
¿Qué beneficio económico se consigue con la reducción de la contaminación del aire mediante el arbolado de Euskadi?

What economic benefit is achieved by reducing air pollution through trees in the Basque Country?

Este trabajo determina la reducción de contaminantes del aire mediante los árboles en el País Vasco utilizando un modelo que simula el proceso de la deposición seca a nivel horario de material particulado (PM), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃) y dióxido de azufre (SO₂) y estima su beneficio económico en función del número de personas expuestas a distintos niveles de contaminación. Los resultados muestran que no solo los árboles dentro de las ciudades son los que contribuyen a la reducción de la contaminación, sino, sobre todo, los bosques de alrededor de grandes núcleos urbanos. El valor económico de los árboles por reducir estos contaminantes en términos de beneficios para la salud humana se estimó en 102 millones de euros al año.

Lan honetan, Euskal Autonomia Erkidegoan zuhaitzen bidez airearen kutsatzaileak murriztu daitezkeela azaltzen da. Horretarako, material partikulatua (PM), nitrogeno dioxidoa (NO₂), ozonoa (O₃) eta sulfuro dioxidoa (SO₂) ordu jakin batzuetan lehor uzteko prozesua simulatzen duen eredu ematen du. Eredu horren onura ekonomikoa kutsadura-maila desberdinen eraginean dauden pertsonen kopuruaren arabera dela zehazten du. Emaitzek erakusten dutenez, hiri barruko zuhaitzek ez ezik, hirigune handien inguruko basoek ere laguntzen dute kutsadura murrizten. Kutsatzaile horiek murrizteko eta, ondorioz, gizakien osasuna hobetzeko zuhaitzek duten balio ekonomikoa urtean 102 milioi eurokoa dela kalkulatu zen.

This study estimates air pollution removal by trees in the Basque Country and calculates their economic value. The study has developed a model that simulates the process of dry deposition on trees on an hourly basis of particulate matter (PM), nitrogen dioxide (NO₂), ozone (O₃) and sulphur dioxide (SO₂) and estimates its economic benefit based on the number of people exposed to different levels of pollution. The results show that it is not only the trees within cities that contribute to the removal of air pollutants, but especially the forests around large urban centres. The economic value of plant removal in terms of benefits for human health was estimated at 102 million euros per year.

Índice

1. Introducción
2. Descripción del contexto en el País Vasco
3. Datos utilizados
4. Metodología
5. El valor económico de los árboles por reducir la contaminación atmosférica
6. Implicaciones y conclusiones

Referencias bibliográficas

Palabras clave: árbol, bosque, deposición seca, velocidad de deposición, servicios ecosistémicos, País Vasco.

Keywords: tree, forest, dry deposition, plating speed, ecosystem services, Basque Country.

Nº de clasificación JEL: C13, Q23, Q53

Fecha de entrada: 06/03/2020

Fecha de aceptación: 17/04/2020

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación atmosférica es el mayor contribuyente a la carga global de enfermedades como consecuencia a la exposición a peligros ambientales. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), alrededor de 7 millones de personas mueren cada año como resultado de la exposición a la contaminación del aire (OMS, 2014). Entre los impactos de la contaminación del aire, cabe destacar la disminución de la duración de la vida humana, el aumento de los costes médicos y la reducción de la productividad mediante los días de trabajo perdidos en la economía. El informe elaborado en 2017 por la Agencia Europea de Medio Ambiente considera que, en Europa, los contaminantes atmosféricos más importantes en términos de daño a la salud humana son el material particulado (PM), el dióxido de nitrógeno (NO₂) y el ozono (O₃) (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2017a). Según este informe, las estimaciones de impactos de la salud atribuibles a la exposición a la contaminación aérea indican que concentraciones de PM en 2014 fueron responsables de alrededor de 399.000 muertes prematuras en la Unión Europea (UE-28), otras 75.000 muertes adicionales debido al NO₂ y 13.600 debido al O₃. Por lo tanto, reducciones sostenidas en la exposición a la contaminación del aire se correlacionan significativamente con las mejoras en la esperanza de vida y el bienestar social.

La calidad del aire es un problema ambiental y social de gran complejidad que plantea múltiples desafíos en términos de gestión y mitigación de contaminantes dañinos (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2017a). Los contaminantes atmosféricos pueden ser emitidos por la acción humana o de manera natural y pueden ser emitidos directamente (contaminantes primarios) o formados en la atmósfera (contaminantes secundarios). En general, los contaminantes en la atmósfera tienen una serie de impactos en la salud humana, ecosistemas y el clima; y dado que, mediante el transporte, la dispersión y la sedimentación pueden ser desplazados a largas distancias, llegan a afectar grandes extensiones geográficas.

Numerosos programas e instituciones han sugerido múltiples medidas y planes de gestión para mejorar la calidad del aire (Escobedo *et al.*, 2011). Si bien gran parte de la discusión se ha centrado en medidas que reducen las emisiones, como la disminución del uso de coches, la eliminación gradual de tecnologías antiguas y el uso del transporte público, existe un gran potencial para reducir la contaminación del aire mediante el uso y la gestión de la vegetación. La eliminación de la contaminación del aire por la vegetación puede ser una opción complementaria y efectiva a las medidas impugnadas, como la exclusión de vehículos o la limpieza húmeda de las calles, dados los beneficios colaterales y otros servicios ecosistémicos que puede ofrecer la vegetación (Vailshery *et al.*, 2013). En la UE, varias directivas y decisiones han señalado la necesidad de reducir la contaminación a niveles que minimicen los efectos nocivos para la salud humana, mejorar el monitoreo y la evaluación de la calidad del aire y proporcionar información accesible al público en general (por ejemplo, UE 2002; 2008). De esta manera, la infraestructura verde y las soluciones basadas en la naturaleza en entornos densamente poblados han sido destacadas en la UE para regular los contaminantes y el CO₂ en la atmósfera.

Dada su gran resistencia superficial, las plantas tienen el potencial de reducir significativamente la contaminación del aire a través de la deposición seca. La deposición seca es la transferencia de contaminantes gaseosos o material particulado hacia la superficie de la tierra, incluyendo suelo, agua y vegetación. Las partículas atmosféricas pueden depositarse cuando pasan cerca de una superficie. En comparación con las superficies fabricadas, los árboles tienen una gran superficie por unidad de volumen, lo que aumenta la probabilidad de deposición (Janhall, 2015). La vegetación afecta directamente a la calidad del aire mediante la reducción de la concentración de partículas atmosféricas, por medio la emisión de partículas como el polen y los compuestos orgánicos volátiles (también considerados contaminantes del aire), y mediante la resuspensión de partículas capturadas en la superficie de la planta. La vegetación también afecta a la calidad del aire al alterar la temperatura y los flujos de energía, por ejemplo, al reducir la exposición a la radiación solar, la velocidad del viento y al amortiguar temperaturas extremas del aire. Además, las partículas atmosféricas que son interceptadas por la planta pueden ser absorbidas por los tejidos vegetales o retenidas en la superficie de las hojas, yemas, ramas y troncos de los árboles. Algunos contaminantes absorbidos en la planta pueden llegar

a ser utilizados por los tejidos vegetales o pueden ser desechados. Por ejemplo, Lockwood *et al.* (2008) demostraron que los nitratos orgánicos atmosféricos eran absorbidos por las hojas y convertidos en aminoácidos foliares. Las partículas retenidas en la superficie de la planta a menudo caen al suelo con la caída de hojas y ramillas, son arrastradas por la lluvia o resuspendidas en la atmósfera.

La reducción de la contaminación del aire por la vegetación generalmente se mide mediante experimentos de laboratorio, mediciones de campo y mediante el uso de modelos. A una escala espacial más grande, la eliminación de la contaminación del aire por la vegetación se puede medir mediante el uso de la técnica *eddy covariance*, la cual calcula los flujos de carbono, agua, calor y gases traza entre las superficies terrestres y la atmósfera (Liang *et al.*, 2012). A escala regional, normalmente se usan modelos matemáticos para predecir la deposición seca. En la literatura, existen modelos de eliminación de contaminación del aire por la vegetación como UFORE-D, i-Tree, EMEP y TreeDep. Estos modelos utilizan información de la planta obtenida de trabajos de campo, datos meteorológicos y de concentración de contaminantes recogidos en estaciones de calidad del aire.

Algunos estudios han relacionado el efecto de la reducción de la contaminación del aire producido en la vegetación, en la salud y el bienestar de las personas mediante la aplicación de herramientas de Evaluación de Impacto en la Salud (HIA, por sus siglas en inglés) (Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos, 2012; Davidson *et al.*, 2007). En esta línea, varios trabajos han desarrollado ecuaciones matemáticas con el fin de estimar el efecto de la reducción de la concentración de contaminantes sobre el número de defunciones, ingresos hospitalarios y medidas genéricas de la carga de enfermedades y calcular su valor económico (Nowak *et al.*, 2013; 2018). Estas ecuaciones se basan en una gran cantidad de trabajos epidemiológicos que miden el efecto de la contaminación del aire en la salud de las personas. En España, varios trabajos han estimado los riesgos relativos atribuibles a la mortalidad diaria asociada respectivamente a concentraciones de PM_{10} , NO_2 y O_3 y han calculado el número de muertes por causas naturales, circulatorias y respiratorias en cada una de las provincias de España (Ortiz *et al.*, 2017; Linares *et al.*, 2018; Díaz *et al.*, 2018a; 2018b). A pesar de que estos trabajos no consideran el efecto de la vegetación, los coeficientes estimados en las ecuaciones de regresión también pueden usarse para calcular dicho efecto sobre la salud de las personas.

La mejora de la calidad del aire por la vegetación representa una externalidad positiva, la cual puede internalizarse mediante la estimación del valor económico del beneficio para la sociedad. Por este motivo, el análisis coste-beneficio se ha convertido en una herramienta importante en el análisis de numerosas políticas de contaminación del aire (Davidson *et al.*, 2007). Un enfoque comúnmente utilizado para evaluar los efectos de la contaminación del aire es el enfoque del coste del daño o método de dosis-respuesta, que se centra en la cuantificación del impacto explícito en la salud humana, el medio ambiente y la actividad económica. La conversión de

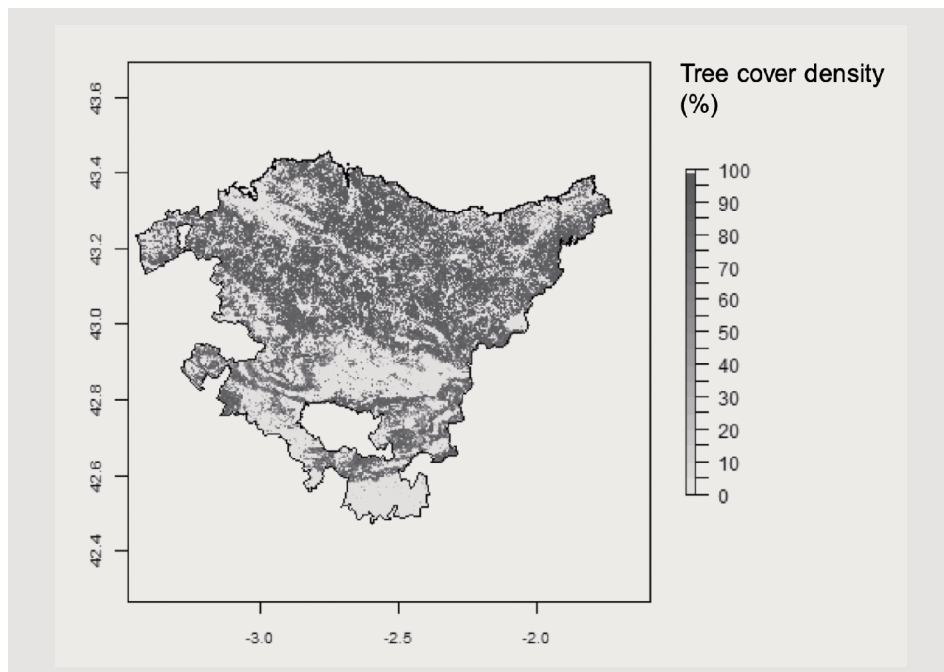
los impactos de la contaminación del aire en la salud en términos monetarios se suele basar en estudios de valoración de preferencia declarada sobre valoración de la mortalidad y morbilidad, como la disposición a pagar, estimada mediante métodos de valoración contingente o experimentos de elección, y en tendencias económicas generales que influyen en la valoración de daños (Ricardo-AEA, 2014). En el proyecto HEIMTSA (Hunt *et al.*, 2011) se implementaron varias encuestas de preferencias declaradas con el fin de determinar los valores unitarios para evitar enfermedades asociadas a la contaminación atmosférica, como los ataques de asma, la bronquitis crónica y la enfermedad pulmonar obstructiva crónica. Existen varios estudios que analizaron la valoración de la mortalidad como un componente agregado de coste externo (Alberini *et al.*, 2006; Lindhjem *et al.*, 2011; Desaiques *et al.*, 2011). Desaiques *et al.* (2011), dentro del proyecto NEEDS, proporcionaron una estimación del valor monetario de un año de vida (VOLY, por sus siglas en inglés) de la UE-25, de alrededor 40.000 euros con un intervalo de confianza de 25.000 y 120.000 euros. Este valor puede variar entre países de la UE.

Teniendo en cuenta los beneficios que representa la reducción de la contaminación atmosférica por parte de la vegetación en la salud humana, resulta interesante valorar en términos monetarios este servicio ecosistémico. De esta manera, este trabajo tiene como objetivo evaluar la reducción de la contaminación del aire mediante el arbolado existente en el País Vasco y estimar su beneficio económico en términos de daños evitados en la salud humana. Este trabajo contribuye en la literatura científica aportando una valoración económica del arbolado en el País Vasco, que puede utilizarse para la estimación de análisis coste-beneficio en valoraciones económicas futuras.

2. DESCRIPCIÓN DEL CONTEXTO EN EL PAÍS VASCO

El País Vasco ocupa una superficie aproximada de 723.400 hectáreas, con una población en 2018 cercana a 2.199.000 habitantes. El Gran Bilbao y sus alrededores es una de las zonas más industrializadas de España y con una elevada densidad de población, lo que la convierte en una de las áreas metropolitanas más afectadas por la contaminación atmosférica, después de Madrid y Barcelona (Ibarra-Berastegi *et al.*, 2003; 2008; Gómez *et al.*, 2004). Al mismo tiempo, el País Vasco es la comunidad autónoma con mayor cobertura arbórea en España (alrededor del 49% de toda la superficie; ver gráfico nº 1) donde las especies más representadas son el pino de Monterrey (*Pinus radiata* D. Don), el cual ocupa alrededor del 31% de la cobertura arbórea total, seguido del haya (*Fagus sylvatica* L.), que ocupa alrededor del 14 % (Mapa Forestal, 2016).

Gráfico nº 1. COBERTURA ARBÓREA EN EL PAÍS VASCO (%)



Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Servicio de Monitoreo de Tierra de Copernicus (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2017b).

Las directrices de calidad del aire de la OMS establecen niveles de referencia para las concentraciones de contaminación atmosférica por encima de las cuales las concentraciones se consideran no saludables (OMS, 2006). Estos valores en los últimos años han sido superados en numerosas ocasiones en el País Vasco. Este trabajo ha calculado si los niveles recomendados de calidad del aire por la OMS se cumplieron en cada una de las estaciones de calidad del aire de la Agencia Vasca de Meteorología (Euskalmet) en 2016 para cada uno de los contaminantes evaluados en este trabajo. En el caso de la concentración media de NO_2 por hora, se encontró que el 97,7% de las estaciones excedieron los niveles de referencia de la OMS al menos una vez (valor de referencia = $40 \mu\text{g m}^{-3}$). Este nivel de referencia superó el 14,8% del tiempo al calcular la media en todas las estaciones. Sin embargo, en una escala de tiempo anual, el valor medio para NO_2 no excedió el valor de referencia en ninguna estación (valor de referencia = $200 \mu\text{g m}^{-3}$). Por su parte, la concentración de O_3 excedió el valor de referencia en todas las estaciones durante el 2,95% del tiempo (valor de referencia = $100 \mu\text{g m}^{-3}$). En el caso de PM_{10} , el valor de la media de 24 horas (valor de referencia = $50 \mu\text{g m}^{-3}$) y anual (valor de referencia = $20 \mu\text{g m}^{-3}$) excedieron el valor de referencia en el 97,5% y 62,5% de las estaciones respectivamente.

3. DATOS UTILIZADOS

En este trabajo se utilizan tres grandes bloques de datos. El primer bloque corresponde a datos de concentración atmosférica y meteorológicos. Para ello, se han utilizado los datos de las estaciones de calidad del aire de la Administración General de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Gobierno Vasco, 2017). La Red de Control de Calidad del Aire del Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda del Gobierno Vasco cuenta con numerosos analizadores y monitores de medida que registran las concentraciones de contaminantes del aire. Los datos fueron recogidos del portal *online* GeoEuskadi que dispone de información de 53 estaciones de calidad del aire, de las cuales 47 estaciones incluyen datos por hora para el período estudiado (desde el 01/01/2016 a las 00:00 hasta el 31/12/2016 a las 23: 59). Los datos utilizados son horarios e incluyen concentración de NO₂, O₃, SO₂ y PM₁₀ en 2016. Los datos meteorológicos utilizados también son horarios e incluyen velocidad del viento, precipitación, humedad relativa, presión, radiación solar y temperatura del aire.

El segundo bloque de datos corresponde a datos de características de las plantas, que se dividen en dos subgrupos. El primer subgrupo corresponde a datos de índice de área foliar, los cuales se obtuvieron a partir del satélite de la NASA MODIS con una resolución espacial de 500 m (Myneni *et al.*, 2015). Como MODIS proporciona datos cada ocho días, se descargaron 45 mapas en formato ráster de índice de área foliar en el País Vasco en 2016 para cubrir todo el año. Los valores en cada celda del mapa se convirtieron en datos por hora asumiendo valores constantes durante períodos de ocho días. El otro subgrupo corresponde a datos de resistencias y conductancias específicos de cada gas contaminante recogidos de la literatura a partir de estudios experimentales.

El tercer bloque corresponde a datos sin variación temporal dentro del año 2016, como densidad de población, densidad de carreteras, cobertura arbórea, uso del suelo. Los datos de densidad de población se obtuvieron del Centro para la Red Internacional de Información de Ciencias de la Tierra (CIESIN) (2017) y los datos de densidad de carreteras, del OpenStreetMap (2015). Los datos de cobertura arbórea se obtuvieron de la capa ráster Tree Cover Density, con una resolución de 20 m, del Servicio de Monitoreo de Tierra de Copernicus (ver gráfico nº 1). Los datos de uso del suelo se obtuvieron de la capa ráster CORINE Land Cover (CLC, 2018), con una resolución de 100 m, del Servicio de Monitoreo de Tierra de Copernicus (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2017b).

4. METODOLOGÍA

La metodología de este trabajo estima primero la eliminación de contaminantes mediante deposición seca a nivel regional y posteriormente calcula el valor económico de los árboles en el País Vasco por reducir los niveles de contaminación atmosférica.

El análisis computacional se llevó a cabo utilizando el paquete TreeDep (García de Jalón, 2018) del software R (R Development Core Team, 2017) disponible en el

repositorio CRAN. TreeDep estima la eliminación de la contaminación del aire por deposición seca en la vegetación a través de variables a nivel horario, como la resistencia aerodinámica, la resistencia de la capa límite, la resistencia de la copa, la resistencia estomática, la resistencia cuticular, la resistencia mesofílica, la resistencia del suelo, la velocidad de fricción y la velocidad de deposición. TreeDep, además, permite plotear los resultados para determinados períodos de tiempo.

En TreeDep, al igual que en la mayoría de modelos, la cantidad de material que se deposita en la vegetación por unidad de superficie y tiempo, se calcula como el producto de la velocidad de deposición, la concentración de contaminantes y la cubierta vegetal (Ecuación nº 1) (Hicks *et al.*, 1985; Pederson *et al.*, 1995; Nowak *et al.*, 2006; Janhall, 2015).

$$DT_{p,t} = Vd_{p,t} * C_{p,t} * LAI_{t,sp} \quad (1)$$

donde $DT_{p,t}$ es la cantidad depositada de contaminante p por unidad de superficie en cada instante t ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), $Vd_{p,t}$ es la velocidad de deposición (m s^{-1}), $C_{p,t}$ es la concentración de contaminante p (g m^{-3}) en cada hora y $LAI_{t,sp}$ es el índice del área foliar de la copa de los árboles en cada instante de tiempo. El índice de área foliar es la superficie de hoja dividido por la superficie de suelo debajo de la copa de los árboles.

La velocidad de deposición ($Vd_{p,t}$) representa la eficiencia de la eliminación de contaminantes debido a la deposición seca. Para NO_2 , O_3 , SO_2 , la velocidad de deposición se calcula en función de tres grupos de resistencias (Pederson *et al.*, 1995; Hicks *et al.*, 1987) (Ecuación nº 2):

$$Vd_{p,t} = \frac{1}{Ra_t + Rb_{p,t} + Rc_{p,t}}, \quad (2)$$

donde Ra_t es la resistencia aerodinámica, $Rb_{p,t}$ es la resistencia de la capa límite cuasi laminar y $Rc_{p,t}$ es la resistencia de la copa o superficie (s m^{-1}). Para limitar las estimaciones de deposición a períodos de deposición seca, se ajustó el valor material depositado a cero durante las horas de lluvia (Nowak *et al.*, 2006). Siguiendo a Nowak *et al.* (2006) y Hirabayashi *et al.* (2015), para la velocidad de deposición de PM_{10} ($Vd_{pM_{10},t}$) se estableció un valor constante durante el período con hojas, lo que podría considerarse una estimación aproximada, ya que la velocidad de deposición depende del tamaño de partícula.

Ra_t y $Rb_{p,t}$ se calcularon en función de la velocidad de fricción y otras variables meteorológicas. La velocidad de fricción es un parámetro de escala que describe el esfuerzo cortante y la turbulencia atmosférica en la capa límite que afecta la dispersión de contaminantes (Prandtl, 1925).

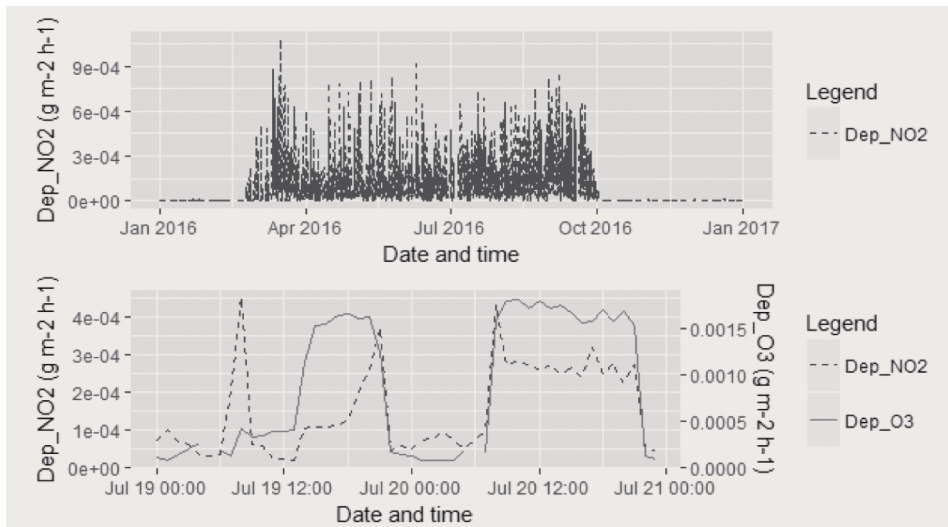
La resistencia de la copa o superficie ($Rc_{p,t}$) es la resistencia neta correspondiente a toda la superficie de la planta y generalmente domina y controla la velocidad de deposición (Pederson *et al.*, 1995). (Ecuación nº 3):

$$Rc_{p,t} = \frac{1}{\frac{1}{r_{s_t} + r_{m_p}} + \frac{1}{r_{soil_t}} + \frac{1}{r_{t_p}}}, \quad (3)$$

donde r_{s_t} es la resistencia estomática en el instante t , r_{m_p} es la resistencia mesófila para cada contaminante, r_{soil_t} es la resistencia del suelo para cada instante t , y r_{t_p} es la resistencia cuticular de cada contaminante. La resistencia estomática es la que fundamentalmente rige la resistencia de la copa. Su cálculo se hizo en función de la actividad fotosintética a nivel horario utilizando la solución analítica para la fotosíntesis de hojas acopladas desarrollada por Baldocchi (1994).

El gráfico nº 2 muestra un ejemplo del cálculo de la deposición de NO_2 y O_3 atmosférica calculada por hora y unidad de superficie cubierta de árboles de hoja caduca en la estación de Durango en 2016. Como se muestra en la parte superior del gráfico, la mayor parte de la deposición seca se produce durante el período en el que los árboles tienen hojas, entre abril y noviembre. En la parte inferior del gráfico vemos que, en comparación con las horas nocturnas, la deposición suele ser más alta durante las horas diurnas. Esto sucede principalmente durante la noche, porque al no producirse casi actividad fotosintética, las estomas de la hoja se cierran. Como consecuencia, la resistencia estomática aumenta y la velocidad de deposición disminuye.

Gráfico nº 2. EJEMPLO DEL CÁLCULO DE LA DEPOSICIÓN DE NO_2 Y O_3 ATMOSFÉRICA CALCULADA POR HORA Y UNIDAD DE ÁREA CUBIERTA DE ÁRBOLES DE HOJA CADUCA EN LA ESTACIÓN DE DURANGO (enero 2016-enero 2017)



Nota: El gráfico superior muestra la deposición de NO_2 para todo el año en 2016. El gráfico inferior muestra la deposición de NO_2 y O_3 entre el 19 y 20 de julio de 2016.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la red de estaciones de calidad de aire de Euskalmet.

Posteriormente se realizó el análisis de deposición seca de los contaminantes a escala regional en el País Vasco. Para ello, se hizo correr el modelo TreeDep en cada una de las celdas del mapa ráster, con una resolución de 1km x 1km. Para obtener datos meteorológicos y de concentración atmosférica, se realizó una interpolación espacial mediante una regresión de uso del suelo (ver García de Jalón *et al.* (2019) para más detalle de la interpolación espacial).

Una vez calculado el material contaminante depositado en los árboles en cada celda del mapa del País Vasco, la cantidad de contaminante depositado fue transformado a términos monetarios. Nowak *et al.* (2014) estimaron varias ecuaciones de regresión univariante que estiman el valor económico por tonelada de material depositado en función de la densidad de población que vive en un determinado lugar. En estas regresiones (ecuación nº 4), el beneficio en términos monetarios depende del impacto positivo sobre la salud, el cual viene determinado por el número de personas expuestas a dicha mejora en la calidad del aire. Para la estimación de las regresiones, los autores utilizaron funciones de concentración-respuesta mediante la estimación del cambio en los efectos adversos para la salud, debido al cambio en las concentraciones de contaminantes. Las funciones de impacto en la salud relacionan un cambio en la concentración de contaminantes con un cambio en la incidencia de un punto final de salud (es decir, mortalidad prematura). Estas funciones se derivan típicamente de la relación estimada entre la concentración de un contaminante y los efectos adversos para la salud que sufre una población determinada. Este trabajo transfirió los coeficientes estimados en las ecuaciones teniendo en cuenta el cambio de moneda y la diferencia temporal mediante el factor de conversión de Paridad del Poder Adquisitivo (PPA) y el Índice de Precios del Consumidor (IPC) respectivamente. A continuación, se describen las regresiones utilizadas para cada contaminante:

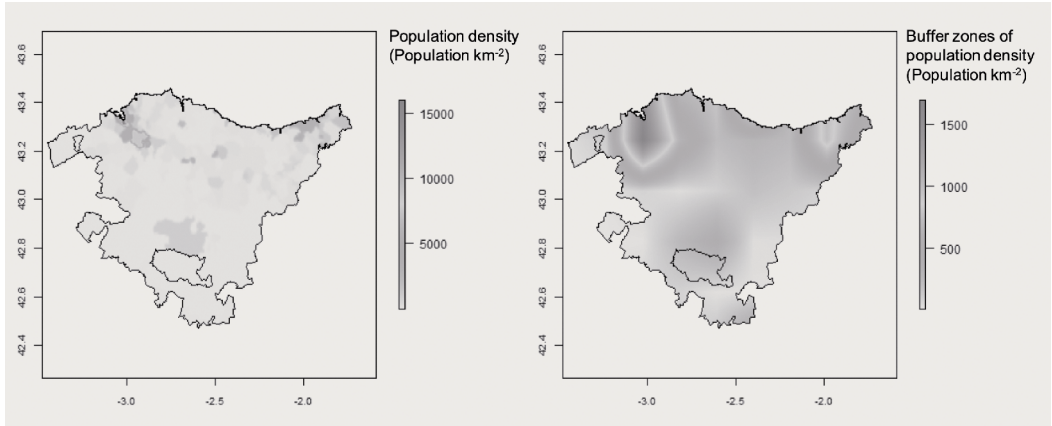
$$\begin{aligned}y_{NO_2} &= 0.6634545 + 0.5694545 * \text{Densidad de población,} \\y_{O_3} &= 8.606091 + 3.189909 * \text{Densidad de población,} \\y_{PM_{10}} &= 389.0919 + 110.7149 * \text{Densidad de población,} \\y_{SO_2} &= 0.1310909 + 0.1357273 * \text{Densidad de población}\end{aligned}\tag{4}$$

donde y representa el valor económico estimado en cada una de las celdas medido en euros por tonelada del contaminante depositado. La densidad de población se mide en habitantes por kilómetro cuadrado.

Los contaminantes del aire, teniendo en cuenta su vida media, pueden recorrer grandes distancias más allá del foco emisor debido a la acción de las corrientes de aire en la atmósfera. Por ese motivo es importante utilizar una resolución espacial adecuada para analizar el efecto de la densidad de población en el cálculo del valor económico de la mejora de calidad de aire. Para ello, en este paso del análisis, la resolución espacial de la densidad de población fue disminuida con el fin de generar zonas de amortiguamiento de densidad de población mediante el cálculo del valor

promedio en las celdas del mapa ráster. El gráfico nº 3 muestra la densidad de población en el País Vasco (mapa de la izquierda) y la densidad de población calculando valores medios de amortiguamiento (mapa de la derecha). A partir de los valores medios de la densidad de población (mapa de la derecha), se calculó el valor económico utilizando las regresiones de la Ecuación nº 4.

Gráfico nº 3. **DENSIDAD DE POBLACIÓN EN EL PAÍS VASCO**



Nota: El mapa de la izquierda muestra la densidad de población en (habitantes por kilómetro cuadrado). El mapa de la derecha muestra zonas de amortiguamiento de la densidad de población.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la NASA.

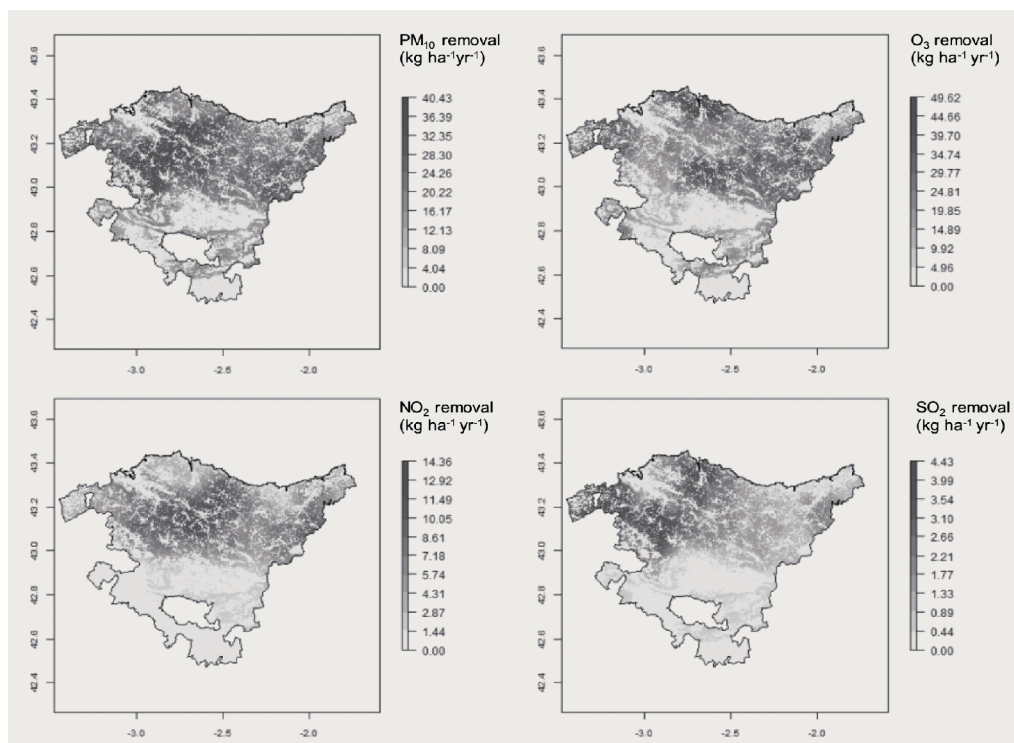
5. EL VALOR ECONÓMICO DE LOS ÁRBOLES POR REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La reducción de la contaminación del aire por el arbolado varía considerablemente dentro del País Vasco. Esto se debe principalmente a diferencias entre concentraciones de contaminantes y variables meteorológicas, como la velocidad del viento, temperatura del aire, precipitación, humedad relativa, presión, radiación solar y variables específicas del arbolado como el índice de área foliar o la cobertura arbórea. El gráfico nº 4 muestra la distribución espacial de material contaminante depositado en 2016. El mapa muestra que la reducción de la contaminación del aire es muy baja en áreas con baja densidad de cobertura arbórea, como las comarcas de Llanada Alavesa, Valles Alaveses y Rioja Alavesa, principalmente ocupadas por cultivos arables y viñedos (ver gráfico nº 1 para apreciar la cobertura arbórea).

La deposición media de NO_2 fue de alrededor de $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con un rango de 0 a $14.36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Los valores de deposición por encima del percentil 95 se midieron durante el período diurno. Una gran cantidad de NO_2 se depositó en los

extensos bosques de las comarcas de alrededor del área metropolitana de Bilbao, como Arratia-Nerviñ, Duranguesado, Markina-Ondarroa, Estribaciones del Gorbea, Alto Deba, Bajo Deba y en menor medida en comarcas alrededor de San Sebastián, como Tolosa. Esto puede explicarse por el desplazamiento y la deposición de gases NO_x generados por carreteras y áreas densamente pobladas en núcleos cercanos. En el caso de PM_{10} , la deposición media fue de alrededor de $12,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con un rango de 0 a $40,43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En cuanto a la distribución de la mayor parte del material particulado depositado, son principalmente las mismas comarcas que con NO_2 , más Encartaciones y Goierri. En el caso del ozono, los valores más altos se obtuvieron entre junio y agosto en áreas alejadas de los grandes núcleos urbanos: bosques de Gernika-Bermeo, Markina-Ondarroa y Estribaciones del Gorbea. La deposición media de O_3 fue de alrededor de $12,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con un rango de 0 a $49,62 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La mayor parte del SO_2 se depositó en los bosques que rodean el área metropolitana de Bilbao: Encartaciones, Cantábrica Alavesa, Arratia-Nerviñ, Duranguesado y Gernika-Bermeo. La deposición media de SO_2 fue de alrededor de $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, desde 0 a $4,43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Gráfico nº 4. **ELIMINACIÓN ANUAL DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS POR DEPOSICIÓN SECA EN ÁRBOLES EN 2016 EN EUSKADI**



Fuente: Elaboración propia a partir de los cálculos explicados en el texto.

Los resultados muestran que los valores máximos de la deposición se producen durante los períodos en que los árboles tienen hoja, dado que la tasa fotosintética que regula la apertura de estomas domina la velocidad de deposición. En el caso de NO_2 , los valores más altos de deposición horaria se encuentran en la estación de calidad del aire 'Easo' (Percentil95 = $1.45 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Los valores de deposición por encima del percentil 95 se midieron durante el día. Para O_3 , los valores más altos se registraron en 'Jaizkibel' (Percentile95 = $3.63 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) desde las 13:00 hasta las 17:00 horas entre junio y agosto. Para SO_2 , los valores más altos se registraron en 'Santurce' (Percentile95 = $0.55 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) desde las 6:00 hasta las 13:00 horas entre mayo y octubre. Para PM_{10} , los valores más altos también se registraron en 'Erandio' (Percentile95 = $0.93 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) entre mayo y octubre. Por el contrario, la mínima eliminación de contaminantes por el arbolado se produjo en los meses de invierno, coincidiendo cuando los árboles no tenían hoja. Los valores mínimos fueron cercanos a $0 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para todos los contaminantes.

El cuadro nº 1 muestra la reducción de contaminantes por deposición seca en todo el territorio del País Vasco. En 2016, se calcula que se eliminaron alrededor de 9.325 t año^{-1} de O_3 por deposición seca en País Vasco, lo que representó un beneficio económico de alrededor de 11,8 millones de euros al año, asumiendo un valor constante de la externalidad (1.269 € t^{-1}) y de 10,5 millones de euros al año teniendo en cuenta la población expuesta a las concentraciones de ozono. El material particulado (PM_{10}) es el segundo contaminante más reducido por deposición con alrededor de 9.158 t año^{-1} . Sin embargo, el beneficio económico de la reducción de material particulado es considerablemente mayor que el beneficio de reducir ozono. En este caso, el valor económico varía sustancialmente si se tiene en cuenta o no la población que estaba expuesta a la contaminación reducida. Sin considerar la población expuesta, el beneficio se estima en alrededor de 34,4 millones de euros al año, mientras que cuando se considera la población el valor económico asciende a 90,7 millones de euros. El dióxido de nitrógeno también presenta una gran diferencia en la estimación cuando se considera la población expuesta. En total se redujeron alrededor de 2.192 t año^{-1} de NO_2 , lo que supuso un beneficio de 12,3 millones de euros al año y 0,5 millones de euros al año si consideramos la población expuesta. El dióxido de azufre fue el contaminante que menos se redujo, ya que la concentración de dicho contaminante es considerablemente más baja que el resto. Las 608 toneladas que se redujeron en 2016 representaron un beneficio de 0,8 millones de euros sin considerar la población expuesta y de 36.000 euros considerando la población expuesta. El valor económico total de la reducción de todos los contaminantes estudiados en este trabajo, fue de alrededor de 101,7 millones de euros al año considerando la población expuesta. Dicho valor económico representa alrededor del 0,14% del Producto Interno Bruto del País Vasco en 2018.

Cuadro nº 1. ELIMINACIÓN ANUAL DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE POR DEPOSICIÓN SECA DE ÁRBOLES EN EUSKADI Y SU VALOR ECONÓMICO

Contaminante	Reducción de la contaminación		Valor de la externalidad (€ t-1)	Valor económico de la reducción de la contaminación	
	(t)	Intervalo de confianza sobre la media del 5% y 95% (t)		Sin considerar la densidad de población (€)	Considerando la densidad de población (€)
NO ₂	2.191,9	(2.182,3 – 2.208,3)	5.628 ^a	12.336.024	496.715
O ₃	9.324,6	(9.282,6 – 9.368,4)	1.269 ^a	11.832.950	10.453.511
SO ₂	607,7	(605,3 – 612,8)	1.378 ^a	837.350	36.301
PM ₁₀	9.158,2	(9.116,1 – 9.197,7)	3.757 ^b	34.407.523	90.666.166
Total				59.413.847	101.652.694

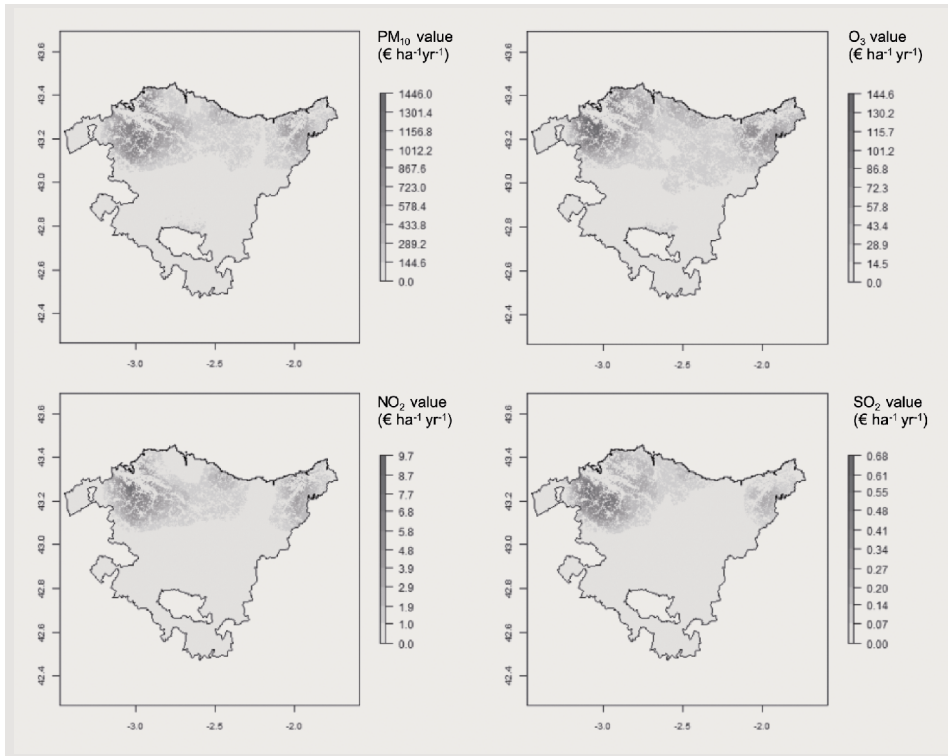
(a) Valor transferido de Murray (1994) y Nowak et al. (2006)

(b) Valor transferido de RWDI (2006)

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Servicio de Monitoreo de Tierra de Copernicus (Agencia Europea de Medio Ambiente 2017b).

El uso de sistemas de información geográfica permite analizar espacialmente el valor económico de la eliminación de la contaminación del aire (gráfico nº 5). Como se muestra en los mapas, los bosques que más contribuyen en el beneficio económico de la deposición son los que se encuentran al sur del área metropolitana de Bilbao (principalmente en las comarcas de Encartaciones, Cantábrica Alavesa, Gran Bilbao, Arratia-Nervión, Duranguesado y Plentzia-Mungia) seguido de los bosques al sur de San Sebastián (principalmente en Donostialdea). Es importante destacar que la reducción del material particulado domina considerablemente el valor total estimado de la deposición seca. Esto se debe a tres razones principales: a) la cantidad del contaminante que ha sido depositada en el arbolado y eliminada de la atmósfera; b) la cantidad de población expuesta a esa reducción (determinada por la densidad de población); y c) el valor de la externalidad de la reducción de la contaminación (determinada por los coeficientes de la ecuación nº 4 para cada contaminante). En cuanto a usos de suelos, el uso denominado por el mapa CORINE del programa europeo Copernicus como «Bosques y áreas semi-naturales» es el que proporciona un mayor beneficio económico, seguido de las zonas agrícolas de la región vasca incluyendo pastizales y cultivos herbáceos y leñosos.

Gráfico nº 5. **BENEFICIO ECONÓMICO ESTIMADO DE LA ELIMINACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE MEDIANTE EL ARBOLADO EN EL PAÍS VASCO**



Fuente: Elaboración propia a partir de los cálculos explicados en el texto.

6. IMPLICACIONES Y CONCLUSIONES

La valoración económica de los beneficios del arbolado resulta una herramienta de utilidad en la toma de decisiones y diseño de políticas de la gestión forestal y usos del suelo. Además, este tipo de valoraciones puede ser usado de forma similar en el diseño de políticas relacionadas con la adaptación al cambio climático o la evaluación de impacto ambiental de planes y proyectos. De esta manera, los árboles plantados en zonas estratégicas, como pueden ser zonas alrededor de grandes ejes de comunicación, además de servir como *buffer* para la contaminación, también amortiguan otros impactos, como por ejemplo acústicos o paisajísticos.

En este análisis se ha simulado la deposición seca de NO₂, O₃, SO₂ y PM₁₀ en los árboles del País Vasco a partir de datos horarios en 2016 de concentración de contaminantes y meteorológicos recogidos por la red de estaciones de calidad de aire de Euskalmet y a partir de los datos de índice área foliar del satélite MODIS de NASA.

Según la Agencia Europea Ambiental, los contaminantes evaluados aquí son los más importantes en términos de daño a la salud humana (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2017a). Los resultados muestran que la deposición seca de árboles en el País Vasco en el año 2016 fue de alrededor de 9.325 toneladas de O_3 , 9.158 toneladas de PM_{10} , 2.192 toneladas de NO_2 y 608 toneladas de SO_2 . El beneficio económico total estimado de la reducción de estos contaminantes es de alrededor de 102 millones de euros al año, lo que representa alrededor del 0,14% del Producto Interno Bruto del País Vasco en 2018. Aproximadamente el 89% de este valor económico corresponde a la deposición del material particulado.

Existen diferencias entre la distribución geográfica de la reducción de la contaminación y el valor económico. Esto depende fundamentalmente del número de personas que están expuestas o son directamente beneficiadas por la mejora de la calidad del aire. De esta manera, dado que el beneficio económico por unidad de superficie arbolada depende de la población expuesta, se puede afirmar que, a igualdad de condiciones, el valor económico del servicio de regulación de calidad del aire de un árbol en el centro de la ciudad es mayor que el de un árbol alejado de la misma, ya que el beneficio es percibido por un número mayor de personas.

La concentración del contaminante es un gran determinante del potencial para reducir la contaminación por deposición. La concentración del contaminante está frecuentemente relacionada con el desarrollo de la industria, el transporte y la densidad de población. Esto sucede en el País Vasco, donde, a excepción del ozono, se produce una mayor reducción de contaminantes atmosféricos en bosques cercanos a áreas con alto desarrollo industrial y densidad de población. De esta manera, se explica que la reducción de contaminantes y, por tanto, los beneficios, sean considerablemente menores en Álava, comparada con Bizkaia y Gipuzkoa. En el caso del ozono, a pesar de ser el contaminante que más se reduce a través de la deposición seca en los árboles, estos también contribuyen en gran medida a la formación de nuevas moléculas de O_3 . Los árboles emiten oxígeno y compuestos orgánicos volátiles (VOC, por sus siglas en inglés) que en presencia de la luz solar reaccionan con óxidos de nitrógeno y otras sustancias químicas para formar O_3 . Esto habría que tenerlo en cuenta en el futuro a la hora de monetizar los beneficios de la deposición de ozono atmosférico.

Los bosques y las áreas seminaturales dominan el beneficio económico de regulación de calidad del aire. Esto se explica porque la densidad de la cubierta arbórea y el índice de área foliar tienen una gran influencia en la cantidad del material depositado por unidad de superficie. Sin embargo, aunque la mayor parte de la contaminación del aire se elimina en zonas rurales y poco pobladas, como suelen ser los bosques y las áreas seminaturales del País Vasco, la mayoría de los impactos de la contaminación del aire en la salud humana se producen en zonas urbanas. Esto se ve reflejado en la estimación espacial del beneficio económico. Por otro lado, el hecho de que sea en zonas menos pobladas donde se deposita la mayor cantidad de conta-

minante, podría tener implicaciones interesantes en las políticas de conservación de bosques, puesto que los beneficiarios de la reducción de la contaminación son diferentes a las personas que viven donde se produce el servicio. De este modo, la valoración económica podría aportar información útil en contextos del pago por servicios ambientales o incluso ayudar a implementar medidas de fiscalidad verde.

Este trabajo estima el valor económico de la reducción de concentración de varios contaminantes atmosféricos por parte del arbolado, el cual es un servicio de regulación dentro de un gran número de servicios ecosistémicos que los árboles proporcionan para la sociedad (Moreno *et al.*, 2018; Kay *et al.*, 2018). De esta manera, para la estimación del valor total del beneficio económico del arbolado y poder incluirlo en un análisis coste-beneficio, sería necesario la cuantificación y monetización del resto de servicios (García de Jalón *et al.*, 2018; Kay *et al.*, 2019). Por otro lado, resulta importante tener en cuenta que el beneficio estimado aumentaría si la superficie arbolada aumentase o si se concentrase una mayor proporción de arbolado en zonas urbanas y en sus proximidades, ya que la mejora de la calidad del aire beneficiaría a una mayor parte de la población. Sin embargo, aumentar y mantener la cobertura arbórea puede suponer unos costes significativos, los cuales son probablemente más elevados en zonas urbanas, debido entre otras razones a que el precio del suelo urbano es mayor y, por lo tanto, también lo sea el coste de oportunidad.

Finalmente, un análisis de simulación a nivel horario basado en datos observados de concentración de contaminantes, meteorológicos y de densidad de población expuesta a los contaminantes, parece ser un enfoque particularmente apropiado para una estimación de forma objetiva, clara y transparente de los beneficios económicos proporcionados por los árboles en la reducción de la contaminación del aire.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGENCIA DE PROTECCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE DE ESTADOS UNIDOS (2012): «Environmental Benefits Mapping and Analysis Program - Community Edition (BenMAP-CE)». Disponible en: <https://www.epa.gov/benmap>
- AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE (2017a): «Air quality in Europe - 2017 report», *Publications Office of the European Union*, Luxembourg. doi:10.2800/358908.
- (2017b): «Copernicus Land Service - Pan-European Component: CORINE Land Cover». Disponible en: <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=download>
- ALBERINI, A.; HUNT, A.; MARKANDYA, A. (2006): «Willingness to Pay to Reduce Mortality Risks: Evidence from a Three-country Contingent Valuation Study», *Environmental and Resource Economics*, 33 (2): 251-264.
- BALDOCCHI, D. (1994): «An analytical solution for coupled leaf photosynthesis and stomata conductance models», *Tree Physiol.*, 14: 1069-1079.
- CENTRO PARA LA RED INTERNACIONAL DE INFORMACIÓN DE CIENCIAS DE LA TIERRA (2017): «Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Density, Revision 10». Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Columbia University, USA. <https://doi.org/10.7927/H4DZ068D>
- DAVIDSON, K.; HALLBERG, A.; MCCUBBIN, D.; HUBBELL, B. (2007): «Analysis of PM2.5 using the environmental benefits mapping and analysis program (BenMAP)», *J. Toxicol. Environ. Health*, 70: 332-346.
- DESAIGUES, B. *et al.* (2011): «Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)», *Ecological Indicators*, 11(3): 902-910.
- DÍAZ, J.; ORTIZ, C.; FALCÓN, I.; LINARES, C. (2018a): «Short-term effect of tropospheric ozone on daily mortality in Spain», *Atmospheric Environment*, 187: 107-16.
- DÍAZ JIMÉNEZ, J.; LINARES GIL, C. (2018b): «Impacto de la contaminación atmosférica sobre la mortalidad diaria a corto plazo en España», *Rev. Salud Ambient.*, 18(2): 120-136.
- ESCOBEDO, F.J.; KROEGER, T.; WAGNER, J.E. (2011): «Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices», *Environmental Pollution*, 159: 2078-2087.
- GARCÍA DE JALÓN, S.; BURGESS, P.J.; CURIEL YUSTE, J.; MORENO, G.; GRAVES, A.; PALMA, J.H.N.; CROUS-DURÁN, J.; KAY, S.; CHIABAI, A. (2019): «Dry deposition of air pollutants on trees at regional scale: a case study in the Basque Country», *Agricultural and Forest Meteorology*, 278: 107648.
- GARCÍA DE JALÓN, S.; GRAVES, A.; PALMA, J.H.N.; WILLIAMS, A.; UPSON, M.; BURGESS, P.J. (2018): «Modelling and valuing the environmental impacts of arable, forestry and agroforestry systems: a case study», *Agroforestry Systems*, 92 (4): 1059-1073. DOI: 10.1007/s10457-017-0128-z.
- GARCÍA DE JALÓN, S. (2018): «R Package 'TreeDep'. TreeDep: Air Pollution Removal by Dry Deposition on Trees». Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/TreeDep/index.html>
- GOBIERNO VASCO (2017): «Open Data Euskadi. Portal de acceso a los datos públicos del Gobierno Vasco». Disponible en: <http://opendata.euskadi.eus/>
- GÓMEZ, M.C.; DURANA, N.; NAVAZO, M.; ALONSO, L.; GARCÍA, J.A.; ILARDIA, J.L. (2004): «Application of validation data tests from an on-line volatile organic compound analyser to the detection of air pollution episodes in urban areas», *Anal. Chim.*, Acta 524: 41-49.
- HICKS, B.B.; BALDOCCHI, D.D.; MEYERS, T.P.; HOSKER, R.P.; MATT, D.R. (1987): «A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities», *Water, Air, and Soil Pollution*, 36: 311-330.
- HICKS, B.D.; BALDOCCHI, D.D.; HOSKER, R.P.; HUTCHISON, B.A.; MATT, D.R.; MCMILLEN, R.T.; SATTERFIELD, L.C. (1985): «On the use of monitored air concentrations to infer dry deposition», *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-141*, Air Resources Laboratory, Silver Springs, MD.
- HIRABAYASHI, S.; KROLL, C.N.; NOWAK, D.J. (2015): «i-Tree Eco Dry Deposition Model

Descriptions. i-Tree Eco model». Disponible en: https://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Dry_Deposition_Model_Descriptions.pdf

- HUNT, A. *et al.* (2011): «Monetary values for health end-points used in the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study», *Deliverable 4.1.2 of the HEIMTSA Project*.
- IBARRA-BERASTEGI, G.; ELIAS, A.; AGIRRE, E.; URIA, J. (2003): «Traffic congestion and ozone precursor emissions in Bilbao (Spain)», *Environ. Sci. Pollut.*, R. 10: 361-367.
- IBARRA-BERASTEGI, G.; ELIAS, A.; BARONA, A.; SAENZ, J.; EZCURRA, A.; DIAZ DE ARGANDOÑA, J. (2008): «From diagnosis to prognosis for forecasting air pollution using neural networks: Air pollution monitoring in Bilbao», *Environ. Modell. Softw.*, 23: 622-637.
- JANHALL, S. (2015): «Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion», *Atmos. Environ.*, 105: 130-137.
- KAY, S.; CROUS-DURÁN, J.; GARCÍA DE JALÓN, S.; GRAVES, A.; PALMA, J.H.N.; SZERENCSITS, E.; WEIBEL, R.; HERZOG, F. (2018): «Landscape-scale modelling of agroforestry ecosystem services: A methodological approach», *Landscape Ecology*, 33 (9): 1633-1644.
- KAY, S.; GRAVES, A.; PALMA, J.H.N.; MORENO, G.; ROCES-DÍAZ, J.V.; AVIRON, S.; CHOUVARDAS, D.; CROUS-DURAN, J.; FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N.; GARCÍA DE JALÓN, S.; MCIKAN, V.; MOSQUERA-LOSADA, M.R.; PANTERA, A.; SANTIAGO-FREIJANES, J.J.; SZERENCSITS, E.; TORRALBA, M.; BURGESS, P.J.; HERZOG, F. (2019): «Agroforestry is paying off - Economic evaluation of ecosystem services in European landscapes with and without agroforestry systems», *Ecosystem Services*, 36: 100896.
- LIANG, S.; LI, X.; WANG, J. (2012): «Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction and Applications», *Academic Press*.
- LINARES, C.; FALCÓN, I.; ORTIZ, C.; DÍAZ, J. (2018): «An approach estimating the short-term effect of NO₂ on daily mortality in Spanish cities», *Environment International*, 116: 18-28.
- LINDHJEM, H.; NAVRUD, S.; BRAATHEN, N.A.; BIAUSQUE, V. (2011): «Valuing Mortality Risk Reductions from Environmental, Transport, and Health Policies: A Global Meta-Analysis of Stated Preference Studies», *Risk Analysis*, 31(9): 1381-1407.
- LOCKWOOD, A.L.; FILLEY, T.R.; RHODES, D.; SHEPSON, P.B. (2008): Foliar uptake of atmospheric organic nitrates. *Geophys. Res. Lett.* 35: L15809.
- MAPA FORESTAL (2016): «Mapa forestal 2016 - 2016ko baso mapa. Inventario forestal 2016-2018. Comunidad Autónoma del País Vasco, Territorios Históricos y Comarcas». Disponible en: http://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/inventario_forestal_2016/es_agripes/adjuntos/TTHH-CAPV-COMAR-CAS2016.pdf
- MORENO, G.; AVIRON, S.; BURGESS, P.J.; CROUS-DURAN, J.; FRANCA, A.; GARCÍA DE JALÓN, S.; HARTEL, T.; MIRCK, J.; PANTERA, A.; PALMA, J.H.N.; PAULO, J.A.; RE, G.A.; SANNA, F.; THENAIL, C.; VARGA, A.; VIAUD, V. (2018): «Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services», *Agroforestry Systems*, 92 (4): 877-891.
- MURRAY, F.J.; MARSH, L.; BRADFORD, P.A. (1994): «New York State energy plan, Vol. II: issue reports», *New York State Energy Office*, Albany, NY.
- MYNENI, R.; KNYAZIKHIN, Y.; PARK, T. (2015): «MOD15A2H MODIS Leaf Area Index/FPAR 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006», *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*. Disponible en: <http://doi.org/10.5067/MODIS/MOD15A2H.006>
- NOWAK, D.J.; CRANE, D.E.; STEVENS, J.C. (2006): «Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States», *Urban Forestry and Urban Greening*, 4: 115-123.
- NOWAK, D.J.; HIRABAYASHI, S.; BODINE, A.; GREENFIELD, E. (2014): «Tree and forest effects on air quality and human health in the United States», *Environ. Pollut.*, 193: 119-129.
- NOWAK, D.J.; HIRABAYASHI, S.; BODINE, A.; HOEHN, R. (2013): «Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects», *Environ. Pollut.*, 178: 395-402.
- NOWAK, D.J.; HIRABAYASHI, S.; DOYLE, M.; MCGOVERNC, M.; PASHER, J. (2018): «Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health», *Urban Forestry & Urban Greening*, 29: 40-48.
- OMS (2006): «Organización Mundial de la Salud. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.

- Global update 2005. Summary of risk assessment», *World Health Organization*. Disponible en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf
- (2014): «Organización Mundial de la Salud. WHO news release. 7 million premature deaths annually linked to air pollution», Geneva, Switzerland. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>
- OPENSTREETMAP (2015): «OpenStreetMap», *OpenStreetMap Foundation (OSMF)*. Disponible en: <https://www.openstreetmap.org/>
- ORTIZ, C.; LINARES, C.; CARMONA, R.; DÍAZ, J. (2017): «Evaluation of short-term mortality attributable to particulate matter pollution in Spain», *Environ. Pol.*, 224: 541-51.
- PEDERSON, J.R.; MASSMAN, W.J.; MAHRT, L.; DELANY, A.; ONCLEY, S.; DEN HARTOG, G.; NEUMANN, H.H.; MICKLE, R.E.; SHAW, R.H.; PAW, K.T.; GRANTZ, D.A.; MACPHERSON, J.I.; DESJARDINS, R.; SCHUEPP, P.H.; PEARSON, R.; ARCADO, T.E. (1995): «California ozone deposition experiment: methods, results, and opportunities», *Atmos. Environ.*, 29 (21): 3115-3132.
- PRANDTL, L. (1925): «Bericht über Untersuchungen zur ausgebildeten Turbulenz», *Zs. Angew. Math. Mech.*, 5: 136-139.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2017): «R: A Language and Environment for Statistical Computing», *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org>
- RICARDO-AEA (2014): «Update of the Handbook on External Costs of Transport. Final Report for the European Commission», *DG MOVE Ricardo-AEA/R/ ED57769*, Issue Number 1.
- RWDI (2006): «South Fraser Perimeter Road Regional Air Quality Assessment: Technical Volume 16 of the Environmental Assessment Application», *BC Ministry of Transportation*. Disponible en: www.gov.bc.ca/tran/
- UE (2002): DECISIÓN No 1600/2002/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 22 de julio de 2002 por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, L 242/1. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002D1600&from=ES>
- (2008): DIRECTIVA 2008/50/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 21 de mayo de 2008 relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, L 152/1. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=ES>
- VAILSHERY, L.S.; JAGANMOHAN, M.; NAGENDRA, H. (2013): «Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city», *Urban Forestry & Urban Greening*, 12: 408-415.