

Vigilantes del Aire 2020

INFORME CIENTÍFICO-TÉCNICO



*Convocatoria de ayudas para el Fomento de la Cultura Científica,
Tecnológica y de la Innovación*

Referencia del proyecto: FCT-19-14931

Autores del informe:

Daniel Bruno¹, Miguel Sevilla-Callejo¹, Enrique Navarro¹

¹ Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Zaragoza, España



Índice:

Resumen	2
1. Introducción.....	4
2. Metodología	6
3. Resultados y discusión	11
3.1 Participación y distribución de muestras.....	11
3.2 Señal magnética de las hojas de fresa (SIRM).....	19
Datos globales	19
Bilbao (Erandio)	24
Barcelona	25
Vitoria-Gasteiz.....	26
Madrid	27
Zaragoza	28
Torrelavega	29
Algeciras.....	30
Castellón de la Plana	31
Granada	32
Burgos (ciudad y Belorado)	34
Pontevedra (ciudad y zonas rurales)	36
Girona.....	37
Villanueva de la Serena (Badajoz).....	39
Áreas rurales de Teruel y Zaragoza	39
Comparativa temporal entre ciudades (2019-2020)	43
4. Agradecimientos	46
5. Referencias	47

Resumen

Las actividades humanas son responsables de la emisión a la atmósfera de una gran cantidad de sustancias tóxicas, entre ellas una gran variedad de metales pesados. Se estima que la contaminación atmosférica está detrás de 1 de cada 5 muertes a nivel mundial. A escala europea y nacional, esto se traduce en unas 400.000 y 40.000 muertes anuales prematuras, respectivamente. Las propiedades químicas y el potencial cancerígeno de los metales y el hecho de que se presenten asociados a materiales particulados finos que incrementan su tiempo de residencia en la atmósfera y facilitan su diseminación, convierten a los metales pesados en un problema de salud pública de primer orden que pese a su relevancia social no centra la atención de la opinión pública ni los medios de comunicación.

Las estaciones medidoras de contaminación que se extienden por nuestras ciudades son capaces de medir

la materia particulada (PM) y los principales contaminantes de forma continua y precisa. Sin embargo, el alto coste de estas infraestructuras hace que solo existan unas pocas por ciudad lo que limita la representatividad espacial de los datos. De hecho, gran parte de las pequeñas ciudades y áreas rurales, a las que se les presupone una buena calidad del aire, quedan normalmente fuera de esta red de monitoreo.

Según la literatura científica, las propiedades magnéticas de las hojas de fresa están relacionadas con la concentración de materia particulada en el aire (PM) menor de 10 micrones, especialmente PM₁₀, PM_{2.5} y PM_{0.1}, por lo que permite su utilización como indicador de la calidad del aire y de la presencia de contaminantes, especialmente metales. Para el análisis de las hojas recibidas de nuestros científicos ciudadanos se usó la técnica SIRM (*Saturation Isothermal Remanent Magnetization*). Esta técnica mide la magnetización remanente o residual que queda en una muestra tras haber aplicado un campo magnético intenso a un material (en nuestro caso 1 Tesla), siendo representativa de la cantidad de contaminación a la que ha estado expuesta la hoja.

En este contexto, se presentan los resultados de la monitorización de la calidad del aire en áreas urbanas y rurales españolas a través de Vigilantes del Aire 2020, un proyecto de ciencia ciudadana que utiliza macetas de fresa como biosensores de la calidad del aire. En concreto, utilizamos las propiedades magnéticas (SIRM) de la contaminación metálica acumulada en hojas de fresa (*Fragaria vesca* L.), como indicador de la contaminación atmosférica. Las plantas de fresa fueron ubicadas y cuidadas por científicos ciudadanos en el exterior de su vivienda (ventanas, balcones, terrazas, etc.), durante más de 2 meses entre octubre de 2020 y diciembre de 2020 en diferentes áreas urbanas y rurales de España entre las que destacan las siguientes ciudades: Madrid, Barcelona, Zaragoza, Bilbao, Vitoria-Gasteiz, Granada, Girona, Castellón, Burgos, Pontevedra, Torrelavega y Algeciras. En total, de las 5790 plantas de fresa repartidas originalmente en el proyecto se recibieron 2755 muestras de hojas de fresa, de las cuales 2465 fueron aptas para su análisis (información de ubicación completa, suficiente tamaño, estado de conservación, etc.) a través de la técnica SIRM, lo que supone más de un 48% de tasa de retorno de muestras, un valor que se considera exitoso en proyectos de ciencia ciudadana de este tipo.

Los rangos de la SIRM variaron de un mínimo de 0.82 $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$ a 14763 $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$ con una media de 286 $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$ en el conjunto de datos. En general, la mayor parte de las plantas (>50%) se movieron entre los 80-320 $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$. Estos valores entran dentro del orden de otros estudios que han aplicado esta técnica a hojas que han estado expuestas a diferentes concentraciones de contaminantes. En concreto, el valor medio obtenido es levemente inferior al obtenido en la edición previa de este proyecto (310 $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$; Vigilantes del Aire) lo que puede venir dado por el mayor número de ciudades pequeñas y zonas rurales incorporadas en esta nueva edición. De hecho, aunque parece haber un ligero descenso de la señal SIRM, no se observan cambios sustanciales en el patrón espacial de la señal SIRM de las ciudades estudiadas en ambas ediciones (Barcelona, Vitoria, Zaragoza, Granada y Burgos).

Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en la señal SIRM entre las distintas zonas del área de estudio. El barrio de Erandio en la ciudad de Bilbao fue la zona con mayor SIRM, seguido de Barcelona, Madrid y Vitoria. Además, ciudades como Zaragoza, Torrelavega y Algeciras mostraron una señal SIRM significativamente alta. Capitales de provincia como Castellón de la Plana, Granada, Pontevedra, Burgos o Girona mostraron una señal SIRM significativamente más baja. Finalmente, los pueblos y zonas rurales de Pontevedra (A Estrada, Tuy), Extremadura (Villanueva de la Serena) y Aragón (Las Pedrosas, Luna, Báguena, Erla, Luco de Jiloca) mostraron, junto con los controles cultivados en invernadero, los menores valores dentro de las zonas estudiadas en detalle. Como era de esperar, los niveles de contaminación siguen un gradiente decreciente desde las ciudades con mayor población, tráfico y actividades industriales contaminantes en su periferia hasta los pueblos y zonas rurales escasamente poblados, con poco tráfico, con usos del suelo naturales, semi-naturales o extensivos. La monitorización con biosensores (fresas) combinados con análisis de magnetismo ambiental en un marco de la ciencia ciudadana, parecen una herramienta muy útil y asequible económica- y logísticamente para la monitorización de la calidad del aire, al mismo tiempo que aumenta el conocimiento y formación de los ciudadanos participantes, estableciendo interesantes sinergias entre ciudadanía, monitorización ambiental y ciencia.

1. Introducción

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que 9 de cada 10 personas en el mundo respiran aire contaminado y 7 millones mueren cada año por enfermedades relacionadas con la contaminación atmosférica (OMS, 2016). Con estos datos, la contaminación atmosférica estaría detrás de 1 de cada 5 muertes a nivel mundial. A escala europea y nacional, esto se traduce en unas 400.000 y 40.000 muertes anuales prematuras, respectivamente (Vohra *et al.*, 2021). En las últimas décadas la contaminación del aire se ha convertido en una cuestión clave para la salud pública y la gestión ambiental como consecuencia del crecimiento de la población mundial, el incremento de las áreas urbanizadas y el aumento en exigencia de los estándares internacionales de calidad del aire. Sin embargo, pese a su relevancia social, la contaminación atmosférica no es un tema prioritario para la opinión pública ni los medios de comunicación mayoritarios.

La rápida urbanización e industrialización de amplias zonas ha llevado al incremento en la concentración de materia particulada (PM) como consecuencia del aumento del tráfico rodado (procesos de combustión, abrasión de neumáticos y sistemas de freno), calefacciones domésticas, actividades industriales y de construcción, así como otras actividades con gran demanda energética, dependientes principalmente de la utilización de combustibles fósiles (Hofman *et al.*, 2017). La inhalación de materia particulada fina, de tamaño menor a 10 o 2.5 μm (PM10, PM2.5) puede causar bronquitis, cáncer de pulmón y otras enfermedades cardiopulmonares. Además, la materia particulada ultrafina (PM0.1), producto de las combustiones a altas temperaturas, tiene una capacidad de penetración todavía mayor, pudiendo causar daños fisiológicos severos (ej. cambios en los procesos inflamatorios del organismo; Brunekreef & Holgate, 2002). La contaminación atmosférica por materia particulada está formada por un complejo conjunto de diferentes componentes como metales pesados (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Zn and V), hidrocarburos aromáticos policíclicos y compuestos orgánicos (Morawska and Zhang, 2002; Hofman *et al.*, 2017). La predicción del riesgo sobre los ecosistemas y sobre la salud humana de los metales pesados pasa por una adecuada cuantificación tanto de las emisiones e inmisiones, como de la acumulación de estas partículas contaminantes en los seres vivos.

En los últimos años y décadas, diversas normativas han sido promulgadas en los últimos años para poder garantizar la protección al medio ambiente y a la salud pública. En Europa, la primera de ellas es la Directiva 1996/62/CE, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente conocida como directiva marco, a la que le siguieron la Directiva 2008/50/CE y Directiva 2004/107/CE. En España la transposición de las dos últimas se ha llevado a cabo mediante Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire y los Reales Decretos 678/2014 y 39/2017. Los valores límite en calidad del aire están establecidos Real Decreto 39/2017 por el que se modifica el Real Decreto 102/2011. Además de esta normativa, la OMS en 2005 publicó unas guías con unos valores de referencia para los contaminantes que se abordan en calidad del aire. Estos valores son estándares de referencia que los gobiernos podrán considerar como objetivos más o menos ambiciosos dependiendo de sus circunstancias locales y realidad socioeconómica.

Actualmente, la red oficial de monitorización de la calidad del aire cuenta con instrumentación precisa para la detección de los distintos tipos de PM, óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de azufre (SO₂) y ozono troposférico (O₃). Estas estaciones alcanzan una gran resolución temporal (con medidas en continuo o cada pocos minutos) pero una baja replicación espacial (hay pocas estaciones por localidad, especialmente en ciudades pequeñas, pueblos y áreas rurales). La inversión necesaria inicial y los altos costes de mantenimiento limita el uso de estas estaciones a determinadas ubicaciones urbanas, lo que puede llevar a sesgos importantes en el seguimiento y evaluación de la contaminación atmosférica tanto a escala local (la contaminación dentro de una ciudad puede variar por zonas según las actividades principales y la fisonomía del entramado urbano) como a escala regional y nacional (teniendo el grueso de las estaciones de medición solo en las ciudades dejamos la mayor parte del territorio sin datos sobre la contaminación atmosférica y la calidad del aire). Aunque a los pueblos y zonas rurales se les presupone una buena calidad del aire dado que suelen ser entornos con poca concentración de población, tráfico y actividades industriales, puede haber focos de contaminación de carácter puntual o local (de Keijzer *et al.*, 2017).

En los últimos años, el uso de plantas como biosensores de contaminación ha resultado como una opción fácil y barata que ha demostrado ser efectiva para la monitorización de la contaminación atmosférica con una gran resolución espacial (Jordanova *et al.*, 2010). El uso de tejidos y órganos vegetales como “bioindicadores” para la detección del depósito, acumulación y distribución de la contaminación por metales y PM ha sido frecuente en las últimas décadas; así, musgos (Čeburnis & Valiulis, 1999; Pesch & Schröder, 2006; Schröder *et al.*, 2007), briofitos (Samecka-Cymerman *et al.*, 2005; 2008); algas y planta acuáticas (Sparling & Lowe, 1998; Žáková & Kočková, 1999) han sido utilizadas por su elevada capacidad de bioacumulación. Desde mediados-finales del siglo XX también se utilizan plantas superiores en ambientes urbanos, dada su gran capacidad para acumular metales (Sawidis *et al.*, 1995; Deniz & Duzenli, 2007; Martín *et al.*, 2018). De este modo, se ha demostrado que las superficies biológicas expuestas (como las hojas de plantas superiores) acumulan partículas atmosféricas, ofreciendo un registro temporal integrado y específico de la calidad del aire local (i.e., ubicación en la que han estado). Las hojas de las plantas superiores interceptan los contaminantes de la deposición atmosférica tanto seca (por deposición) como húmeda (por precipitación) acumulando metales en sus partes aéreas. Éstos son también captados desde el suelo por las raíces de las plantas y transportados a otras partes y tejidos de la planta (Fox & Guerinot, 1998). Las partículas depositadas pueden ser lavadas por la lluvia hasta el suelo, resuspendidas o adherirse a las hojas y ser absorbidas a través de estomas y tricomas (Navarro *et al.*, 2008). Los atributos micromorfológicos de las hojas como pueden ser la cera existente en la superficie, la rugosidad, formas complejas, estructura irregular y los tricomas facilitan la deposición y acumulación de materia particulada en la superficie de la hoja (Weerakkody *et al.*, 2020).

De entre todas las técnicas y métricas de biomonitorización en las que se utilizan las plantas como biosensores, el magnetismo ambiental, en general, y las propiedades magnéticas de las hojas, en particular, han sido satisfactoriamente utilizadas para mejorar el seguimiento de la calidad del aire, aumentando la extensión espacial de las redes oficiales de monitorización existentes en ambientes urbanos (Hofman *et al.*, 2017). Entre las diferentes aproximaciones utilizadas en magnetismo ambiental, la aplicación del método SIRM (*Saturation Isothermal Remanence Magnetism*) en hojas ha resultado ser sensible a las principales fuentes de contaminación de origen humano en ambientes urbanos e industriales (Kardel *et al.*, 2012; 2013; 2018), siendo uno de los proxis más comúnmente usados para la monitorización de PM, NO_x, metales pesados (especialmente Zn, Cd, Pb y Cr) y PAHs (Hofman *et al.*, 2017).

En los últimos años, la ciencia ciudadana se ha consolidado como una herramienta colaborativa y abierta, con un gran potencial para aumentar el alcance espacial, temporal y social de numerosos proyectos científicos. Las nuevas tecnologías facilitan la colaboración de la sociedad desde la escala local a escala global, lo que resulta especialmente importante para proyectos de índole ambiental (Conrad & Hilchey, 2011), como la monitorización de la calidad del aire y el agua en un contexto de cambio global. Una de las potencialidades más destacadas de la ciencia ciudadana es que la sociedad, en general, sea capaz de proporcionar datos ambientales de calidad desde prácticamente cualquier ubicación del planeta. De esta forma, se consigue una gran cantidad de datos ambientales, llegándose a monitorear lugares remotos que de otra forma habría sido inviable por coste, logística y otros factores socioeconómicos (Newman *et al.*, 2012). La ciencia ciudadana permite considerar factores sociales en su diseño experimental, por lo que además puede ser una herramienta de inclusión para colectivos desfavorecidos o que experimentan sesgos de sexo, económicos, educativos, etc.

De entre todas las plantas utilizadas como biosensores de contaminación del aire, la fresa alcanza un equilibrio entre su capacidad bioacumulativa y su atractivo para la ciencia ciudadana. En concreto, la señal magnética de las hojas de fresa está relacionada con la exposición a corto plazo a contaminantes atmosféricos tanto al aire libre como en interiores (Declercq *et al.*, 2020; Van Dyck *et al.*, 2019). Esto se debe principalmente a su irregular micromorfología que presenta una alta densidad de estomas, largos tricomas y denso entramado de estructuras cerosas (Castanheiro *et al.*, 2020). Respecto a su atractivo para la ciencia ciudadana, la fresa es una planta herbácea perenne de cultivo fácil, atractiva y de aspecto vivaz que retoña todos los años de la misma cepa. Aunque dependerá del clima y las condiciones ambientales del lugar, su tallo alcanza los 20 cm y podemos encontrar flores y frutos en casi cualquier momento del año lo que supone un atractivo añadido para los científicos ciudadanos.

En Vigilantes del Aire 2020, el objetivo general ha sido la monitorización de la calidad del aire en áreas urbanas y rurales españolas con una alta resolución espacial que fuera geográficamente representativo, es decir, que incluyera desde ciudades de todos los tamaños hasta pequeños pueblos y zonas rurales, maximizando así la participación social. Para ello se ha llevado a cabo un proyecto de ciencia ciudadana que utiliza macetas de fresa como biosensores de la calidad del aire. En concreto, utilizamos las propiedades magnéticas (SIRM) de la contaminación metálica acumulada en hojas de fresa (*Fragaria vesca* L.), como indicador de la contaminación atmosférica. Las plantas de fresa fueron ubicadas y cuidadas por científicos ciudadanos en el exterior de su vivienda (ventanas, balcones, terrazas, etc.), durante aproximadamente 2 meses entre octubre de 2020 y diciembre de 2020 en diferentes áreas urbanas y rurales de España entre las que destacan las siguientes ciudades: Madrid, Bilbao, Barcelona, Vitoria, Zaragoza, Granada, Girona, Castellón, Burgos, Pontevedra, Torrelavega y Algeciras. Además, esta información se complementó con diversos pueblos y áreas rurales como Villanueva de la Serena, A Estrada, Tui, Las Pedrosas o Luna, lo que permite cubrir el gradiente de contaminación y calidad del aire existente en España (desde zonas que presentan valores altos de contaminación a otras a las que se le presupone una buena calidad del aire). Finalmente se estudió el patrón espacial (comparando los datos entre y dentro de las distintas localidades) y temporal (comparando los resultados de 2019 y 2020 de las ciudades que participaron en la anterior edición del proyecto) de la señal SIRM (indicador de contaminación).

2. Metodología

A través de la Fundación Ibercivis se distribuyeron 5790 plantas de fresas (*Fragaria vesca* L.) ecológicas a científicos ciudadanos de distintas áreas urbanas y rurales a entre finales de septiembre y principios de noviembre de 2020 en envases de 10.5 cm de diámetro. La distribución geográfica fue diseñada para cubrir núcleos de población de distinto tamaño representativos tanto de áreas urbanas como rurales a nivel nacional alcanzando una amplia cobertura espacial que incluye desde grandes urbes y ciudades (Madrid, Barcelona, Valencia, Zaragoza, barrio de Erandio en Bilbao), a ciudades de tamaño medio o pequeño (Vitoria, Granada, Castellón, Algeciras, Burgos, Girona, Pontevedra, Torrelavega). Respecto a las localidades de menor entidad, se buscó cubrir un gradiente poblacional desde grandes pueblos (Villanueva de la Serena, Tuy, Atarfe, A Estrada) a localidades pequeñas (Belorado, Báguena, Luna, Erla, El Poyo del Cid) e incluso aldeas (Luco de Jiloca, Las Pedrosas). Con la ayuda de los embajadores regionales del proyecto, cada uno de los científicos ciudadanos fue responsable de instalar la planta en el exterior de su vivienda así como del cuidado de su planta y del envío de las hojas tras más de dos meses de exposición al ambiente (entre finales de septiembre de 2020 y finales de enero de 2021, dependiendo de la fecha de instalación de la planta en la vivienda) rellenando una ficha caracterizando su ubicación (lugar, tipo de exterior, altura, número de días expuestas, grado de protección del ambiente, etc.) para su posterior análisis y mapeado (Figura 1).

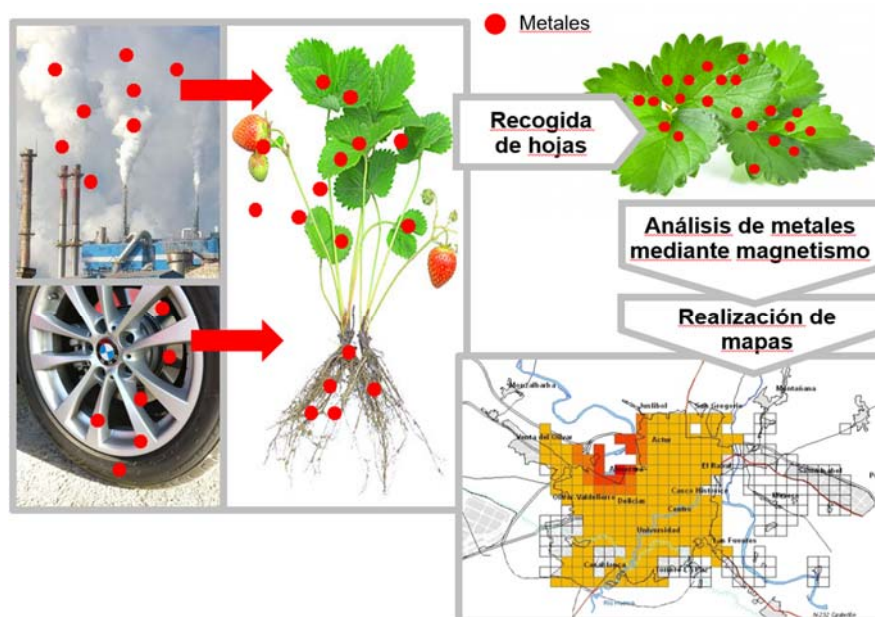


Figura 1. Marco conceptual del proyecto Vigilantes del Aire. Las emisiones de las industrias y calefacciones en las zonas urbanas y periurbanas, sumadas al tráfico rodado, generan la emisión de partículas de metales a la atmósfera, que pueden ser interceptadas por las partes aéreas de las plantas -y penetrar a través de estomas o tricomas- o depositarse en el suelo y ser absorbidas por sus raíces. Tras un periodo de exposición de las plantas, analizamos el contenido de metales en sus hojas mediante el uso de técnicas de biomagnetismo (SIRM).

Las muestras de hojas de fresa se recibieron en sobres pre-franqueados procedentes de los científicos ciudadanos de las diferentes zonas geográficas a las que se añadieron 15 controles que fueron cultivados bajo condiciones controladas en invernadero, en las instalaciones del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

Las muestras se dejaron envueltas en los sobres de papel durante 2 meses (Figura 2) y posteriormente se realizó un secado en estufa de 48 horas a 60°C para garantizar la ausencia de humedad en las hojas que interfiriera en el posterior análisis magnético de las mismas (Figura 3). Durante este periodo se procedió a la transcripción y tabulación de los datos contenidos en las fichas de caracterización de la ubicación que acompañaban a las muestras. Además, se incorporaron los datos recibidos a través del formulario online habilitado en el proyecto para los científicos ciudadanos que optaron por la vía telemática. El apartado de dirección de la ficha de caracterización de cada muestra se utilizó para georreferenciar con precisión (en latitud, longitud y altura) la ubicación de cada fresa. Para esta labor, se llevó a cabo un proceso de geocodificación de las direcciones con la ayuda de la API de Google Maps. Una vez revisados y corregidos los errores de geolocalización de las muestras, se representó la ubicación de cada muestra para poder elaborar los mapas de participación ciudadana. La geocodificación, los análisis espaciales y la representación cartográfica se realizaron con el software libre QGIS versión 3.14 y se encuentra en formatos abiertos.

A continuación, dado que la señal magnética (SIRM) varía en función del peso y tamaño de las hojas, el peso seco de cada muestra se determinó en una balanza de precisión electrónica (precisión 0.001 g) tras lo que cada una fue envuelta en papel film y fijada con silicato sódico y algodón dentro de un porta-muestras de 8 cm³ (Figura 4) para evitar el movimiento físico de las hojas de fresa que pudiera introducir ruido en la medición de las propiedades magnéticas de las hojas (Figura 5).



Figura 2: Muestras de hojas de fresa procedentes de las distintas geográficas españolas



Figura 3: Secado de muestras durante 48 horas a 60°C en estufa en las instalaciones de IPE-CSIC



Figura 4. Preparación de muestras para el posterior análisis magnético (SIRM).



Figura 5. Tanda de muestras preparada para el análisis SIRM .

Para el análisis de las hojas se usó la técnica SIRM, siglas en inglés correspondientes a *Saturation Isothermal Remanent Magnetization*. Esta técnica mide la magnetización remanente o residual que queda tras haber aplicado un campo magnético intenso a un material; una variable relacionada con PM10, PM2.5 y PM0.1, así como con varios metales (especialmente Zn, Cd, Pb y Cr) presentes en la hoja tras su exposición al ambiente urbano (Hofman *et al.*, 2017). Para la aplicación de este campo magnético se utilizó un magnetizador de impulso M2T-1 (hasta 2 Teslas), que produce una reorientación de las partículas con propiedades magnéticas contenidas en las hojas (Figura 6), lo que facilita posteriormente la detección del magnetismo remanente, que fue realizado con un magnetómetro superconductor 2G 755 de alta sensibilidad (10^{-12} A m²) con sistema desmagnetizador por campos alternos (Figura 7). Tras realizar un análisis de adquisición de IRM detallada (*Isothermal Remanent Magnetization*; consistente en ir probando intensidades crecientes hasta dar con la intensidad de saturación (a partir de la cual no aumenta la detección de señal magnética) en muestras representativas de las distintas áreas geográficas, se identificó la intensidad de 1 Tesla como la adecuada para garantizar la saturación de las muestras de las distintas zonas geográficas y grado de exposición (es decir, por mucho que aumentemos la magnetización de la muestra por encima de 1 Tesla, la SIRM que obtenemos ya no aumenta significativamente). Ésta es además la intensidad utilizada en la anterior edición de Vigilantes del Aire y la más ampliamente utilizada en estudios que aplican la técnica SIRM en material vegetal, lo que permitirá comparaciones espaciales y temporales (Hofman *et al.*, 2017). Finalmente, los resultados del análisis SIRM se presentaron normalizados por área y masa de la muestra (A m²/Kg). Además, se analizó la señal magnética de 10 blancos consistentes en la combinación de algodón, fijador (silicato sódico), papel film en portamuestras de 8 cm³ para descartar que la señal magnética de estos componentes fuera significativa y pudiera influir en la señal emitida por las hojas de fresa. Además, la SIRM media resultante de estos blancos fue restada a la señal obtenida por cada muestra, lo que junto a su normalización facilita su comparación con otros estudios similares. Estos análisis fueron realizados en el laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad de Burgos, donde se dispone de uno de los magnetómetros más sensibles en España, en colaboración con el Dr. Juan José Villalaín y la Dra. María Felicidad Bógalo.

Aunque se han realizado mapas de la señal SIRM de todas las muestras analizadas, los análisis estadísticos posteriores se realizaron considerando solo aquellas localidades o municipios en los que existía suficiente número de muestras (>25) para comparaciones espaciales mínimamente fiables y poder así detectar los principales patrones de la SIRM. De esta forma, se aplicaron regresiones lineales exploratorias para detectar

las zonas con mayor SIRM. Para una mejor visualización y afinar más en las diferencias existentes entre las distintas zonas se realizaron diagramas de cajas, test de Kruskal-Wallis y posteriores comparaciones por parejas (Wilcoxon post-hoc test), para determinar si existían diferencias significativas ($p\text{-valor} < 0.05$) entre los valores de $\sqrt{\text{SIRM}}$ de las distintas localidades estudiadas. De manera complementaria se realizaron modelos lineales generalizados que incluían zona, altura de exposición de la planta, número de días expuestas y la interacción entre estas variables para explorar si la distinta altura y tiempo de exposición (ejemplo una planta colocada 3 meses en un primero puede recibir más contaminación del tráfico que la situada 1 mes en un noveno) estaba influyendo en el patrón de la señal SIRM observado dentro de las localidades estudiadas. Finalmente, se realizó una comparativa temporal (media, mediana y distribución de datos) entre aquellas ciudades que habían sido muestreadas en 2019 y 2020, lo que permite comprobar si los patrones observados son robustos a lo largo del tiempo y si han existido cambios sustanciales en el patrón de la señal SIRM entre finales de 2019 y 2020, lo que también permite comparar si la reducción de la actividad económica y la movilidad ligada a la pandemia de COVID-19 ha podido tener algún efecto duradero (más allá de las semanas de confinamiento estricto) sobre la señal magnética de SIRM y la calidad del aire. Se aplicaron test de Mann-Whitney para ver si existían diferencias significativas entre los 2 años en la misma zona geográfica. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software libre R (R Core Team, 2019).

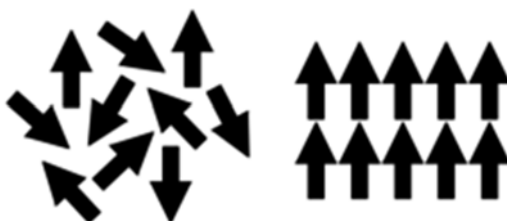


Figura 6. Simplificación de la reorientación de partículas magnéticas en hojas de fresa que tiene lugar tras la aplicación de un campo magnético de alta intensidad (en nuestro caso 1 Tesla).



Figura 7. Magnetómetro superconductor 2G 755 de alta sensibilidad ($10\text{-}12 \text{ A m}^2$) con sistema desmagnetizador por campos alternos, utilizado para los análisis SIRM.

3. Resultados y discusión

3.1 Participación y distribución de muestras

En total se recibieron 2755 muestras distribuidas en 205 municipios de 26 provincias españolas lo que supone que Vigilantes del Aire 2020 ha estado presente en más de la mitad del territorio nacional. Esto supone una tasa de retorno de planta del 47.8 %, cifra que se puede considerar exitosa en este tipo de proyectos de ciencia ciudadana. Además, la participación ha sido superior tanto a la obtenida en el proyecto piloto que se realizó en la ciudad de Zaragoza en 2017 donde se recuperaron el 30% de las muestras (300 de las 1000 macetas distribuidas; Fundación Ibercivis, 2017), como en la edición anterior de Vigilantes del Aire (36.5%; 1520 muestras recuperadas de un total de 4165). De hecho, la cantidad podría haber sido sensiblemente mayor si se hubiesen recibido las muestras de la ciudad de Valencia, donde se repartieron unas 300 macetas, pero que a fecha de conclusión del proyecto no habían sido enviadas para su análisis por los embajadores regionales encargados de su recepción. Respecto a las zonas con mayor tasa de retorno destacan Torrelavega (83%), Pontevedra (79%, con reparto en tres zonas diferentes: A Estrada, Tuy y Pontevedra), Erandio-Bilbao (77%), Algeciras (68%), Girona (63%) y Zaragoza (60%) que muestran valores extraordinarios para este tipo de proyectos (Tabla 1).

Tabla 1. Relación de macetas repartidas y muestras retornadas por zona.

Localidad de reparto	Nº macetas enviadas	Nº muestras retornadas	Tasa de retorno (%)
Algeciras	330	225	68
Barcelona	700	176	25
Bilbao (barrio Erandio)	300	232	77
Burgos	300	166	55
Castellón	300	152	51
El Poyo del Cid (Teruel)	100	47	47
Girona	300	188	63
Granada	500	127	25
Las Pedrosas (Zaragoza)	300	122	41
Madrid	700	282	40
Pontevedra	300	236	79
Torrelavega	300	249	83
Valencia	330	7	2
Villanueva de la Serena	300	154	51
Vitoria-Gasteiz	400	148	37
Zaragoza	300	181	60
NS / NC		35	0
IPE Zaragoza	30	28	93
Total	5790	2755	48

El aumento del porcentaje de retorno de esta edición respecto a la anterior se puede deber a varios factores: a) la notable repercusión social y mediática de la anterior edición con numerosas apariciones en medios visuales, hablados y escritos, que ha incrementado el interés en participar tanto desde los propios ayuntamientos como una amplia gama de entidades que actuaron como embajadores regionales (ej. asociaciones, universidades, fundaciones), b) la fidelización de científicos ciudadanos de la anterior edición (aquellos que ya participaron en 2019-2020 y que han ido recibiendo información sobre los puntos y tiempos de reparto de esta nueva edición) y c) la utilización de formularios de registro online que ha permitido una identificación y localización temprana de la muestra, y por ende, un mayor acompañamiento durante el proyecto (enviando información sobre monitorización de calidad del aire, consejos de cuidado, recordatorio de envío, etc.). En este sentido, aunque el uso del formulario online ha sido modesto (253 científicos ciudadanos registraron su planta al inicio del proyecto en la plataforma del proyecto), estudios previos han puesto de manifiesto el gran potencial de las nuevas tecnologías en mejorar el rendimiento de la ciencia

ciudadana (Newman *et al.*, 2012). Por otro lado, hay que tener en cuenta que los proyectos de ciencia ciudadana deben ser lo más inclusivos posibles, acercándose también a sectores que habitualmente se quedan fuera del proceso científico, como son las personas mayores, zonas rurales y cualquier ciudadano, independientemente de su perfil socio-económico y/o género. Por lo tanto, es necesario alcanzar un equilibrio entre los criterios científicos como la eficiencia en el acompañamiento, comunicación y resultados del proyecto, y aspectos sociales como la inclusión de personas “no tecnológicas” o afectadas por la brecha digital, un criterio que, al contrario que en Vigilantes del Aire y Vigilantes del Aire 2020, no siempre es tenido suficientemente en cuenta en este tipo de proyectos (Dehnen-Schmutz *et al.*, 2016).



Figura 8. Distribución de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación.

La distribución espacial de las muestras recibidas que contenían datos para ser correctamente georreferenciadas (Figura 8) fue muy amplia alcanzando una buena representatividad a nivel nacional. De hecho, ha habido fresas desde grandes ciudades en las que viven millones de habitantes (Madrid y Barcelona) a aldeas donde viven unas pocas decenas (ej. Las Pedrosas, Luco de Jiloca), cubriendo al mismo tiempo varios tipos de clima (Atlántico, Continental, Mediterráneo), los ejes geográficos Este-Oeste y Norte-Sur, así como diversas realidades socioeconómicas (ej. riqueza y modelo de desarrollo). La distribución de macetas dentro de cada una de las áreas objetivo parece adecuada para cubrir el gradiente de los distintos tipos de núcleos urbanos a nivel nacional: desde ciudades grandes (Figura 9) e intermedias (Figura 10), pasando por ciudades pequeñas (Figura 11) y pueblos grandes (Figura 12) e incluso en pueblos pequeños y aldeas (Figura 13) donde podemos encontrar densidades inferiores a 10 hab/km² (Muñiz *et al.*, 2010). Esto ha sido posible gracias a la intensa y desinteresada labor de los embajadores regionales y repartidores locales que hicieron un esfuerzo por tener una distribución y participación balanceada geográfica y socialmente, así como lograr una alta tasa de retorno de planta.

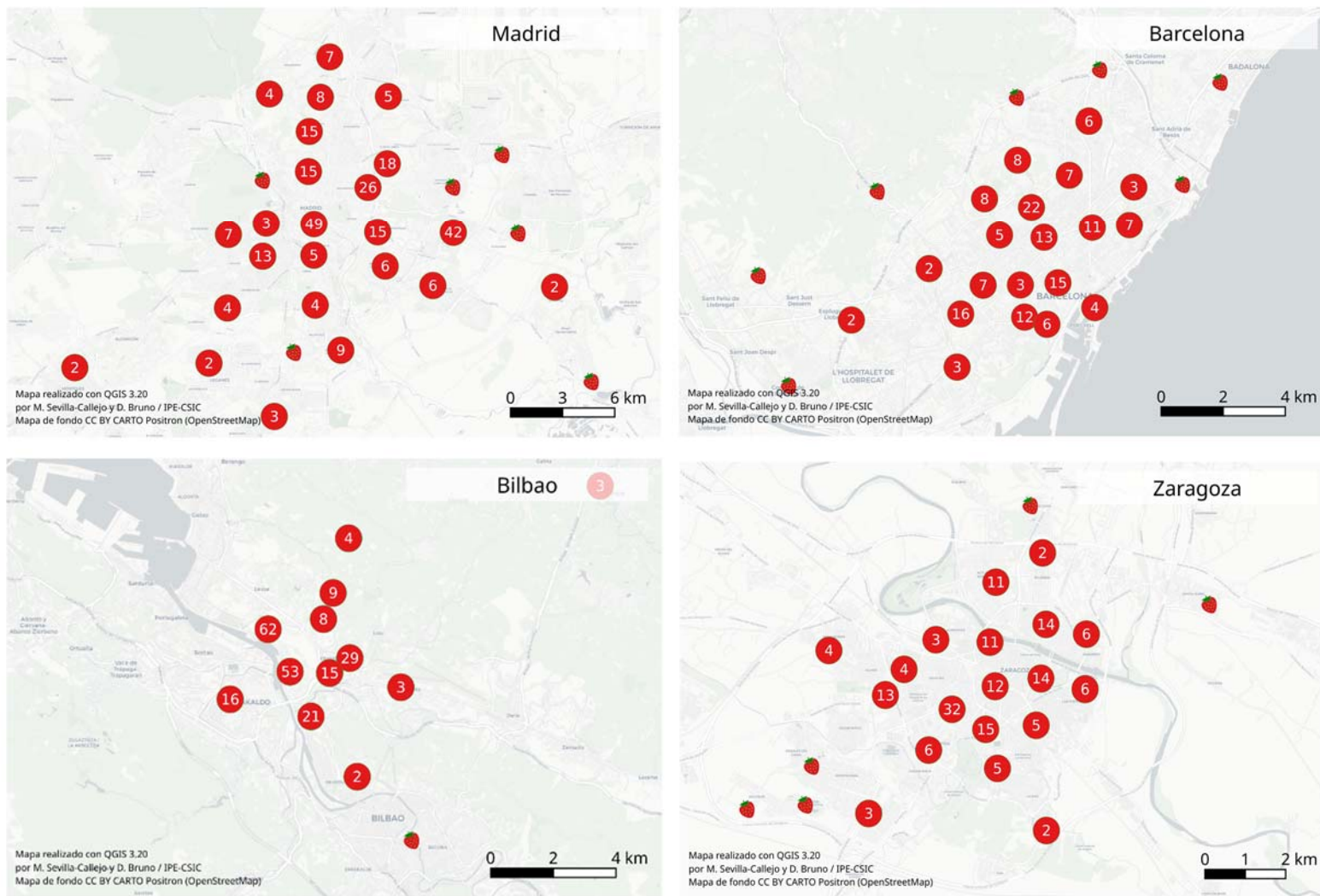


Figura 9. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en las grandes ciudades (Madrid, Barcelona, Erandio-Bilbao, Zaragoza)

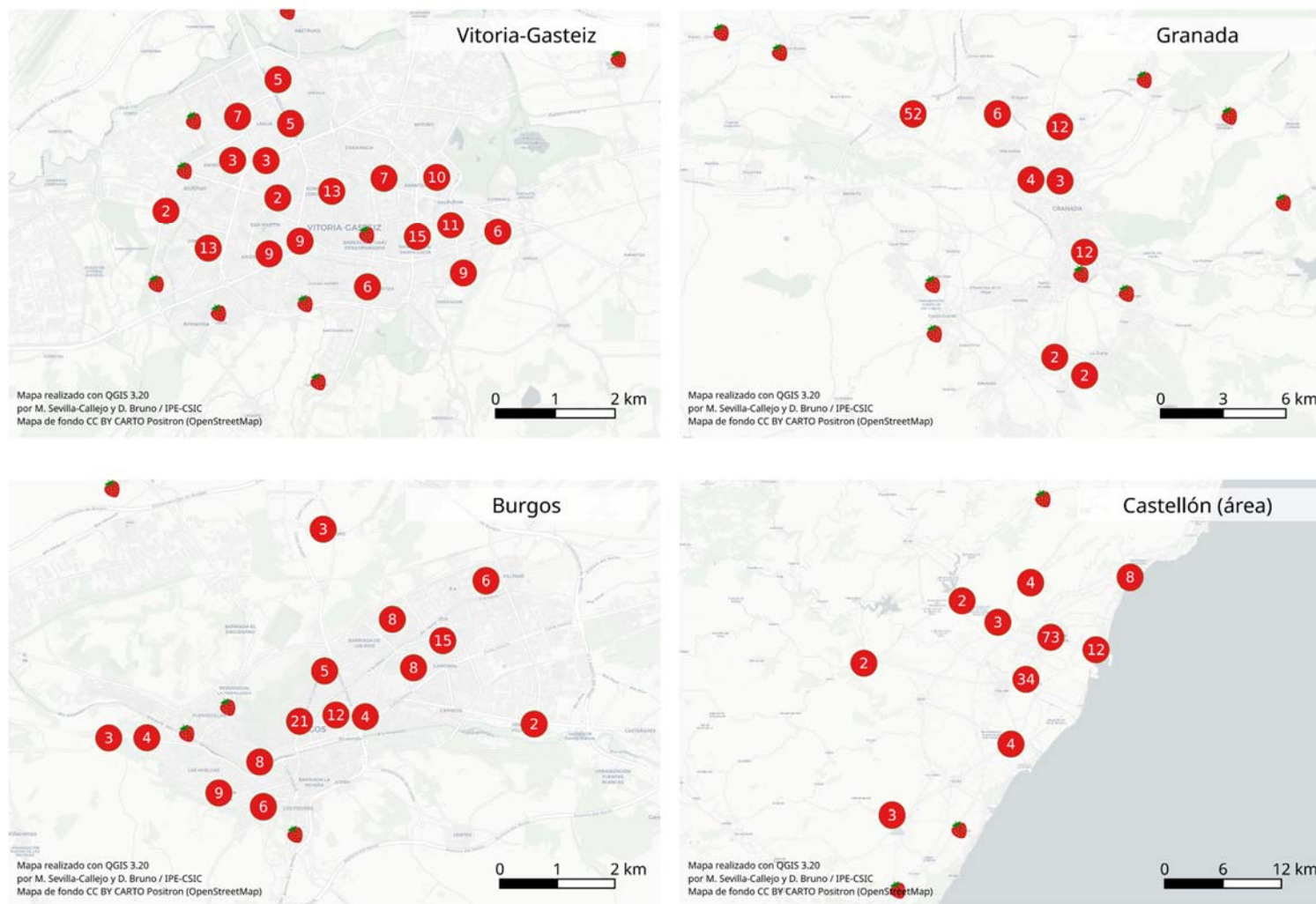


Figura 10. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en las ciudades de mediano tamaño (Vitoria-Gasteiz, Granada, Burgos, Castellón)

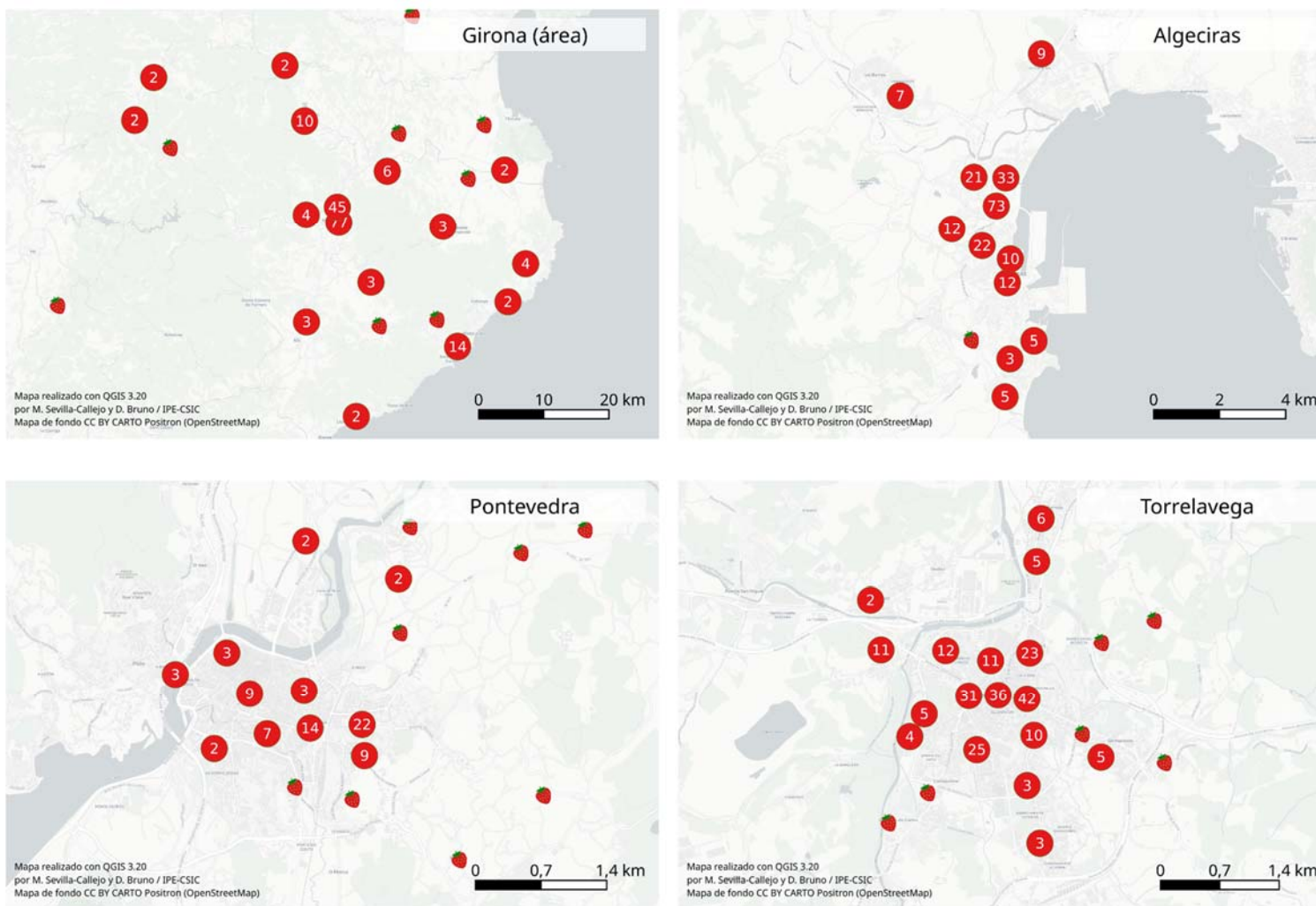


Figura 11. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en ciudades con menor población (Girona, Algeciras, Pontevedra y Torrelavega).

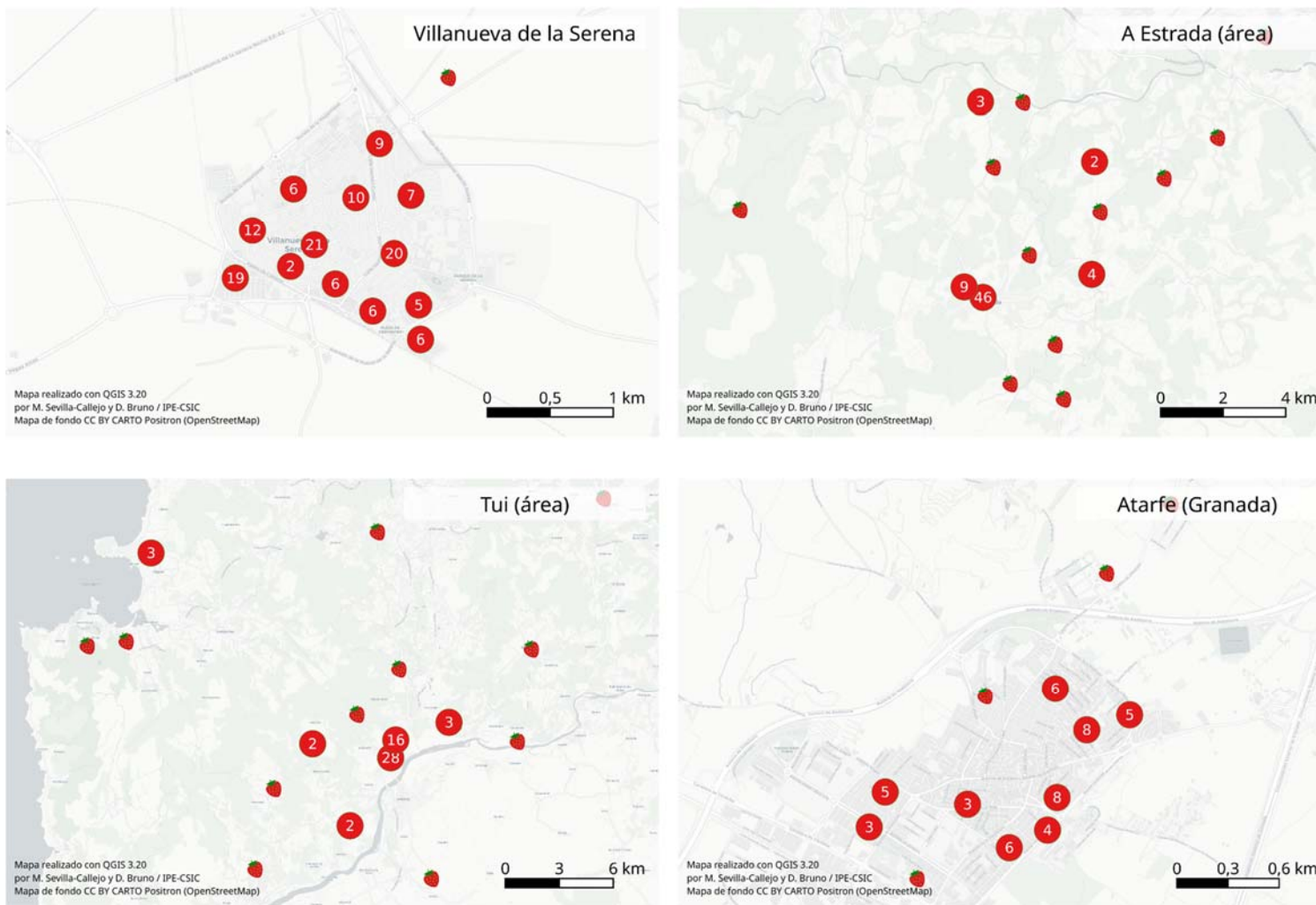


Figura 12. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en los pueblos de mayor tamaño (Villanueva de la Serena, A Estrada, Tui y Atarfe).

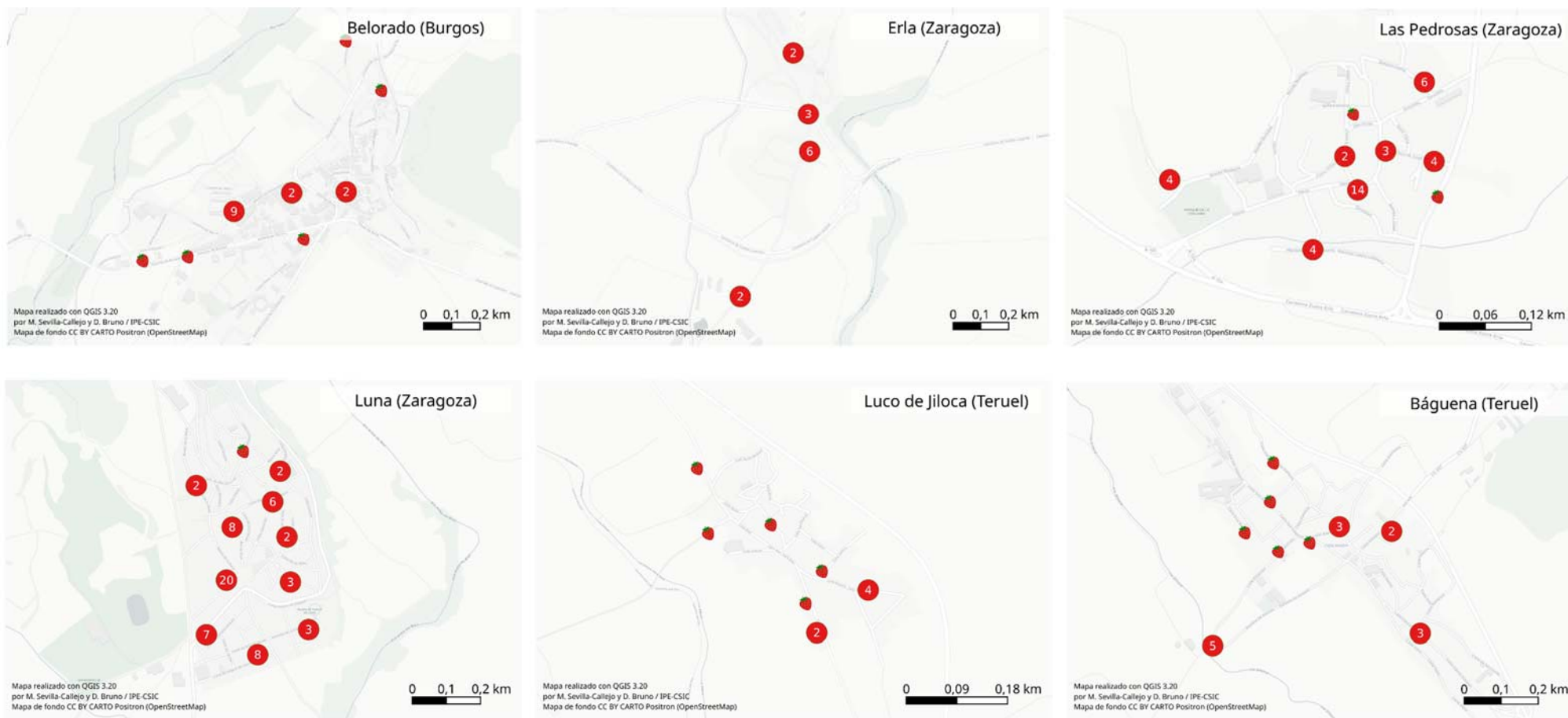


Figura 13. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en las zonas rurales (Belorado, Erla, Las Pedrosas, Luna, Luco de Jiloca y Báguena)

Una de las grandes ventajas de la ciencia ciudadana aplicada a la monitorización de la calidad del aire, es poder elegir activamente las zonas donde van a ser instaladas y diseñar redes específicas en función de la problemática local (polígonos industriales, tráfico rodado, polvo sahariano, etc.) y la pregunta a responder. En otros proyectos de biomonitorización convencional, las muestras de plantas se muestrean de manera pasiva, limitándose a las ubicaciones urbanas donde éstas habían sido plantadas previamente para otro fin (jardinería, separación de espacios, sombra, etc.; Martín *et al.*, 2016). Aunque los puntos de reparto en las distintas ciudades estén diseñados para optimizar la representatividad espacial, la ciencia ciudadana siempre tiene un cierto componente de aleatoriedad que le otorga cierta impredecibilidad (en nuestro caso la ubicación exacta de la vivienda de los científicos ciudadanos dentro de un área concreta), lo que no es óbice e incluso puede ser útil para la obtención de resultados científicamente robustos (Zourou & Tseliou, 2020).

La gran extensión y resolución espacial alcanzada por Vigilantes del Aire 2020 es una pequeña muestra de las sinergias que pueden darse entre ciencia ciudadana y la monitorización ambiental. En este sentido, se ha producido un aumento sustancial de las áreas estudiadas pasando de 6 (primera edición) a 17 áreas objetivo en Vigilantes del Aire 2020. Esto ha permitido amplificar la repercusión e impacto social del proyecto, lo que resulta fundamental en proyectos de ciencia ciudadana. Se ha evidenciado que la participación ciudadana permite aumentar el impacto, alcance y cobertura espacial del seguimiento y evaluación de la calidad del aire en diversas ciudades españolas, al mismo tiempo que los ciudadanos mejoraban sus conocimientos sobre calidad del aire a través de los distintos coordinadores locales, embajadores regionales, actividades de difusión del proyecto y herramientas como la Unidad Didáctica (Diez-Ojeda *et al.*, 2019) y la Guía para una Ciudadanía Sostenible (Diez-Ojeda *et al.*, 2020). Por otro lado, dados los bajos presupuestos de los proyectos de ciencia ciudadana (Hulbert *et al.*, 2019), el uso de novedosas y eficientes (buen ratio coste-efectividad) técnicas de magnetismo ambiental como la SIRM, aumenta el número de muestras que pueden ser analizadas en este tipo de proyectos, consolidándose como proxys fiables de bajo coste de la contaminación atmosférica que afecta a las áreas urbanas (Hofman *et al.*, 2017).

3.2 Señal magnética de las hojas de fresa (SIRM)

Datos globales

En total, de las 2755 muestras de fresa recibidas, 2465 muestras se consideraron aptas (tamaño suficiente y estado de conservación adecuado) para el posterior análisis de las hojas a través de la técnica SIRM, lo que supone un 43% sobre el total de planta distribuida (5790). De éstas, 2359 contaban con información suficiente asociada para establecer su ubicación de manera precisa. Los rangos de la SIRM variaron de un mínimo de $0.82 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$ a $14763 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$ con una media de $286 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$ en el conjunto de datos. En general, la mayor parte de las plantas (>50%) se movieron entre los $80\text{-}320 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$ (Figura 14). Estos valores entran dentro del orden de otros estudios que han aplicado esta técnica a hojas que han estado expuestas a diferentes concentraciones de contaminantes (Hofman *et al.*, 2017). En el caso concreto de las hojas de fresa, el valor medio obtenido es levemente superior al obtenido por Castanheiro *et al.*, 2020 en áreas con tráfico moderado (media = $267.1 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$) en Amberes, Bélgica. En el contexto de Vigilantes del Aire, el valor medio obtenido es levemente inferior al obtenido en la edición previa de este proyecto ($310 \mu\text{A m}^2/\text{kg}$) lo que puede venir dado por el mayor número de ciudades pequeñas y zonas rurales incorporadas en esta nueva edición.

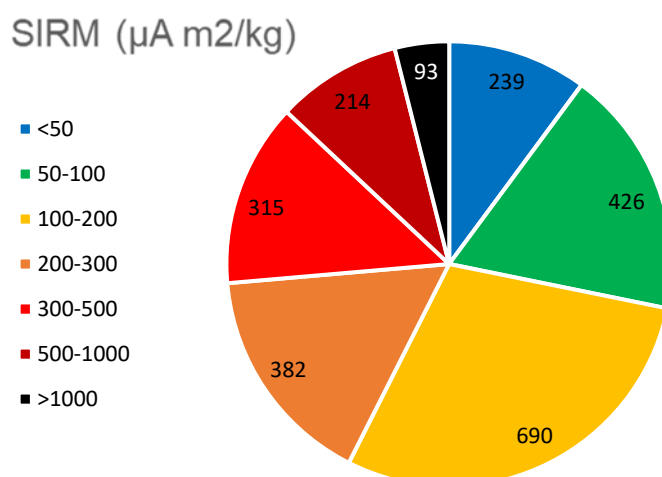


Figura 14. Distribución de los datos obtenidos de los análisis SIRM de las hojas de fresa analizadas.

Los resultados obtenidos de la señal SIRM presentan grandes diferencias espaciales a nivel nacional (Tabla 2, Figura 15). A primera vista y tal y como era de esperar, las muestras de las ciudades presentaron valores más altos que aquellas provenientes de pueblos y zonas rurales. Sin embargo, dado que no todas las localidades eran objetivo directo del estudio, algunas presentan una baja replicación espacial o tamaño muestral. Por lo tanto, los análisis estadísticos posteriores se realizaron en 17 áreas en la que existía replicación espacial suficiente dentro de la zona (es decir más de >25 plantas de fresa por zona) para poder obtener resultados concluyentes. Este subconjunto de datos aglutina 2062 muestras de fresa en estas áreas, lo que supone el 87,4 % de las muestras aptas analizadas.

Tabla 2. Resumen de los datos SIRM ($\mu\text{A m}^2/\text{kg}$) de las hojas de fresa de las zonas de estudio principales. P90 y P10 corresponden al percentil 90 y 10 respectivamente (muestra el rango mayoritario de valores entre el que se encuentran el grueso de las muestras en cada zona).

Zona	Media	P10	P90	Número muestras
Bilbao	957	346	1740	215
Barcelona	429	191	700	153
Vitoria-Gasteiz	415	87	574	131
Madrid	248	92	437	243
Zaragoza	247	84	480	154
Torrelavega (Cantabria)	246	83	400	229
Algeciras (Cádiz)	222	53	427	178
Pontevedra	200	29	494	56
Granada	182	31	286	92
Burgos	159	41	319	91
A Estrada (Pontevedra)	152	30	360	71
Castellón	144	46	268	145
Girona	140	32	277	102
Aranda de Duero (Valladolid)	135	37	231	10
Tui (Pontevedra)	132	25	269	63
Belorado (Burgos)	132	47	323	13
Báguena (Teruel)	114	43	136	17
Calamocha (Teruel)	113	22	245	22
El Poyo del Cid (Teruel)	111	16	248	10
Villanueva de la Serena (Badajoz)	108	40	184	53
Luco de Jiloca (Teruel)	103	38	222	10
Luna (Zaragoza)	95	31	158	54
Las Pedrosas (Zaragoza)	92	30	159	32
Erla (Zaragoza)	76	30	127	13
Controles	73	44	110	15



Figura 15. Distribución (por cuantiles, es decir, todas las categorías recogen el mismo número de muestras entre sí) de la Señal SIRM de las hojas de fresa (*Fragaria vesca L.*) analizadas.

Los modelos lineales generalizados mostraron diferencias significativas en la señal SIRM entre las distintas zonas objetivo ($p < 0.001$, $R^2=0.38$). Las regresiones exploratorias mostraron que Bilbao (Erandio), Barcelona, Vitoria, Madrid, Zaragoza, Torrelavega y Algeciras presentaban la señal SIRM más alta de las zonas objetivo. Teniendo en cuenta la heterogeneidad ambiental y socioeconómica dentro de cada una de las zonas, es un porcentaje de varianza explicada relativamente alto para estar basado en un modelo unifactorial (única variable predictor: zona de estudio). La altura de ubicación de las plantas de fresa no resultó significativa, ni individualmente ni en interacción con la zona de exposición. En cualquier caso, es necesario un análisis más profundo (analizando cada zona por separado) para poder establecer relaciones causales entre la SIRM, ésta y otras variables (ej. fisionomía urbana, fuentes de contaminación, meteorología, densidad poblacional, etc.). Por otro lado, no se detectaron diferencias respecto al número de días de exposición de la planta, lo que no es extraño dado que todas las plantas estuvieron en torno a 2 meses expuestas, tiempo suficiente para poder apreciar acumulación de PM y metales en las hojas de fresa (Castanheiro *et al.*, 2020).

Los test de Kruskal-Wallis y Wilcoxon mostraron que Bilbao (mayormente representado por el barrio de Erandio), fue la ciudad con mayor señal, seguida de Barcelona, mostrando diferencias significativas tanto entre ellas como con el resto de zonas (Figura 16, Tabla 3). A continuación, Madrid, Vitoria, Zaragoza y Torrelavega mostraron una señal significativamente más alta que otras ciudades como Castellón, Granada, Pontevedra o Burgos. Entre estos dos grupos se situó la señal SIRM de Algeciras. La ciudad de Girona así como las zonas rurales y pueblos de Pontevedra (A Estrada y Tuy) se situaron en el siguiente peldaño, con una señal SIRM baja. Finalmente, pueblos como Villanueva de la Serena (Extremadura), Las Pedrosas y Luna (Zaragoza) mostraron la señal SIRM más baja de las zonas objetivo estudiadas. Destacar que los controles fueron los que menor señal mostraron, aunque sin diferencias significativas con las zonas con menor SIRM arriba mencionadas, lo que apunta a la buena calidad del aire general de esas zonas, más allá de focos de contaminación locales como vías principales con tráfico intenso, salidas de extracción de humos, calefacciones, quemas agrícolas, etc.

Como era de esperar dadas las evidencias existentes en otras partes del mundo (Chen *et al.*, 2020), las localidades con mayor población, tráfico rodado y marítimo, y/o actividades industriales contaminantes en su área de influencia parecen contrastar con aquellas menos densamente pobladas, menor intensidad de tráfico y/o poco tejido industrial en su periferia. En concreto, a falta de análisis más profundos relacionando los valores obtenidos con los usos del suelo y otros factores socioeconómicos, estos resultados parecen reflejar la correlación entre la intensidad de la magnetización, la intensidad del tráfico y las actividades industriales, dado que tanto Bilbao, Barcelona, Vitoria, Madrid, Zaragoza y Torrelavega son ciudades que cumplen con uno o varios de estos condicionantes. Estudios previos han demostrado que la concentración de metales se correlaciona fuertemente con el volumen del tráfico y con otros agentes como trenes y tranvías y la distancia a polígonos industriales con fuentes de emisiones (Vázquez *et al.*, 2016; Martín *et al.*, 2018). Por otro lado, diversas investigaciones han demostrado que altos valores SIRM reflejan una concentración más alta de partículas metálicas magnetizables, por lo que pueden ser utilizados como indicadores de contaminación atmosférica (Hofman *et al.*, 2017). Pese al patrón general observado, se hace necesario un análisis más profundo y sosegado dentro de las distintas áreas urbanas y rurales, ya que existe cierta heterogeneidad, tanto de actividades como de señal SIRM dentro de cada zona, por lo que uno de los siguientes pasos futuros consistirá en la realización análisis independientes para cada una de las mismas. A continuación se muestran los resultados de la señal SIRM para las distintas zonas ordenadas en orden decreciente de magnitud.

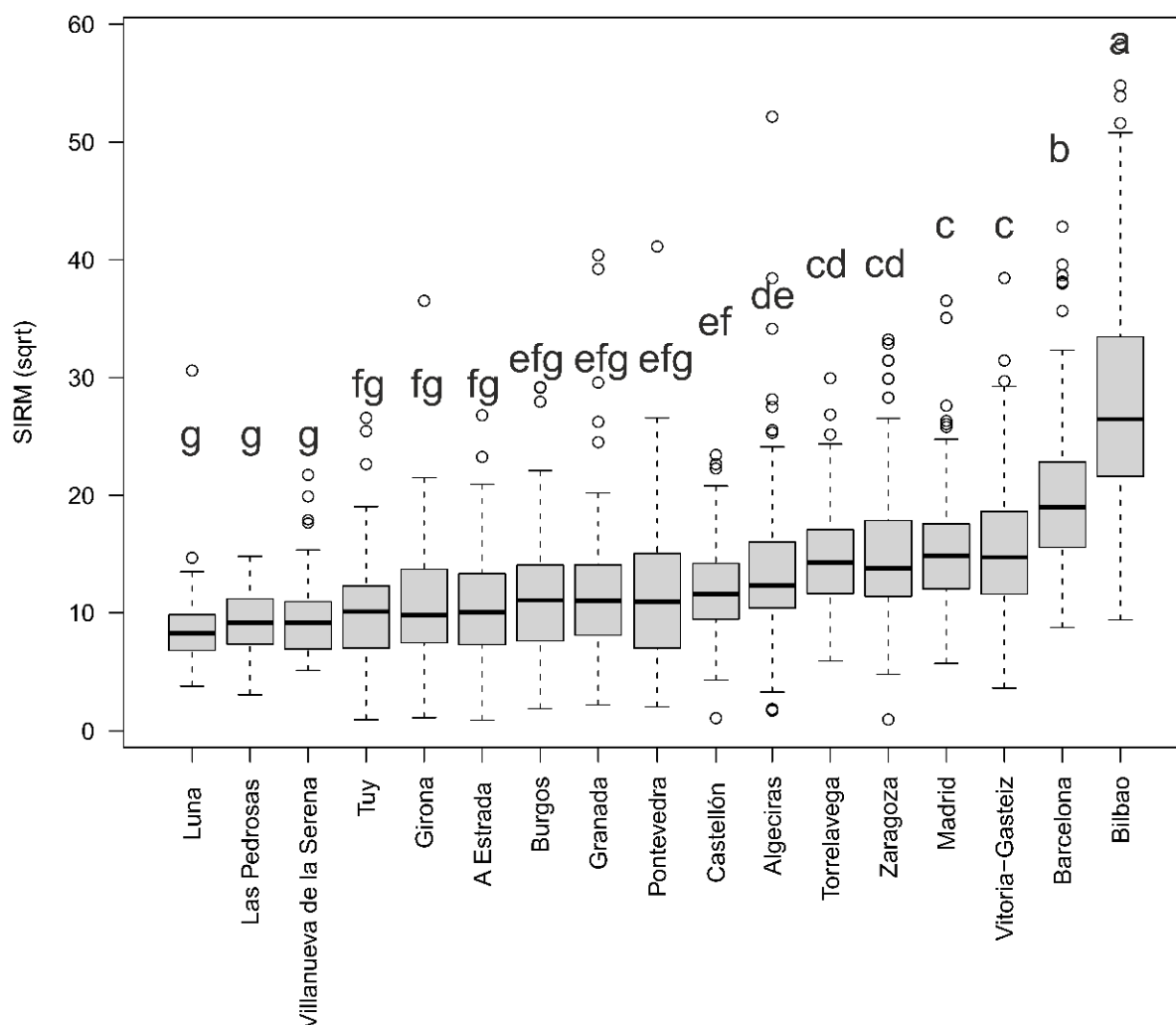


Figura 16. Diagrama de cajas mostrando las señales $\sqrt{\text{SIRM}}$ ($\mu\text{A}/\text{m}^2$) de las hojas de fresa de las distintas zonas estudiadas (se muestra la mediana como línea central dentro de la caja que corresponde a los cuartiles 25 y 75). Las letras corresponden a las diferencias significativas ($p < 0.05$) obtenidas tras aplicar Kruskal Wallis y Wilcoxon post-hoc test (si dos zonas comparten letras las diferencias entre ellas no son significativas).

Tabla 3. P-valores obtenidos al comparar la SIRM entre las distintas zonas (Kruskal Wallis y Wilcoxon post-hoc test). Los resultados significativos (p -valor < 0.05) se muestran en negrita. En esta tabla cuanto menor es el p -valor, mayores son las diferencias entre zonas. Por el contrario valores cercanos a 1 indican que la señal SIRM es muy similar entre ambas zonas.

	A Estrada	Algeciras	Barcelona	Bilbao	Burgos	Castellón	Girona	Granada	Las Pedrosas	Luna	Madrid	Pontevedra	Torrelavega	Tuy	Villanueva de la Serena	Vitoria Gasteiz
Algeciras	0.019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Barcelona	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bilbao	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Burgos	1	0.117	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Castellón	0.875	1	0	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Girona	1	0.001	0	0	1	0.401	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Granada	1	0.363	0	0	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Las Pedrosas	1	0	0	0	1	0.011	1	0.782	-	-	-	-	-	-	-	-
Luna	1	0	0	0	0.078	0	0.322	0.013	1	-	-	-	-	-	-	-
Madrid	0	0.003	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-
Pontevedra	1	0.843	0	0	1	1	1	1	1	1	0.001	-	-	-	-	-
Torrelavega	0	0.061	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.003	-	-	-	-
Tuy	1	0.001	0	0	1	0.088	1	1	1	1	0	1	0	-	-	-
Villanueva de la Serena	1	0	0	0	1	0.007	1	1	1	1	0	1	0	1	-	-
Vitoria-Gasteiz	0	0.009	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.002	1	0	0	-
Zaragoza	0	0.414	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.011	1	0	0	1

Bilbao (Erandio)

Enclavado en el fondo del valle (margen derecho) de la Ría del Nervión y próximo a los grandes núcleos del Área Metropolitana de Bilbao, el barrio de Erandio y alrededores muestran una señal SIRM alta independientemente del punto de ubicación de la planta (Figura 17). Se observa una disminución conforme nos vamos alejando del fondo del valle y vamos ascendiendo hacia la parte superior de las montañas circundantes. La gran cantidad de tráfico rodado y fluvial, las numerosas actividades industriales asociadas a la Ría del Nervión y la particular orografía de la zona que fomentan episodios de inversión térmica y, por ende, episodios de contaminación locales intensos parecen estar detrás del patrón observado (al estar la temperatura más alta en las montañas que en el valle la contaminación atmosférica queda atrapada en el fondo del valle dado que el aire frío es más denso que el caliente). De hecho, coincidiendo con la época de exposición de las fresas, a finales de 2020 se produjeron fuertes episodios de contaminación asociados a este fenómeno atmosférico que incluso llegaron a hacer pensar a la población en que podía tratarse de un escape de gas (<https://www.eitb.eus/es/noticias/sociedad/detalle/7552512/una-inversion-termica-contaminacion-origina-fuerte-olor-bilbao/>).

Respecto a los valores registrados por las estaciones oficiales de contaminación, los valores anuales de partículas, tanto PM10 como PM2.5, están dentro de los límites que marca la normativa de calidad del aire vigente, pero existen superaciones puntuales de los umbrales diarios, especialmente intensos durante periodos de inversión térmica (noches despejadas en otoño-invierno). En el caso del NO₂, los valores anuales se han situado tradicionalmente (36 µg/m³ en 2019 pero llegando a superarlo en años anteriores) cerca del límite permitido (40 µg/m³) y con valores puntuales que superan los 200 µg/m³ (valor límite horario), lo que está asociado especialmente al intenso tráfico en la zona. Además, aunque los valores obtenidos en metales son relativamente bajos, cabe destacar que la estación de medición de Erandio obtuvo en el último año (así como en anteriores) los mayores valores para Cadmio, Níquel y Plomo de las estaciones situadas en el área metropolitana de Bilbao y de todo el País Vasco (Gobierno Vasco, 2020).

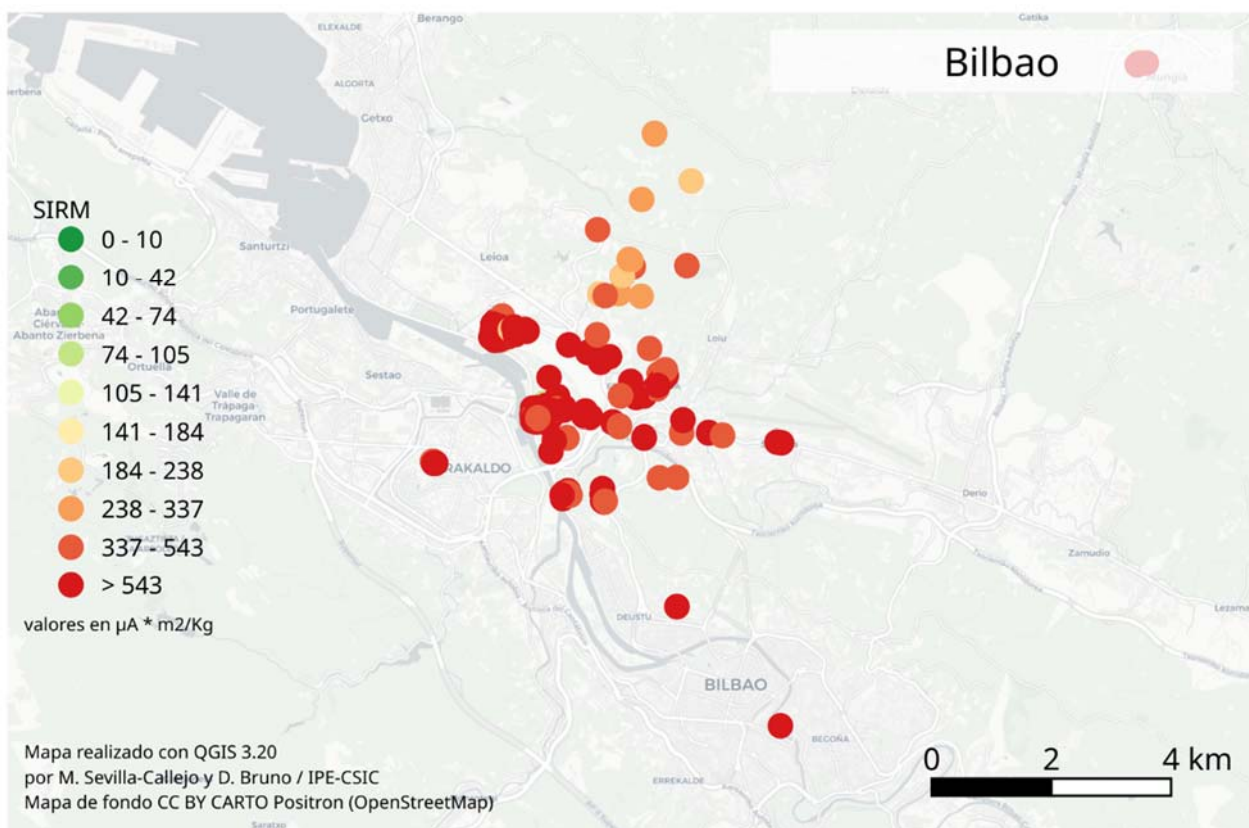


Figura 17. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Erandio-Bilbao.

Barcelona

El patrón observado de la señal SIRM en Barcelona de 2020 es muy similar al observado durante 2019. En concreto, se observa una señal SIRM alta distribuida por todo el área metropolitana de Barcelona (salvo un ligero descenso conforme nos alejamos del centro y ganamos altura hacia las sierras circundantes), lo que concuerda con la boina de contaminación que cubre esta ciudad en ciertas épocas del año (Figura 18). El área metropolitana de Barcelona es una de las zonas con mayor contaminación atmosférica de Cataluña, debido a la elevada intensidad del tráfico rodado, el tránsito del aeropuerto de El Prat, el transporte marítimo del puerto de Barcelona y la importante actividad industrial que soporta esta zona (Orío *et al.*, 2013; Ceballos *et al.*, 2020). Como consecuencia, los barceloneses respiran habitualmente un aire perjudicial para la salud según los límites legales y las recomendaciones de la OMS (Ceballos *et al.*, 2020). En concreto, teniendo en cuenta los últimos datos consolidados existentes respecto a calidad del aire, los contaminantes con mayor incidencia son el NO₂, las partículas PM₁₀ y PM_{2.5}, variables relacionadas con la señal magnética SIRM de las hojas de las plantas expuestas a contaminación (Hofman *et al.*, 2017). Respecto al NO₂, destacar que este es el primero año en el que el Área de Barcelona no ha superado el valor límite anual establecido por la legislación (40 µg/m³), probablemente como consecuencia de los meses de confinamiento y reducción de la actividad económica resultante de las restricciones impuestas para controlar la pandemia de COVID-19. Sin embargo, los valores han repuntado en el último tramo del año y quedan muy próximos al valor límite anual, por lo que parece que los efectos beneficiosos (en términos de calidad del aire) de las restricciones impuestas se limitaron al corto plazo. Además, suele haber superaciones puntuales del valor límite horario de 200 µg/m³. En relación a las partículas PM₁₀ y PM_{2.5}, se registran superaciones de los valores anuales y/o diarios recomendados por la OMS en la mitad del territorio catalán, siendo los peores registros los observados en el Área de Barcelona (Ceballos *et al.*, 2020), lo que está relacionado con alteraciones en el desarrollo cognitivo en la ciudad de Barcelona (Forns *et al.*, 2016). Para paliar esta situación, Barcelona cuenta con un Plan de actuación para la mejora de la calidad del aire (Acuerdo GOV/127/2014, de 23 de septiembre de 2014) y la Zona de Bajas Emisiones de las Rondas de Barcelona, que podrían mejorar la situación en el medio plazo.

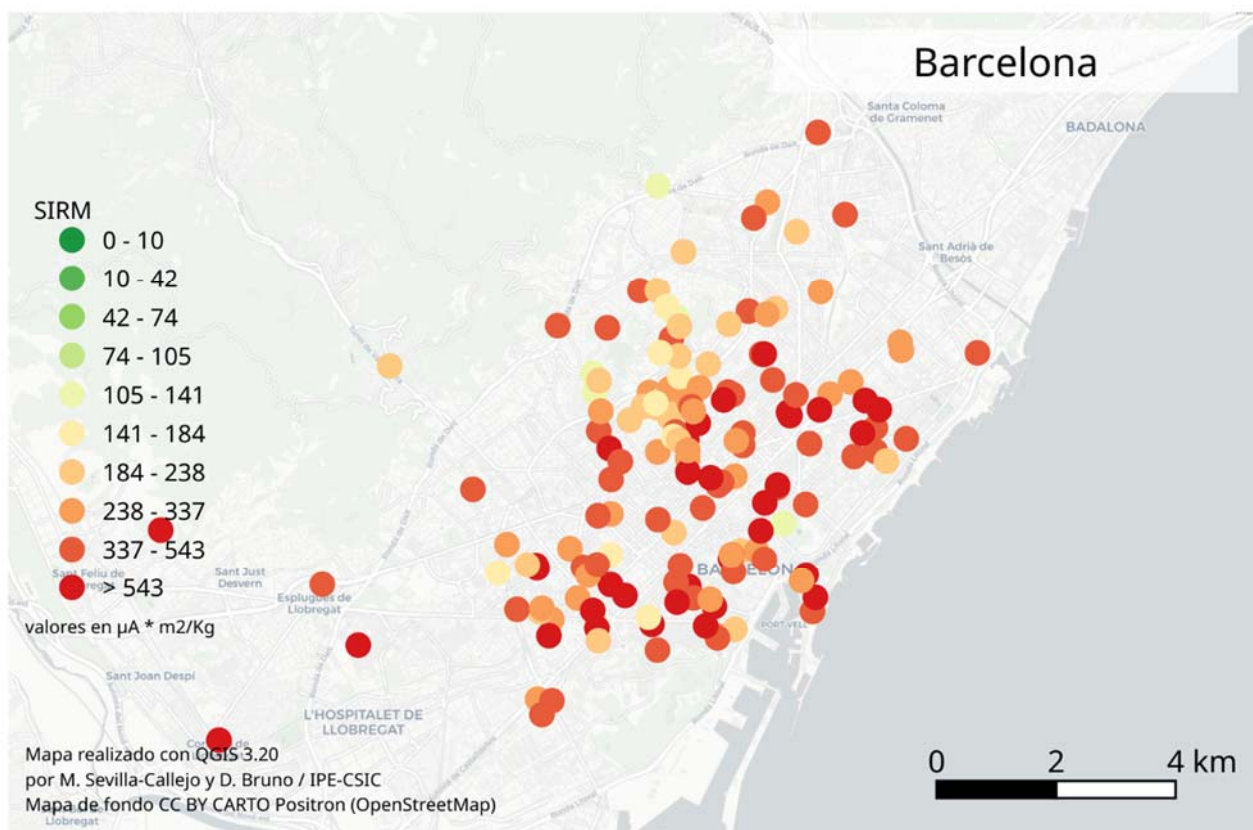


Figura 18. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*Fragaria vesca*) del área metropolitana de Barcelona.

Vitoria-Gasteiz

El patrón SIRM observado en 2020 se asemeja mucho al observado en la anterior edición de Vigilantes del Aire. Aunque con menor intensidad de señal que Barcelona y Bilbao, la ciudad de Vitoria muestra una SIRM relativamente alta. Hay un claro gradiente decreciente Norte-Sur que varían desde los altos valores observados en las inmediaciones del importante polo industrial de Gamarra y en las vías con más densidad de tráfico de la ciudad (en el Norte se sitúa una de las principales vías de acceso desde Bilbao; Figura 19), a valores moderados y bajos situados en el extremo sur de la ciudad, donde la influencia de estas fuentes de contaminación parece ser menor. De esta forma, dada la dirección dominante del viento en esta ciudad es de componente Noreste, el efecto de estas actividades podría dejarse notar en el centro de la ciudad al arrastrar las partículas en suspensión más de 2 kilómetros hacia el Sur-Sureste (Barrena-Herrán, 2017). La combinación de las emisiones industriales junto con la intensidad del tráfico rodado, la compacidad del entramado urbano y las variables meteorológicas (viento) pueden estar detrás del patrón SIRM obtenido.

Dentro de Euskadi, el área metropolitana de Vitoria-Gasteiz es una de las zonas con alto tráfico rodado y con una cantidad significativa de polígonos industriales en su periferia (Ceballos *et al.*, 2020). Esto se traduce en un valor medio diario y/o anual moderado-alto de PM₁₀ y PM_{2.5} según las recomendaciones de la OMS, aunque sin superar los valores límite medios anuales (40 µg/m³ en el caso de PM₁₀ y 25 µg/m³ en el caso de PM_{2.5}; Ceballos *et al.*, 2020). Por otro lado, según los últimos datos consolidados disponibles, cabe destacar que sí que se producen superaciones puntuales de los límites diarios de PM₁₀ (50 µg/m³; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2018). Respecto al NO₂ los valores están por debajo del valor límite anual permitido (40 µg/m³), no habiéndose superado en ninguna ocasión el valor límite horario (200 µg/m³), lo que está indirectamente relacionado con los bajos valores de ozono troposférico que no llegan al valor límite (120 µg/m³), y que solo son superados de manera puntual y sin sobrepasar el umbral de información a la población. En los últimos años, el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz ha iniciado una serie de actuaciones urbanas como una amplia red de carriles bici y la peatonalización de gran parte del centro de la ciudad que pueden ayudar a bajar las emisiones derivadas del modelo de transporte urbano.

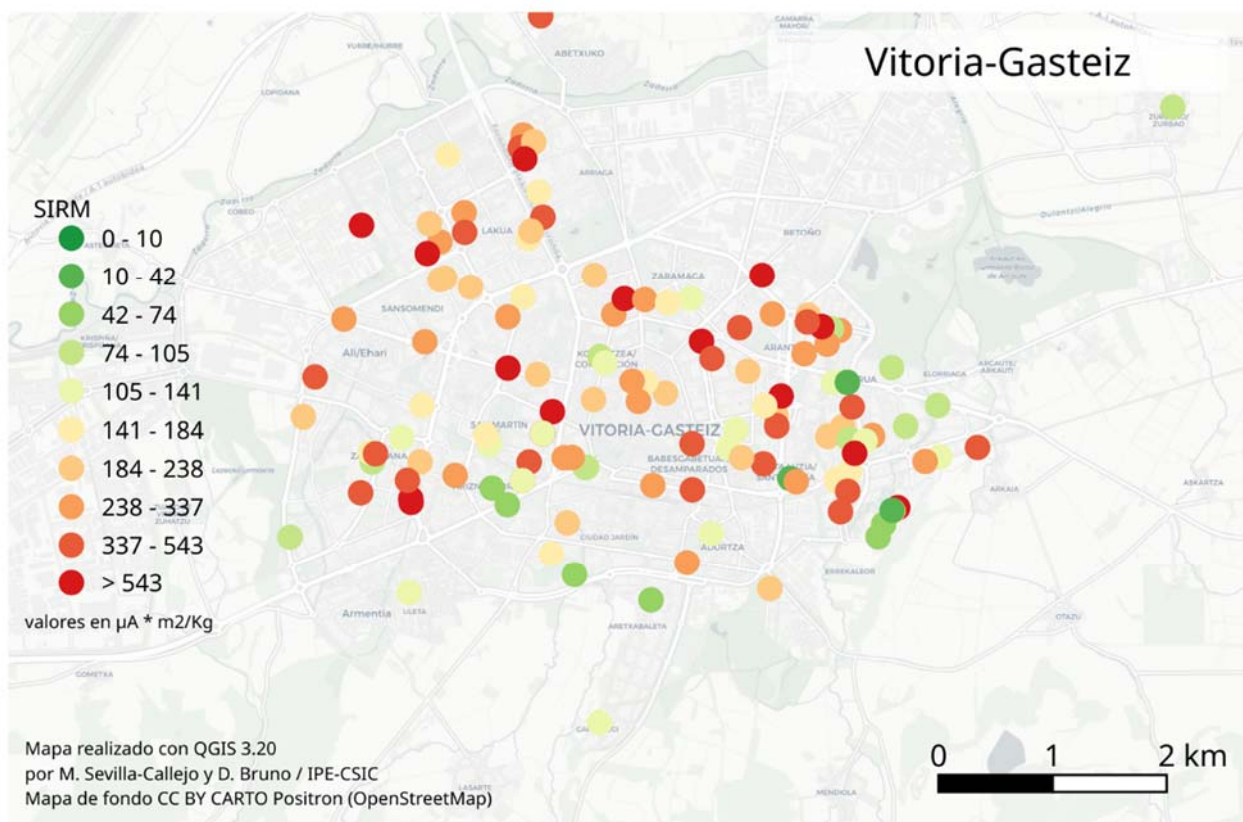


Figura 19. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área metropolitana de Vitoria-Gasteiz.

Madrid

La ciudad de Madrid presentó valores altos de la señal SIRM distribuidos por el área metropolitana siendo estos mayores conforme nos acercamos al centro de la ciudad y disminuyendo puntualmente en áreas residenciales de la periferia (Figura 20). Resaltar que esperábamos que los valores de la capital excedieran aquellos de otras ciudades como Barcelona o Bilbao pero la precipitación en el periodo de exposición de las fresas (120 mm) ha estado muy repartida desde octubre a diciembre como consecuencia del paso de diversos frentes sobre la ciudad que han aumentado la “ventilación atmosférica” de la misma y relegando las situaciones de estabilidad atmosférica a muy cortos y dispersos periodos de tiempo que ha permitido acumulaciones de contaminantes atmosféricos menores que años anteriores, amortiguando así la típica boina de contaminación que cubre la ciudad (Ayuntamiento de Madrid, 2021).

Esto se traduce en que la calidad del aire ha mejorado sustancialmente respecto a 2019 en todos los contaminantes medidos en la red de vigilancia de la calidad del aire (incluidos los metales pesados), aunque esta mejoría no ha sido suficiente para el cumplimiento de los valores límite anuales establecidos para el dióxido de nitrógeno (NO₂). Se han reducido notablemente las concentraciones medias de NO₂ en todas las estaciones de la red y el número de estaciones con superación del valor límite anual ha pasado de 2 estaciones en 2019 a 1 en el 2020. El valor límite horario no se ha superado en ninguna de las estaciones por primera vez desde su entrada en vigor en 2010. Respecto a la PM₁₀ y PM_{2.5}, aunque no se hayan superado los límites anuales, sí que se han detectado superaciones recurrentes del valor límite diario para la protección de la salud humana (50 µg/m³) en varias de las estaciones distribuidas por la ciudad. Estos valores se han relacionado con y efectos adversos del sistema nervioso en la ciudad de Madrid (Culqui *et al.*, 2017)

Además, hay que tener en cuenta que a finales de 2018 se puso en marcha Madrid Central, que restringía el uso del vehículo particular en el centro de Madrid. A tenor de las tendencias observadas parece tratarse de una medida eficaz para reducir la contaminación atmosférica cuyo efecto beneficioso trasciende su ámbito de actuación más directo y se extiende a buena parte de la ciudad (Ecologistas en Acción, 2020). El reciente anuncio de la anulación de esta medida podría suponer un retroceso en la mejora de la calidad del aire.

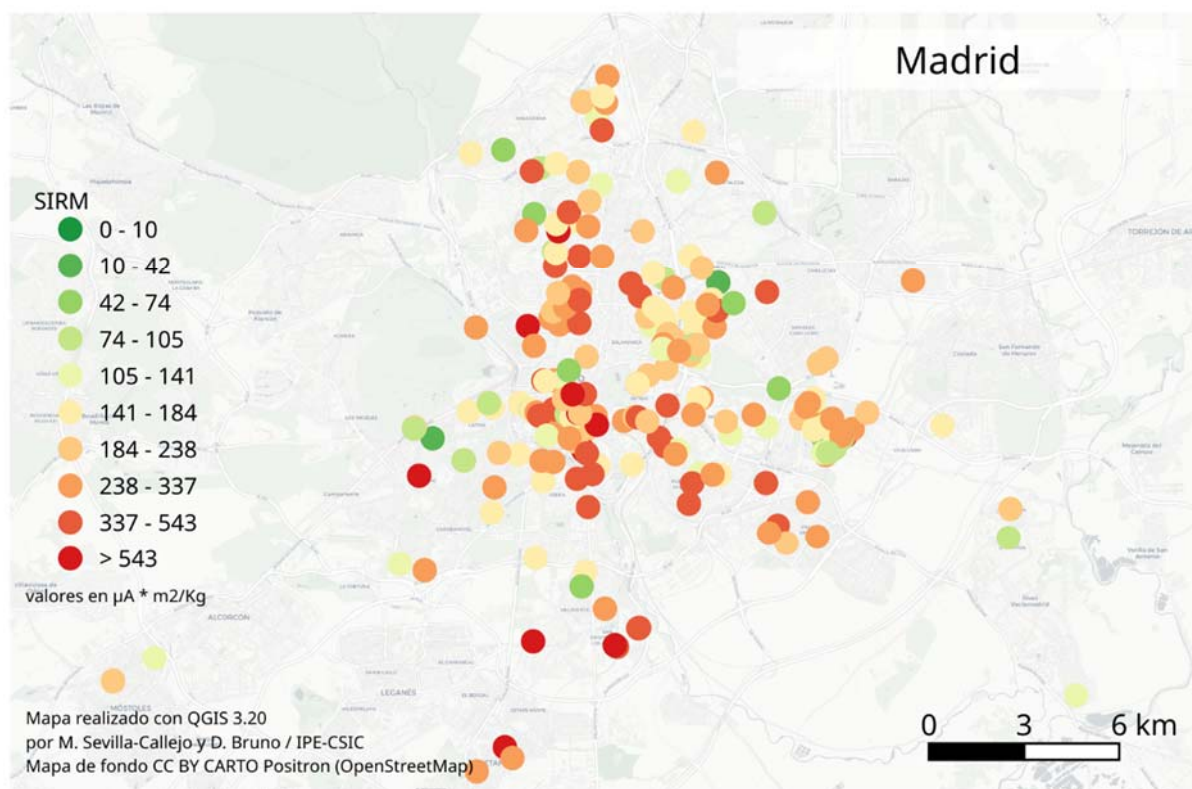


Figura 20. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área metropolitana de Madrid.

Zaragoza

El área metropolitana de Zaragoza constituye el foco principal de contaminación de Aragón, con el tráfico rodado como el causante fundamental (Oría *et al.*, 2013), siendo el NO₂ uno de los principales contaminantes. Las consecuencias de estas emisiones no se limitan al ámbito local, ya que la contaminación generada en Zaragoza puede extenderse y transformarse en O₃, especialmente a sotavento (Ceballos *et al.*, 2020). Respecto al patrón temporal de NO₂, se aprecia una estabilización en los valores desde 2007 a 2020. En concreto, es en invierno cuando se dan los valores más altos de este con concentraciones que pueden superar los 140 µg/m³ (Ayuntamiento de Zaragoza, 2020); coincidiendo con el periodo en el que han estado expuestas las hojas de fresa. Respecto a la PM, el valor promedio anual de la PM₁₀ y PM_{2.5} fue inferior a los 20 µg/m³ que recomienda la OMS en todas las estaciones. Aunque ha habido superaciones diarias de PM₁₀ y PM_{2.5}, el número de superaciones del valor límite medio diario registradas en el año 2020 ha sido inferior al número permitido en todas las estaciones de la red de medición oficial (MITECO, 2021). Respecto al PM_{2.5}, hay que tener en cuenta que la ciudad de Zaragoza ocupa el puesto 162 (sobre un total de 858 urbes de 31 países analizadas), de la mortalidad asociada a PM_{2.5}, y que podría evitar 225 muertes al año si limitara la contaminación atmosférica a los valores recomendados por la OMS (Khomenko *et al.*, 2021).

Estos valores explicarían que, pese a no superar los límites anuales, hayamos encontrado una moderada-alta señal SIRM, especialmente en el centro urbano, donde se concentran el grueso de la población y los atascos en la circulación de vehículos (Figura 21). Además, la estrechez y fisionomía de algunas calles del centro pueden favorecer altos valores de inmisión de contaminantes derivados del tráfico rodado y el tranvía (que aunque no emite contaminantes por combustión sí que lo hace como consecuencia de fricción con las vías y la abrasión que se produce durante el frenado). En general, la evolución de los distintos contaminantes parece tener una tendencia positiva, registrándose en los últimos años valores promedio anuales, diarios u horarios (dependiendo del contaminante) por debajo de los valores límite de la legislación. Esto puede ser debido al ligero descenso de tráfico observado en la ciudad de Zaragoza en los últimos años (Ayuntamiento de Zaragoza, 2020). Por su lado, el Ayuntamiento de Zaragoza aprobó en 2019 la Estrategia de Cambio Climático, Calidad del Aire y Salud de Zaragoza (ECAZ 3.0) para consolidar esta tendencia decreciente y reducir la concentración de NO₂ en un 60% en 2030 respecto a los niveles de 2005 mediante 40 acciones, actuaciones o medidas, que podrían influir positivamente en la calidad del aire de la capital aragonesa.

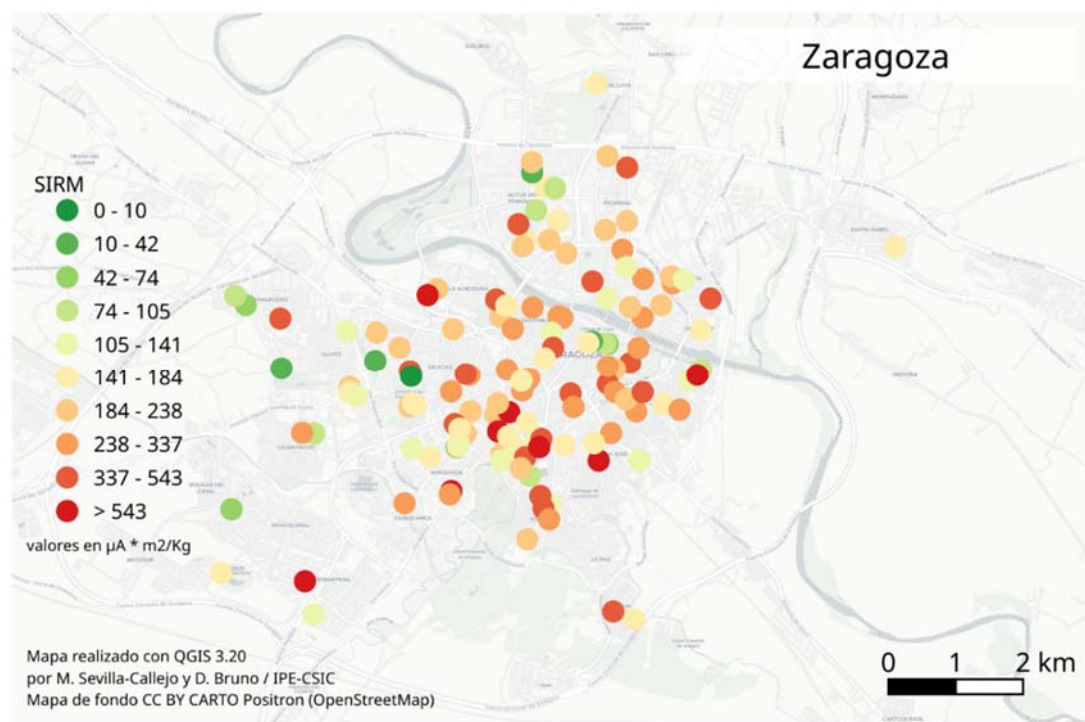


Figura 21. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Zaragoza.

Torrelavega

La señal SIRM de la ciudad de Torrelavega mostró valores moderados, siendo altos en el centro de la ciudad y en las proximidades de las principales vías de comunicación y las zonas industriales localizadas en el norte de la ciudad (Figura 22). La señal parece disminuir progresivamente conforme nos desplazamos al sur. Destacar que el viento dominante de componente Norte puede desplazar los contaminantes desde estas zonas industriales hacia el interior de la ciudad, haciendo que sea esta zona la que registre mayores valores como consecuencia de la densidad de población, el tráfico asociado y este transporte de contaminantes.

Respecto a las 3 estaciones oficiales medidoras de la contaminación existentes en la ciudad (Barreda, Zapatón y Minas), las superaciones del valor medio diario de partículas PM10 (asociadas a procesos de combustión y que no pueden sobrepasarse más de 35 veces al año), pasaron de ser 4 en 2019 a solamente 1 en 2020 en Barreda; descendieron de 6 a 5 en el Zapatón, y de 4 a 3 en Minas (para poner los valores en perspectiva resaltar que en 2007 se superaron los umbrales en 73 días de media). De manera similar, la reducción del valor medio anual de partículas PM10 ha sido progresiva desde 2001 ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a 2020 ($17 \mu\text{g}/\text{m}^3$). En cuanto al dióxido de nitrógeno (NO_2), no se han producido superaciones del valor de protección marcado y el valor medio anual ha descendido en las tres estaciones, pasando de 16 a $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Barreda, de 26 a $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en El Zapatón y de 11 a $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en Minas. Finalmente, el contaminante que más preocupa es el PM2.5 ligado a las actividades industriales contaminantes. De hecho, durante 2020 se superó el valor límite diario recomendado por la OMS ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en repetidas ocasiones (MITECO, 2021).

La mejora general observada en la calidad del aire podría haberse visto impulsada este último año con la disolución de la principal empresa papelera (una de las principales industrias de la zona que cesó actividad en febrero de 2020), junto con la modernización del parque automovilístico, la implantación de la autorización ambiental integrada a la industria, pacificación del tráfico y apuesta por el transporte urbano. En cualquier caso, hay margen de mejora, pues Torrelavega es la ciudad de menor entidad poblacional que mostró valores más altos de SIRM lo que podría explicarse por la gran tradición industrial de esta ciudad cántabra.

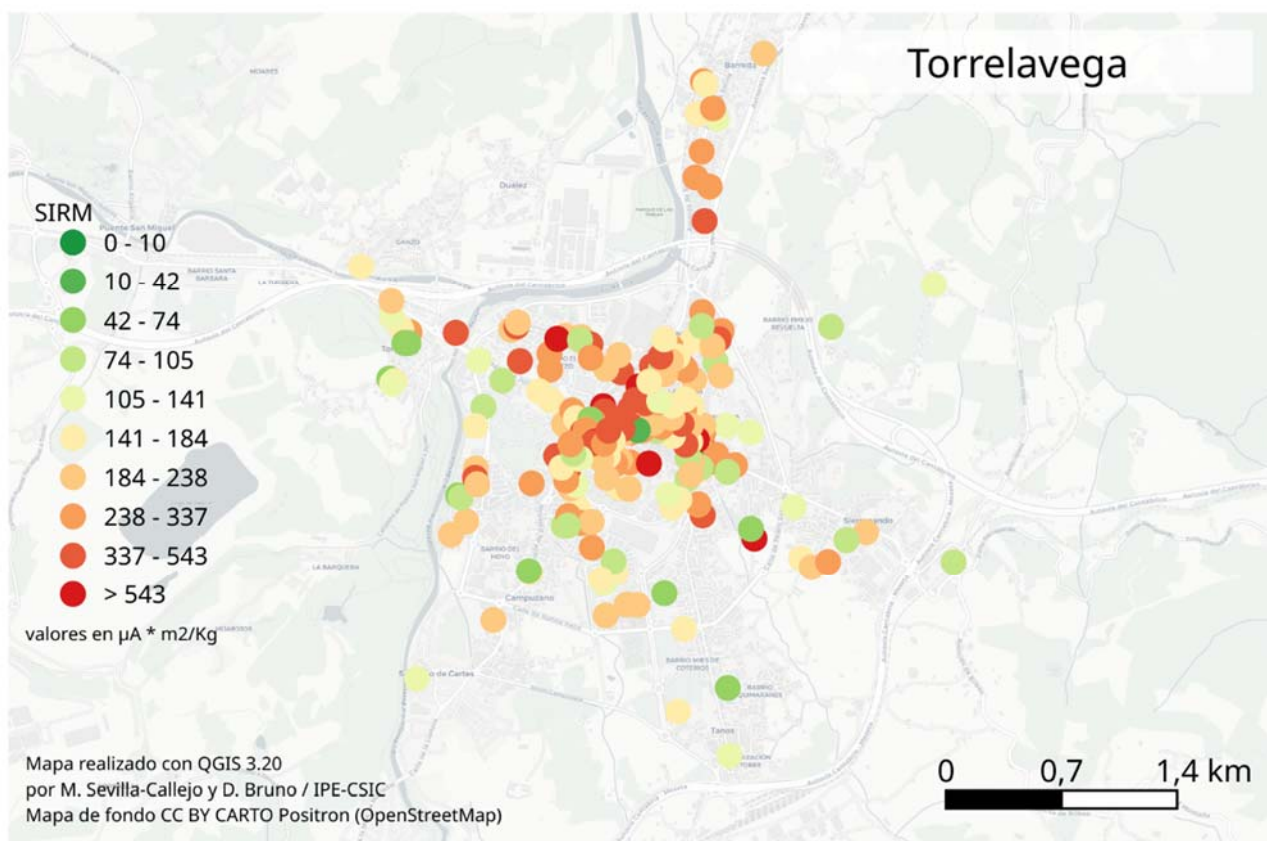


Figura 22. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Torrelavega.

Algeciras

El patrón observado de la señal SIRM está muy ligado al carácter eminentemente industrial de la Bahía de Algeciras, su intenso transporte marítimo y sus particularidades geográficas y climáticas. Se observa un claro patrón decreciente desde el Norte (Figura 23), donde se encuentran las principales instalaciones industriales (refinería de petróleo, industria química y central térmica de carbón en vías de desmantelamiento y transformación). En el centro de la ciudad se observan valores moderados asociados probablemente al tráfico rodado y marítimo ya que es la zona más cercana a la terminal portuaria de pasajeros donde numerosos ferrys hacen parada diariamente. Finalmente, los menores valores fueron observados en la zona residencial de la parte sur de la ciudad. El carácter industrial y de nudo de comunicaciones marítimas puede estar detrás de que presente valores más altos de SIRM que algunas de las capitales de provincia estudiadas.

Además del ozono troposférico, la PM10, PM2.5, NO₂, SO₂ y Níquel son los principales contaminantes registrados en la Bahía de Algeciras por las 3 estaciones medidoras de contaminación existentes. Destacar la especial sensibilidad de la zona al SO₂ por las emisiones industriales y las características meteorológicas, de manera que, de forma episódica, puede producirse la superación de los valores límite horario y diario en determinadas estaciones (MITECO, 2021). Aunque en general no hay superaciones del valor límite anual o diario para el grueso de contaminantes, sí que se superan las recomendaciones de la OMS para el SO₂. Aunque la serie de datos disponibles es muy limitada para la PM2.5, un estudio reciente fija el nivel medio anual de partículas PM2.5 en 14.3 µg/m³ (Khomenko *et al.*, 2021). Este mismo estudio establece que si se redujera este valor al límite recomendado por la OMS (10 µg/m³), se podría evitar la muerte de 22 personas al año.

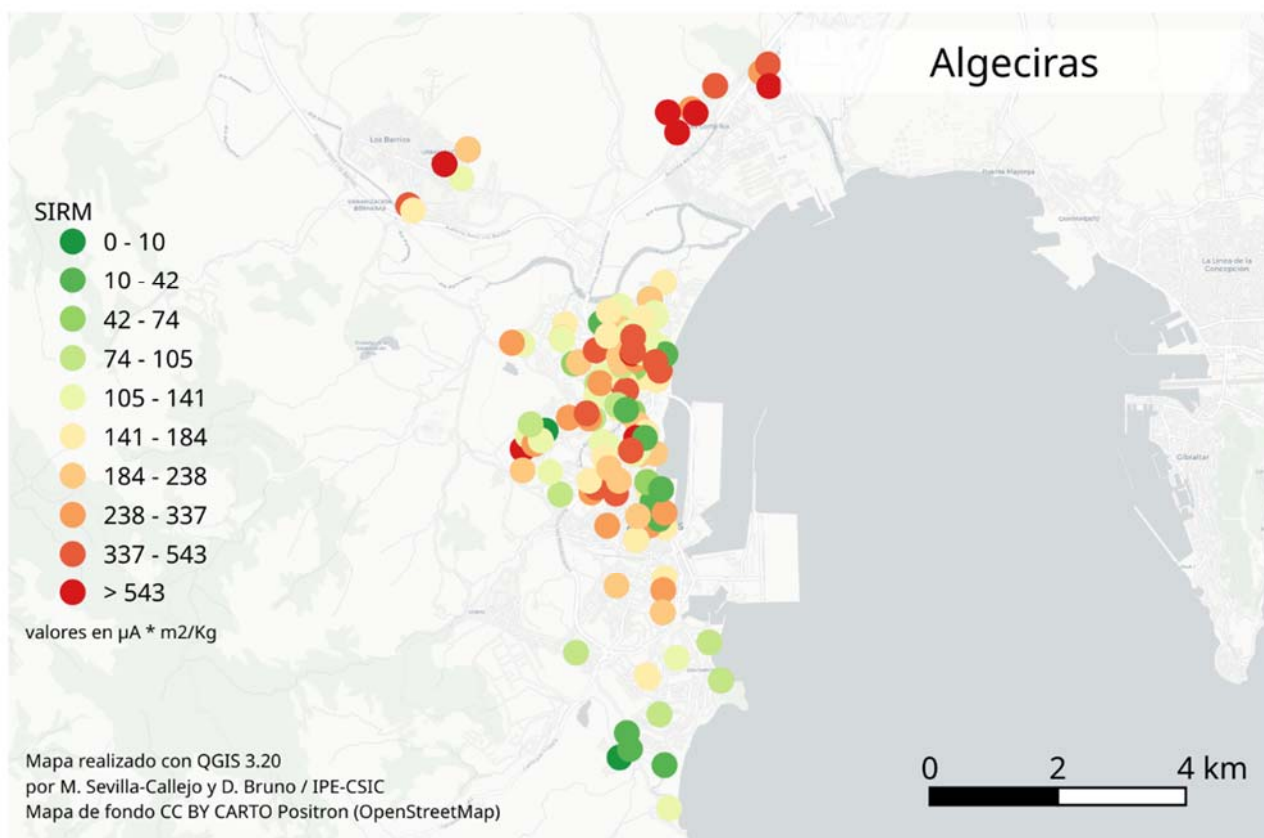


Figura 23. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Algeciras.

Castellón de la Plana

En Castellón y su área de influencia se observa una señal SIRM que oscila desde baja en las zonas rurales periféricas (Figura 24) que va incrementándose progresivamente hasta valores moderados (y puntualmente altos) conforme nos acercamos a los principales núcleos de población y de actividades económicas (Castellón de la Plana, Almazora, Villarreal, El Grado de Castellón, Benicassim). Además, parece existir un patrón en torno al polo petroquímico del Serrallo que podría estar condicionando valores SIRM altos en las zonas adyacentes.

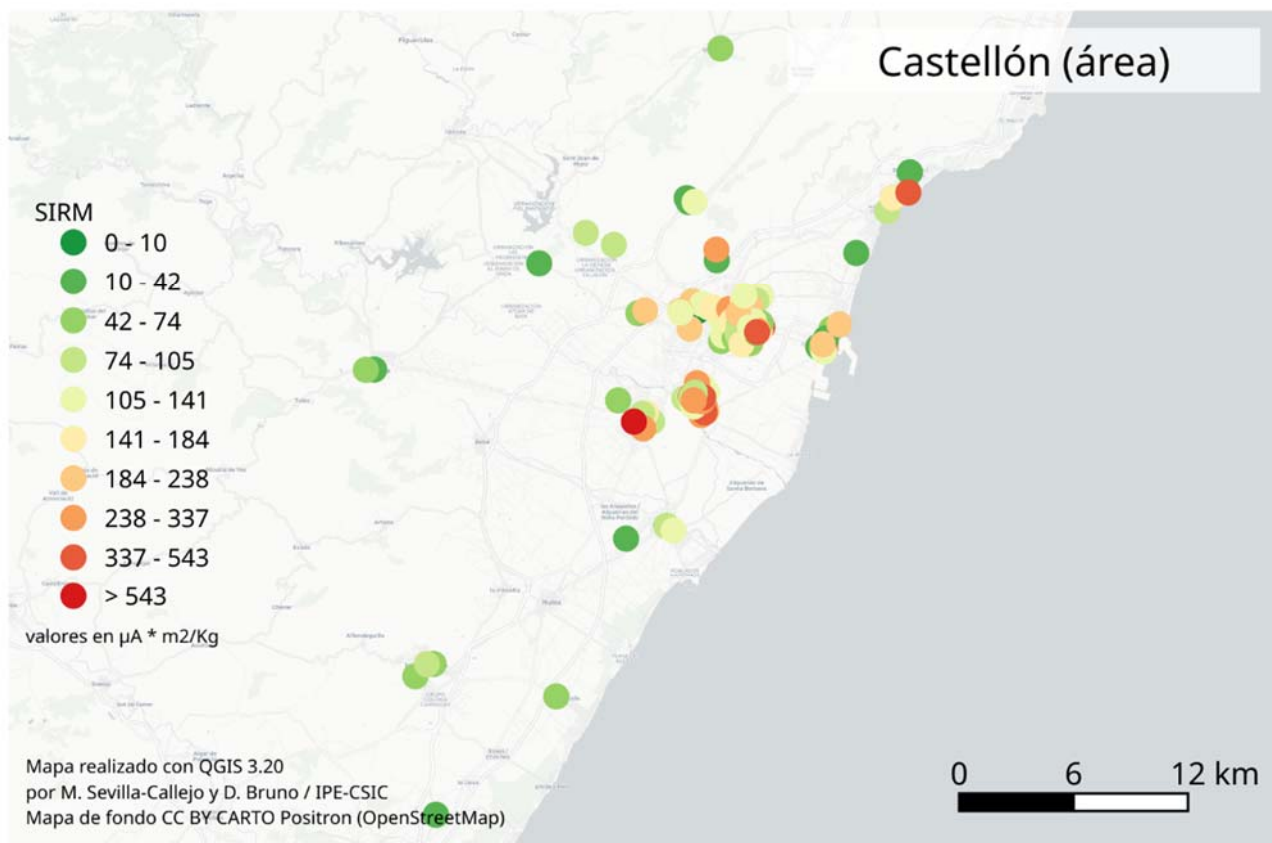


Figura 24. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área de Castellón.

Respecto a los principales núcleos urbanos, Castellón de la Plana presenta una señal moderada (puntualmente alta hacia el este) e incluso baja en algunas zonas (Figura 25). Los valores más altos se concentran en la localidad castellonense de Almazora, que se encuentra cerca tanto de un polígono industrial ligado principalmente al sector de la cerámica, como al polo petroquímico del Serrallo. Esto concuerda con los patrones observados en la estación de calidad del aire existente en esta última zona donde durante 2020 se registraron hasta 87 superaciones del valor límite diario recomendado por OMS para PM_{2.5} (MITECO, 2021). En concreto, estas superaciones fueron especialmente evidentes durante el mes de noviembre de 2020 donde se superaron los valores en prácticamente la mitad de los días del mes. El valor medio anual de PM_{2.5} fue de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, superando el límite recomendado por la OMS. Además, aunque no se llegaron a los límites legales, también se superó la concentración media anual y los valores límites diarios recomendados por la OMS para PM₁₀. En este sentido, se ha anunciado por parte del Ayuntamiento de Castellón un estudio para evaluar con mayor grado de detalle la calidad del aire de esta zona y se ha puesto como objetivo lograr una reducción de emisiones del 40% para 2030.

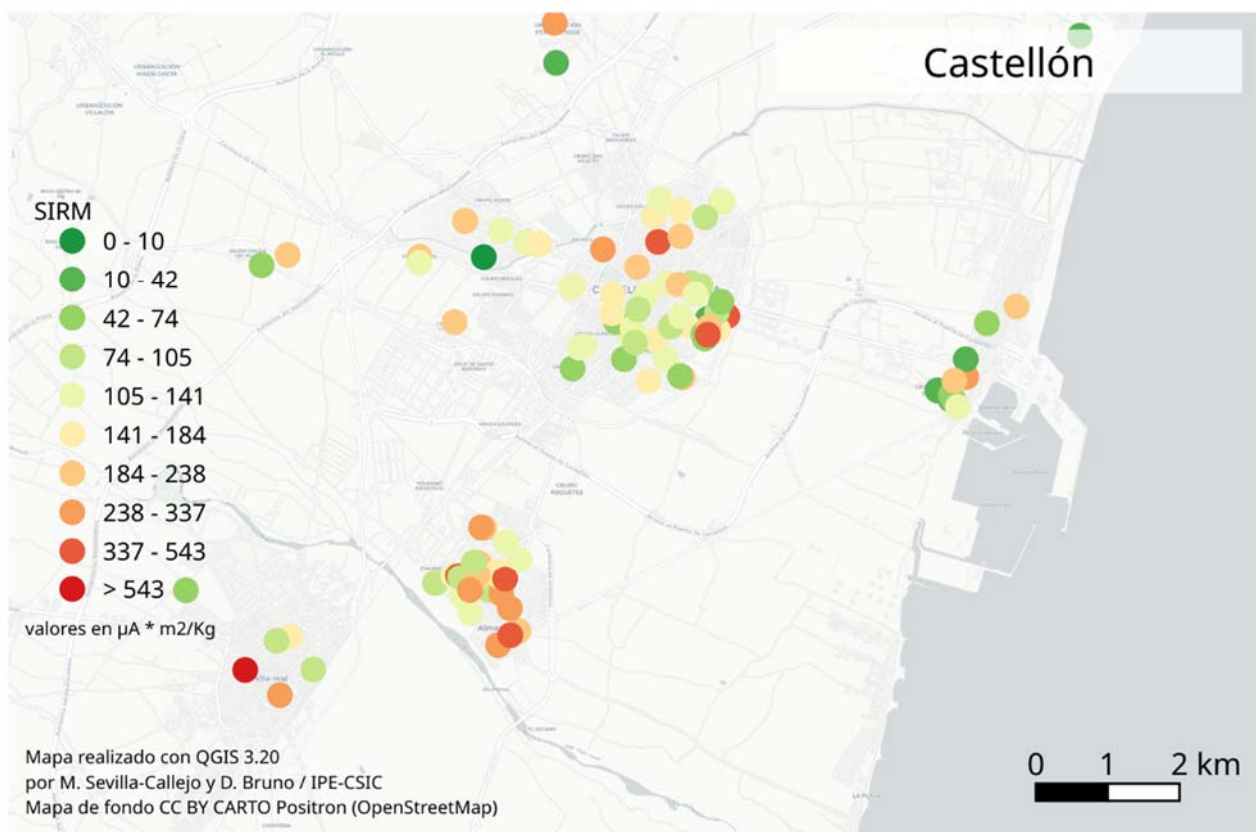


Figura 25. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Castellón de la Plana.

Granada

En el contexto andaluz, Granada es junto a Córdoba y Algeciras, la ciudad donde se alcanzan mayores concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} con valores que suelen superar los recomendados por la OMS para ambos contaminantes (Ceballos *et al.*, 2020). Sin embargo, se observa una mejora en la calidad del aire durante 2020 respecto a 2019 cuando el NO₂ volvió a tener sus peores registros a nivel andaluz en el área metropolitana de Granada (43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) como consecuencia del intenso tráfico motorizado que soporta la ciudad, superando así los límites anuales legales. Sin embargo, por primera vez desde que se tienen registros, el NO₂ no superó el umbral anual establecido por la legislación (MITECO, 2021). Eso no quiere decir que la calidad del aire sea buena durante todo el año, dado que ha habido superaciones puntuales de los valores límite diarios en el último trimestre del año 2020 (periodo de monitoreo de las plantas de fresa), cuando se producen procesos de inversión térmica que coinciden con el aumento de las emisiones debido sobre todo al uso de calefacciones (Casquero-Vera, 2016). De manera similar, aunque no se han superado los valores límite establecidos en la legislación para PM₁₀ y PM_{2.5}, sí que se han superado de manera recurrente los valores anuales y diarios recomendados por la OMS para ambas variables. Estas observaciones concuerdan con la distribución de señal SIRM obtenida (Figura 26), que muestra valores moderados en torno al Norte de la ciudad, que contrastan con los valores bajos obtenidos en calles con poco tráfico y peatonales. Finalmente, aunque no está directamente relacionado con la señal SIRM (aunque sí indirectamente ya que los NO_x son precursores de la formación de ozono troposférico), todas las estaciones de Granada superan en algún momento el límite establecido por la legislación vigente (120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Aunque este patrón no se mantiene a lo largo del año, sí que parece patente su superación durante los meses de verano debido a la mayor intensidad de la radiación ultravioleta, un factor que influye en la generación de este compuesto (Casquero-Vera, 2016).

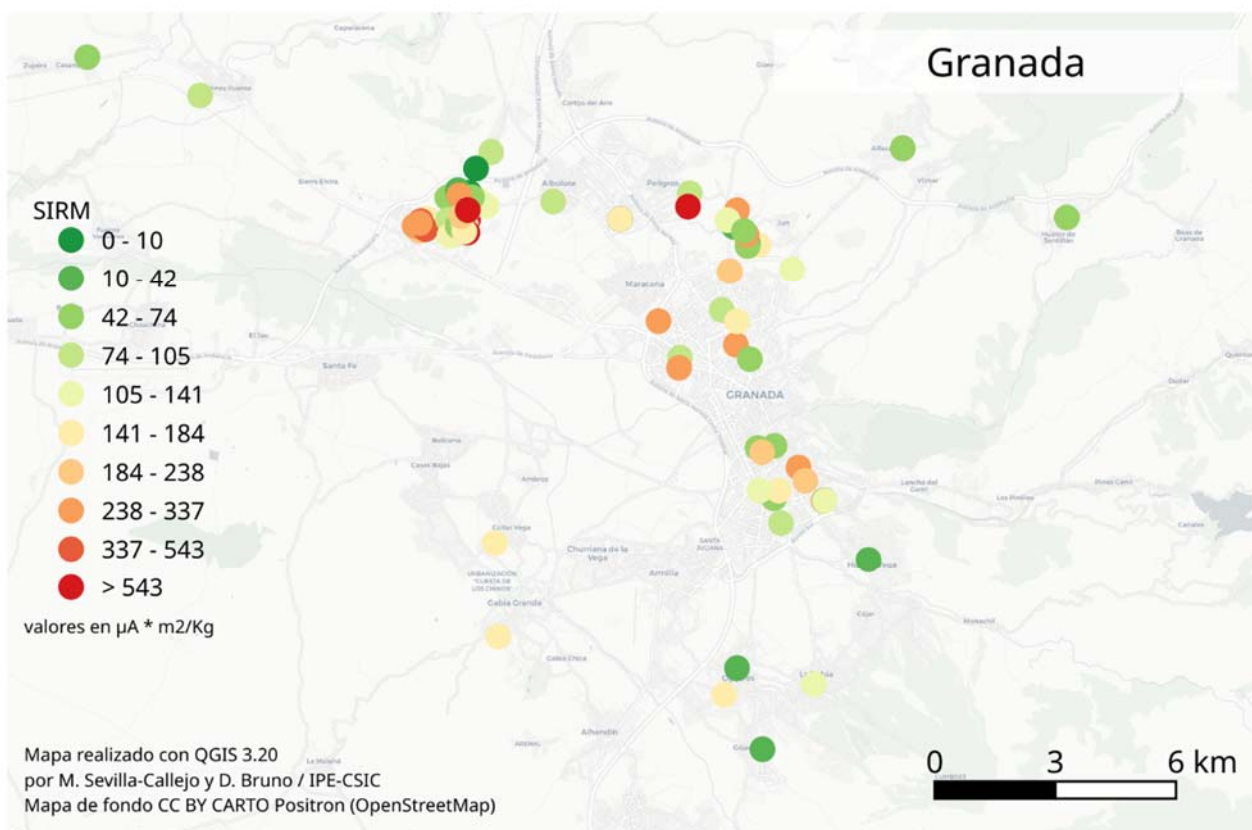


Figura 26. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Granada.

Además, este año se realizó un esfuerzo extra de reparto de planta de fresa en el municipio de Atarfe (Figura 27), situado en el área metropolitana de Granada. Los valores fueron muy diferentes dependiendo de la localización dentro del municipio: los más altos se localizaron en el sur y el este de la localidad, probablemente asociados a las principales vías de entrada de la localidad y al intenso trasiego que hay entre ésta y el centro de Granada (muchos de estos municipios actúan en realidad como pueblos dormitorio de Granada) así como al polígono industrial existente (sureste de la localidad). El extremo sureste también linda con los cultivos agrícolas que también podrían estar influyendo en el patrón observado. De hecho, estudios previos han identificado la quema de biomasa (bien como práctica agrícola o como sistema de calefacción doméstico) como una fuente adicional de contaminación en el área metropolitana de Granada.

La topografía de la Vega de Granada, rodeada de montañas de gran altura, favorece el desarrollo de inversiones térmicas en invierno y baja influencia del viento, lo que, en combinación con las emisiones de contaminantes, produce una acumulación significativa de partículas que pueden producir problemas medioambientales y de salud (Casquero-Vera, 2016). De hecho, la contaminación resulta prioritaria en esta zona, dado que un relevante estudio de cohortes realizado en Granada encontró correlación entre el desarrollo cognitivo y la exposición a aire contaminado (Freire *et al.*, 2010). A tenor de lo observado aquí y en otros estudios, parece que las principales actuaciones encaminadas a reducir los niveles de contaminación en Granada deben basarse en la reducción de las emisiones debidas al tráfico y a las calefacciones, así como a las producidas por la quema de biomasa, tanto en los sistemas de calefacción, como en la eliminación de residuos agrícolas (Casquero-Vera, 2016).

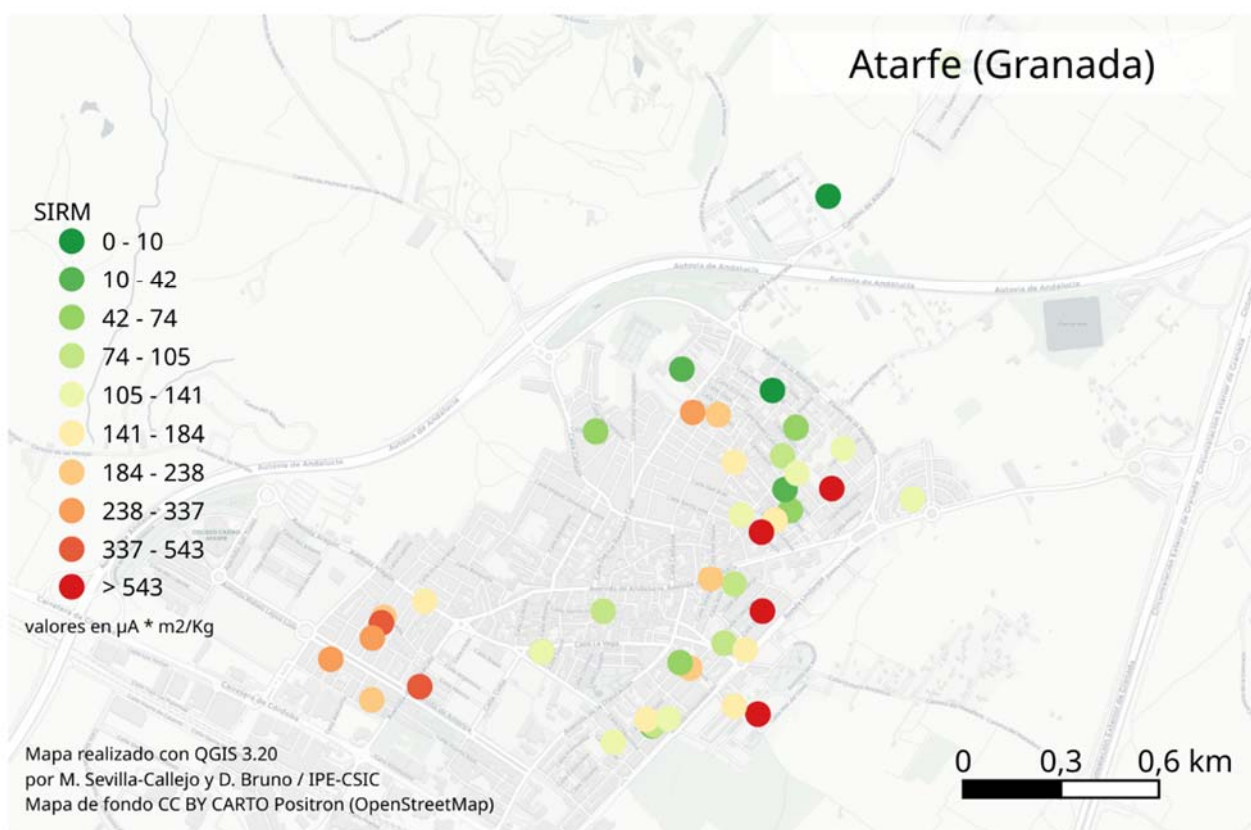


Figura 27. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Atarfe (Granada).

Burgos (ciudad y Belorado)

Los valores SIRM obtenidos en Burgos resultaron muy variables dependiendo de la ubicación dentro de la ciudad, pero fueron, en general bajos (Figura 28), apuntando a una calidad del aire muy aceptable para una capital de provincia con tráfico moderado y actividades industriales en su periferia. Los mayores valores (con cierta agregación al Norte y al Sureste de la ciudad) parecen estar relacionados con las principales vías de acceso y circulación de la ciudad y focos locales de contaminación. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por las 2 estaciones de monitorización oficiales de calidad del aire en los últimos años, donde ninguno de los contaminantes monitorizados viene superando los valores límite de protección a la salud humana (Ayuntamiento de Burgos, 2016; MITECO, 2021). De hecho, el dióxido de azufre (SO_2), el dióxido de nitrógeno (NO_2), el benceno y el CO, han venido registrando valores incluso por debajo del umbral superior de evaluación, lo que indica que en los últimos años no llegan al 70 % del valor límite. En el caso de NO_2 los valores oscilan entre 10 y $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (muy lejos del límite anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Solo las partículas PM10 y el ozono troposférico, sobrepasaron el valor medio diario y anual, respectivamente, respecto a lo recomendado por la OMS. Así, en los últimos años, el valor medio anual de PM10 se sitúa en torno a los $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, muy lejos de los $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ establecidos en la legislación, mientras que el límite diario de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sí que suele sobrepasarse en momentos puntuales a lo largo del año. Respecto a la media anual de PM2.5, los valores observados se sitúan en el orden de los valores recomendados por la OMS ($<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), no llegando ni a la mitad de los valores límite ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Situación diferente es la del O_3 , dado que, aunque no se suele superar el umbral de información a la población ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sí que se supera puntualmente el valor objetivo para la protección de la salud humana ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Ayuntamiento de Burgos, 2016).

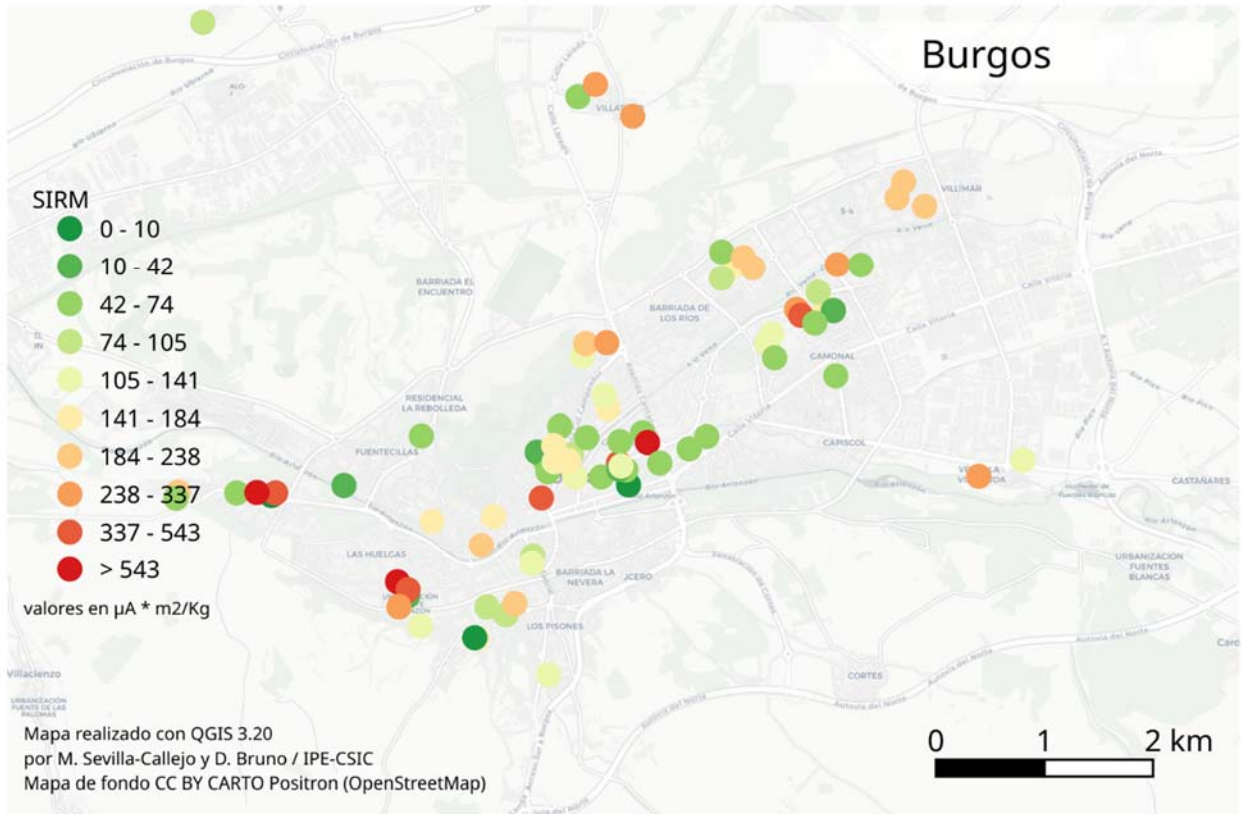


Figura 19. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área metropolitana de Burgos.

Además, este año se realizó un esfuerzo extra de reparto de planta de fresa en Belorado (Figura 29), una zona rural situada al este de Burgos. A excepción de la Avenida Santiago (una de las principales vías de acceso al centro de la localidad desde Burgos), los valores de SIRM fueron bajos en esta localidad, lo que era esperable en un pueblo que no llega a los 2000 habitantes censados. Aunque, como en la mayoría de zonas rurales, no existen datos de estaciones oficiales de medición con los que comparar los datos, los valores obtenidos apuntan a una buena calidad del aire en términos generales.

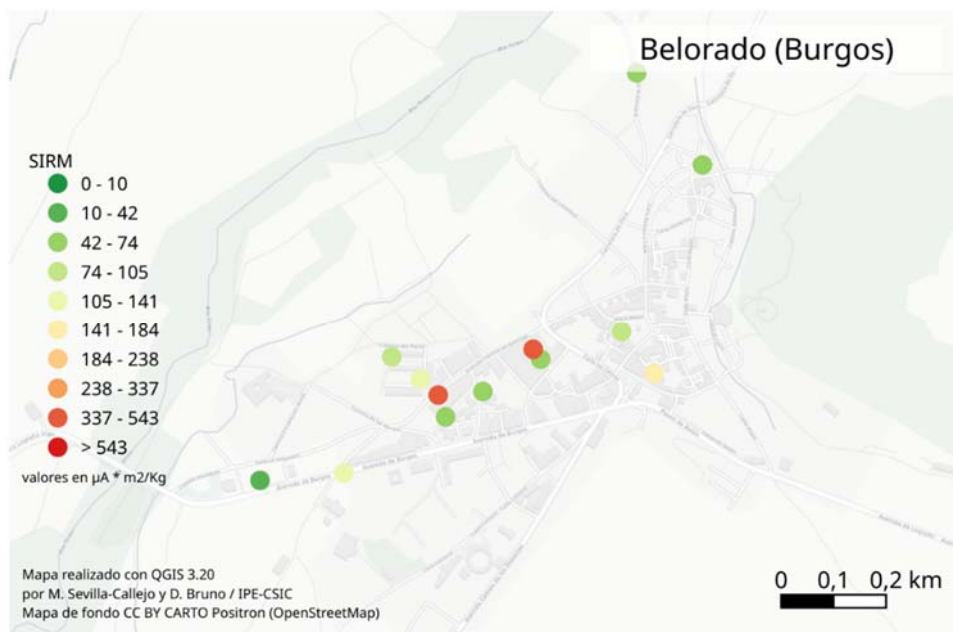


Figura 29. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Belorado (Burgos).

Pontevedra (ciudad y zonas rurales)

Dentro de las zonas objetivo estudiadas, la señal SIRM de Pontevedra fue, en general, igual (ej. Burgos, Castellón) o menor (Torrelavega, Algeciras) que ciudades de tamaño similar. Se aprecian algunos focos de contaminación puntuales en el entorno de las vías de transporte, instalaciones ferroviarias y la ría de Pontevedra (Figura 30). Los valores obtenidos por las estaciones de medición oficiales estuvieron dentro de los límites legales y en torno a los valores recomendados por la OMS para prácticamente todos los contaminantes (MITECO, 2021). De entre las distintas partículas, solo se detectó la superación de los valores límite diarios recomendados por la OMS para PM_{2.5} que fueron superados 15 veces a lo largo del año (la OMS recomendando no superar los 25 más de 3 veces).

En las últimas décadas la ciudad de Pontevedra ha experimentado una adaptación de las actividades industriales de la Ría de Pontevedra (ej. industria papelera) junto con un gran proceso de peatonalización que ha contribuido a mejorar la calidad del aire sustancialmente: de los 74.000 vehículos que circulaban por el centro de Pontevedra en 1995 se pasó a 22.709 en 2014, mientras se impulsaron medidas como reducir la velocidad límite del tráfico y se eliminó el tráfico pesado de zonas residenciales (Álvarez, 2018).

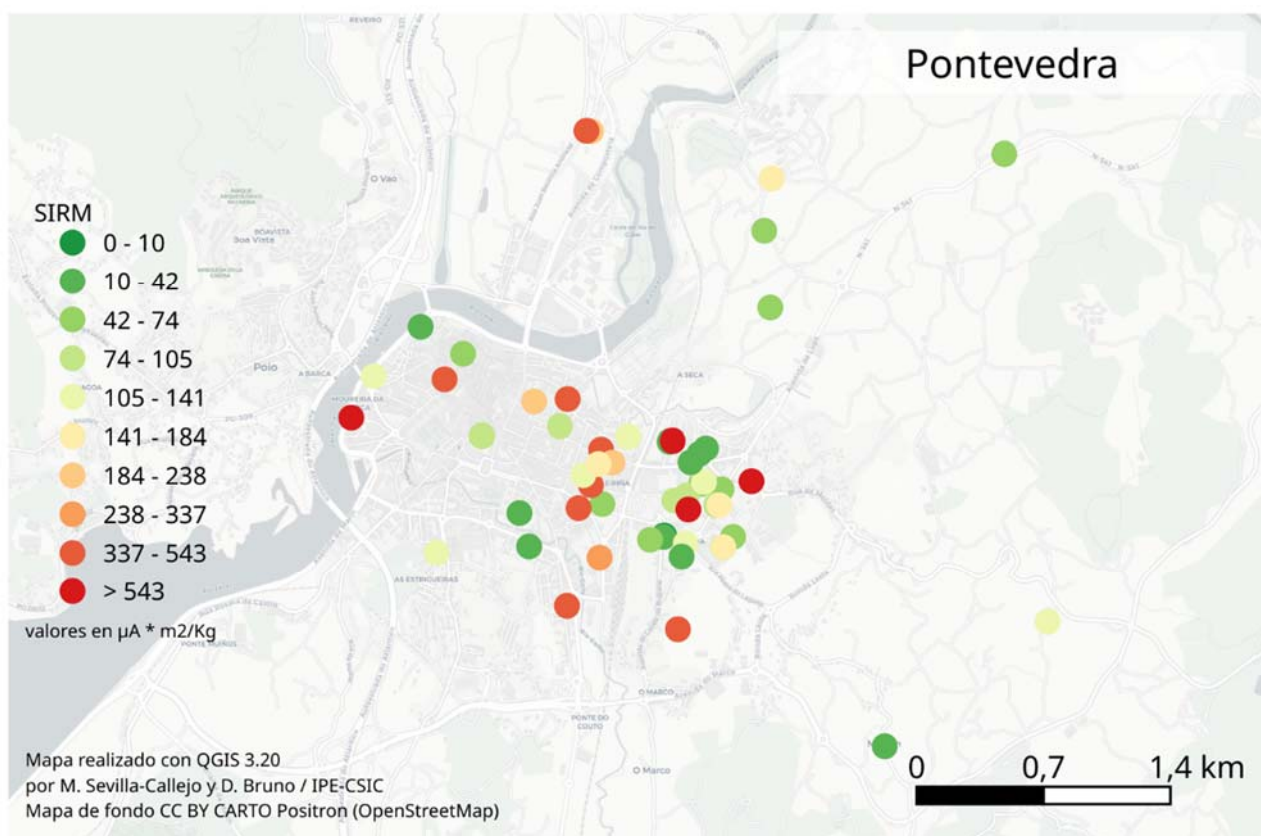


Figura 30. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Pontevedra.

Tal y como era de esperar en las zonas rurales estudiadas de Pontevedra, las áreas en torno a las localidades de A Estrada y Tuy mostraron valores bajos de la señal SIRM, significativamente menores que las ciudades estudiadas (Figura 31).

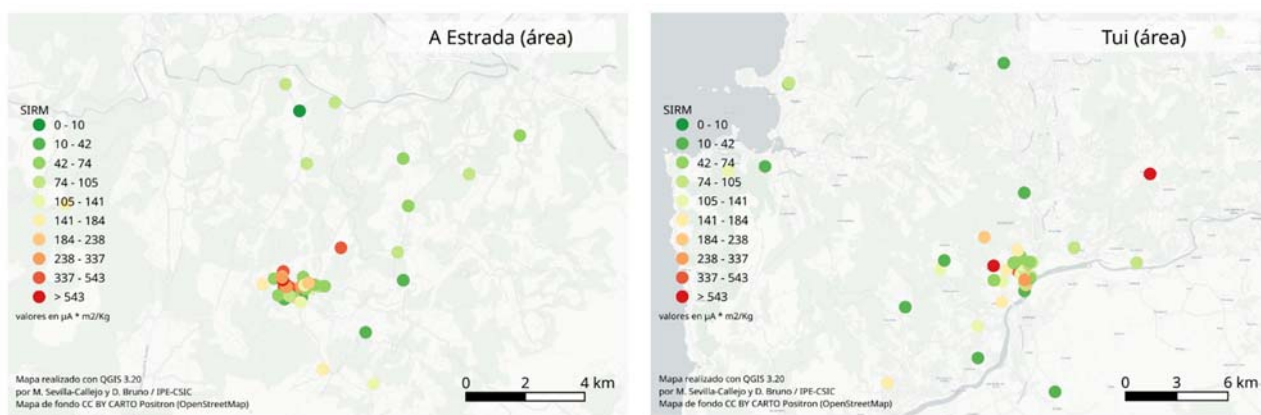


Figura 31. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de las áreas de A Estrada y Tui (Pontevedra).

Cuando hacemos zoom en los dos núcleos de población de A Estrada y Tui, se observa una señal baja en la mayor parte de ambas localidades salvo en los accesos principales al centro desde Santiago de Compostela (Avenida de Santiago y algunas calles aledañas) y Vigo (PO-340 y N-550), respectivamente (Figura 32). Este patrón no es de extrañar en zonas rurales donde la economía se basa en el sector servicios. No existen estaciones oficiales de medida para poder comparar los datos obtenidos.

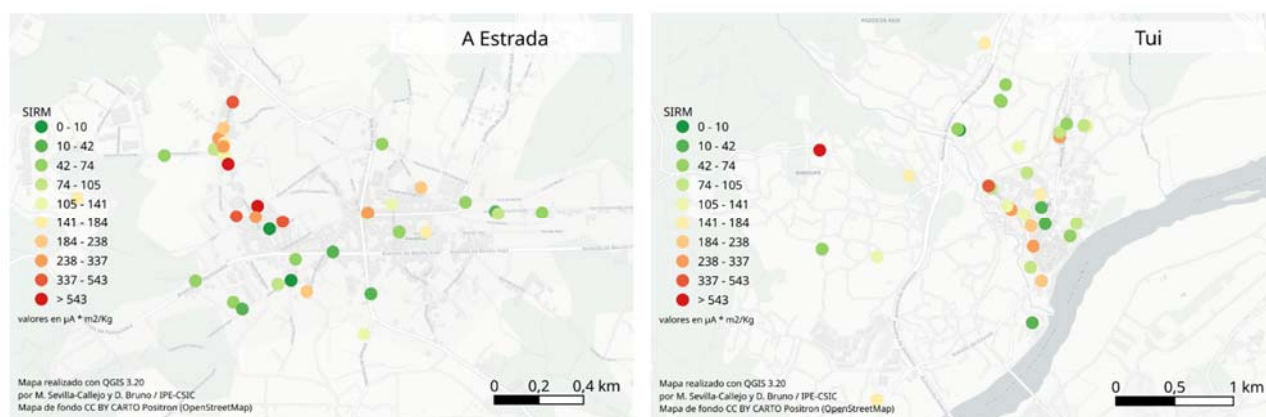


Figura 32. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de A Estrada y Tui.

Girona

La ciudad de Girona y su área de influencia presentaron valores bajos de SIRM (Figura 33), existiendo unos pocos puntos con valores altos. En esta zona solo existe una estación oficial de medición de calidad del aire (Comarques de Girona) que muestra que solo ha habido superaciones puntuales de los valores diarios y anuales recomendados por la OMS para PM10 y PM2.5 quedando lejos de los umbrales límite establecidos en la legislación vigente (MITECO, 2021). En el caso del ozono troposférico, 2020 es el primer año desde 2011 en el que no se superan los umbrales objetivo para la salud ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estos valores concuerdan con los obtenidos tras el análisis magnético de las fresas apuntando a una zona con buena calidad del aire.

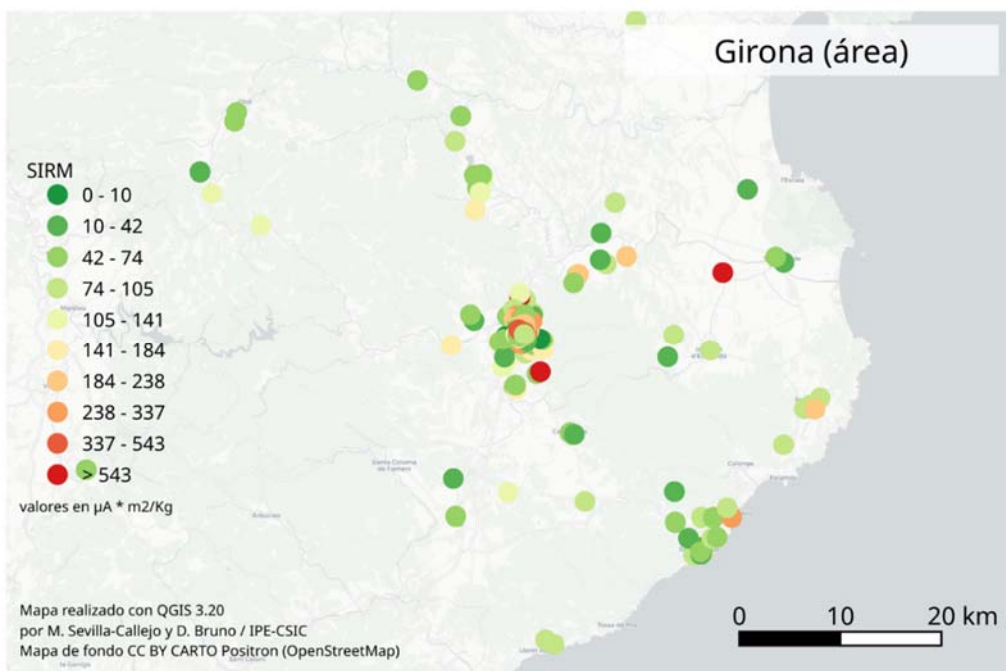


Figura 33. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área de Girona.

Al hacer zoom sobre la ciudad de Girona, siguen dominando los valores medios-bajos (Figura 34). De manera puntual se observan algunos clusters moderados-altos aislados en la zona centro (entre barrio Eixample y Santa Eugenia) y norte de la ciudad (margen izquierdo del río Ter), probablemente asociados a las principales vías de comunicación (tanto de tráfico rodado como ferroviario). La única estación de medición oficial en el área urbana muestra valores concordantes con la señal SIRM: valores medios y bajos de los distintos contaminantes atmosféricos. Además, recientemente un estudio impulsado por el gobierno regional y realizado por el laboratorio SmartCatalonia consistente en la medición ininterrumpida de la presencia de contaminantes en cuatro puntos de la ciudad, ha determinado que la polución de la ciudad es, en general, baja siendo una ciudad adecuada incluso para grupos sensibles a la contaminación atmosférica.

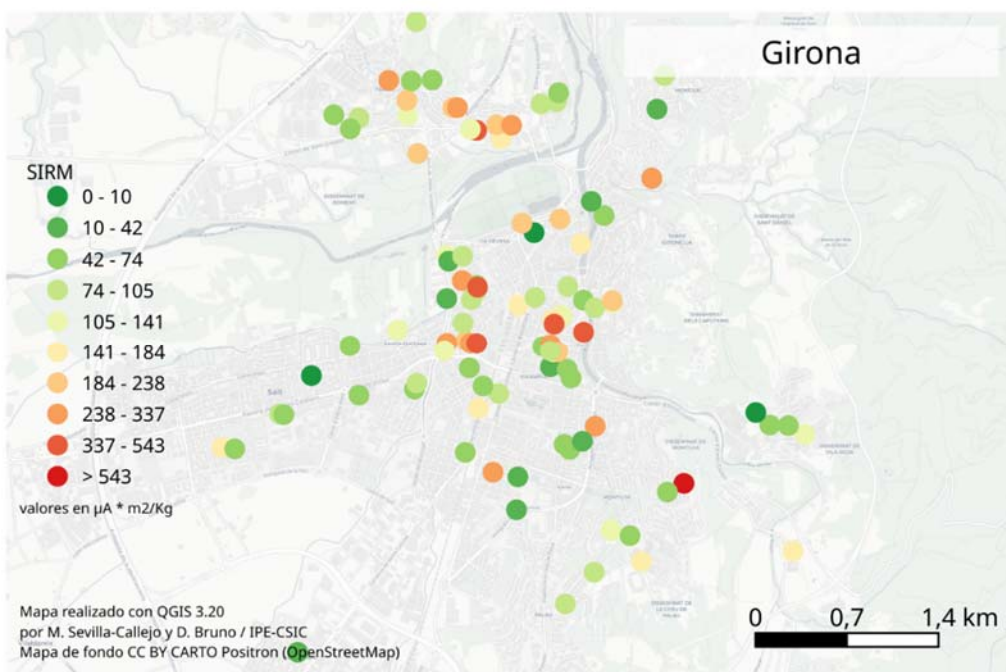


Figura 34. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Girona.

Villanueva de la Serena (Badajoz)

Como era de esperar en una zona rural, Villanueva de la Serena mostró valores bajos de SIRM en la inmensa mayoría de la localidad (Figura 35), ya que solo se encontraron unos pocos valores puntuales moderados-altos asociados a dos de las principales calles de la localidad (zona Hernán Cortés y Avenida de Chile). De hecho, junto a las áreas rurales de Zaragoza y Teruel fue la zona objetivo del estudio con menores valores SIRM. No existe ninguna estación oficial de medición cercana, pero a tenor de los resultados observados, parece que, salvo focos puntuales y temporales de contaminación, la contaminación atmosférica es baja.

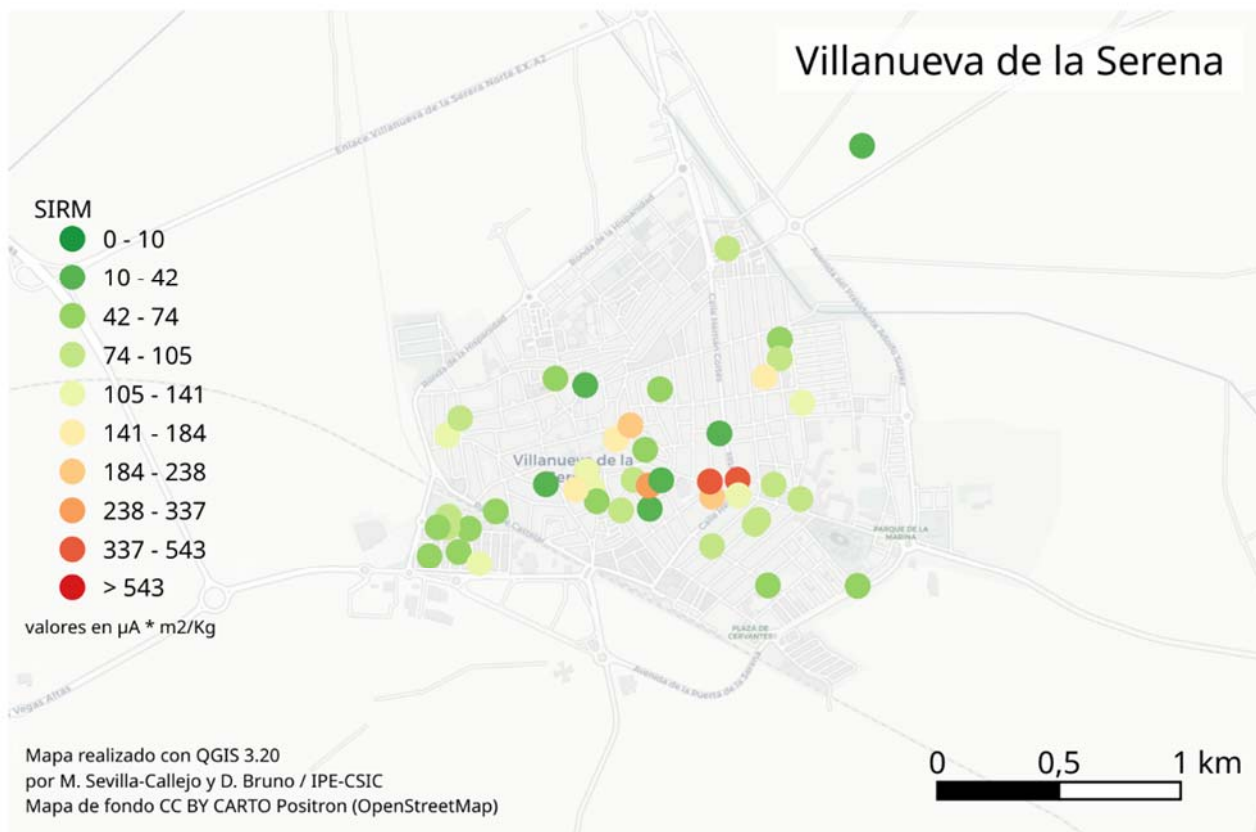


Figura 35. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Cambre (A Coruña)

Áreas rurales de Teruel y Zaragoza

La señal SIRM de los pueblos objetivo de Teruel (Báguena, Luco del Jiloca, El Poyo del Cid; Figuras 36-38) y Zaragoza (Luna, Las Pedrosas y Erla; Figura 39-41) mostraron los menores valores SIRM de todas las localidades estudiadas. Como se les presuponía a pueblos con poca densidad de población, poco tráfico y ausencia de actividades industriales, la presencia de contaminantes atmosféricos de origen antrópico es muy limitada, encontrándose apenas unos pocos valores moderados aislados asociados a focos muy locales de contaminación con escasa relevancia a escala de localidad.



Figura 36. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de El Poyo del Cid (Teruel)

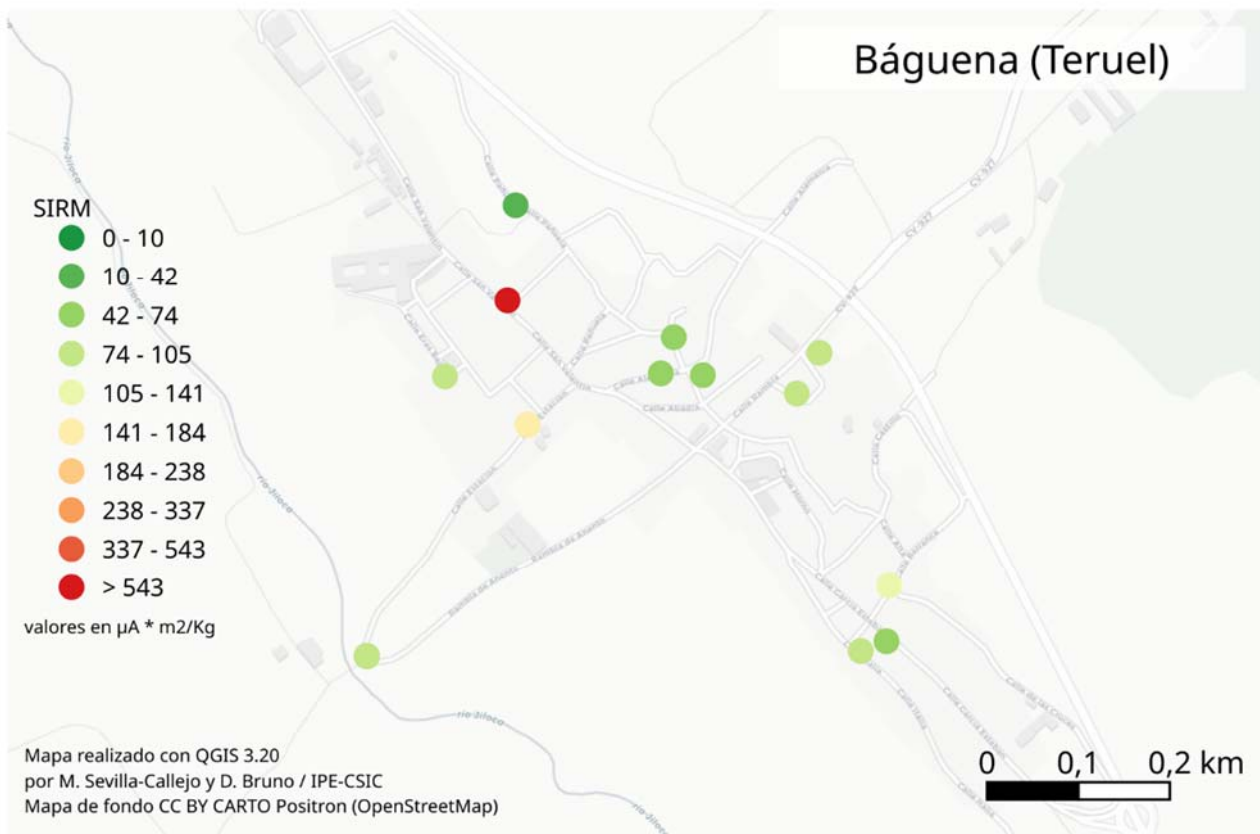


Figura 37. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Báguena (Teruel)

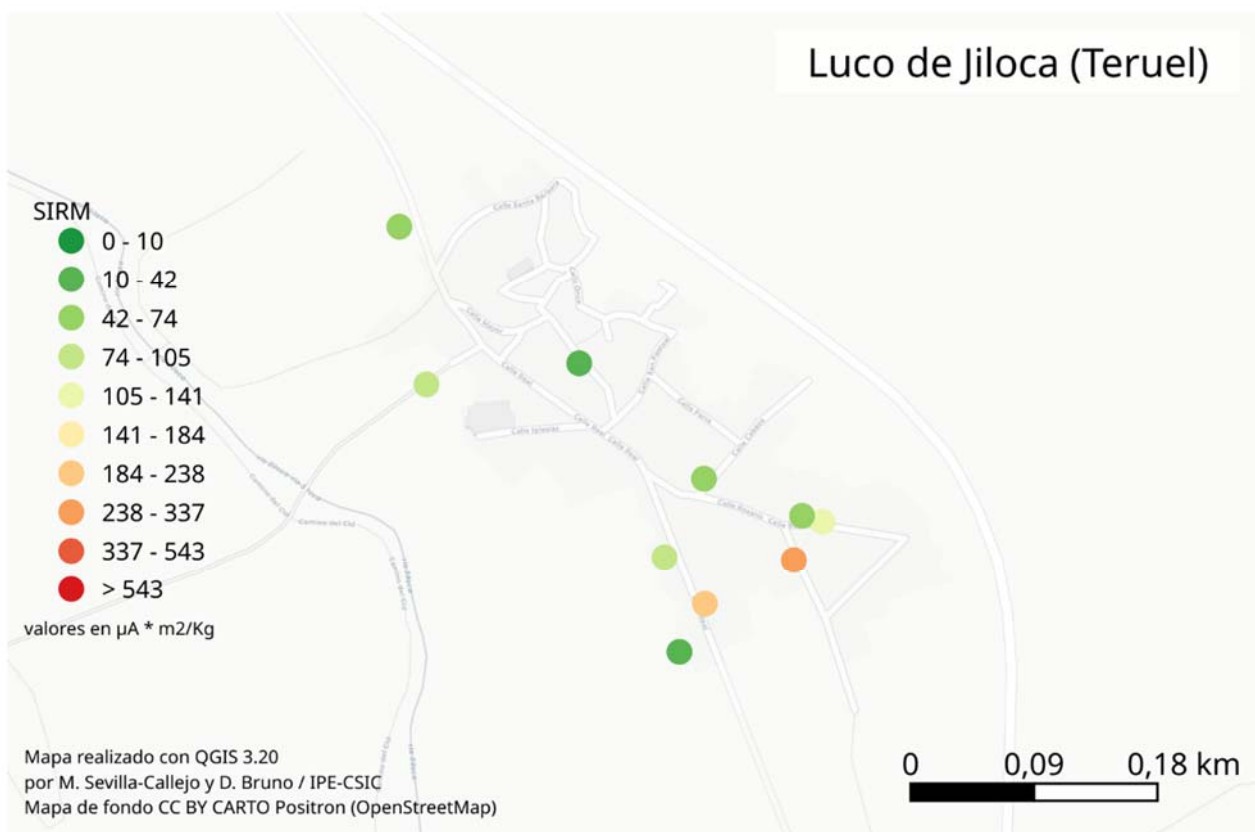


Figura 38. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Luco de Jiloca (Teruel)

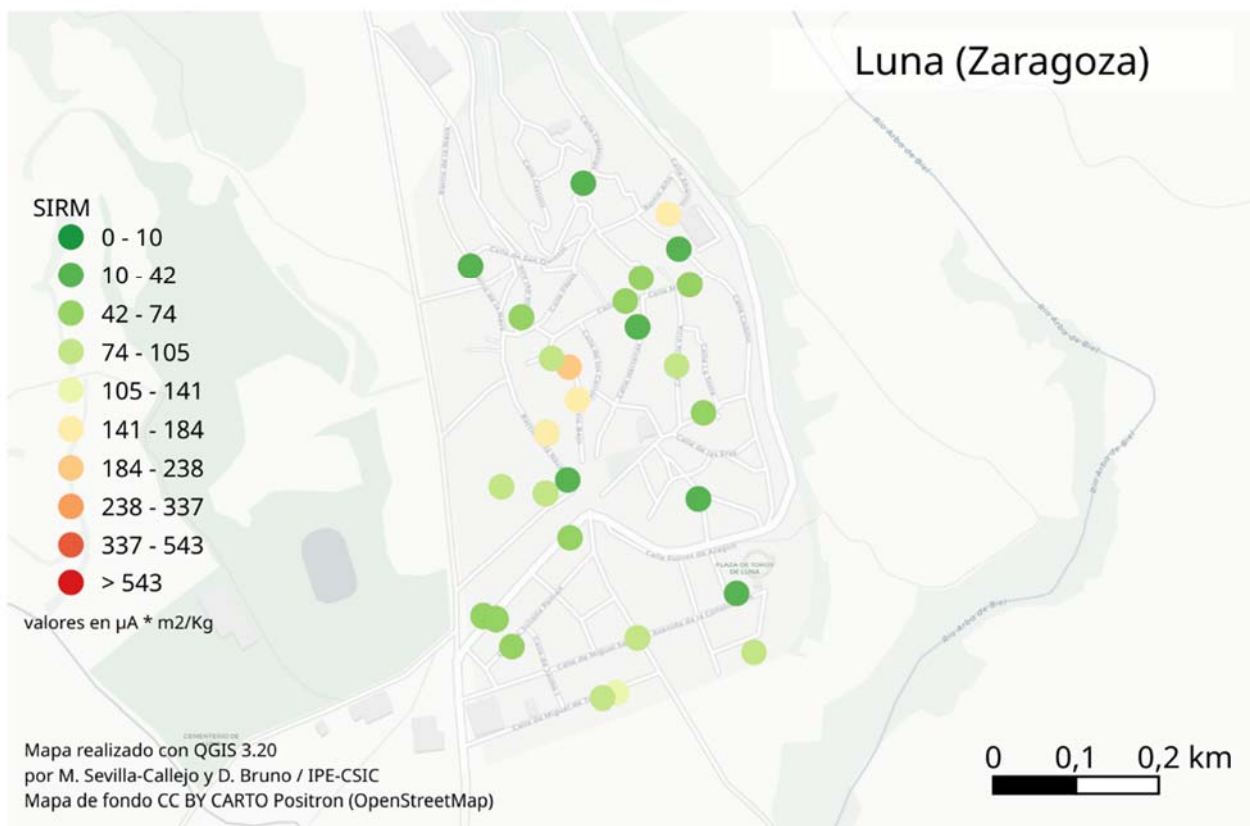


Figura 39. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Luna (Zaragoza)



Figura 40. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Las Pedrosas (Zaragoza)

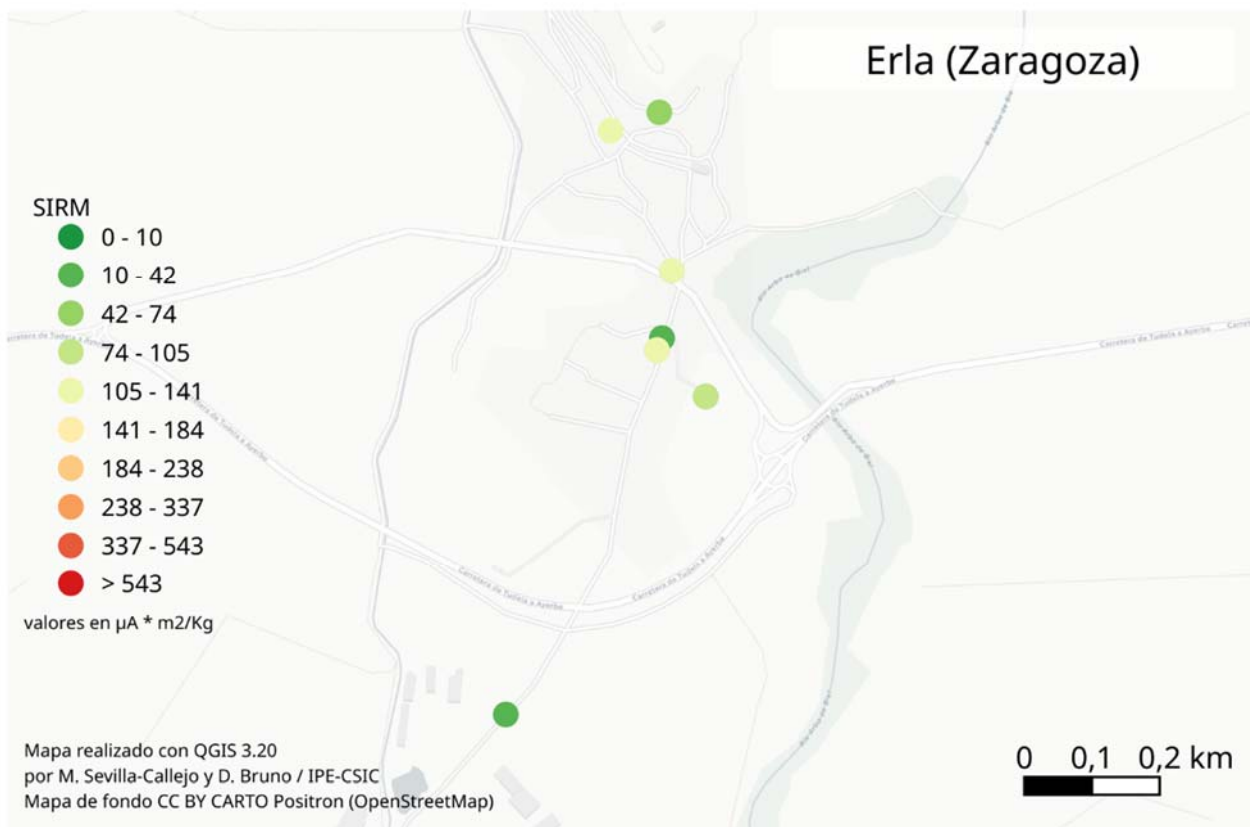


Figura 41. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Erla (Zaragoza)

Comparativa temporal entre ciudades (2019-2020)

En aquellas ciudades que han participado en ambas ediciones de Vigilantes del Aire hemos realizado una comparativa temporal. Aunque no se observan cambios sustanciales en el patrón espacial general de la señal SIRM entre las ciudades estudiadas en ambas ediciones (Barcelona, Vitoria, Zaragoza, y Burgos, Tabla 4), sí que parece observarse una ligera bajada de la señal media y/o mediana de la SIRM prácticamente en todas las áreas excepto Burgos, que al igual que en la edición anterior se mantiene estable en valores bajos. Resaltar que Granada fue excluida del análisis por haberse incluido este año la localidad de Atarfe (donde se concentran gran parte de las muestras repartidas en 2020), lo que podría distorsionar los resultados del análisis.

Tabla 4. Tabla comparativa de los datos SIRM (media en $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$) de las hojas de fresa de las ciudades que han sido estudiadas tanto en 2019 como en 2020.

Zona	Muestras 2019	Muestras 2020	SIRM 2019	SIRM 2020	Total
Barcelona	283	153	528	429	493
Vitoria	197	131	414	413	414
Zaragoza	297	154	283	246	270
Burgos	218	91	164	159	162

Los test de Mann-Whitney mostraron diferencias significativas (p -valor <0.001) entre los valores SIRM de 2019 y 2020 para todas las ciudades salvo Burgos (Figura 42) lo que también se refleja en los cambios en los valores de contaminantes observados por las redes oficiales de medición entre 2019 y 2020. Aunque la magnitud de la señal SIRM parece haber descendido se mantienen los patrones observados dentro de cada ciudad en ambos periodos: Barcelona presenta altos valores generalizados (Figura 43), Vitoria un patrón decreciente Norte-Sur (Figura 44), Zaragoza presenta los mayores valores concentrados en el centro de la ciudad y margen derecha (Figura 45) y Burgos mantiene una señal baja en la mayor parte de la ciudad en ambos periodos (Figura 46).

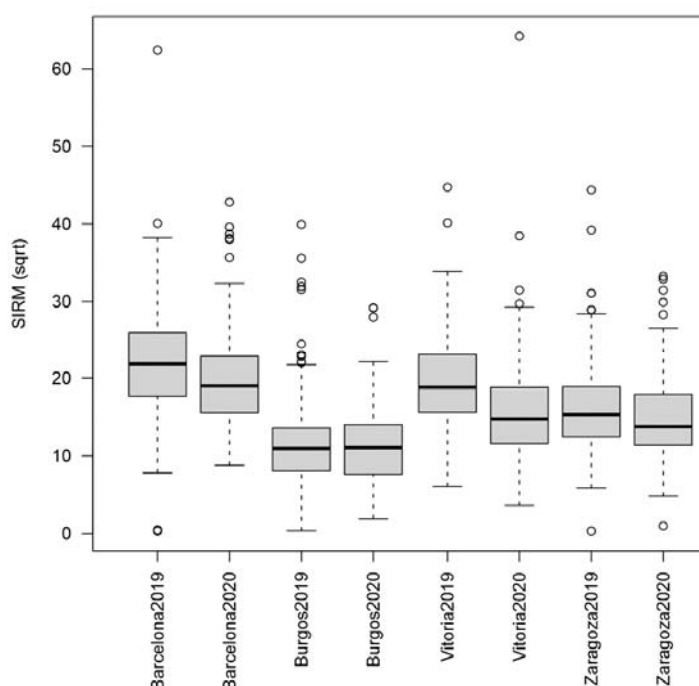


Figura 42. Diagrama de cajas mostrando las señales $\sqrt{\text{SIRM}}$ ($\mu\text{A}/\text{m}^2$) de las zonas estudiadas en 2019 y 2020 (se muestra la mediana como línea central dentro de la caja que corresponde a los cuartiles 25 y 75).

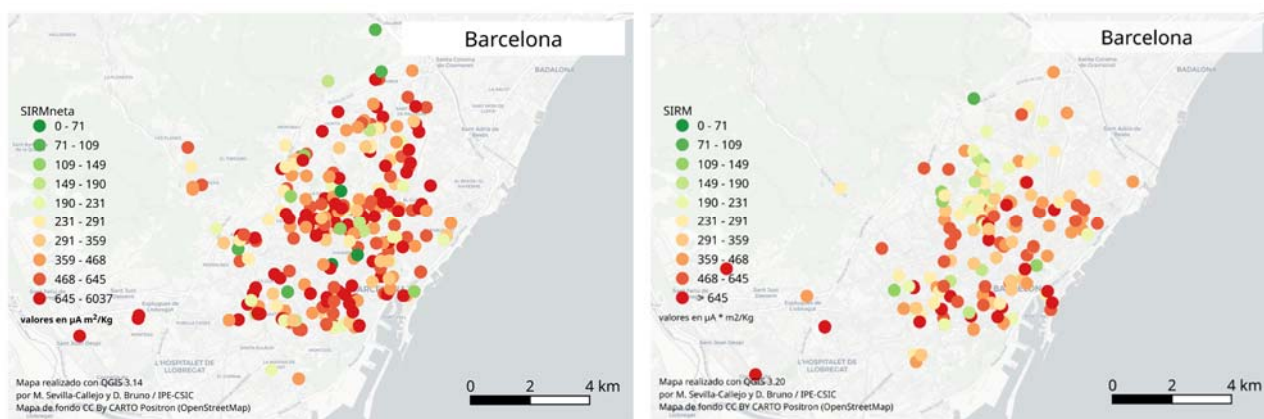


Figura 43. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Barcelona en 2019 (izquierda) y 2020 (derecha) con la misma leyenda y umbrales en ambos periodos.

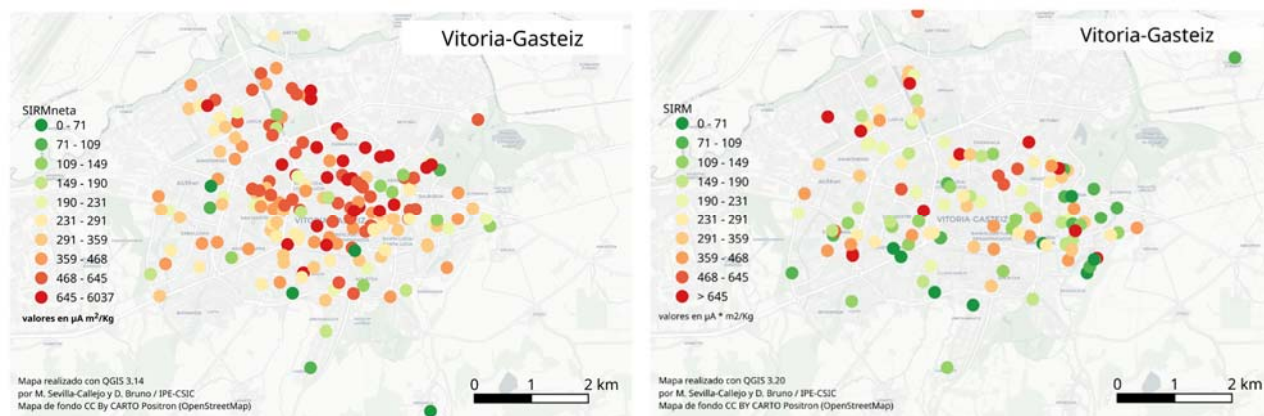


Figura 44. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Vitoria-Gasteiz en 2019 (izquierda) y 2020 (derecha) con la misma leyenda y umbrales en ambos periodos.

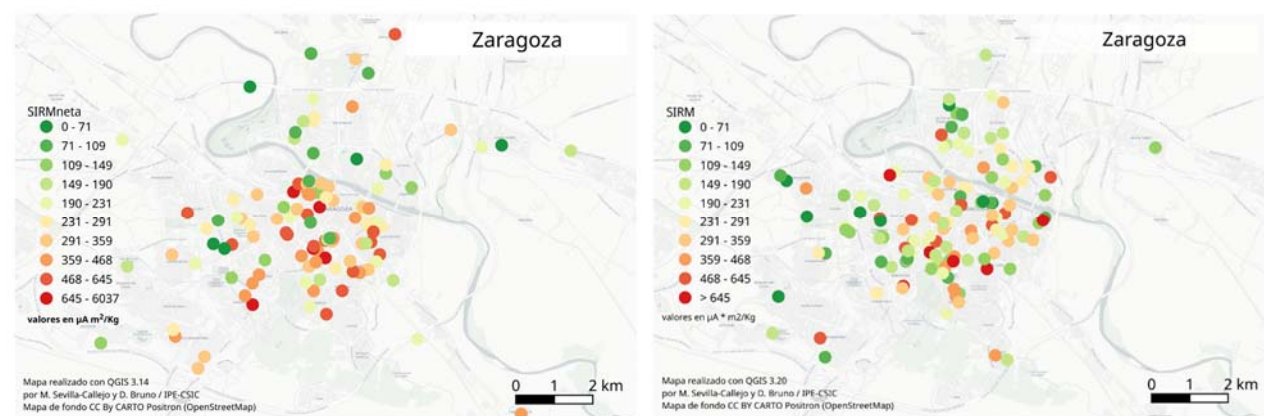


Figura 45. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Zaragoza en 2019 (izquierda) y 2020 (derecha) con la misma leyenda y umbrales en ambos periodos.

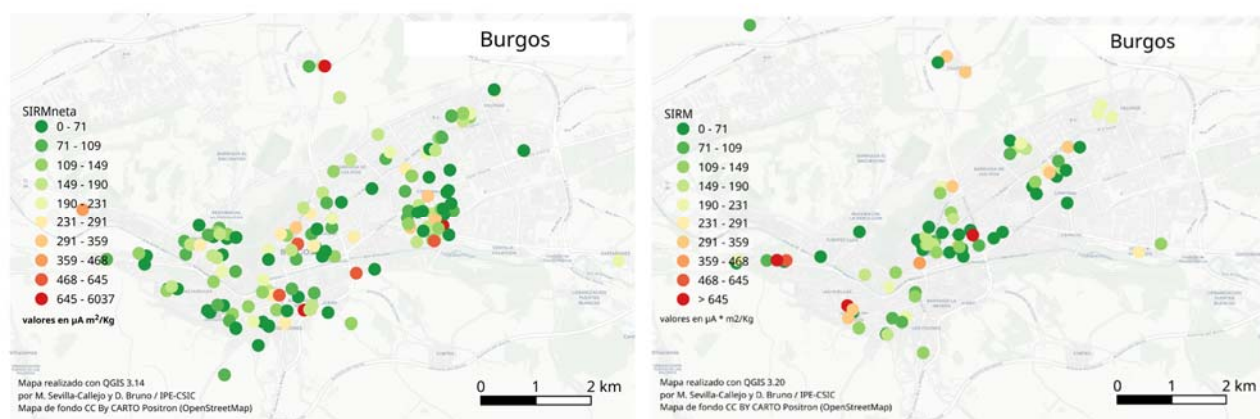


Figura 46. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Burgos en 2019 (izquierda) y 2020 (derecha) con la misma leyenda y umbrales en ambos periodos.

Aunque es cierto que el año 2020 ha supuesto una reducción de contaminación en las principales ciudades españolas como consecuencia de las restricciones de movilidad impuestas para intentar controlar la pandemia de COVID-19, esta reducción ha tenido un carácter temporal y su efecto ha sido menor del inicialmente estimado (Briz-Redón *et al.*, 2021; Querol *et al.*, 2021). Hay que tener en cuenta que esta comparación es de carácter meramente exploratorio ya que las macetas no se ubicaron exactamente en los mismos lugares dentro de la ciudad (aunque sí cubriendo un área similar). Además, dado que en esta edición se ha ampliado la cobertura geográfica del proyecto (pasando de 6 a 17 localidades), el número de muestras por ciudad fue sensiblemente menor en 2020 que en 2019. Finalmente, el tiempo de exposición de las plantas ha sido ligeramente inferior en 2020 (más de 2 meses) que en 2019 (más de 3 meses) por lo que las variaciones temporales detectadas tienen que ser tomadas con cautela.

3.3 Consideraciones finales

En función de los resultados observados, y más allá de outliers (plantas excesivamente protegidas que no reflejan la contaminación de la zona) y focos de contaminación locales difícilmente detectables (salidas de humos, fumar cerca de la planta, quemas agrícolas etc.), la monitorización de la calidad del aire con biosensores como fresas en un marco de la ciencia ciudadana, es una herramienta muy útil y asequible económica- y logísticamente, al mismo tiempo que aumenta el conocimiento y formación de los ciudadanos participantes, estableciendo interesantes sinergias entre ciudadanía, monitorización ambiental y ciencia. Por lo tanto, el uso de biosensores como las plantas de fresa pueden ser muy útiles para las administraciones públicas en lo que a gestión ambiental y mitigación de la contaminación atmosférica se refiere, especialmente en áreas rurales donde esta información es escasa. La colaboración ciudadana permite identificar a través formularios específicos, como el utilizado en este proyecto, información complementaria muy valiosa (ej. orientación de la planta, grado de protección) para una evaluación más precisa de la calidad del aire en sus zonas de residencia.

Uno de los principales hándicaps existentes en el uso de biosensores para el monitoreo de la contaminación de una manera sistemática, es que más allá de la comparación con valores obtenidos en otras áreas geográficas, no hay umbrales objetivos o valores oficiales que determinen a partir de qué umbral de SIRM se considera un área con buena calidad del aire o con presencia de contaminación, así como los riesgos para la salud asociados, por lo que los valores obtenidos son orientativos y sirven principalmente para estudios comparativos en el tiempo o el espacio. Por otro lado, el uso de estos biosensores permite tener un proxy de la contaminación en pueblos y áreas rurales donde no existe este tipo de información. Esto redundaría en una mejora gestión ambiental del mundo rural y que tanto las autoridades locales como la población, puedan poder tomar decisiones informadas al respecto. En este sentido, la técnica SIRM resulta prometedora, pues fue

capaz de detectar fuentes de contaminación local (ej. carreteras, vías de acceso principales) en las zonas rurales, que de otra manera habrían pasado desapercibidas.

Los patrones de la señal SIRM obtenidos ponen de manifiesto que todavía hay mucho margen de mejora respecto a la calidad del aire en las ciudades españolas, tal y como confirma el último informe del MITECO (2021). En lo referente al tráfico, las mejoras deberían incluir la reducción en el número de vehículos particulares, fomento de la bicicleta, patinetes y transporte público, implantación de tecnologías más limpias (haciendo énfasis en la reducción del parque de vehículos diésel y actividad industrial; Pérez-Martínez & Monzón de Cáceres, 2008). En lo referente a las calefacciones, sería conveniente realizar inventarios municipales de los sistemas de calefacción, con el que poder hacer una estimación de su impacto relativo en los valores de contaminación local. El fomento de sistemas de calefacción y agua caliente basados en energía solar, así como la revisión periódica de los sistemas de calefacción domésticos, pueden contribuir a minimizar sus emisiones a la atmósfera. En paralelo, sería deseable una mayor regulación sobre el uso de biomasa como combustible de uso doméstico (principalmente calefacción) e industrial. De manera similar, la quema de residuos agrícolas al aire libre debe contar con una regulación más rígida que prohíba esta actividad en condiciones atmosféricas de estabilidad, que puedan favorecer el estancamiento de estas emisiones en la capas bajas de la atmósfera. Además, se echa en falta un mayor monitoreo de la PM_{2.5} y sus efectos sobre la salud, dado que no todas las estaciones oficiales de contaminación cuentan con un medidor de PM_{2.5}. Un ejemplo muy ilustrativo de los efectos positivos que tendría una reducción de este tipo de contaminación, es que si las áreas metropolitanas de Madrid y Barcelona cumplieran los valores de partículas PM_{2.5} que recogen las directrices de la OMS (10 µg/m³ de media anual), podrían evitarse 689 y 1297 muertes prematuras al año respectivamente (Khomenko *et al.*, 2021). En este sentido, Khomenko y colaboradores (2021) concluyen que la legislación europea actual no protege suficiente la salud de las personas, por lo que los límites máximos permitidos de NO₂ y PM_{2.5} deberían ser revisados para garantizar la salud de la población europea.

Esta investigación basada en la ciencia ciudadana es el punto de partida de un análisis científico más profundo sobre la concentración de contaminantes en ambientes urbanos y su relación con factores como el tráfico, entramado urbano, usos del suelo, calefacciones o la distancia a áreas industriales. Con la edición de Vigilantes del Aire 2020 se amplían las áreas de 6 a 17, aumentando la representatividad espacial de los datos y conformando un set de datos amplio que permitan análisis más profundos y detallados de las causas subyacentes de los patrones observados. Entre ellos, la realización de análisis independientes de las zonas en los que se incluyan variables a escala local que puedan explicar el patrón observado (ej. viento dominante, condiciones meteorológicas, fuentes de emisión de contaminantes, etc.).

4. Agradecimientos

Queremos agradecer además de a la Fundación Española de Ciencia y Tecnología-Ministerio de Ciencia e Innovación, financiadora de este proyecto, a todos los científicos ciudadanos que desinteresada- pero apasionadamente han contribuido a aumentar nuestro conocimiento sobre la calidad del aire en España en esta edición de Vigilantes del Aire 2020.

Una mención especial merecen los embajadores regionales y coordinadores locales de cada ciudad y pueblo así como sus respectivos equipos sin los que no habría sido posible llegar a tantos rincones de la geografía española.

Granada	Fundación Descubre
Barcelona	Ideas for Change
Vitoria	Centro Estudios Ambientales
Castellón	Universitat Jaume I

Las Pedrosas (Zaragoza)	Ayuntamiento
Gerona	Universidad de Gerona-Facultad de Ciencias
Erandio	Asociación Herri Bideak Kate Barik en Erandio
Torrelavega	Árboles de Torrelavega
Madrid	Medialab Prado
Burgos	UBU (Oficina Verde de la Universidad de Burgos)
Villanueva de la Serena (Badajoz)	Ayuntamiento
Madrid	Ayuntamiento
El Poyo del Cid (Teruel)	CRA Eras Jiloca
Pontevedra	IES Antón Losada Diéguez
Algeciras	Colegio La Inmaculada
Valencia	Escuela Superior de Ingeniería de la Universidad de Valencia
Zaragoza	IUCA

Agradecer también a la Dra. María Felicidad Bógalo y el Dr. Juan José Villalaín del laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad de Burgos por su colaboración en este proyecto, a través de sus instalaciones y compartiendo sus profundos conocimientos sobre magnetismo ambiental.

Finalmente, dar las gracias a Ana García-Ramos por su inestimable ayuda en la realización de los análisis de las propiedades magnéticas de las hojas de fresa.

5. Referencias

AENA (2018). Estadísticas de tráfico aéreo. Acedido a través de <http://www.aena.es/es/corporativa/estadisticas-trafico-aereo.html>

Álvarez, C. (2018). *El aire que respiras: La contaminación atmosférica en las ciudades*. Observatorio salud y medio ambiente, Madrid, España.

Ayuntamiento de Burgos (2016). Informe de calidad del aire en burgos 2015. Servicio de Sanidad y Medio Ambiente, Burgos, España. Acedido a través de <http://www.aytoburgos.es/archivos/medio-ambiente/articulo/documentos/informe-calidad-del-aire-en-burgos-2015.pdf>

Ayuntamiento de Madrid (2021). Calidad del Aire de Madrid 2020. Dirección General de Sostenibilidad y Control Ambiental, Madrid, España. http://www.mambiente.munimadrid.es/opencms/export/sites/default/calair/Anexos/Memorias/MEMORIA_2020.pdf

Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz-Gasteiz (2018). La Contaminación Atmosférica en Vitoria-Gasteiz en 2017 Departamento de Medio Ambiente y Espacio Público, Vitoria-Gasteiz. Acedido a través de <https://www.vitoria-gasteiz.org/docs/wb021/contenidosEstaticos/adjuntos/es/33/32/83332.pdf>

Ayuntamiento de Zaragoza (2020). Situación de la Calidad del aire en la ciudad de Zaragoza en el año

2019. Servicio de medio ambiente y sostenibilidad: sección de prevención ambiental, Zaragoza, España. Accedido a través de <https://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/calidad-aire/MA-CalidadAire-Informe-anual-2019.pdf>
- Barrena-Herrán, M. (2017). Morfología urbana y calidad del aire: un caso aplicado en Vitoria-Gasteiz. Tesis de Master, Universidad de Cantabria.
- Briz-Redón, Á., Belenguer-Sapiña, C., & Serrano-Aroca, Á. (2021). Changes in air pollution during COVID-19 lockdown in Spain: a multi-city study. *Journal of Environmental Sciences*, 101, 16-26.
- Brunekreef, B., & Holgate, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341), 1233-1242.
- Casquero-Vera, J.A. (2016). Diagnóstico de la Calidad del Aire del Área Metropolitana de Granada. Tesis de Fin de Master, Universidad de Granada, España
- Castanheiro, A., Hofman, J., Nuyts, G., Joosen, S., Spassov, S., Blust, R., ... & Samson, R. (2020). Leaf accumulation of atmospheric dust: Biomagnetic, morphological and elemental evaluation using SEM, ED-XRF and HR-ICP-MS. *Atmospheric Environment*, 221, 117082.
- Ceballos *et al.*, 2020. La calidad del aire en el Estado español durante 2019. Ecologistas en Acción. Accedido a través de <https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/2020/06/informe-calidad-aire-2019.pdf>
- Čeburnis, D., & Valiulis, D. (1999). Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Science of the Total Environment*, 226(2-3), 247-253.
- Chen, J., Wang, B., Huang, S., & Song, M. (2020). The influence of increased population density in China on air pollution. *Science of The Total Environment*, 735, 139456.
- Conrad, C. C., & Hilchey, K. G. (2011). A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental monitoring and assessment*, 176(1-4), 273-291.
- Culqui, D. R., Linares, C., Ortiz, C., Carmona, R., & Diaz, J. (2017). Association between environmental factors and emergency hospital admissions due to Alzheimer's disease in Madrid. *Science of The Total Environment*, 592, 451-457.
- de Keijzer, C., Agis, D., Ambrós, A., Arévalo, G., Baldasano, J. M., Bande, S., ... & MED-HISS Study group. (2017). The association of air pollution and greenness with mortality and life expectancy in Spain: A small-area study. *Environment international*, 99, 170-176.
- Declercq, Y., Samson, R., Van De Vijver, E., De Grave, J., Tack, F. M., & De Smedt, P. (2020). A multi-proxy magnetic approach for monitoring large-scale airborne pollution impact. *Science of The Total Environment*, 140718.
- Dehnen-Schmutz, K., Foster, G. L., Owen, L., & Persello, S. (2016). Exploring the role of smartphone technology for citizen science in agriculture. *Agronomy for sustainable development*, 36(2), 25.
- Deniz, M., & Duzenli, S. (2007). The effect of refinery pollution on non-enzymatic foliar defense mechanisms in four evergreen plant species in Turkey. *Acta Physiologiae Plantarum*, 29(1), 71-79.
- Diez-Ojeda, M.; Cordeiro-Bizerra, A.M.; Queiruga-Dios, M.A.; Bruno-Collados, D.; Ibáñez-Hernández, M.C (2019). *Unidad Didáctica Vigilantes del Aire. Ciencia Ciudadana para Monitorizar la Calidad del Aire*; Editorial Q: A Coruña, España. ISBN: 978-84-15575-11-5
- Diez-Ojeda, M.; López-Iñesta, M.; Bruno-Collados, D.; Grimaldo, F.M.; Queiruga-Dios, M.A (2020). *Guía para una ciudadanía sostenible. Vigilantes del Aire. Unidad Didáctica*; Editorial Q: A Coruña, España. ISBN:978-84-15575-13-9.
- Directiva 96/62/CE (1996). Directiva 96/62/CEE del Consejo Europeo sobre evaluación y gestión de la

calidad del aire ambiente en la Unión Europea. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A31996L0062>

Directiva 2004/107/CE (2004). Directiva 2004/107/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de diciembre de 2004, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32004L0107>

Directive 2008/50/CE (2008). Directive 2008/50/CE on air quality and cleaner air in Europe. Official Journal of the European Union. <https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:PT:PDF>.

Ecologistas en Acción (2020). Calidad del aire en la ciudad de Madrid durante 2019, Ecologistas en Acción de Madrid, Madrid, España. <https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/2020/01/info-calidad-aire-madrid-2019.pdf>

Forns, J., Dadvand, P., Foraster, M., Alvarez-Pedrerol, M., Rivas, I., López-Vicente, M., ... & Sunyer, J. (2016). Traffic-related air pollution, noise at school, and behavioral problems in Barcelona schoolchildren: a cross-sectional study. *Environmental Health Perspectives*, 124(4), 529-535.

Fox, T. C., & Guerinot, M. L. (1998). Molecular biology of cation transport in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 49(1), 669-696.

Freire, C., Ramos, R., Puertas, R., Lopez-Espinosa, M. J., Julvez, J., Aguilera, I., ... & Olea, N. (2010). Association of traffic-related air pollution with cognitive development in children. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 64(3), 223-228.

Fundación Ibercivis (2017). Vigilantes del Cierzo: Creación de mapas de calidad del aire a través de la colaboración ciudadana. 22pp, Zaragoza, España

MITECO (2021). Evaluación de la calidad del aire en España 2020. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/informeevaluacioncalidadaireespana2020_tcm30-529210.pdf

Gobierno Vasco. (2020). Informe Anual de la Calidad del Aire de la CAPV. Departamento de Medio Ambiente, Política Territorial y Vivienda. https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/informes_anuales_calidad_aire/es_def/INFORME-ANUAL_2019.pdf

Hofman, J., Maher, B. A., Muxworthy, A. R., Wuyts, K., Castanheiro, A., & Samson, R. (2017). Biomagnetic monitoring of atmospheric pollution: a review of magnetic signatures from biological sensors. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6648-6664.

Hulbert, J. M., Turner, S. C., & Scott, S. L. (2019). Challenges and solutions to establishing and sustaining citizen science projects in South Africa. *South African Journal of Science*, 115(7-8), 1-4.

Jordanova, D., Petrov, P., Hoffmann, V., Gocht, T., Panaiotu, C., Tsacheva, T., & Jordanova, N. (2010). Magnetic signature of different vegetation species in polluted environment. *Studia Geophysica et Geodaetica*, 54(3), 417-442.

Kardel, F., Wuyts, K., Maher, B. A., & Samson, R. (2012). Intra-urban spatial variation of magnetic particles: monitoring via leaf saturation isothermal remanent magnetisation (SIRM). *Atmospheric Environment*, 55, 111-120.

Kardel, F., Wuyts, K., Khavaninzadeh, A. R., Wuytack, T., Babanezhad, M., & Samson, R. (2013). Comparison of leaf saturation isothermal remanent magnetisation (SIRM) with anatomical, morphological and physiological tree leaf characteristics for assessing urban habitat quality. *Environmental pollution*, 183, 96-103.

Kardel, F., Wuyts, K., De Wael, K., & Samson, R. (2018). Biomonitoring of atmospheric particulate pollution

via chemical composition and magnetic properties of roadside tree leaves. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 25994-26004.

Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., ... & Nieuwenhuijsen, M. (2021). Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *The Lancet Planetary Health*, 5(3), e121-e134.

Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., ... & Schneider, J. (2000). Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet*, 356(9232), 795-801.

Martín, A., Caldelas, C., Weiss, D., Aranjuelo, I., & Navarro, E. (2018). Assessment of metal immission in urban environments using elemental concentrations and Zinc isotope signatures in leaves of Nerium oleander. *Environmental science & technology*, 52(4), 2071-2080.

Morawska, L., & Zhang, J. J. (2002). Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures. *Chemosphere*, 49(9), 1045-1058.

Muñiz, I. A., Corral, A. G., Jávega, M. T. M., Pujol, R., & Urruela, J. (2010). La población rural en España: un enfoque a escala municipal. *Economía agraria y recursos naturales*, 10(1), 35-57.

Navarro, E., Baun, A., Behra, R., Hartmann, N. B., Filser, J., Miao, A. J., ... & Sigg, L. (2008). Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi. *Ecotoxicology*, 17(5), 372-386.

Newman, G., Wiggins, A., Crall, A., Graham, E., Newman, S., & Crowston, K. (2012). The future of citizen science: emerging technologies and shifting paradigms. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(6), 298-304.

Orío, A., Pallarés, M., Jiménez, S., Reina, F., Javato, R., Hervás, M., & Cornide, M. J. (2013). Análisis de la calidad del aire en España: evolución 2001–2012. *Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural* Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Pérez Martínez, P. J., & Monzón de Cáceres, A. (2008). Transport energy Consumption in Spain and emission trends. *Observatorio Medioambiental*, 11, 127-147.

Pesch, R., & Schröder, W. (2006). Spatiotemporal variability of metal accumulation in mosses. Analysis of measurement data and metadata by statistics and GIS. *Nova Hedwigia*, 82(3-4), 447-466.

Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., & Heath, C. W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 151(3), 669-674.

Querol, X., Massagué, J., Alastuey, A., Moreno, T., Gangoiti, G., Mantilla, E., ... & Cornide, M. J. (2021). Lessons from the COVID-19 air pollution decrease in Spain: Now what?. *Science of The Total Environment*, 779, 146380.

R Core Team C. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria.

Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-1645>

Real Decreto 678/2014, de 1 de agosto, por el que se modifica el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2014-8898

Real Decreto 39/2017, de 27 de enero, por el que se modifica el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2017-914

- Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., Kempers, A., Jansen, J., & Boonen, B. (2005). Bioaccumulation of Elements in Bryophytes from Serra da Estrela, Portugal and Veluwezoom, the Netherlands (9 pp). *Environmental Science and Pollution Research*, 12(2), 71-79.
- Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., & Kempers, A.J. (2008). A preliminary investigation in using *Pohlia nutans* and *Larix decidua* as biomonitors of air pollution by the coke industry in Walbrzych (SW Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(1): 121-128.
- Sawidis, T., Marnasidis, A., Zachariadis, G., & Stratis, J. (1995). A study of air pollution with heavy metals in Thessaloniki city (Greece) using trees as biological indicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 28(1), 118-124.
- Schröder, W., Hornsmann, I., Pesch, R., Schmidt, G., Markert, B., Fränze, S., ... & Heidenreich, H. (2007). Nitrogen and metals in two regions in Central Europe: Significant differences in accumulation in mosses due to land use?. *Environmental monitoring and assessment*, 133(1-3), 495-505.
- Sparling, D. W., & Lowe, T. P. (1998). Metal concentrations in aquatic macrophytes as influenced by soil and acidification. *Water, air, and soil pollution*, 108(1-2), 203-221.
- Van Dyck, L., Bentouhami, H., Koch, K., Samson, R., & Weyler, J. (2019). Exposure to Indoor Ferromagnetic Particulate Matter Monitored by Strawberry Plants and the Occurrence of Acute Respiratory Events in Adults. *International journal of environmental research and public health*, 16(23), 4823.
- Vázquez, S., Martín, A., García, M., Español, C., & Navarro, E. (2016). Metal uptake of *Nerium oleander* from aerial and underground organs and its use as a biomonitoring tool for airborne metallic pollution in cities. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(8), 7582-7594.
- Vohra, K., Vodonos, A., Schwartz, J., Marais, E. A., Sulprizio, M. P., & Mickley, L. J. (2021). Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. *Environmental Research*, 195, 110754.
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2018). Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban forestry & urban greening*, 30, 98-107.
- WHO. (2016). WHO global urban ambient air pollution database (update 2016). *World Health Organization*.
- Wilson, J. G., Kingham, S., Pearce, J., & Sturman, A. P. (2005). A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research. *Atmospheric Environment*, 39(34), 6444-6462.
- Žáková, Z., & Kočková, E. (1999). Biomonitoring and assessment of heavy metal contamination of streams and reservoirs in the Dyje/Thaya river basin, Czech Republic. *Water science and technology*, 39(12), 225-232.
- Zourou, K. & Tseliou, A. 2020. Academia permeating society through Citizen Science: recommendations for Higher Education Institutions. INOS consortium. <https://inosproject.eu/>