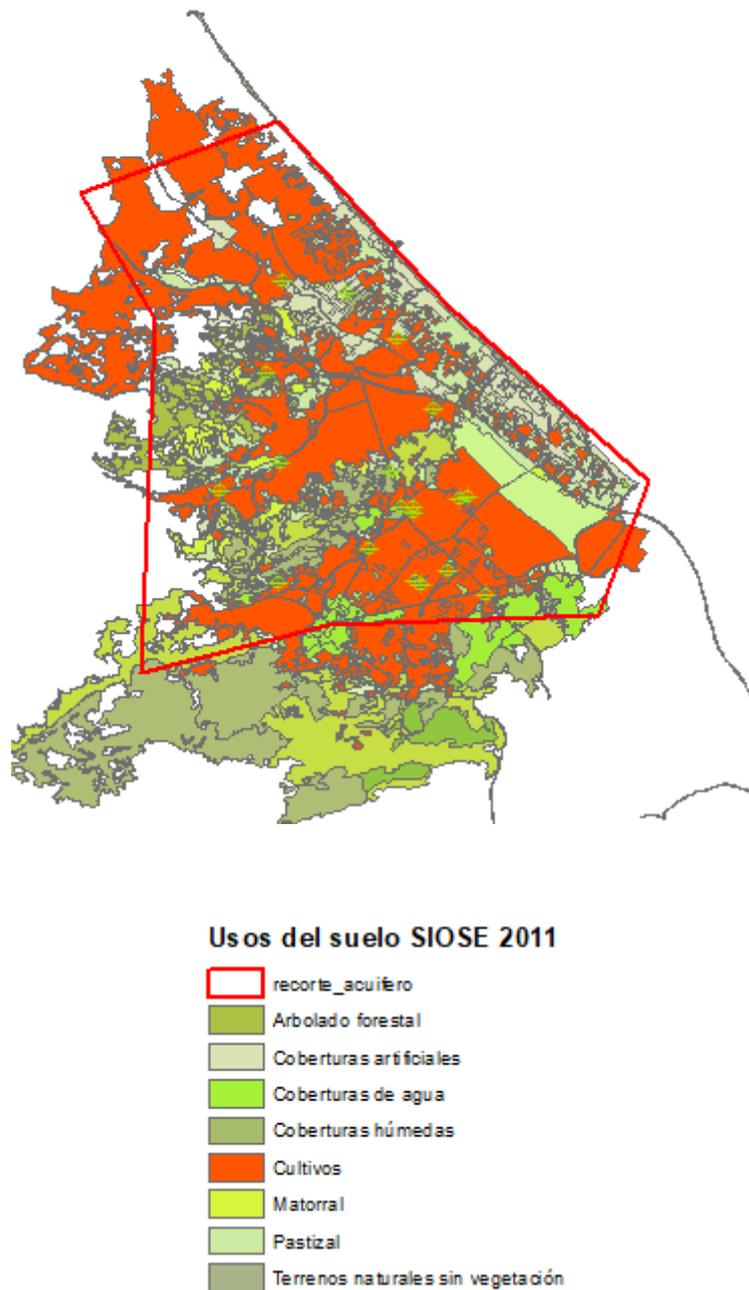


Figura 32.- Usos del suelo área de estudio. Fuente SIOSE,



Tabla 6.-Distribucion cultivos área estudio: Fuente folleto Ministerio de Agricultura y pesca, alimentación y medio ambiente.

Teniendo en cuenta que más del 90% de los cultivos son cítricos (Tabla 6) y que en estos se suele abusar del abonado (mayoritariamente el Nitrato amónico que es económico), los acuíferos almacenan los nitratos no utilizados por las plantas, que es lixiviado hacia capas más profundas, contaminando el agua subterránea.

Puesto que las plantas sólo pueden aprovechar el nitrógeno en forma de nitratos, el tipo de fertilizante aplicado condiciona la proporción de nitrógeno utilizable por las mismas y, en consecuencia, la cantidad no aprovechada por ellas que se infiltra hacia el acuífero. La concentración de nitrato en el agua de infiltración depende, pues, del tipo de fertilizante, además, de la frecuencia, cantidad y modo de aplicación, así como del nitrógeno orgánico o inorgánico ya existente en el suelo, así como de su permeabilidad, grado de humedad, etc....

En la zona de estudio, la superficie que corresponde a agricultura (Figura 32) mayoritariamente es de origen arcilloso, este tipo de suelo tiene carga negativa, lo que ayuda a retener los cationes, pero los iones son precipitados en su gran mayoría generando contaminación por iones en las aguas subterráneas.

Tabla 7.- Variación superficie cultivo cítrico Pego-Oliva, 2004-2014. Fuente IVE.

	Oliva	Pego
Año	Ha Cítricos	Ha cítricos
2004	2324	1803
2005	2321	1814
2006	2302	1799
2007	2348	1737
2008	2371	1596
2009	2339	1565
2010	2327	1549
2011	2303	1535
2012	2236	1577
2013	2173	1553
2014	2162	1496
2004-2014	162	307
Reducción	7%	17%

Las ausencias de nitratos de los años 2013 y 2014 pueden ser debido primeramente a un cambio de metodología de análisis del nitrato, a una toma de muestras de agua en diferente fecha y además como podemos apreciar en la evolución de los Cloruros se muestra una intrusión marina elevada en dichos años lo que diluyó la cantidad de nitrato en el agua, sumando a esto es descenso de la superficie de cultivo (Tabla 7), obtenemos lecturas más bajas.

5.4 Magnesio

La presencia de Magnesio de forma puntual y estacionaria (Figura 28) como ocurre en nuestra zona de estudio puede deberse por una parte de la disolución de rocas carbonatadas (dolomías y calizas magnesianas) presentes en la zona en una época de aumento de precipitaciones, así como del agua marina, episodios de intrusión marina detectados y acotados mediante el aumento de Cloruros y la conductividad eléctrica (CE).

6. Conclusiones

La utilización de los Sistemas de Información Geográfica es una herramienta de gran ayuda para analizar la calidad de las aguas subterráneas. La generación de superficies de distribución de contaminantes a partir de análisis puntuales de la zona, mediante técnicas de interpolación, han permitido diagnosticar los posibles problemas de nuestra zona señalando los puntos de mayor concentración.

Con la ayuda de esta herramienta podemos abarcar grandes cantidades de superficie que con otras herramientas sería muy laborioso. Además, tenemos a disposición grandes cantidades de información gratuita (usos suelo, censos, información geológica...) con la que nos apoyamos a la hora de trabajar.

En la comparación de las técnicas de Interpolación, IDW y Kriging, usadas en este estudio, y mediante la minimización del error generado en estas, hemos obtenido que las mediciones de Cloruros, Nitratos, CE y Sodio se representan de manera más correcta mediante la técnica IDW mientras que el Magnesio, que seguía una distribución normal, lo hacía mediante la técnica del Kriging.

Respecto a la intrusión marina hemos comprobado que han existido varios episodios en la década estudiada (2004-2014), centrándose, como era de esperar, en la zona más litoral. El factor más agravante es la sobreexplotación de los acuíferos y la insuficiente recarga de estos por medios naturales, cosa que se debería reforzar por métodos alternativos en épocas de sequías para controlar el empeoramiento de la calidad de las aguas.

Otro elemento analizado en este estudio y de gran importancia, debido a los daños que pueden ocasionar a las personas, sobre todo recién nacidos, y por los costes elevados de mitigación, son los nitratos presentes en las aguas subterráneas. Estos son debidos mayoritariamente a un abonado incorrecto y al tipo de suelo arcilloso de la zona. Se prevé una ligera mejoría a raíz de la ligera tendencia al abandono del cultivo, principalmente el cítrico por su actual poca rentabilidad.

7. Bibliografía

BOSQUE, J. (1992). Sistemas de información geográfica. Madrid: RIALP.

BALLESTEROS, B.J. Y DOMINGUEZ, J.A. (2007) Identificación y caracterización de las formaciones acuíferas que configuran el sustrato de la zona húmeda de Pego- Oliva. Instituto geológico y minero de España, Madrid.

CHAPMAN, H Y PRATT, P. (1979) Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. México, Ediciones Trillas.

FOLQUES, E. (2013). Caracterización de Aguas mediante técnicas SIG en Pego (Alicante). Trabajo Final de Carrera. València: Escuela Superior Politécnica de Gandía (EPSG)

FORTEZA, J., RUBIO, J.L. Y GIMENO, E. (1995). CATALOGO DE SUELOS de la Comunidad Valenciana. Valencia: Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació.

FOSTER S. P. (2002). *Proteccion de la calidad del agua subterránea*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa Libros, S.A.

HEREDIA, F. (1994). Métodos oficiales de análisis (Tomo III). Madrid: Secretaría general técnica Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

LOPEZ RITAS, J; LOPEZ MELIDA, J. (1985) El diagnóstico de suelos y plantas (métodos de campo y laboratorio), Madrid, Ediciones Mundi-Prensa.

PULIDO BOSCH, A; LÓPEZ GETA, J.A Y RAMOS GONZALEZ, G. (2007) Los acuíferos costeros: retos y soluciones. Instituto geológico y minero de España, Madrid.Vol.1, pág. 23-32.

PULIDO-BOSCH, A. ,VALLEJOS, A. ,ALCALÁ, F.J. ,DANIELE, L. (2008). GIS Application for hydrogeological mapping in the Almanzora River basin (SE Spain). GeoTemas10,789–792 in Spanish.

ROMERO, L. (2015). Aplicación de los sistemas de información geográfica en la caracterización de aguas. Caso de estudio: La Safor. Trabajo Final de Grado. EPSG

SENDRA, F; ALMELA, J.M. (2006) Els pous de reg de pego i les seues aigües. Pego, Edicions de Bullent.

Consulta WEB:

“Contaminacion de las aguas subterranas”

<http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/3_1.pdf> [Consulta: 18 de Agosto de 2017]

Direccio General de Salut Publica <<http://www.sp.san.gva.es/>> [Consulta: 18 de Agosto de 2017]

Global Bioclimatics <<http://www.globalbioclimatics.org/>> [Consulta: 15 de Agosto de 2017]

IDE de la Comunidad Valenciana <<http://terrasit.gva.es/>> [Consulta: 20 de Agosto de 2017]

Instituto Geologico y Minero de España <<http://www.igme.es/>> [Consulta: 20 de Agosto de 2017]

Instituto Nacional de Estadística <<http://www.ine.es/>> [Consulta: 18 de Agosto de 2017]

Instituto Valenciano de Estadística <<http://www.pegv.gva.es/>> [Consulta: 20 de Agosto de 2017]

“Metodos oficiales de análisis físico-químicos para aguas potables de consumo publico.”

<<http://cidta.usal.es/calidad/documentos/leg/05Metodos%20oficiales%20de%20 analisis%20f q.pdf>> [Consulta: 15 de Agosto de 2017]

Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentacion y Medio Ambiente
<<http://www.mapama.gob.es/es/>> [Consulta: 18 de Agosto de 2017]

“Vulnerabilidad de los acuíferos frente a la contaminación”

<http://aguas.igme.es/igme/publica/libro75/pdf/lib75/in_10.pdf> [Consulta: 24 de Agosto de 2017]

Web oficial de ArcGIS <<http://desktop.arcgis.com/es/desktop/>> [Consulta: 10 de Agosto de 2017]