



# VIGILANTES DEL AIRE

Informe científico-técnico



# ÍNDICE

# 01

**Resumen**

pág 4

# 02

**Introducción**

pág 6

# 03

**Metodología**

pág 10

# 04

**Resultado y discusión**

pág 14

*Participación y distribución de muestras  
Señal magnética de las hojas de fresa (SIRM)*

Datos globales

Barcelona

Vitoria-Gasteiz

Zaragoza

Granada

Burgos

Cambre

# 05

**Agradecimientos**

pág 68

# 06

**Referencias**

pág 70

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

Referencia del proyecto: FCT-18-14217

**Autores del informe:**

*Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC)*

*Zaragoza, España*

Daniel Bruno

Miguel Sevilla-Callejo

Enrique Navarro

**Maquetador:**

Alejandro Embid O'Ryan



# 01 Resumen

La contaminación atmosférica por materia particulada y metales supone una amenaza a la salud de los habitantes de las áreas urbanas. Las propiedades químicas y el potencial cancerígeno de los metales, y el hecho que se presenten asociación 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. Normalmente, mediante estaciones de monitorización presentes en nuestras ciudades, las PM y la concentración de metales se miden de forma continua, pero debido a la gran irregularidad en la estructura urbana, estas medidas son de baja resolución espacial y nos dan únicamente indicaciones de un área muy limitada de la ciudad.

En este contexto, se presentan los resultados de la monitorización de la calidad del aire en áreas urbanas españolas a través de Vigilantes del Aire, un proyecto de ciencia ciudadana que utiliza macetas de fresa como biosensores de la calidad del aire. En concreto, utilizamos las propiedades magnéticas de la contaminación metálica acumulada en hojas de fresa (*Fragaria vesca* L.), como bioindicador de la contaminación atmosférica. Se analizó la señal magnética de 1391 muestras que han sido previamente situadas y cuidadas por científicos ciudadanos en el exterior de su vivienda (ventanas, balcones, terrazas, etc.), durante 3 meses entre septiembre de 2019 y febrero de 2020 principalmente en 6 áreas urbanas de España (Barcelona, Vitoria, Zaragoza, Burgos, Granada y Cambre-A Coruña). De manera secundaria, se analizaron las muestras de otras zonas urbanas y rurales españolas, la mayor parte



de ellas en Aragón así como controles cultivados en invernaderos del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

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 PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>0.1</sub>, por lo que permite su utilización como indicador de la calidad del aire y la concentración de contaminantes. 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 tras haber aplicado un campo magnético intenso a un material (en nuestro caso 1 Tesla),



siendo representativa de la materia de metales presentes en la hoja. Los rangos de la SIRM variaron de un mínimo de 0.1  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  a 6037  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  con una media de 310  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  en el conjunto de datos. En general, en torno al 90% de los valores obtenidos se movieron entre 50 y 1000  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$ . Estos valores entran dentro de esta técnica a hojas que han estado expuestas a diferentes concentraciones de contaminantes. En concreto, el valor medio obtenido es levemente superior al obtenido en otros estudios utilizando hojas de fresa para el biomonitorización de áreas con tráfico moderado en Europa. Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas en la señal SIRM entre las distintas zonas del área de estudio. El patrón espacial observado se corresponde, a grandes rasgos, con el esperado inicialmente. Barcelona fue la ciudad con mayor señal, seguida de Vitoria, Zaragoza y

Granada, mostrando todas ellas diferencias significativas tanto entre ellas y como con el resto de zonas. Cambre, Burgos, zonas rurales de Aragón y los controles mostraron una señal baja, significativamente inferior a las anteriormente citadas. Como era de esperar, los niveles de contaminación de las ciudades con mayor población y tráfico rodado parecen contrastar con aquellas menos densamente pobladas, menor intensidad de tráfico y/o actividades industriales contaminantes. La monitorización con biosensores como 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 el 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.



*“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 PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>0.1</sub>, por lo que permite su utilización como indicador de la calidad del aire y la concentración de contaminantes.”*

# O2

## Introducción



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. 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. 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).

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 mm (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>) puede causar bronquitis, cáncer de pulmón y otras enfermedades cardiopulmonares. Además, si esta materia particulada es menor de 10 micrones



(conocida como materia particulada ultrafina - PM<sub>0.1</sub>), su capacidad de penetración es 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 de las emisiones e inmisiones y de su acumulación en los organismos. Actualmente, la red oficial de monitorización de la calidad del aire cuentan con instrumentación precisa para la detección de PM, óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y ozono troposférico. Estas estaciones alcanzan una gran resolución temporal (con medidas en continuo o cada pocos minutos) pero una baja replicación espacial. 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 monitorización de la contaminación atmosférica a escala amplia.

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 polución 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 (Ceburnis & Valiulis, 1999; Pesch & Schröder, 2006; Schröder et al., 2007;), briofitos (Samecka-Cymerman et al., 2005; 2008); algas y planta acuáticas (Sparling & Lowe, 1998; Zakova & Kockova, 1999) han sido utilizadas por su elevada capacidad de bioacumulación. Desde 1950 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 seca por deposición y húmeda por precipitación y acumulan metales en sus partes aéreas. Éstos son también captados desde el suelo por las raíces de las plantas y translocados 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 los estomas de la parte aérea de la planta o a través de otras estructuras, como la base de los pelos (tricomas) (Navarro et al., 2008). Los atributos micromorfológicos de las hojas como pueden ser la cera epicuticular, 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).



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 a escala global, lo que resulta especialmente importante para proyectos de índole ambiental (Conrad & Hilchey 2011), como el monitorización de la calidad del aire y el agua. 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. 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 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 monitorización de 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 antropogénico en ambientes urbanos e industriales (Kardel et al., 2012; 2013; 2018), siendo uno de los proxis más comúnmente usados para la monitorización de PM, NOx, metales pesados (especialmente Zn, Cd, Pb y Cr) y PAHs (Hofman et al., 2017).

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 (Castanheira et al., 2020). Respecto a su atractivo para la ciencia ciudadana, la fresa es una planta de cultivo fácil, y puede permanecer en macetas

varios años dado que es una planta herbácea perenne, atractiva y de aspecto vivaz que retoña todos los años de la misma cepa porque sus raíces permanecen siempre vivas. Su tallo alcanza los 20 cm y podemos encontrar flores y frutos en casi cualquier momento del año. En Vigilantes del Aire, el objetivo general ha consistido en lograr un monitorización de alta resolución de la calidad del aire a través de la ciencia ciudadana en diversas ciudades (Barcelona, Zaragoza, Vitoria, Granada, Burgos) y zonas rurales (de Aragón y Cambre) españolas utilizando plantas de fresa como biosensores, analizando las propiedades magnéticas de sus hojas (SIRM) tras 3 meses de exposición (otoño-invierno 2019-2020).

*“En Vigilantes del Aire, el objetivo general ha consistido en lograr un monitorización de alta resolución de la calidad del aire a través de la ciencia ciudadana”*



# 03 Metodología

A través de la Fundación Ibercivis se distribuyeron 4165 plantas de fresas (*Fragaria vesca* L.) ecológicas a científicos ciudadanos de distintas áreas urbanas entre finales de septiembre y principios de noviembre de 2019 en envases de 10.5 cm de diámetro. La distribución geográfica fue diseñada para cubrir núcleos urbanos de distinto tamaño representativos de los grandes climas peninsulares (Mediterráneo, continental y oceánico): Barcelona (1300 plantas), Aragón (1092 especialmente en Zaragoza), Granada

(495), Vitoria (300), Burgos (585), Cambre (300) y otras zonas (93). Cada uno de los 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 de mayor tamaño, tras tres meses de exposición al ambiente (entre principios de enero y finales de febrero de 2020, dependiendo de la fecha de instalación de la planta en la vivienda) rellenando una ficha con los datos de ubicación de dicha planta para su posterior análisis y mapeado (Figura 1).

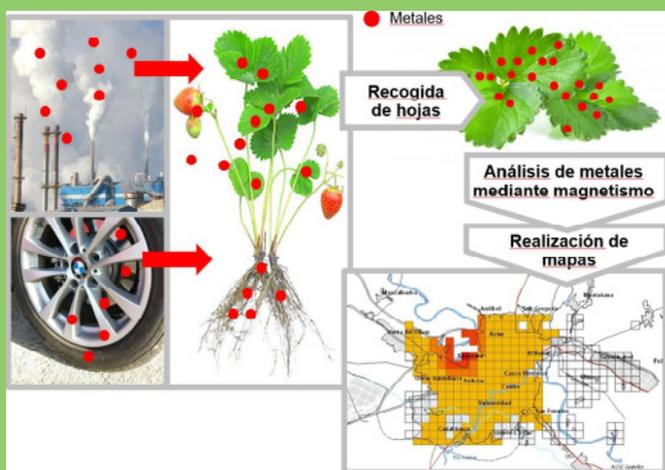


Figura 1. Marco conceptual del proyecto Vigilantes del Aire.

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 la 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).

Se recibieron 1520 muestras en sobres procedentes de los científicos ciudadanos de las diferentes zonas geográficas a las que se añadieron 13 controles que fueron cultivados en invernadero, en las instalaciones del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

Las muestras se dejaron envueltas en los sobres 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.

A continuación, 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 potásico y algodón dentro de un porta-muestras de 10 cm<sup>3</sup> (Figura 3) 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 2. Muestras de hojas de fresa procedentes de las distintas geográficas españolas.

De forma paralela al secado y pesado de las muestras se procedió a una ardua tarea de transcripción y tabulación de los datos contenidos en las fichas de ubicación que acompañaban a las muestras.

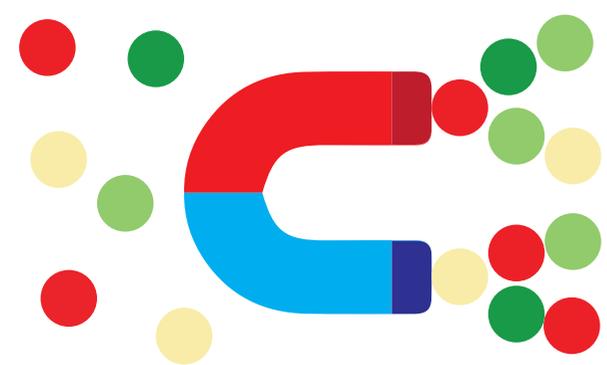
El apartado de dirección de las fichas procedentes de cada muestra sirvieron para poder georeferenciar, localizar en latitud y longitud, cada fresa. Para esta labor, se llevó a cabo un proceso de geocodificación de las direcciones con la ayuda de la API de Google Maps.

Una vez revisados y corregidos los errores de geolocalización de las muestras se representaron cartográficamente la participación y resultados.

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.



Figura 3. Preparación de muestras para el posterior análisis magnético.



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 PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>0.5</sub>, 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 M2T1 (hasta 2 Teslas), que produce una reorientación de las partículas con propiedades magnéticas contenidas en las hojas (Figura 4), lo que facilita posteriormente la detección del magnetismo remanente, que fue realizado con un magnetómetro superconductor 2G 755 de alta sensibilidad (10-12 A m<sup>2</sup>) con sistema desmagnetizador por campos

alternos (Figura 5). 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 16 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. Ésta es además la intensidad más comúnmente utilizada en estudios que aplican la técnica SIRM en material vegetal, lo que permitirá comparaciones con otros estudios similares (Hofman et al., 2017). Además, se realizaron mediciones del magnetismo residual que quedaba tras tandas de 30 muestras para que en caso de detectar una señal levemente significativa ( $\leq 10\text{-}11 \text{ A m}^2$ ) se procediera a la

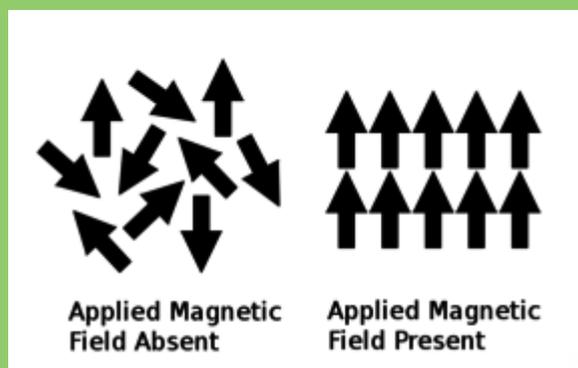
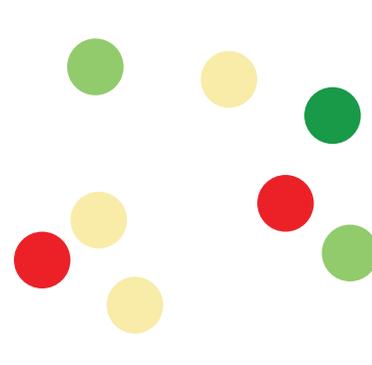
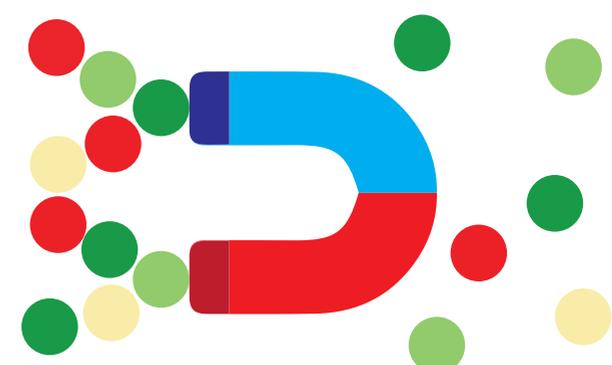


Figura 4. Simplificación de la reorientación de partículas magnéticas en hojas de fresa que tiene lugar tras la aplicación de un campo magnético de alta intensidad (ej. 1 Tesla).



desmagnetización y calibración del aparato. Finalmente los resultados del análisis SIRM se presentaron normalizados por área y masa de la muestra (A m<sup>2</sup> /Kg). Además, se analizó la señal magnética de 22 blancos consistentes en la combinación de algodón, fijador (silicato potásico), papel film en portamuestras de 10 cm<sup>3</sup> 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 señal 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 la Dra. María Felicidad Bógaló y el Dr. Pablo Calvín.



Finalmente, se aplicaron modelos lineales generalizados y selección automatizada del mejor modelo utilizando las variables estandarizadas media=0; SD=1) (i.e., la combinación más óptima de variables, incluyendo las interacciones entre las mismas, en base al valor más bajo del Criterio de Información Bayesiano- BIC; Calcagno & Mazancourt, 2010), Kruskal-Wallis y Wilcoxon post-hoc tests, para determinar si existían diferencias significativas (p-valor < 0.05) entre los valores de  $\sqrt{\text{SIRM}}$  de las distintas zonas, grado de protección contra el viento, orientación de la planta y números de días expuestas. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el software libre R (R Core Team, 2019)



Figura 5. Magnetómetro superconductor 2G 755 de alta sensibilidad (10-12 A m<sup>2</sup>) con sistema desmagnetizador por campos alternos, utilizado para los análisis SIRM.

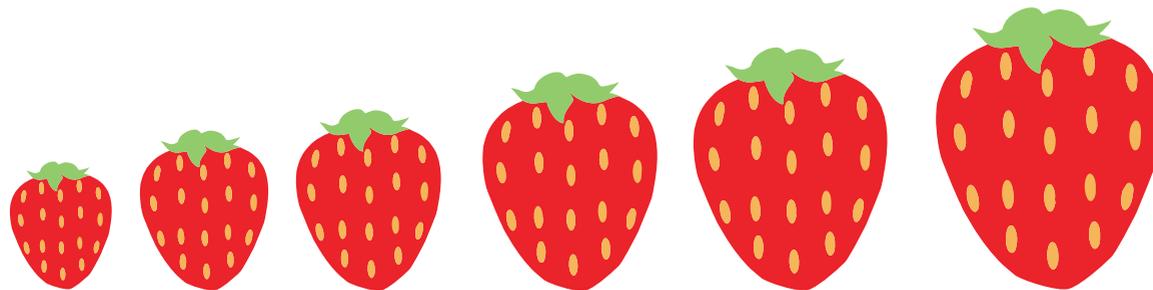
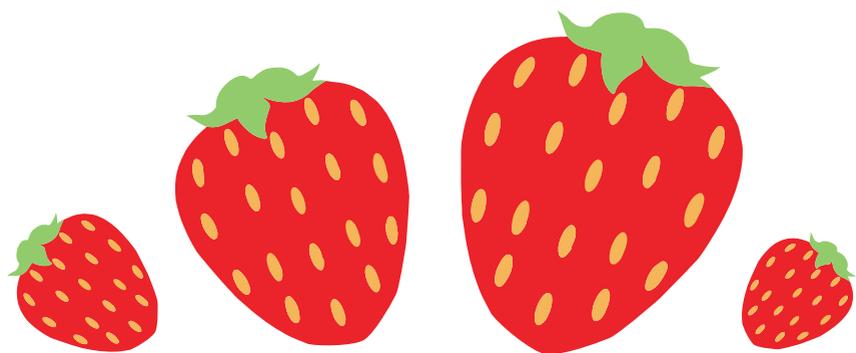
# 04

## Resultados y discusión

### Participación y distribución de muestras

En total se recibieron 1520 muestras de las distintas zonas geográficas españolas lo que supone un 36,5% de las plantas de fresa repartidas, cifra que consideramos exitosa al ser superior 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). Además, hay que tener en cuenta que se buscó maximizar la inclusividad, por lo que el esquema de distribución de planta buscó integrar a colectivos desfavorecidos y sin acceso a medios telemáticos lo que ha dificultado el acompañamiento durante el proyecto, lo que puede haber afectado negativamente a la tasa de retorno de planta. Dado el gran potencial de las nuevas tecnologías en mejorar el rendimiento de la ciencia ciudadana (Newman et al., 2012), el porcentaje de retorno podría incrementarse en futuras campañas utilizando formularios de registro de planta online y aplicaciones para smartphones que permitan una identificación y localización temprana de

la muestra, y por ende, el acompañamiento telemático durante todo el proyecto (información sobre monitorización de calidad del aire, consejos de cuidado, recordatorio de envío, etc.). Sin embargo, el diseño de los proyectos de ciencia ciudadana debe perseguir una participación lo más inclusiva posible, 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, no siempre es tenido suficientemente en cuenta en este tipo de proyectos (Dehnen-Schmutz et al., 2016).



La distribución espacial de las muestras recibidas que contenían datos para ser correctamente georreferenciadas fue la siguiente (**Figura 6**): Barcelona (283), Zaragoza (319), Granada (227), Vitoria (224), Burgos (218), Cambre (73), zonas rurales de Aragón (83) y otras zonas (93). La distribución de macetas en cada área geográfica parece adecuada para cubrir el gradiente de los distintos tipos de núcleos urbanos a nivel nacional (desde núcleos de población dispersos como las zonas rurales de Aragón con <10 hab/km<sup>2</sup> a densamente poblados como Barcelona >10 000 hab/km<sup>2</sup>; Muñiz et al., 2010). Hay que tener en cuenta, que pese al elevado número de macetas repartidas, <10% de las muestras

recibidas se localizaron en zonas no objetivo del proyecto. Esta es una de las grandes ventajas de la ciencia ciudadana aplicada a la monitorización de la calidad del aire, 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)

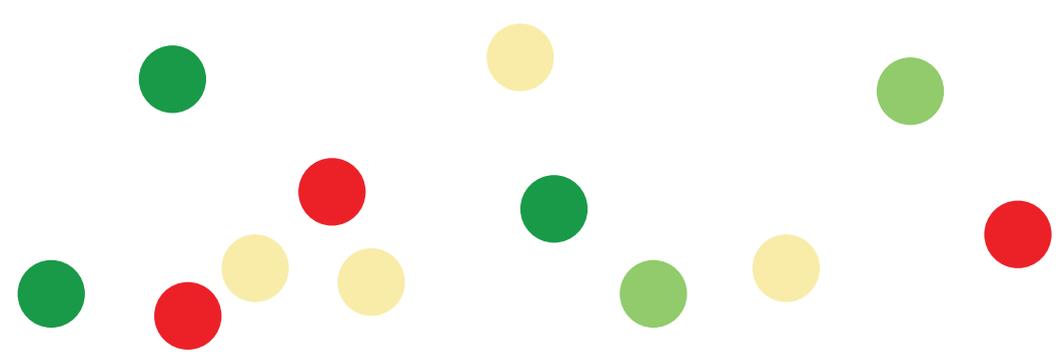


“En total se recibieron 1520 muestras de las distintas zonas geográficas españolas”

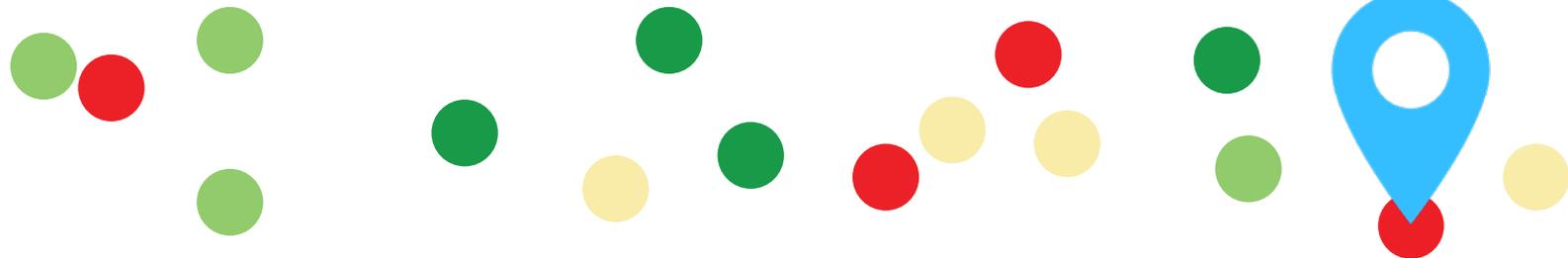


Respecto a la distribución de las plantas dentro de las distintas áreas urbanas, en general, todas presentaron una distribución de puntos representativa del área de estudio gracias a la labor de los coordinadores y repartidores locales que hicieron un esfuerzo por tener una distribución y participación balanceada geográfica y socialmente. En concreto, Barcelona (**Figura 7**) y Vitoria (**Figura 8**) presentaron redes de biomonitorización extraordinariamente distribuidas por las respectivas área metropolitanas, lo que permitirá la aplicación de algoritmos de interpolación para convertir los mapas de intensidad magnética puntuales en espacialmente continuos con una alta precisión espacial. A continuación, Zaragoza (**Figura 9**), Granada (**Figura 10**) y Burgos (**Figura 11**) presentan una buena cobertura aunque con algunas pequeñas agrupaciones espaciales en el casco urbano en el caso de Zaragoza, en el Norte y Sur de la ciudad de Granada, y entorno al barrio de Gamonal en Burgos. Finalmente, las particularidades del tejido urbano de Cambre donde la población se aglutina en torno a pequeños concejos alternados con otras manchas de territorio más rurales, marcan la distribución y agrupación de las plantas de fresa en esta zona. 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 es una pequeña muestra de las sinergias que pueden darse entre ciencia ciudadana y la monitorización ambiental. Se ha evidenciado que la participación ciudadana permite amplificar 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, actividades de difusión del proyecto (no todas las que habría gustado como consecuencia de las restricciones impuestas por la pandemia de SARS-CoV-2) y herramientas como la Unidad Didáctica elaborada en el marco de este proyecto con un público objetivo que abarcaba desde infantil a bachillerato (Díaz-Ojeda et al., 2019). 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 costeefectividad) 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).



**Figura 6. Distribución de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación.**







# Vitoria-Gasteiz

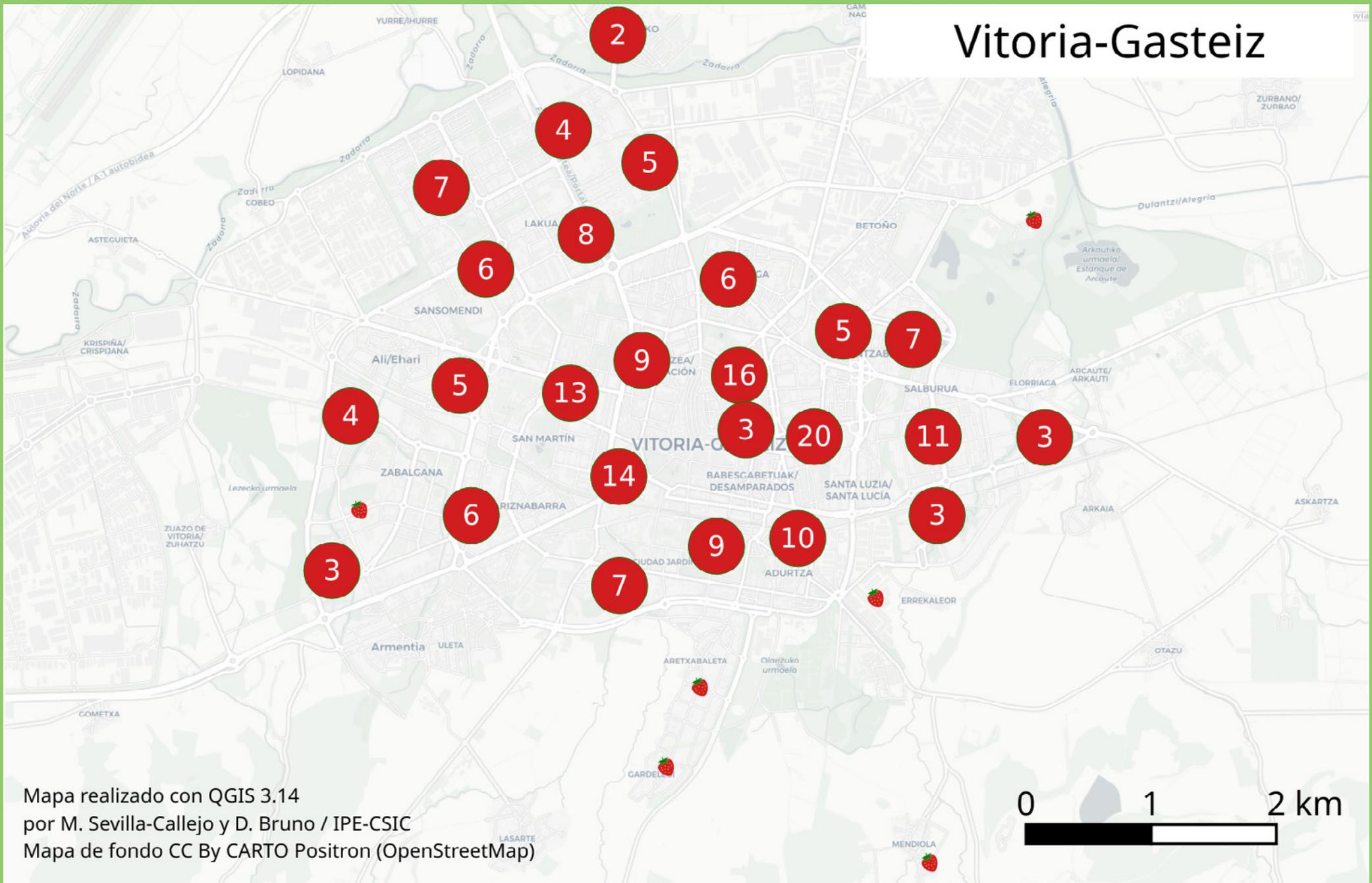
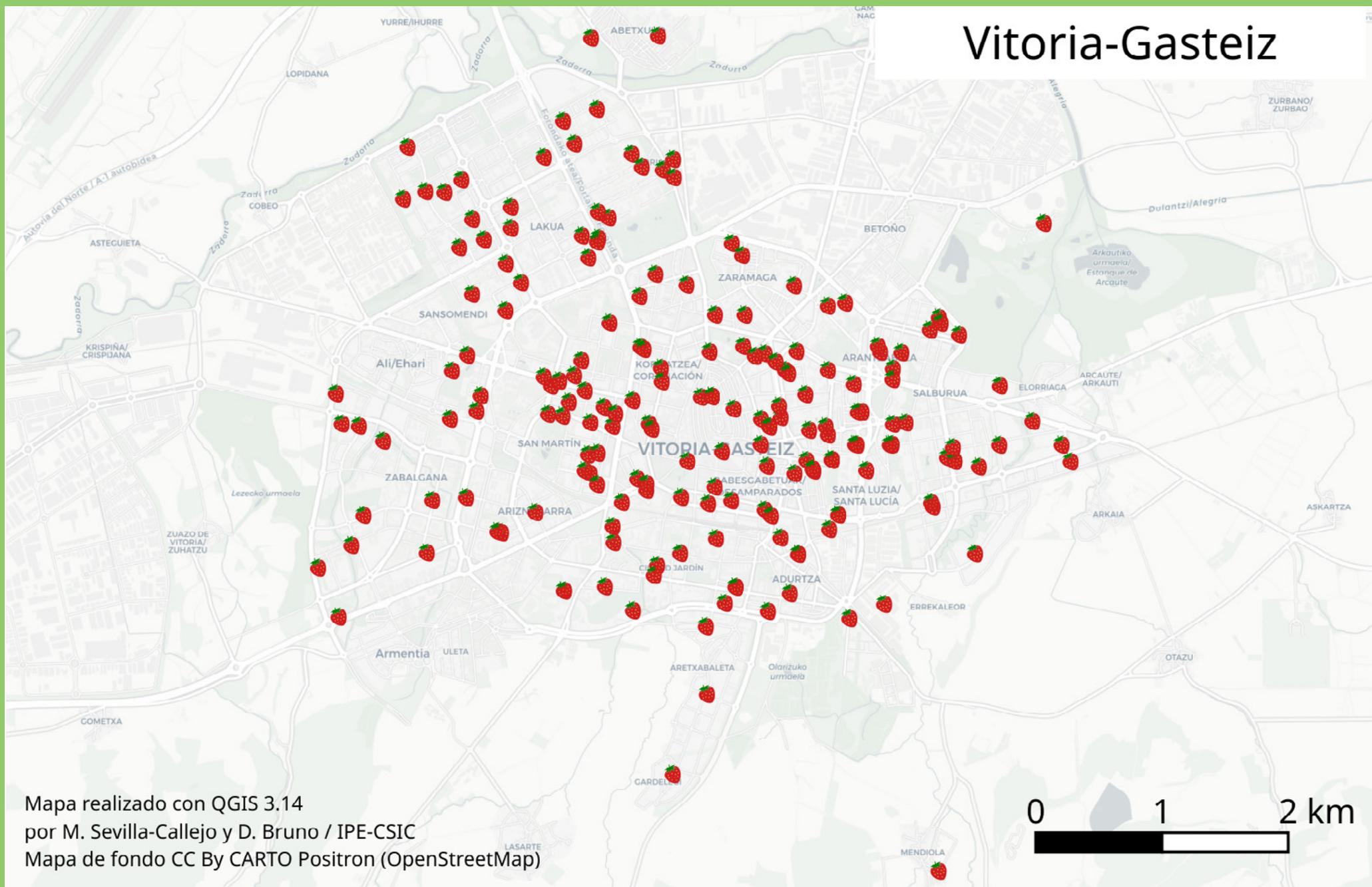


Figura 8. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Vitoria-Gasteiz.

# Vitoria-Gasteiz



Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

0 1 2 km

**Figura 8. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Vitoria-Gasteiz.**

# Zaragoza

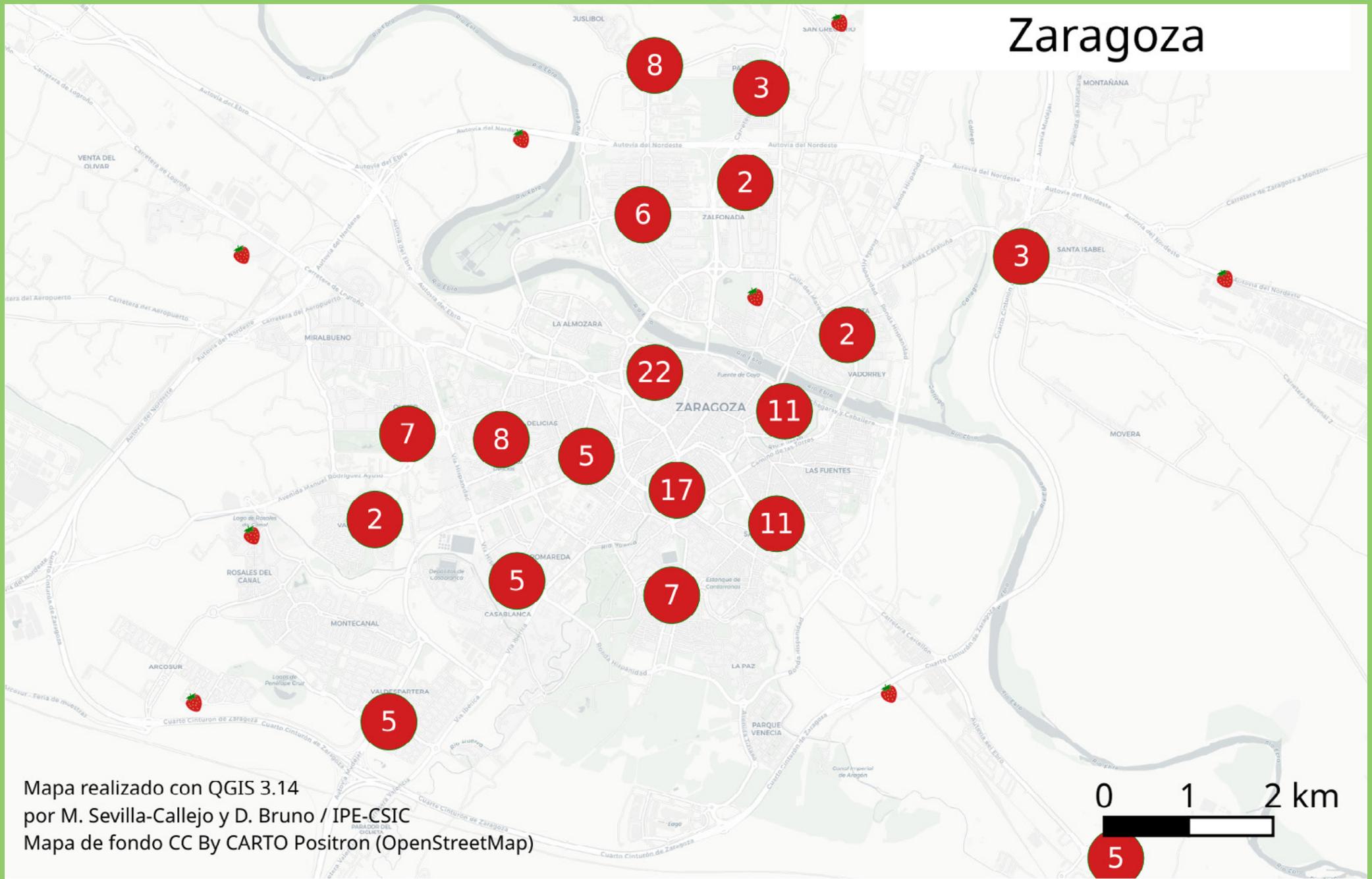
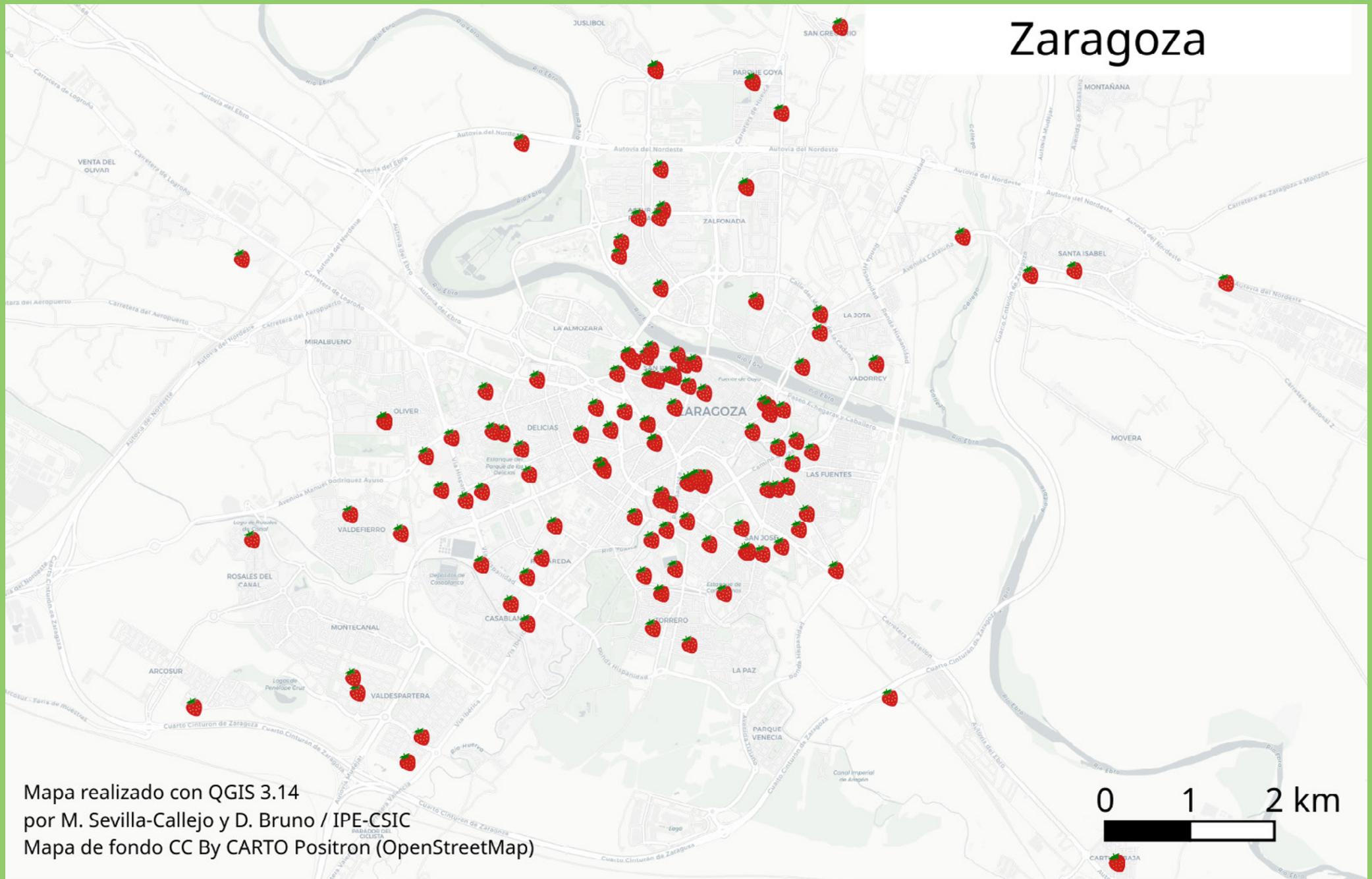


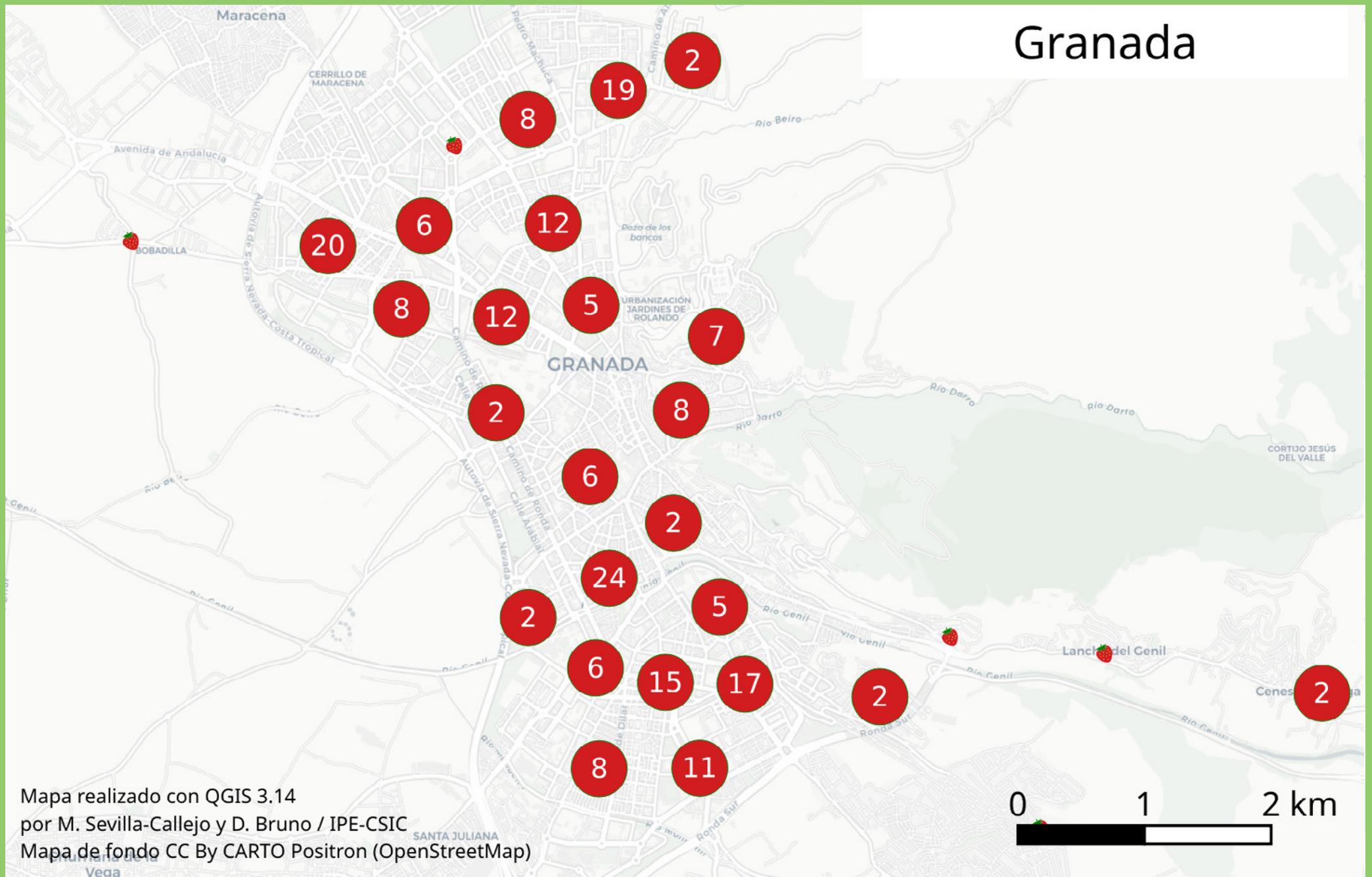
Figura 9. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Zaragoza.

# Zaragoza



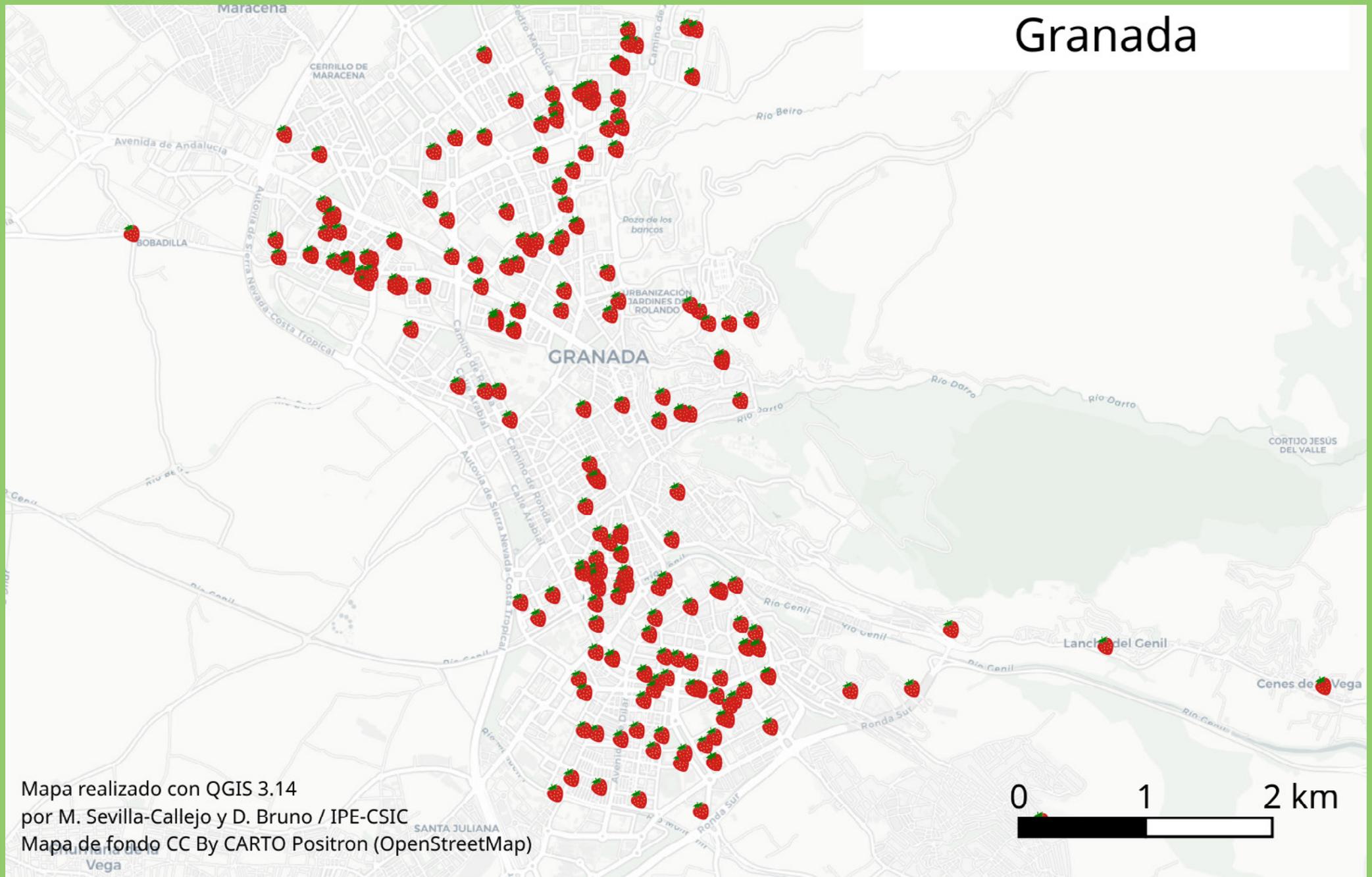
Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

**Figura 9.** Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Zaragoza.



**Figura 10. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Granada.**

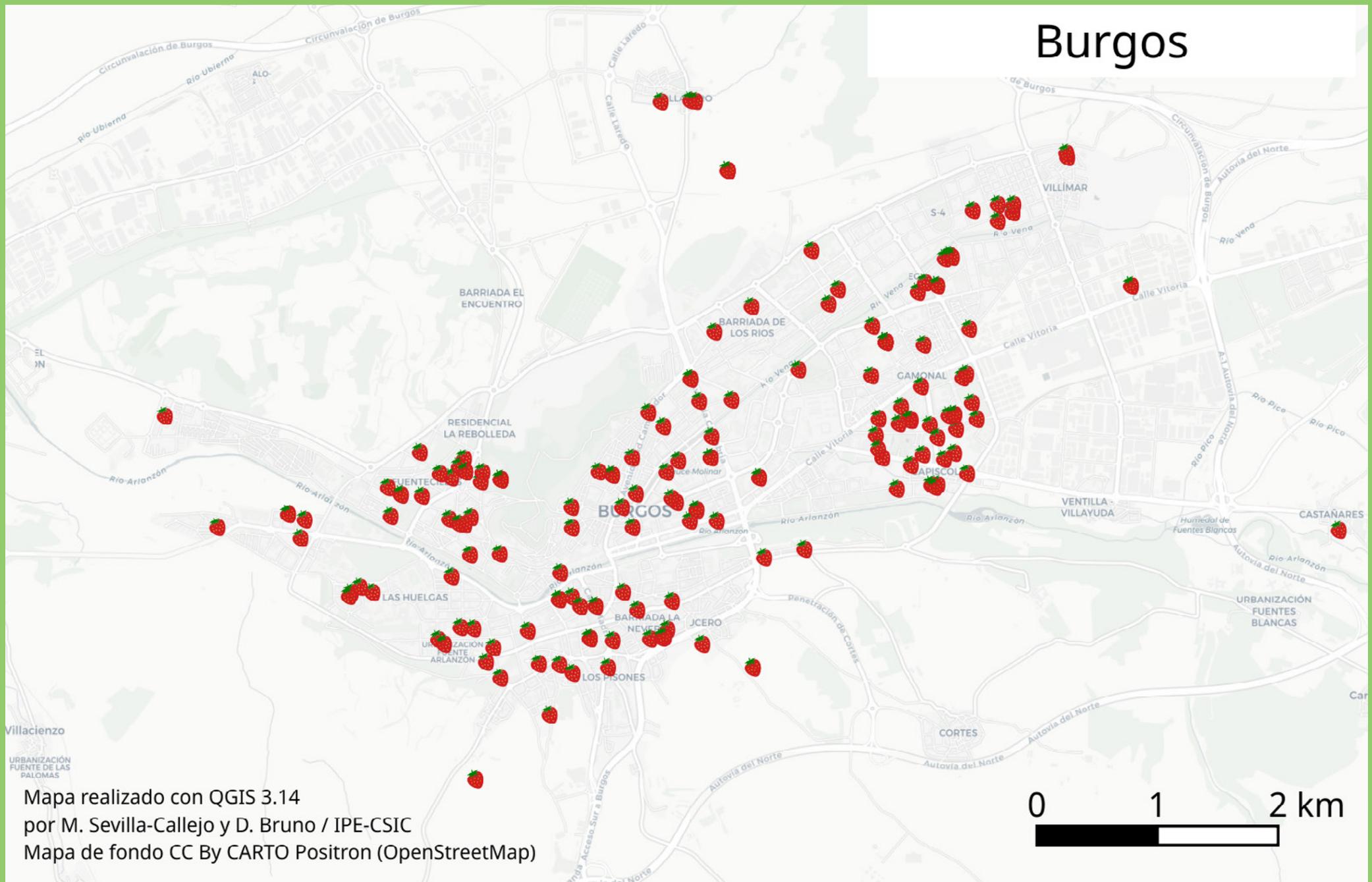
# Granada



Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

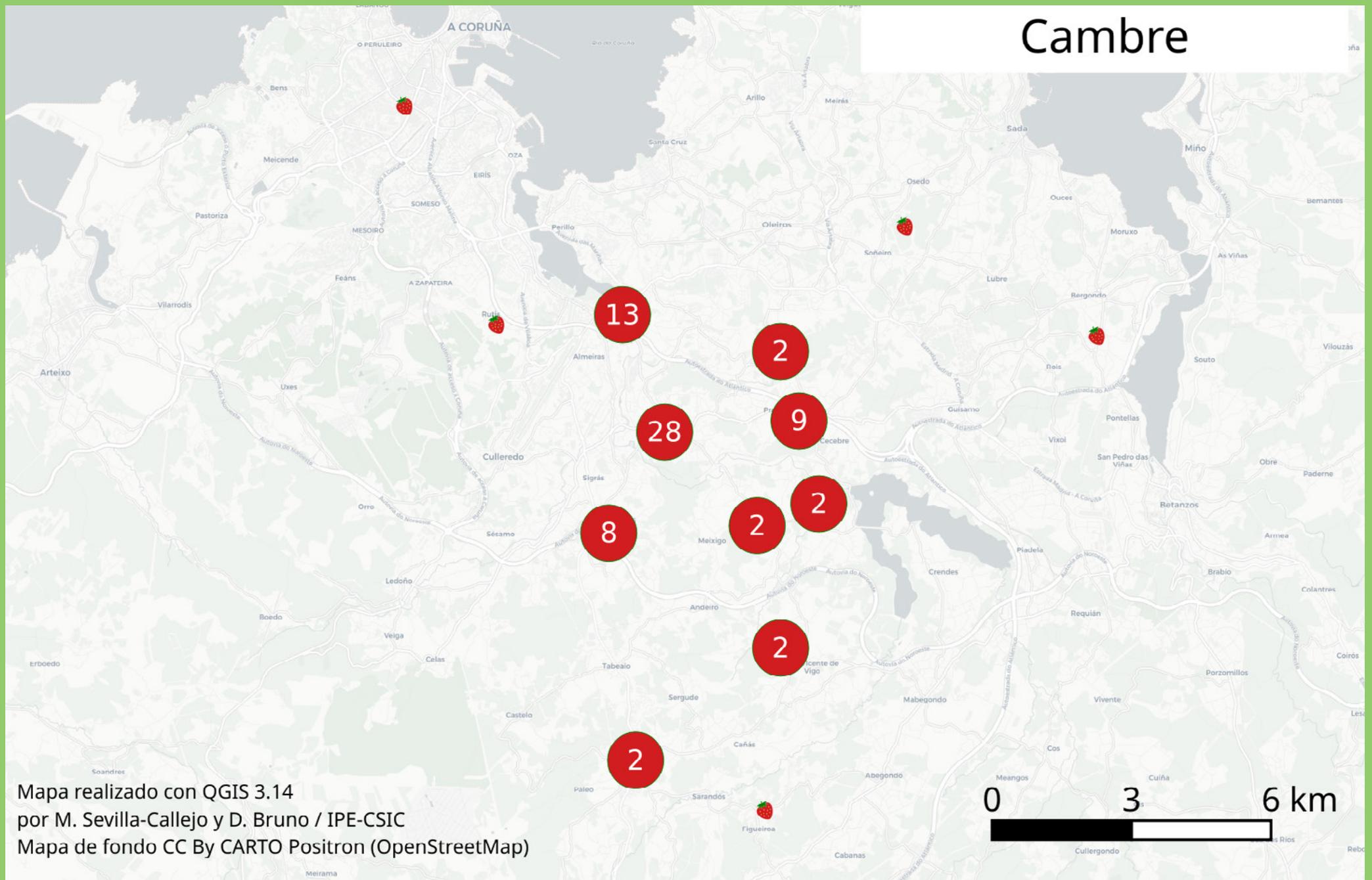
**Figura 10.** Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Granada.





**Figura 11. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Burgos.**

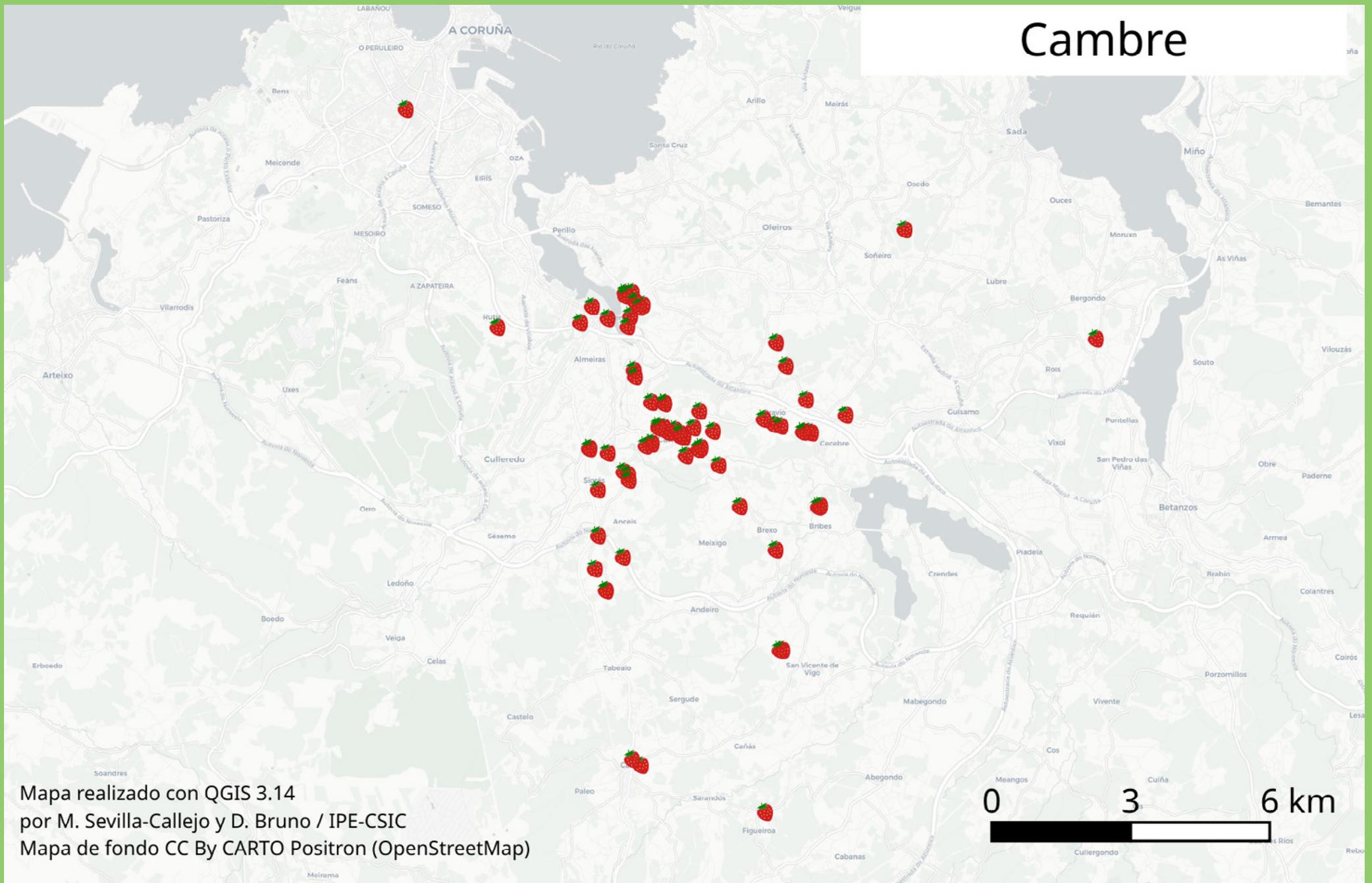
# Cambre



Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

Figura 12. Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Cambre (A Coruña).

# Cambre



Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

**Figura 12.** Distribución detallada de la participación de las muestras recibidas con datos de georreferenciación en el área metropolitana de Cambre (A Coruña).

# 04 Resultados y discusión

## Señal magnética de las hojas de fresa (SIRM)

### Datos globales

En total, de las 1533 muestras de fresa recibidas (1520+13 controles), 1432 muestras se consideraron aptas (tamaño suficiente, información de ubicación precisa, etc.) para el posterior análisis de las hojas a través de la técnica SIRM, lo que supone un 34% sobre el total de planta distribuida (4165). Los rangos de la SIRM variaron de un mínimo de 0.1  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  a 6037  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  con una media de 310  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  ( $\text{SD} \pm 209$ ) en el conjunto de datos (Tabla 1). En general, en torno al 90% de los valores obtenidos

se movieron entre 50 y 1000  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$  (Figura 13). 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 concreto, el valor medio obtenido es levemente superior al obtenido por Castanheria et al., 2020 utilizando hojas de fresa para la biomonitorización de áreas con tráfico moderado (media = 267.1  $\mu\text{A m}^2/\text{kg}$ ) en Amberes, Bélgica.

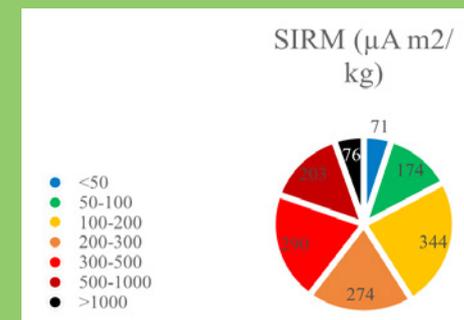


Figura 13. Distribución de los datos obtenidos de los análisis SIRM de las hojas de fresa analizadas.

Los resultados obtenidos de la señal SIRM presentan grandes diferencias espaciales a nivel nacional (Figura 14). A primera vista y tal y como era de esperar, las muestras de las ciudades (como Barcelona, Vitoria, Zaragoza, Granada, Santander, Ciudad Real, Alicante) presentaron valores más altos que aquellas provenientes de pueblos y zonas rurales (como Puebla de Fantova, Villas del Turbón, Odón, Graus, Cambre, Moraleja del Vino, Hormilla, Torrijos). Sin embargo, dado que no todas las localidades eran objetivo

directo del estudio, algunas presentan una baja replicación espacial (lo que dificulta la obtención de resultados estadísticamente concluyentes) por lo que a partir de ahora nos vamos a centrar en las 6 áreas urbanas inicialmente planeadas y las zonas rurales de Aragón, aglutinando en total 1391 muestras de fresa en estas áreas (lo que supone el 97,2 % de las muestras analizadas).

Zona	Muestras	SIRM (media)	SD (+/-)	Max	Min
Barcelona	283	5.28E-04	0.000345	0.00389	0.0000001
Vitoria	197	4.14E-04	0.000262	0.002	0.0000365
Zaragoza	297	2.83E-04	0.000205	0.00197	0.0000001
Granada	227	2.44E-04	0.000201	0.00186	0.0000128
Cambre	73	1.79E-04	0.000266	0.00175	0.0000001
Burgos	218	1.64E-04	0.000193	0.00159	0.0000001
Aragón rural	83	1.38E-04	0.000141	0.00105	0.0000001
Controles	13	9.68E-05	0.000064	0.00023	0.0000425
<b>Total</b>	<b>1391</b>	<b>3.10E-04</b>	<b>0.000209</b>	<b>0.00389</b>	<b>0.0000001</b>

Tabla 1. Resumen de los datos SIRM ( $\text{A m}^2/\text{kg}$ ) de las hojas de fresa de las zonas de estudio principales.

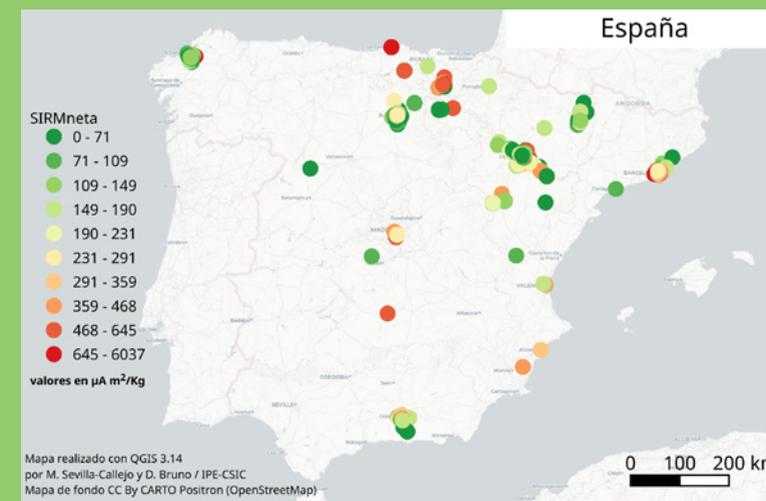


Figura 14. Distribución (por cuantiles) de la Señal SIRM de las hojas de fresa (*Fragaria vesca*) analizadas.



Los modelos lineales generalizados mostraron diferencias significativas en la señal SIRM entre las distintas zonas objetivo ( $p < 0.001$ ,  $R^2=0.32$ ). Las diferencias entre zonas fueron tan patentes que este resultó ser el mejor modelo según el mecanismo automatizado de selección utilizado (glmulti, Calcagno & Mazancourt, 2010). La protección de la planta respecto al viento resultó significativa, estando negativamente relacionada con la señal SIRM aunque de manera marginal dada su baja varianza explicada ( $p < 0.001$ ,  $R^2=0.02$ ). Aunque la interacción entre zona y protección no resultó significativa ( $p > 0.05$ ), esta relación debe ser confirmada en estudios independientes de cada zona dado que esta relación puede diferir entre las distintas ubicaciones dependiendo de la polución existente (en zonas con poca contaminación no es esperable una relación significativa). Algo similar observamos respecto a la altura de ubicación de las plantas de fresa que mostró una relación positiva marginalmente significativa con la señal SIRM ( $p = 0.01$ ,  $R^2 < 0.01$ ). La relación entre la SIRM y esta última variable, serán exploradas en un futuro dentro de cada zona puesto que esta relación positiva puede venir dada por el hecho de que las áreas con mayor altura media de edificaciones se corresponden con las grandes ciudades estudiadas, estando los menores valores en las zonas rurales donde las viviendas suelen ser de baja altura. Respecto a la orientación de la planta, no se aprecia un patrón general destacable

aunque aquellas plantas orientadas hacia el Sur parece que tuvieron una leve reducción de la señal SIRM ( $p=0.015$ ). 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 un mínimo de 2 meses expuestas, tiempo suficiente para poder apreciar acumulación de PM y metales en las hojas de fresa (Castanheira et al., 2020).

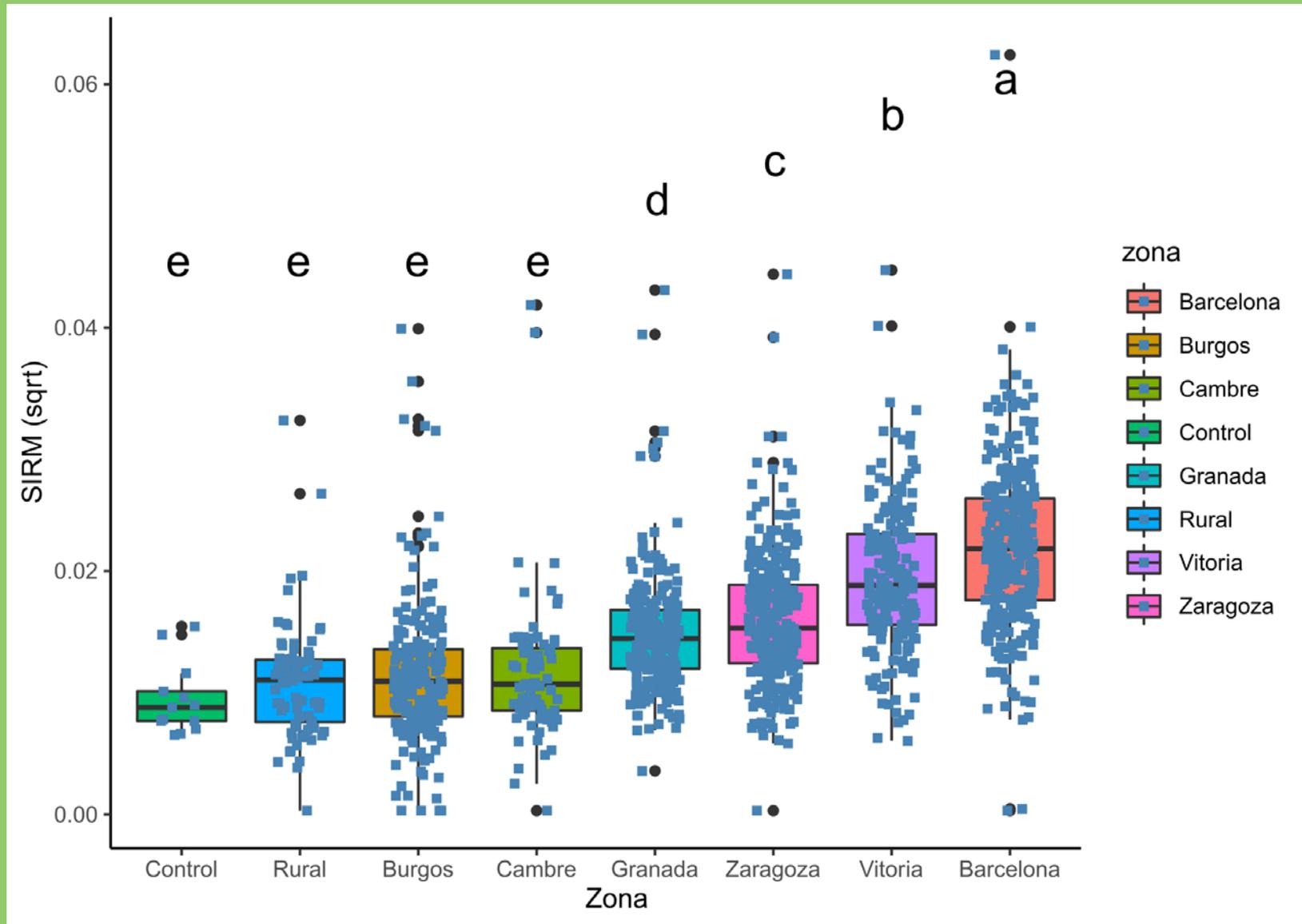
Los test de Kruskal Wallis y Wilcoxon mostraron que Barcelona fue la ciudad con mayor señal, seguida de Vitoria, Zaragoza y Granada, mostrando todas ellas diferencias significativas tanto entre ellas y como con el resto de zonas (**Figura 15, Tabla 2**). Cambre, Burgos, zonas rurales de Aragón y los controles mostraron una señal baja, significativamente inferior ( $p < 0.001$ ) a las anteriormente citadas. Como era de esperar dadas las evidencias existentes en otras partes del mundo (Chen et al., 2020), las ciudades con mayor población (>200 000 habitantes) y tráfico rodado parecen contrastar con aquellas menos densamente pobladas, menor intensidad de tráfico y/o actividades industriales contaminantes. En concreto, a falta de análisis más profundos relacionando los valores obtenidos con los usos del suelo y otros factores socioeconómicos, estos resultados parecen sobre todo reflejar la correlación entre la intensidad de la magnetización y la intensidad del tráfico, dado que Granada, Zaragoza, Vitoria y

especialmente Barcelona están entre las ciudades españolas con mayor volumen de tráfico y nivel de congestión (Tomtom, 2020). 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). Destacar que los controles fueron los que menor señal mostraron aunque sin diferencias significativas con las zonas menos pobladas 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. Pese al patrón general observado, las áreas urbanas no son completamente homogéneas por lo que hay que profundizar en la distribución de la señal SIRM dentro de las mismas para poder establecer conclusiones robustas.

	Barcelona	Burgos	Cambre	Control	Granada	Rural	Vitoria
Burgos	< $2*10^{-16}$	-	-	-	-	-	-
Cambre	< $2*10^{-16}$	1.00	-	-	-	-	-
Control	$1.8*10^{-7}$	0.47	0.47	-	-	-	-
Granada	< $2*10^{-16}$	$5.4*10^{-15}$	$1.5*10^{-7}$	$9.7*10^{-5}$	-	-	-
Rural	< $2*10^{-16}$	1.00	1.00	1.00	$6.9*10^{-12}$	-	-
Vitoria	$6.8*10^{-5}$	< $2*10^{-16}$	< $2*10^{-16}$	< $2*10^{-16}$	< $2*10^{-16}$	< $2*10^{-16}$	-
Zaragoza	< $2*10^{-16}$	< $2*10^{-16}$	$1*10^{-10}$	$4.8*10^{-5}$	0.02	$9.8*10^{-16}$	$9.7*10^{-11}$

**Tabla 2. P-valores obtenidos al comparar la SIRM entre las distintas zonas (Kruskal Wallis y Wilcoxon post-hoc test).**  
Los resultados significativos se muestran en negrita.



**Figura 15. Diagrama de cajas mostrando las señales SIRM de las hojas de fresa de las distintas zonas estudiadas.**

Las letras corresponden a las diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) obtenidas tras aplicar Kruskal Wallis y Wilcoxon post-hoc test.



## Barcelona

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 respiraron en 2019 un aire perjudicial para la salud según los límites legales y las recomendaciones de la OMS (Ceballos et al., 2020). En concreto, los contaminantes con mayor incidencia fueron el dióxido de nitrógeno, las partículas PM10 y PM2,5 y el ozono troposférico. Excepto el ozono troposférico, la concentración de estos contaminantes están relacionados con la señal magnética encontrada en las hojas de las plantas expuestas a contaminación (Hofman et al., 2017). Respecto al NO2, destacar que en el Área de Barcelona se superó un año más el valor límite anual, establecido por la normativa en  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en las dos estaciones orientadas al tráfico, Gràcia - Sant Gervasi y L'Eixample, con respectivamente  $44$  y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y en una estación del puerto (ZAL Prat), con  $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Otras dos estaciones (El Poble Nou y Sant Adrià de Besòs) se situaron cerca de dicho valor límite anual sin llegar a alcanzarlo. Además, las estaciones Ciutadella, Gràcia - Sant Gervasi y L'Eixample registraron en total 6 superaciones del valor límite horario de  $200 \mu\text{g}/$

$\text{m}^3$ . En relación a las partículas PM10 y PM2,5, se registraron 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)

Estas observaciones concuerdan con los resultados obtenidos en Vigilantes del Aire utilizando hojas de fresa como biosensores. En concreto, se observa una señal SIRM alta distribuida por todo el área metropolitana de Barcelona lo que concuerda con la boina de contaminación que cubre esta ciudad en ciertas épocas del año (Figura 16). 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) que por ahora no ha sido suficiente para reducir la contaminación a niveles aceptables. Recientemente, entró en vigor la Zona de Bajas Emisiones de las Rondas de Barcelona, que se prevé pueda mejorar la situación en el medio plazo.



## Vitoria-Gasteiz

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 PM2.5 según las recomendaciones de la OMS, aunque sin superar los valores límite medios anuales ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el caso de PM10 y  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el caso de PM2.5; Ceballos et al., 2020). Por otro lado, cabe destacar que sí que se producen superaciones puntuales de los límites diarios de PM10 ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, 2018). Respecto al NO2 los valores están por debajo del valor límite anual permitido ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), no habiéndose superado en ninguna ocasión el valor límite horario ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), lo que está indirectamente relacionado con los bajos valores de ozono que no llegan al valor límite ( $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), y que solo son superados de manera puntual y sin sobrepasar el umbral de información a la población. Finalmente, las concentraciones de SO2, CO, se ajustan a normativa y se encuentran en niveles bajos, por lo que no plantean problemas de incumplimiento en el corto plazo (Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz-Gasteiz, 2018). Dados estos datos (que hay que tomar con cautela al no estar actualizados) y la consideración de Vitoria como "capital verde", inicialmente esperábamos obtener valores SIRM, más bajos que los finalmente obtenidos.

Aunque con menor intensidad de señal que Barcelona se observan altos valores SIRM en la zona Norte y especialmente Noreste, 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; Figura 17). La dirección dominante del viento en esta ciudad es de componente Noreste, lo que puede arrastrar las partículas en suspensión más de 2 kilómetros hacia el Sur-Sureste, donde se encuentra el centro de la ciudad (Barrera-Herrán, 2017). Esto encajaría con los mayores valores encontrados en las plantas con orientación Noreste en el área de estudio (zona\*orientación;  $p < 0.005$ ;  $R^2 = 0.36$ ). La combinación de las emisiones industriales junto con la intensidad del tráfico rodado y la compacidad del entramado urbano puede estar detrás de los altos valores obtenidos en gran parte de la ciudad tras aplicar la técnica SIRM en las hojas de fresa. Destacar que la intensidad de la señal va disminuyendo progresivamente conforme nos vamos desplazando hacia el sur del núcleo urbano. 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.

# Barcelona

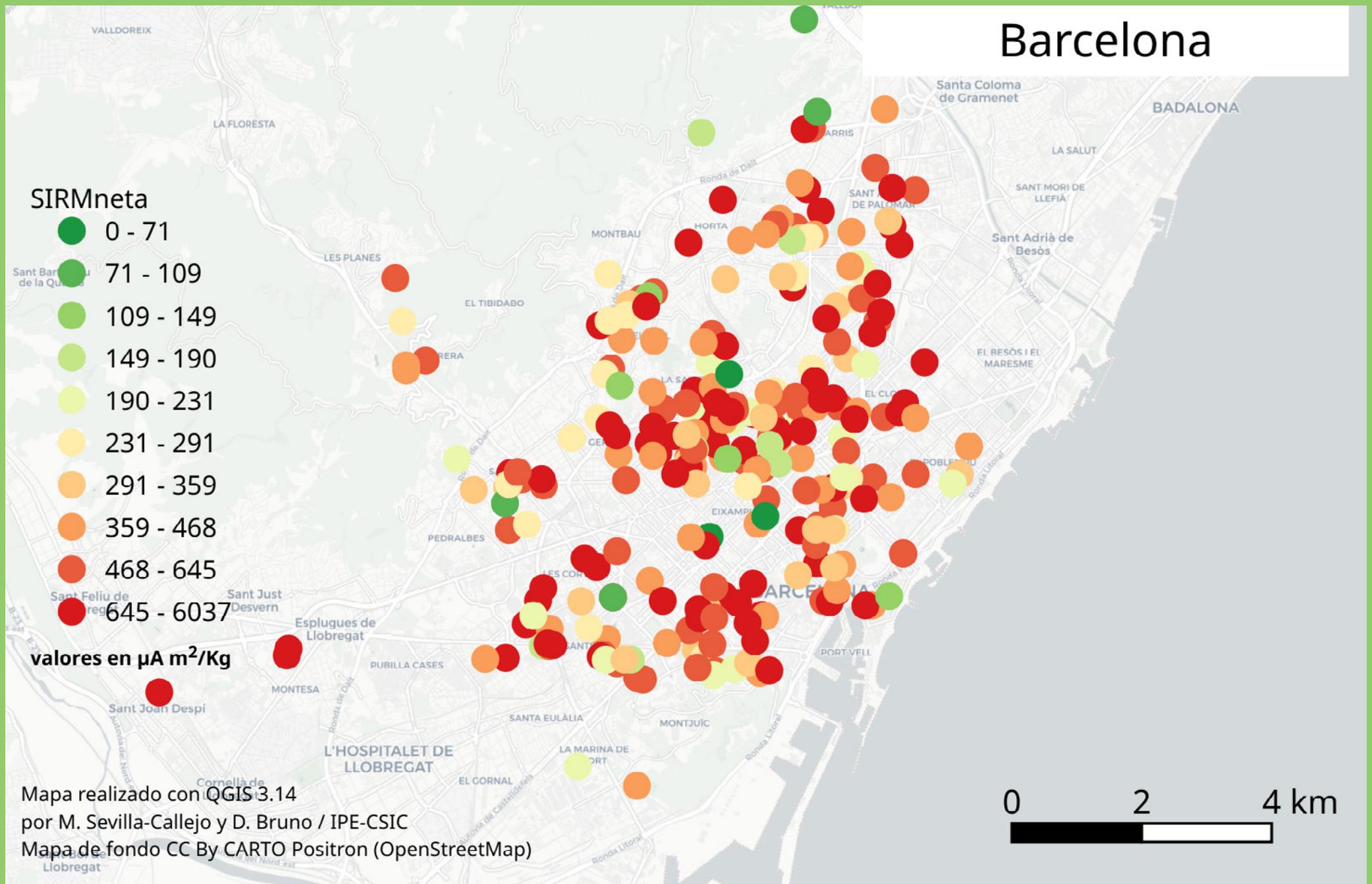


Figura 16. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*Fragaria vesca*) del área metropolitana de Barcelona.

# Vitoria-Gasteiz

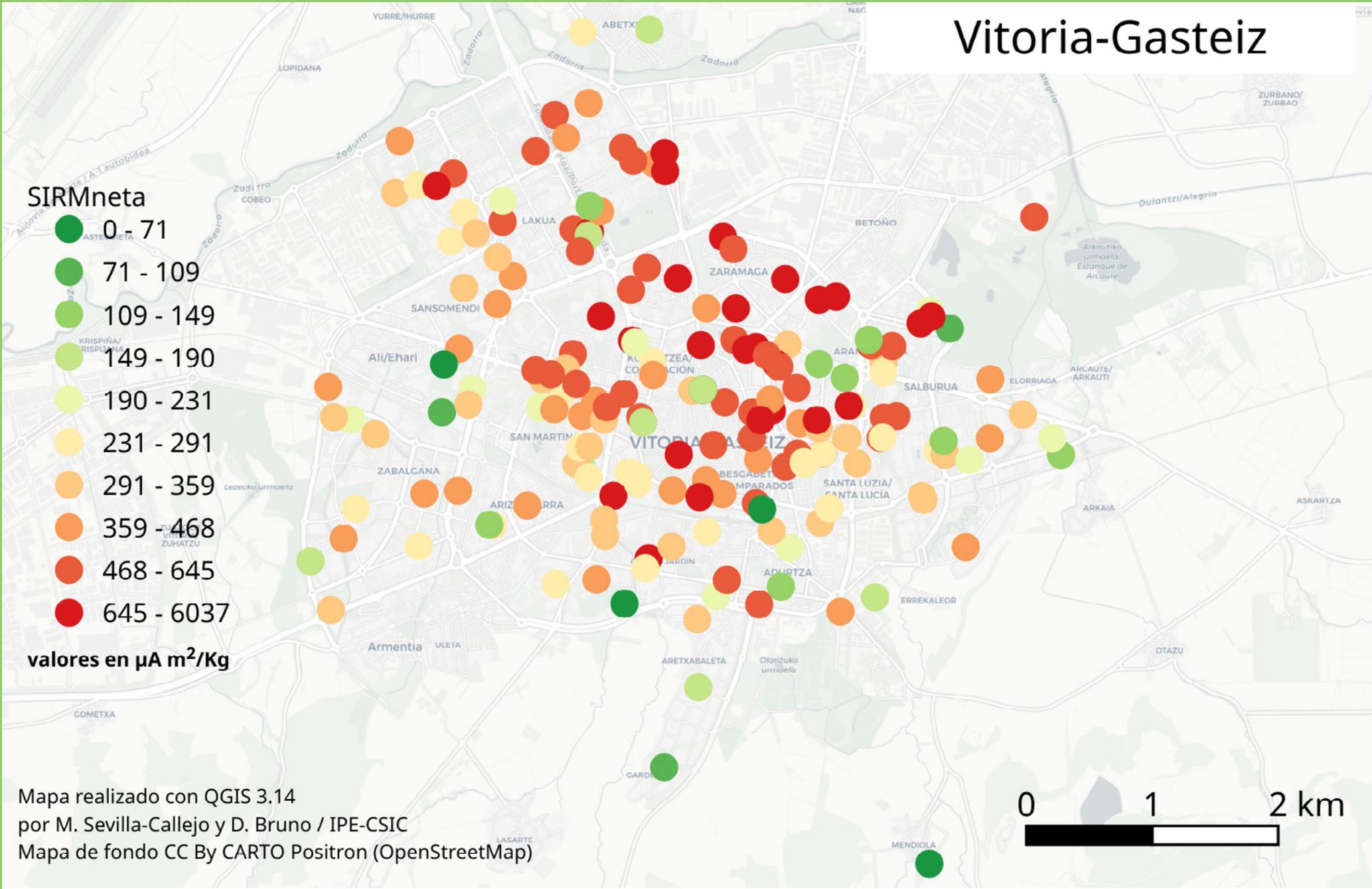


Figura 17. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) del área metropolitana de Vitoria-Gasteiz

## Zaragoza

Dentro de Aragón, la ciudad de Zaragoza constituye el foco principal de contaminación de la Comunidad Autónoma, con el tráfico rodado como el causante fundamental (Oría et al., 2013), siendo el NO<sub>2</sub> (uno de los contaminantes precursores del ozono) un claro destacado en el área metropolitana de Zaragoza. Las consecuencias de estas emisiones no se limitan al ámbito local, ya que la contaminación generada en Zaragoza puede extenderse y transformarse e en ozono troposférico, especialmente a sotavento de los grandes focos emisores de los contaminantes precursores del ozono (Ceballos et al., 2020). Respecto al patrón temporal de NO<sub>2</sub>, un contaminante asociado al tráfico rodado y las actividades industriales, se aprecia una estabilización en los valores desde 2007 a 2019, aunque actualmente sigue superándose en alguna de las estaciones el valor límite promedio anual establecido por el R.D. 102/2011. En concreto, es en invierno cuando se dan los valores más altos de este contaminante con concentraciones mayores de 140 µg/m<sup>3</sup>, justo el periodo en el que han estado expuestas las hojas de fresa (Ayuntamiento de Zaragoza, 2020). Esto explicaría que pese a no superar los límites anuales, hayamos encontrado una moderada-alta señal SIRM, especialmente en la margen derecha del río Ebro que atraviesa la ciudad, donde se concentran el grueso de la población y los atascos en la circulación de vehículos (Figura 17). Además, en esta zona se

sitúa el centro de la ciudad donde la estrechez y fisonomía de algunas calles 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). Respecto a la margen izquierda, aunque presenta algunas actividades industriales significativas (ej. fabricación de papel), la amplitud de las vías y el intenso viento del Noroeste que sopla en Zaragoza durante el invierno (conocido como cierzo) puede haber contribuido a la obtención de valores SIRM más bajos en comparación con la margen derecha.

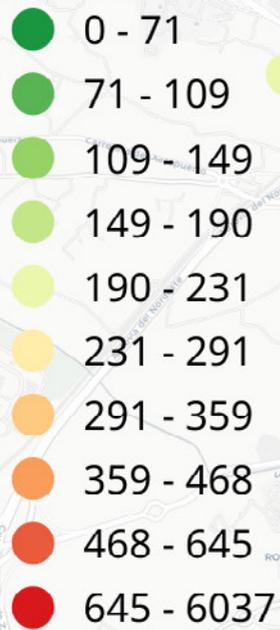
Respecto a la materia particulada en suspensión, el valor promedio anual de la PM<sub>10</sub> de las estaciones fue de 12 µg/m<sup>3</sup>, inferior a los 20 µg/m<sup>3</sup> que establece la Organización Mundial de la Salud, OMS, como valor guía promedio anual e inferior al valor límite anual establecido en R. D. 102/2011 relativo a la mejora de la calidad del aire. De hecho, según los datos disponibles, en ninguna de las estaciones se ha superado el indicado valor de 20 µg/m<sup>3</sup>. El número de superaciones del valor límite medio diario registradas en el año 2019 ha sido en cada una de las estaciones de medida existentes (6), inferior al número permitido en el real decreto mencionado anteriormente. Durante el año 2019, no se rebasó el número de 35 superaciones permitidas por la legislación en

ninguna de las estaciones remotas, aunque sí se registraron superaciones puntuales de dicho valor en alguna de ellas. Respecto al PM<sub>2.5</sub>, la información es insuficiente dado que solo hay una estación medidora en la ciudad, en la que no se rebasó el valor promedio anual de la OMS (Ayuntamiento de Zaragoza, 2020).

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 NO<sub>2</sub> en un 60% en 2030 respecto a los niveles de 2005 mediante 40 acciones, actuaciones o medidas. Sin embargo, cambios de gobierno han derivado en una reducción drástica de las partidas presupuestarias asignadas a implementarlas (Ceballos et al., 2020).

# Zaragoza

## SIRMneta



valores en  $\mu A m^2/Kg$

Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)

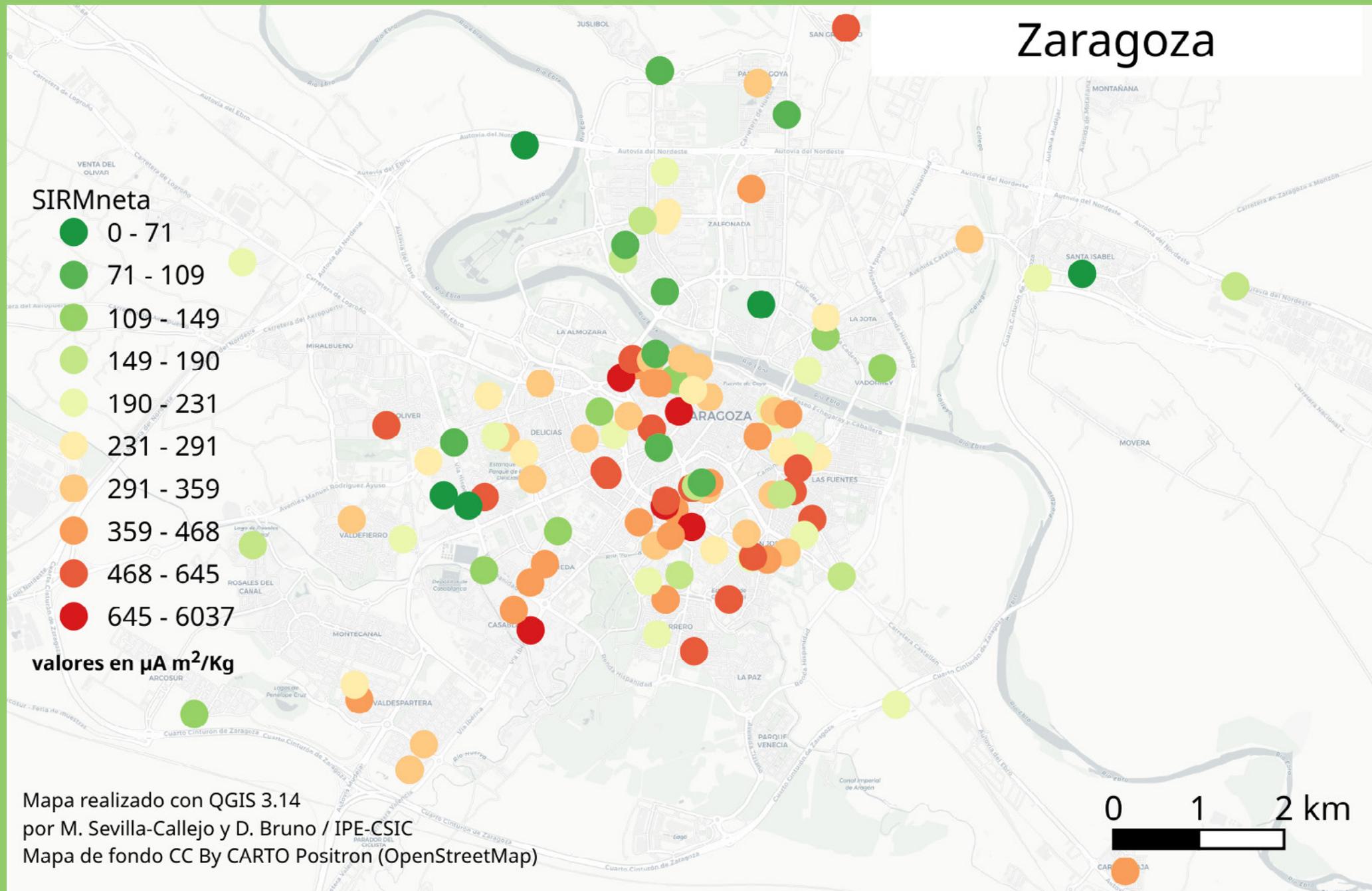


Figura 18. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de la ciudad de Zaragoza.

## Granada

En el contexto andaluz, Granada es junto a Córdoba, la ciudad donde se alcanzaron mayores concentraciones de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> con valores que superan los recomendados por la OMS para ambos contaminantes, con una tendencia temporal creciente en los últimos años. Además, durante 2019, el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) volvió a tener sus peores registros a nivel andaluz en el área metropolitana de Granada, como consecuencia del intenso tráfico motorizado que soporta. De hecho, en la estación de medición de calidad del aire de Granada, al igual que en años anteriores, se superó el valor límite anual establecido por la normativa, alcanzando una media en 2019 de 43 µg/m<sup>3</sup> (Ceballos et al., 2020). Este valor (así como el de otros contaminantes relacionados con actividades que implican combustión como el CO, NO y hollín) aumenta especialmente durante los meses de Noviembre a Febrero (periodo monitoreado con las plantas de fresa) en esta y otras estaciones situadas al Sur de la ciudad como consecuencia del aumento de las emisiones debido sobre todo al uso de calefacciones (Casquero-Vera, 2016).

Estas observaciones concuerdan con la distribución de señal SIRM obtenida (Figura 19), que muestra valores moderados en dos focos en torno al Norte y Sur de la ciudad, que contrastan con los valores bajos obtenidos en calles con poco tráfico y peatonales. 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). Finalmente, aunque no está directamente relacionado con la señal SIRM (aunque sí indirectamente ya que los NO<sub>x</sub> 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 µg/m<sup>3</sup>). 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).

Aunque Granada cuenta con un plan municipal de mejora de la calidad del aire desde 2017, y ha habido mejoras puntuales como la implantación de tecnologías verdes en el sistema de autobuses urbanos (con descensos observados del 35% en los valores de PM<sub>10</sub> en el centro de la ciudad a raíz de la conversión, Casquero-Vera, 2016), las medidas que contiene parecen no ser suficientes para atajar la situación de incumplimiento reiterado del valor límite anual de NO<sub>2</sub>. De hecho, cabe resaltar que Granada tenía concedida una prórroga para cumplir los valores máximos exigidos por la legislación vigente, que expiró el pasado año (Ceballos et al., 2020). 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).

## Burgos

Los valores SIRM obtenidos en Burgos fueron bajos en comparación con los de las otras ciudades analizadas (Figura 20), 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 parecen estar relacionados con las principales vías de acceso y circulación de la ciudad y pequeños 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 recogidos en el Real Decreto 102/2011 (Ayuntamiento de Burgos, 2016). De hecho, el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), el dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), el benceno y el CO, han venido registrando valores 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<sub>2</sub> los valores oscilan entre 12 y 14 µg/m<sup>3</sup> (muy lejos del límite anual de 40 µg/m<sup>3</sup>).

En este sentido solo las partículas PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub> se sitúa en torno a los 15 µg/m<sup>3</sup>, muy lejos de los 40 µg/m<sup>3</sup> de la legislación, mientras que el límite diario de 50 µg/m<sup>3</sup> sí que suele sobrepasarse en momentos puntuales a lo largo del año. Respecto a la media anual de PM<sub>2.5</sub>, los valores observados se sitúan en el orden de los valores recomendados por la OMS (<10 µg/m<sup>3</sup>), no llegando a la mitad de los valores límite (25 µg/m<sup>3</sup>). Situación diferente es la del ozono troposférico, dado que aunque no se suelen superar los umbrales de información

a la población (180 µg/m<sup>3</sup>), sí que se superan puntualmente el valor objetivo para la protección de la salud humana (120 µg/m<sup>3</sup>; Ayuntamiento de Burgos, 2016). En las estaciones de calidad del aire de Burgos resulta llamativo los bajos registros obtenidos en los contaminantes que son emitidos de forma directa por los tubos de escape, y sin embargo sí que se superen los valores recomendados para el ozono troposférico, un contaminante secundario más típico de zonas periurbanas o rurales, debido a que su formación es habitual en zonas alejadas de los lugares de emisión, al tener su origen en las diferentes reacciones fotoquímicas que se producen en los óxidos de nitrógeno cuando se expanden lejos de los lugares en los que son emitidos (Ceballos et al., 2020). Finalmente, los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) vienen mostrando valores muy bajos que no llegan al 10 % del valor límite. Los PAHs son un grupo de sustancias químicas que se forman durante la incineración incompleta del carbón, el petróleo, el gas, la madera, etc. (Ayuntamiento de Burgos, 2016).

# Granada

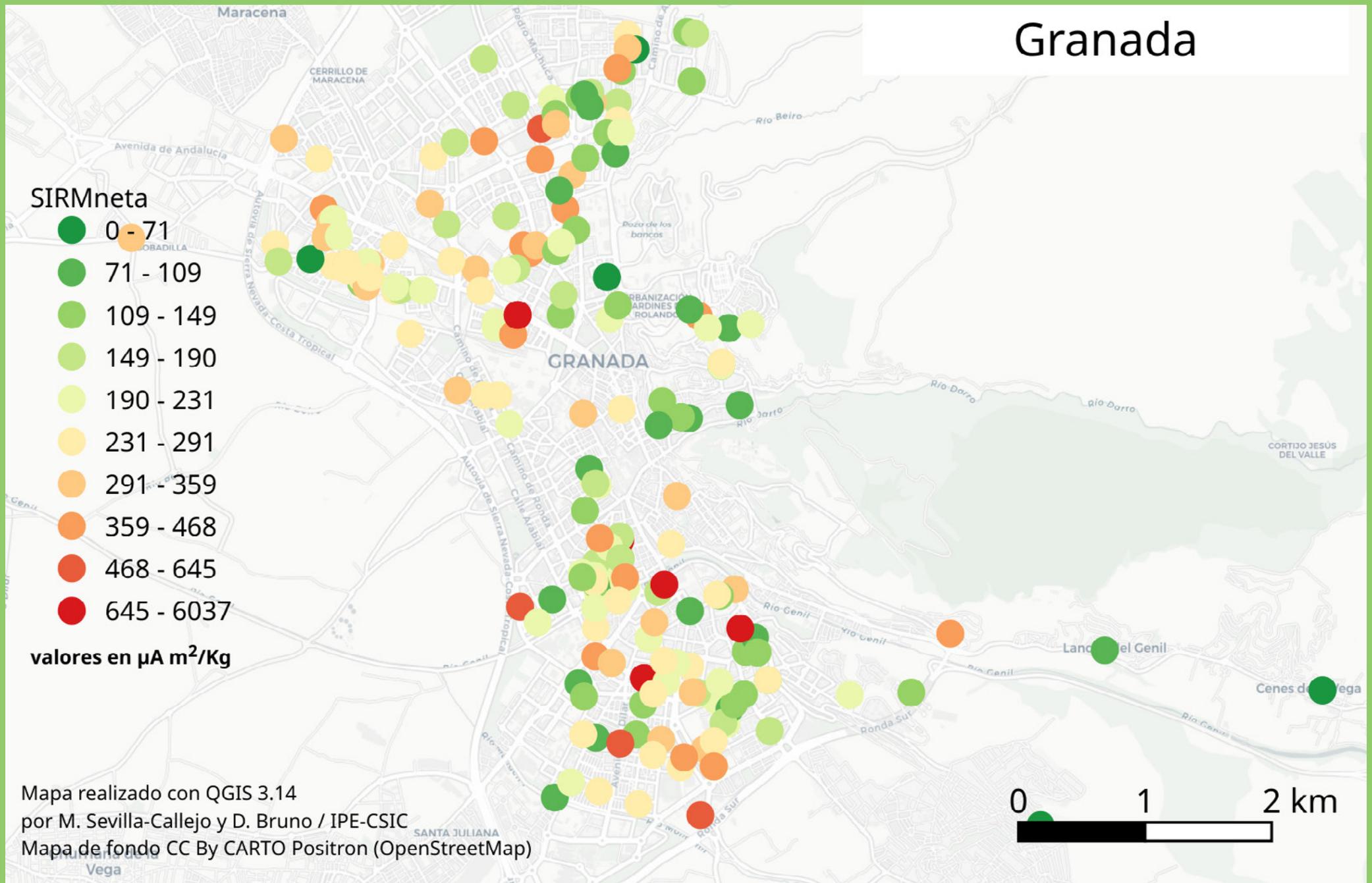
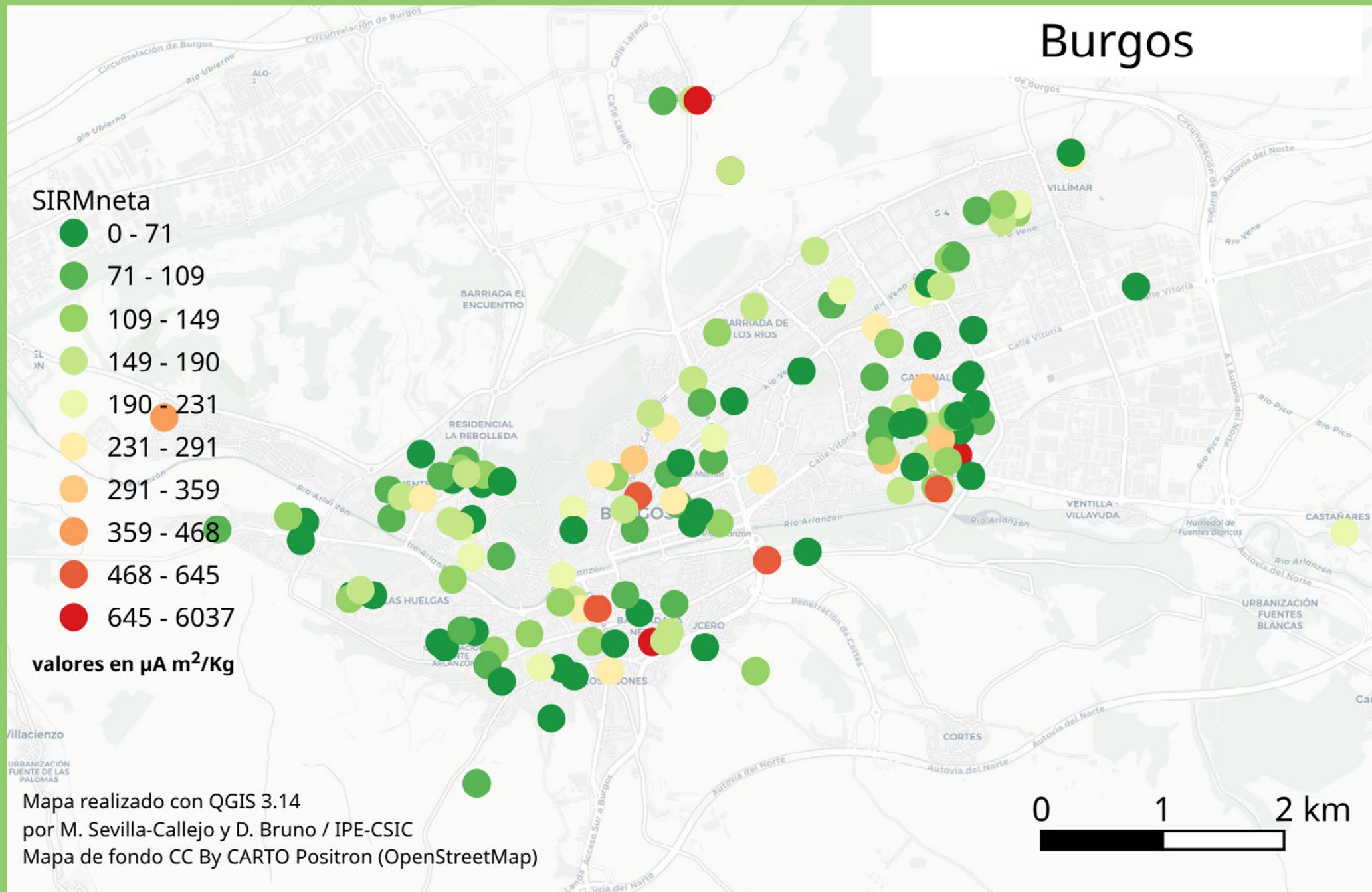


Figura 19. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Granada.



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

## Cambre

Finalmente, tal y como era de esperar, las hojas de fresa provenientes de Cambre (A Coruña) fueron las que mostraron valores SIRM más bajos (Figura 21). Aunque parece haber algún valor puntual alto de la SIRM relacionado con focos de contaminación local probablemente asociadas a vías de comunicación, el carácter eminentemente residencial y la alta dispersión de viviendas en un área amplia se traduce en valores relativamente bajos de SIRM. Así, el cercano aeropuerto de A Coruña no parece ejercer una presión excesiva sobre la calidad del aire lo que podría deberse al escaso tráfico aéreo de esta instalación (AENA, 2018). Los valores parecen subir levemente conforme nos acercamos a Coruña y la ría donde se desarrollan diversas actividades industriales relacionadas sobre todo con el transporte naval. Sin embargo, estas actividades no parecen tener un efecto significativo en la señal SIRM de las fresas del colindante municipio de Cambre.

El hecho de que no exista una estación oficial de calidad del aire en el municipio con la que comparar los datos SIRM, pone de relieve la importancia de este tipo de estudios de ciencia ciudadana aplicada a la monitorización de calidad del aire que puede llegar a rincones de nuestra geografía en los que no se dispone de estaciones medidoras de contaminación convencionales (Conrad & Hilchey, 2011). Esto se hace especialmente patente en el medio

rural, como los pueblos de Aragón o Cambre donde pese a dominar una calidad del aire relativamente buena, pueden darse focos puntuales de contaminación no detectados por las redes de monitorización oficiales. Además, el abrir la ciencia a colectivos del entorno rural lejos de los principales centros de generación de conocimiento, es un valor añadido este tipo de estudios de ciencia ciudadana aplicada al biomonitorio de la calidad del aire.

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, parecen 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. 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.

Biosensores como las plantas de fresa pueden ser muy útiles para la gestión ambiental dado que ponen de manifiesto que todavía hay mucho margen de mejora respecto a la calidad del aire en las áreas urbanas españolas. 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; 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. 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.

# Cambre

SIRMneta



valores en  $\mu\text{A m}^2/\text{Kg}$

Mapa realizado con QGIS 3.14  
por M. Sevilla-Callejo y D. Bruno / IPE-CSIC  
Mapa de fondo CC By CARTO Positron (OpenStreetMap)



Figura 21. Resultados SIRM de las hojas de fresa (*F. vesca*) de Cambre (A Coruña).

# 05

## Agradecimientos

Queremos agradecer además de a la Fundación Española de Ciencia y Tecnología 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. Una mención especial merecen también los coordinadores locales de cada ciudad así como sus respectivos equipos sin los que no habría sido posible llegar a tantos rincones de la geografía española.

Agradecer también a la Dra. María Felicidad Bógalo y el Dr. Pablo Calvín del laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad de Burgos por su colaboración en este proyecto, cediendo 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.



# 06

## Referencias



AENA (2018). Estadísticas de tráfico aéreo.

Accedido a través de: <http://www.aena.es/es/corporativa/estadisticas-trafico-aereo.html>

Ayuntamiento de Burgos (2016). Informe de calidad del aire en burgos 2015. Servicio de Sanidad y Medio Ambiente, Burgos, España.

Accedido a través de: <http://www.aytoburgos.es/archivos/medio-ambiente/articulo/documentos/informe-calidad-del-aire-en-burgos-2015.pdf>

Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz-Gasteiz (2018). La Contaminación Atmosférica en VitoriaGasteiz en 2017 Departamento de Medio Ambiente y Espacio Público, Vitoria-Gasteiz.

Accedido a través de: <https://www.vitoriagasteiz.org/docs/wbo21/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-Infomeanual-2019.pdf>

Barrena-Herrán, M. (2017). Morfología urbana y calidad del aire: un caso aplicado en VitoriaGasteiz. Tesis de Master, Universidad de Cantabria

Brunekreef, B., & Holgate, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341), 1233-1242.

Calcagno, V., & de Mazancourt, C. (2010). glmulti: an R package for easy automated model selection with (generalized) linear models. *Journal of statistical software*, 34(12), 1-29.

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., 2019. La calidad del aire en el Estado español durante 2019. Ecologistas en Acción.

Accedido a través de <https://www.ecologistasenaccion.org/wpcontent/uploads/2020/06/informe-calidad-aire-2019.pdf>

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.

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.; IbáñezHernández, M.C (2019). *Unidad Didáctica Vigilantes del Aire. Ciencia Ciudadana para Monitorizar la Calidad del Aire*; Editorial Q: A Coruña, España.

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

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

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.

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.

Perez Martinez, P. J., & Monzon de Caceres, 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.

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

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., Fränzle, 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.

Tomtom (2020). Tomtom Index. Full Ranking 2019. Accedido vía: [https://www.tomtom.com/en\\_gb/trafficindex/ranking](https://www.tomtom.com/en_gb/trafficindex/ranking).

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.

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.  
Accedió vía: <https://inosproject.eu/>



# VIGILANTES DEL AIRE

<https://vigilantesdelaire.ibercivis.es/>