

Actualización del Instrumento de Evaluación de la Salud Ambiental de las Comunidades de California

Borrador de CalEnviroScreen 5.0

Reporte Técnico para Revisión Pública

FECHA: ENERO DE 2026

AGENCIA DE PROTECCIÓN AMBIENTAL DE CALIFORNIA

OFICINA DE EVALUACIÓN DE RIESGOS PARA LA SALUD AMBIENTAL

PREFACIO DEL BORRADOR DE LA VERSIÓN 5.0

La Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental (OEHHA, por sus siglas en inglés) está publicando el borrador de CalEnviroScreen (CES) 5.0, la iteración más reciente del Instrumento de Evaluación de la Salud Ambiental de las Comunidades de California. Esta versión de CES incorpora los datos más recientes disponibles públicamente para todos los indicadores y mejoras en la manera en que algunos indicadores son calculados para reflejar mejor las condiciones medioambientales o la vulnerabilidad de una población ante contaminantes medioambientales. Se han agregado dos nuevos indicadores — Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire y Prevalencia de la Diabetes — para ayudar a captar cargas medioambientales adicionales y enfermedades que contribuyen a la carga de la contaminación y a la sensibilidad de la población frente a la contaminación. El indicador de Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire tiene en cuenta la presencia de pozos de petróleo y gas y otros sitios que reportan emisiones de sustancias tóxicas al aire que no están ya incluidos en el indicador existente de emisiones de sustancias tóxicas. El indicador de Prevalencia de la Diabetes refleja la sensibilidad a la contaminación, ya que la exposición a la contaminación conduce a un empeoramiento de los resultados de salud para los individuos con diabetes.

Esta versión de CES ha sido actualizada con información adicional para incorporar preocupaciones relacionadas con la contaminación en la región fronteriza California-México, continuando los esfuerzos para abordar la Ley 1059 de la Asamblea (Garcia, Estatutos de 2015). Para la iteración más reciente de CES, la OEHHA se asoció con organizaciones comunitarias (CBO, por sus siglas en inglés) para codiseñar actualizaciones clave de la herramienta y continuar su compromiso con una participación comunitaria significativa. Un [reporte completo sobre el proceso de codiseño](#) y un [reporte corto con una síntesis que resume los cambios y actualizaciones propuestos en este borrador](#) están disponibles en [la página web del borrador de CES 5.0](#) junto con este reporte técnico. Reconociendo además la importancia de la transparencia y de la aportación pública en la toma de decisiones gubernamentales, este borrador de CES 5.0 se está publicando para revisión y comentarios públicos. La OEHHA estará celebrando una serie de seminarios públicos en línea y talleres comunitarios para platicar sobre las actualizaciones propuestas, compartir resultados y recopilar aportaciones acerca de este borrador. Las fechas de los talleres serán en febrero y la información acerca de cómo involucrarse será anunciada a través de la lista de destinatarios (listserv) de la OEHHA y proporcionada en [nuestra página de Internet](#). Los comentarios y sugerencias por escrito acerca de este borrador de CES 5.0 serán aceptados hasta el 23 de marzo 2026. Los comentarios pueden ser cargados a través de [la página web 5.0](#) o enviados por correo a:

CalEnviroScreen

Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental

1001 I St., Floor 12

Sacramento, California 95814

TABLA DE CONTENIDOS

PREFACIO DEL BORRADOR DE LA VERSIÓN 5.0	2
TABLA DE CONTENIDOS	3
INTRODUCCIÓN.....	4
Evaluación de Impactos Acumulativos	4
Participación Comunitaria.....	5
Organización del Reporte	6
METODOLOGÍA	7
El Modelo CalEnviroScreen	7
Selección de Indicadores y Puntajes	12
Fuentes	19
ACTUALIZACIONES PROPUESTAS Y RESUMEN DE LOS CAMBIOS PRINCIPALES PARA EL BORRADOR DE CALENVIROSCREEN 5.0	20
Descripción General de las Actualizaciones Propuestas.....	20
Actualización de la Geografía de los Tramos Censales de 2020.....	21
Detalles de Actualización de los Indicadores	21
EJEMPLO DE TRAMO CENSAL: RESULTADOS DE LOS INDICADORES Y PUNTAJES DE CALENVIROSCREEN.....	32
INDICADORES.....	37
Carga de la Contaminación: Indicadores de Exposiciones	38
Carga de la Contaminación: Indicadores de Efectos Medioambientales.....	119
Puntajes para la Carga de la Contaminación	181
Características de la Población: Indicadores de Población Sensible	183
Características de la Población: Indicadores de Factores Socioeconómicos.....	207
Puntajes para las Características de la Población.....	235
RESULTADOS DE CALENVIROSCREEN	237

INTRODUCCIÓN

Para abordar los efectos acumulativos tanto de la carga de la contaminación como de los factores de vulnerabilidad de la población, y para identificar qué comunidades podrían necesitar intervenciones específicas de políticas públicas, inversión o programas, la Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental (OEHHA) desarrolló, y mantiene y actualiza, la herramienta CES en nombre de la Agencia de Protección Ambiental de California (CalEPA, por sus siglas en inglés). Desde su creación, la herramienta CalEnviroScreen (CES) ha ayudado a identificar comunidades sobrecargadas y a dirigir recursos y atención a estas comunidades afectadas. CES aplica un marco para evaluar impactos acumulativos que la OEHHA desarrolló en 2010, basado en la aportación de un grupo de trabajo estatal compuesto por científicos, expertos académicos, representantes gubernamentales y organizaciones comunitarias (CBO), que señalaron la necesidad no satisfecha de evaluar las cargas y vulnerabilidades acumulativas que afectan a las comunidades de California (OEHHA 2010). Este marco fue incorporado en la primera versión (1.0) de CES, proporcionando la primera evaluación a nivel estatal de los impactos acumulativos en las comunidades de California. Las versiones subsecuentes actualizaron el instrumento de evaluación usando los datos más actuales disponibles e incorporando diversas mejoras y recomendaciones de residentes, partes interesadas y socios gubernamentales. CES 2.0 se publicó en 2014, 3.0 en 2017 y 4.0 en 2021.

Esta actualización del borrador a CES 5.0 continúa evolucionando como un método basado en la ciencia para identificar a las comunidades impactadas tomando en consideración la exposición a la contaminación y sus efectos, así como la condición de salud y socioeconómica, a nivel de tramo censal. El borrador de CES 5.0 incluye datos más recientes, una metodología mejorada y dos indicadores adicionales. Los cambios propuestos para el borrador de CES 5.0 son descritos en más detalle en el resumen de los principales cambios más adelante en este reporte técnico.

Evaluación de Impactos Acumulativos

Muchos factores, a menudo conocidos como estresores, contribuyen a la carga de la contaminación y vulnerabilidad individual o comunitaria. Los protocolos estándar de la evaluación de riesgos usados por las agencias reguladoras no siempre pueden tener en cuenta la gama completa de factores que pueden contribuir al riesgo y a la vulnerabilidad. Las evaluaciones de riesgos suelen estar diseñadas principalmente para cuantificar los riesgos para la salud de un solo contaminante o una sola fuente a la vez, a menudo de un medio específico (p. ej., aire o agua). Muchos grupos comunitarios y científicos han criticado este enfoque por no considerar adecuadamente la totalidad de los riesgos para la salud que enfrentan las comunidades.

En realidad, las personas se encuentran expuestas simultáneamente a múltiples contaminantes provenientes de múltiples fuentes y también tienen múltiples estresores con base en su condición de salud, así como las condiciones en que viven, conocidos en conjunto como “impactos acumulativos”. Por lo tanto, el riesgo resultante para la salud está influenciado por factores no químicos tales como la condición socioeconómica y de salud de las personas que viven en una comunidad. En tales situaciones, la evaluación de riesgos tiene una capacidad limitada para cuantificar el riesgo acumulativo resultante, y son necesarias otras herramientas, como la evaluación de impactos acumulativos.

El concepto de evaluación de impactos acumulativos ha avanzado significativamente en los últimos años, tanto en la ciencia como en la política. Reportes recientes de la US EPA — *Investigación sobre Impactos Acumulativos: Recomendaciones para la Oficina de Investigación y Desarrollo de la EPA* (2022) y *Marco Provisional para Avanzar la Consideración de Impactos Acumulativos* (2024) — junto con el reporte reciente de National Science, Engineering and Medicine (NASEM), *State-of-the-Science and the Future of Cumulative Impact Assessment (El Estado de la Ciencia y el Futuro de la Evaluación de los Impactos Acumulativos)* (2025), y con el uso creciente de instrumentos de evaluación a nivel estatal como CES, en conjunto, impulsan la ciencia de los impactos acumulativos y orientan su aplicación en permisos, la aplicación de la ley y la priorización de los recursos en las comunidades sobrecargadas. Estas aplicaciones permiten a quienes toman decisiones dirigir mejor las protecciones y las inversiones hacia las áreas de mayor necesidad, ayudando así a reducir las inequidades de la salud y medioambientales. El campo de los impactos acumulativos es un campo de crecimiento rápido, con herramientas y prácticas en expansión que influyen cada vez más en la política de salud medioambiental y equidad.

Antes del lanzamiento inicial de CES, no existía una metodología para integrar completamente múltiples fuentes de carga de la contaminación con diversos factores de vulnerabilidad comunitaria en un indicador compuesto. Por lo tanto, la OEHHA y la CalEPA desarrollaron la herramienta CES para realizar evaluaciones a nivel estatal de los impactos a escala comunitaria.

La NASEM también publicó recientemente un reporte emblemático titulado *Constructing Valid Geospatial Tools for Environmental Justice* (Construcción de Herramientas Geoespaciales Válidas para la Justicia Medioambiental), que sirve como un documento de orientación para organizaciones federales, estatales y otras, con el fin de mejorar el diseño y la aplicación de las herramientas de mapeo de justicia medioambiental (NASEM 2024). Las recomendaciones del reporte de la NASEM de 2024 destacan la creación de un proceso estructurado y colaborativo para construir indicadores compuestos, incluyendo una definición clara del concepto, la selección y el análisis cuidadosos de los datos, la participación comunitaria y la transparencia en la toma de decisiones. Todos estos son principios que han guiado y continúan guiando el desarrollo de CES para reflejar de la mejor manera las condiciones del mundo real y las experiencias vividas de los californianos.

Participación Comunitaria

La participación comunitaria juega un papel crucial en el desarrollo y el perfeccionamiento de las herramientas de impactos acumulativos, asegurando que estas herramientas reflejen con precisión las experiencias y las necesidades de las comunidades a las que están diseñadas para servir. Estos esfuerzos garantizan que el conocimiento local y las experiencias vividas se integren en el desarrollo de la herramienta, convirtiéndola en un recurso más preciso, confiable y eficaz para evaluar las verdaderas cargas de una comunidad.

De cara a la actualización del borrador de CES 5.0, la OEHHA colaboró con CBO de justicia medioambiental desde mediados de 2024 hasta mediados de 2025 mediante un enfoque de codiseño para comprender mejor las necesidades y prioridades de la comunidad. Consulte el [Reporte de Codiseño Comunitario de CalEnviroScreen 5.0](#) para obtener más detalles e información sobre este esfuerzo. Este proceso también se alinea con la guía reciente de la NASEM sobre la evaluación de impactos acumulativos y las mejores prácticas para el desarrollo de herramientas

geoespaciales, la cual recomienda una participación significativa a lo largo de todo el proceso de desarrollo de la herramienta (NASEM 2024; NASEM 2025).

Organización del Reporte

Este reporte incluye un capítulo que proporciona una explicación detallada de los cambios propuestos entre CES 4.0 y el borrador de CES 5.0. El resto de este reporte sigue el mismo formato que los reportes anteriores de CES, comenzando con la metodología, los criterios de selección para los 23 indicadores y el cálculo de los puntajes de CES para tramos censales individuales. Esto está seguido por capítulos para cada indicador que definen el indicador y explican cómo fueron seleccionados y analizados los datos de cada indicador. Los puntajes para cada indicador y los puntajes finales de CES para diferentes áreas del estado se presentan como mapas. El reporte concluye proporcionando los resultados generales del análisis de todo el estado, representado con mapas que muestran los tramos censales con los puntajes del borrador de CES más altos.

METODOLOGÍA

El Modelo CalEnviroScreen

CalEnviroScreen (CES) es un indicador compuesto que tiene como objetivo cuantificar los impactos acumulativos en las comunidades de California. Un indicador compuesto se crea combinando indicadores individuales en un solo índice basado en un modelo subyacente, con el objetivo de medir conceptos multidimensionales que van más allá del alcance de un solo indicador (OECD 2005). Tanto la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos como la NASEM proporcionan recomendaciones sobre cómo abordar el desarrollo de un indicador compuesto (NASEM 2024; OECD 2005). Estos pasos incluyen el desarrollo de un marco teórico, la selección y el análisis de conjuntos de datos, la normalización de los conjuntos de datos de indicadores individuales, la agregación de los datos y, posteriormente, la visualización y presentación de los datos. La siguiente sección describe el marco que define el concepto para CES, determina los subgrupos para el modelo, documenta los criterios de selección para la inclusión de datos, proporciona el razonamiento de la decisión de elegir un método para normalizar los puntajes de los indicadores y documenta el proceso de agregación de los indicadores en un único puntaje de índice compuesto de impactos acumulativos. La OEHHA publicó recientemente un artículo que documenta cuestiones técnicas clave que son generalmente aplicables a todas las herramientas de impactos acumulativos, en el cual se exploran los equilibrios entre el rigor metodológico y la simplicidad y transparencia del modelo, todo enmarcado dentro del contexto de priorizar la participación comunitaria (Ranjbar et al., 2025).

Definición de Impactos Acumulativos

La CalEPA adoptó la siguiente definición práctica de impactos acumulativos en el 2005:

“Impactos acumulativos se define como las exposiciones, los efectos en la salud pública o en el medioambiente por la combinación de emisiones y descargas, en un área geográfica, incluyendo la contaminación medioambiental de todas las fuentes, ya sea una sola fuente o de múltiples medios, liberada rutinaria o accidentalmente o de alguna otra forma. Los impactos tomarán en cuenta a las poblaciones sensibles y a los factores socioeconómicos, donde sea aplicable y en la medida en que estén disponibles los datos”.

Modelo CalEnviroScreen

El modelo CES está basado en la definición práctica de la CalEPA en cuanto a que:

- El modelo está basado en el lugar y proporciona información para todo el Estado de California con base geográfica. La intención es que la escala geográfica seleccionada sea útil para una amplia gama de decisiones.
- El modelo se conforma de múltiples componentes citados en la definición anterior, como contribuyentes a los impactos acumulativos. El modelo incluye dos categorías que representan la Carga de la Contaminación – Exposiciones y Efectos Medioambientales – y dos componentes que representan Características de la Población – Poblaciones Sensibles (en cuanto a la condición de salud) y Factores Socioeconómicos.



Características del Modelo

- Usa 23 indicadores en todo el estado para caracterizar tanto la Carga de la Contaminación como las Características de la Población.
- Usa percentiles para normalizar y asignar puntajes para cada indicador en un área geográfica dada. El percentil representa un puntaje relativo para los indicadores.
- Agrega los puntajes usando un sistema en el que los percentiles son promediados por cada conjunto de indicadores en cada uno de los cuatro componentes (Exposiciones, Efectos Medioambientales, Poblaciones Sensibles y Factores Socioeconómicos).
- Combina los puntajes del componente para producir un puntaje de CES para un lugar determinado en relación con otros lugares en el estado, usando la fórmula que se señala a continuación (véase la Fórmula para Calcular el Puntaje de CalEnviroScreen).

Escala Geográfica

El borrador de CES 5.0 usa el tramo censal como la unidad de análisis. Los límites de los tramos censales están disponibles en la Oficina del Censo. CES usa los límites para 2020 del Buró, actualizados a partir de los límites de 2010 usados en versiones anteriores. Existen aproximadamente 9,100 tramos censales en California, lo cual representa una escala de análisis relativamente fina. Los tramos censales están compuestos de múltiples manzanas censales, las cuales son la unidad geográfica más pequeña para las que están disponibles datos de población. Algunas manzanas censales no tienen personas viviendo en ellas (manzanas no pobladas).

CES usa los tramos censales para representar comunidades porque los datos de indicadores están disponibles o pueden agregarse al nivel de tramo censal y los tramos están diseñados para tener tamaños de población aproximadamente iguales para una mejor comparación. Aunque las manzanas censales pueden permitir datos de indicadores más detallados, a menudo presentan mayores desafíos relacionados con la calidad de los datos y márgenes de error más amplios que los tramos, particularmente en áreas con densidades de población muy bajas o muy altas. Los tramos censales tienen ventajas sobre geografías más grandes como los códigos postales ZIP, ya que están definidos espacialmente, son consistentes a lo largo del tiempo y son más fáciles de

actualizar. A pesar de algunas limitaciones, los tramos censales ofrecen un enfoque balanceado al proporcionar un nivel adecuado de detalle espacial mientras se mantiene la confiabilidad de los datos.

Normalización de los Datos

Para combinar diferentes datos de indicadores de CES en un solo puntaje que pueda representar la carga de la contaminación o la vulnerabilidad de la población, los valores de los indicadores primero deben ser transformados a una escala común. La normalización es la transformación de valores medidos en diferentes unidades a una escala común para su comparación y agregación.

CES usa el método de percentiles para transformar los valores de los indicadores a una escala común. Cada tramo censal recibe un puntaje de percentil para cada valor de indicador. Estas son algunas de las razones por las que se eligió este método:

1. *Facilidad y transparencia:* Los percentiles son fáciles de explicar y de entender para una amplia variedad de audiencias. El percentil de un área geográfica para un indicador dado simplemente indica el porcentaje de áreas con los valores más bajos de ese indicador.
2. *Distribuciones de datos variables:* Los indicadores usados en CES tienen distribuciones subyacentes variables, y los cálculos de rango percentil proporcionan una forma útil de describir los datos sin hacer suposiciones potencialmente injustificadas sobre esas distribuciones.
3. *Consistencia:* Los puntajes de percentil pueden ser aplicados como el método de normalización a todos los indicadores tanto en los componentes de contaminación como en los componentes de características de la población, lo que lo convierte en un enfoque consistente para transformar los datos para cada distribución de datos.
4. *Confianza en el ordenamiento de los datos, no en el impacto de la magnitud:* Un puntaje de percentil está basado en el rango, no en la magnitud de la diferencia entre los valores. Por ejemplo, un área en el percentil 30 no necesariamente está tres veces más impactada que una en el percentil 10. Preservar la magnitud mediante la normalización requiere confianza tanto en la exactitud de los datos originales como en las diferencias entre los valores.
5. *Énfasis en la carga acumulativa:* El puntaje de CES enfatiza los impactos acumulativos basados en valores consistentemente altos en múltiples indicadores, no solo en unos pocos extremos. El uso de un método de normalización que tome en cuenta la magnitud podría aumentar los puntajes para los tramos con menos indicadores, pero con indicadores extremos, lo cual sería inconsistente con el modelo y la definición de impactos acumulativos.

Fórmula para Calcular el Puntaje CalEnviroScreen

Después de que se asigna el puntaje a los componentes dentro de la Carga de la Contaminación o de las Características de la Población, los puntajes se combinan de la siguiente manera para calcular el puntaje general de CalEnviroScreen:



* El puntaje de Efectos Ambientales se ponderó a la mitad del puntaje de Exposiciones.

Razonamiento para la Fórmula

Los puntajes de las categorías Carga de la Contaminación y Características de la Población se multiplican (en lugar de sumarse, por ejemplo). Aunque este enfoque puede ser menos intuitivo que una suma simple, existe respaldo científico para esta forma de calcular los puntajes.

Se seleccionó la multiplicación por las siguientes razones:

1. *Literatura Científica:* Numerosos estudios han demostrado que los factores socioeconómicos y de sensibilidad amplifican los riesgos que presentan los contaminantes medioambientales para la salud, lo que hace que una simple suma sea una representación inexacta de los impactos totales. Por ejemplo, análisis de la exposición a largo plazo a material particulado en mujeres posmenopáusicas encontraron asociaciones con enfermedades cardiovasculares que fueron un 50% más fuertes entre aquellas que vivían en vecindarios de menor nivel socioeconómico, en comparación con aquellas en vecindarios de mayor nivel socioeconómico (Chi et al., 2016). De manera similar, los niños en áreas desfavorecidas experimentaron una mayor morbilidad por asma en respuesta a la contaminación del aire en comparación con aquellos en vecindarios más favorecidos (O'Lenick et al., 2017). En otro estudio, el estrés materno magnificó los efectos adversos de la exposición prenatal al plomo en el neurodesarrollo infantil, y los hijos de madres con altos niveles de estrés mostraron los mayores déficits (Tamayo Y Ortiz et al., 2017).
2. *Principios de la Evaluación de Riesgos:* Algunas personas (como los niños) pueden ser hasta 10 veces más sensibles a ciertas exposiciones a sustancias químicas que otras. Las evaluaciones de riesgos, usando los principios inicialmente propuestos por la NASEM, aplican factores numéricos o multiplicadores para tomar en cuenta la sensibilidad potencial humana (así como otros factores tales como las lagunas de datos) para derivar niveles aceptables de exposición (NASEM 2009; US EPA 2012).
3. *Sistemas Establecidos para Calificar el Riesgo:* La priorización que llevan a cabo varias organizaciones de respuesta a emergencias para calificar las amenazas usa sistemas de

puntaje con la fórmula: $\text{Riesgo} = \text{Amenaza} \times \text{Vulnerabilidad}$ (Brody et al., 2012). Estas fórmulas son ampliamente usadas y aceptadas, en parte porque la multiplicación crea un rango más amplio de puntajes que la suma, creando mayor detalle para diferenciar riesgos y creando distinciones que la suma pasaría por alto.

Direcciones Futuras

Indicadores de Cambio Climático e Impactos Climáticos

Se desarrollará una estrategia para evaluar datos climáticos para su uso en CES a más largo plazo, y el clima será priorizado para su consideración en CES 6.0. Los siguientes pasos para evaluar la idoneidad del cambio climático en CES incluirán revisar fuentes de datos disponibles públicamente, evaluar metodologías, colaborar con expertos científicos en los campos del clima y los impactos acumulativos, y desarrollar un plan basado en la colaboración con CBO y la aportación comunitaria. Además, al considerar si se debe incorporar un componente de puntaje climático, se deberán tomar decisiones sobre si incluir componentes climáticos individuales dentro de indicadores existentes (como el riesgo de inundación como un componente adicional de puntaje de un indicador de efectos medioambientales), o si agregar conjuntos de datos suplementarios a los mapas de CES.

La incorporación de datos climáticos en CES fue un tema de interés durante el proceso público del lanzamiento de CES 4.0. También se ha planteado como una prioridad clave durante pláticas con organizaciones comunitarias como parte del esfuerzo de codiseño para el desarrollo continuo de la herramienta CES. Existe un reconocimiento general de que las comunidades enfrentan un riesgo creciente por peligros medioambientales y una mayor vulnerabilidad a la contaminación debido a eventos relacionados con el clima que ya ocurren y que probablemente empeoren en los próximos años. Se está realizando mucho trabajo a nivel estatal para evaluar los problemas de vulnerabilidad comunitaria al cambio climático en California, y cómo incorporar esto en CES será una consideración principal para la dirección futura de CES.

Selección de Indicadores y Puntajes

El puntaje general de las comunidades en CalEnviroScreen es determinado por los indicadores. Lo que sigue son los pasos en el proceso de selección y uso de los indicadores para producir los puntajes.

1. Identificar los indicadores potenciales para cada componente.
2. Encontrar fuentes de datos para apoyar el desarrollo de los indicadores (véase Criterios para la Selección de Indicadores más adelante).
3. Seleccionar y desarrollar los indicadores, asignando un valor para cada tramo censal.
4. Asignar un percentil a cada indicador para cada tramo censal, con base en la clasificación del valor.
5. Generar mapas para visualizar los datos.
6. Derivar puntajes para los componentes de la Carga de la Contaminación y las Características de la Población (véase la Asignación del Puntaje para el Indicador y los Componentes más adelante).
7. Derivar el puntaje de CalEnviroScreen en general combinando los puntajes de los componentes (véase Descripción General del Puntaje más adelante).
8. Generar mapas para visualizar los resultados generales.

Criterios Rectores para la Selección de Indicadores

La selección de indicadores específicos requiere que se consideren tanto el tipo de la información que mejor represente la Carga de la Contaminación como las Características de la Población a nivel estatal y la disponibilidad y calidad de dicha información a la escala geográfica necesaria a nivel estatal.

La figura a la derecha describe los criterios de CES para la selección de los indicadores utilizados en las diferentes versiones de la herramienta. Los criterios fueron usados para orientar la evaluación y la plática de los indicadores con socios de organizaciones comunitarias como parte del esfuerzo de codiseño con organizaciones comunitarias para desarrollar actualizaciones del borrador de CES 5.0.

Las prácticas de CES para la selección de los indicadores son consistentes con las recomendaciones de la NASEM publicadas más recientemente. En el reporte sobre la construcción de herramientas geoespaciales, la NASEM establece que la selección de indicadores

Criterios para la selección de indicadores de CalEnviroScreen

Cuando un tema es considerado para inclusión en la herramienta, los siguientes criterios son considerados y analizados.

Nuevos indicadores deberían:



Refleja un elemento de impactos acumulativos con una base científica



Refleja principios de justicia medioambiental



Datos disponibles para todo el estado al nivel del sector censal o que son traducibles al nivel del sector censal



Representa una preocupación estatal, no solamente una regional



Tiene variación en todo el estado



Informado por previos comentarios y feedback sobre CalEnviroScreen



No está actualmente reflejado en CalEnviroScreen



CalEnviroScreen

y conjuntos de datos debe ser parte de un enfoque estructurado. Recomendación 5 de la NASEM (NASEM 2024):

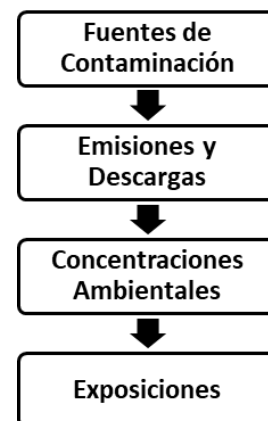
“Adoptar procesos sistemáticos, transparentes e inclusivos para identificar y seleccionar indicadores y conjuntos de datos que consideren criterios técnicos (validez, sensibilidad, especificidad, solidez, reproducibilidad y escala) y la practicidad (capacidad de medición, disponibilidad, simplicidad, asequibilidad, credibilidad y relevancia). Evaluar las medidas en consulta con agencias [gubernamentales], expertos técnicos y socios comunitarios.”

Indicadores de Exposición

Las personas pueden estar expuestas a un contaminante si entran en contacto directo con él, por ejemplo, al respirar aire contaminado.

No existen datos disponibles a nivel estatal que proporcionen información directa sobre la exposición. La exposición generalmente involucra el transporte de sustancias químicas de una fuente a través del medioambiente (aire, agua, alimentos, suelo) hasta un individuo o población. CES usa los datos relacionados con las fuentes de contaminación, sus emisiones y concentraciones en el medioambiente como indicadores de la exposición potencial de los seres humanos a los contaminantes. Se han identificado ocho indicadores y se encontró que eran consistentes con los criterios para el desarrollo de indicadores de exposición. Estos son:

- Calidad del Aire: Ozono
- Calidad del Aire: Partículas Finas (2,5)
- Riesgo de Exposición al Plomo en la Niñez por la Vivienda
- Material Particulado de Diésel
- Contaminantes en el Agua Potable
- Uso de Pesticidas
- Emisiones de Sustancias Tóxicas de Instalaciones
- Impactos del Tráfico



Indicadores de Efectos Medioambientales

Los efectos medioambientales son condiciones medioambientales adversas causadas por los contaminantes.

Los efectos medioambientales incluyen la degradación medioambiental, los efectos ecológicos y las amenazas al medioambiente y a las comunidades. La introducción de contaminantes físicos, biológicos y químicos al medioambiente puede tener efectos nocivos en diferentes componentes del ecosistema. Los efectos pueden ser inmediatos o retrasados. Los efectos medioambientales de la contaminación también pueden afectar a las personas al limitar su capacidad de hacer uso de los recursos del ecosistema (p. ej., comer pescado o nadar en ríos o bahías locales). También, el vivir en una comunidad degradada medioambientalmente puede causar estrés, lo cual puede

afectar la salud humana. Adicionalmente, la mera presencia de un sitio contaminado o una instalación de alto perfil pueden dar como resultado impactos tangibles en una comunidad, aun cuando la degradación medioambiental sufrida no se pueda documentar. Dichos sitios o instalaciones pueden contribuir a percepciones de que una comunidad es indeseable o hasta peligrosa.

Se han identificado datos a nivel estatal sobre los siguientes temas y se ha determinado que son consistentes con los criterios para el desarrollo de indicadores:

- Sitios de saneamiento
- Amenazas al Agua Subterránea
- Generadores e Instalaciones de Residuos Peligrosos
- Aguas Contaminadas
- Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire
- Sitios e Instalaciones de Residuos Sólidos

Indicadores de Poblaciones Sensibles

Las poblaciones sensibles son poblaciones con condiciones fisiológicas o condiciones de salud que derivan en una mayor vulnerabilidad a los contaminantes.

Los individuos sensibles pueden incluir a aquellos con condiciones de salud disminuidas, tales como las personas con enfermedad cardíaca, asma o diabetes. Otros individuos sensibles incluyen a aquellos con condiciones fisiológicas como los bebés con bajo peso al nacer.

La exposición a contaminantes es un probable contribuyente en muchos de los resultados adversos observados, y se ha demostrado en algunos de los resultados como el asma, el bajo peso al nacer y la enfermedad cardíaca. Las personas con estas condiciones de salud también son más susceptibles a sufrir impactos a la salud por la contaminación. Con pocas excepciones, los efectos adversos en la salud son difíciles de atribuir solamente a la exposición a contaminantes. Se han identificado datos a nivel estatal de alta calidad relacionados con las poblaciones sensibles afectadas por la exposición a sustancias químicas tóxicas, y se ha determinado que eran consistentes con los criterios para el desarrollo de indicadores de poblaciones sensibles:

- Asma
- Enfermedad Cardiovascular
- Prevalencia de la Diabetes
- Infantes con Bajo Peso al Nacer

Indicadores del Factor Socioeconómico

Los factores socioeconómicos son características de la comunidad que dan como resultado el aumento de la vulnerabilidad a los contaminantes.

Cada vez más literatura proporciona evidencia de la vulnerabilidad aumentada de las personas de condición socioeconómica más baja a los contaminantes medioambientales. Aquí se han seleccionado los factores socioeconómicos que han sido asociados con el aumento en la vulnerabilidad de la población.

Se han identificado datos de los siguientes factores socioeconómicos y se ha determinado que eran consistentes con los criterios para el desarrollo de indicadores del factor socioeconómico:

- Nivel Educativo
- Carga de los Costos de la Vivienda
- Aislamiento Lingüístico
- Pobreza
- Desempleo

Calificación de los Indicadores y los Componentes

Los valores de los indicadores fueron normalizados mediante la asignación de puntajes percentiles basados en el orden de los valores de los indicadores de los tramos censales, de mayor a menor, para todo el estado. Se calculó un puntaje percentil a partir de los valores ordenados para todos los tramos que tienen un puntaje. El rango percentil de cada tramo para un indicador determinado es relativo al rango que ocupa ese indicador en los demás tramos en el estado.

Cuando un tramo censal no tiene ningún valor para cierto indicador (por ejemplo, el tramo no tiene generadores o instalaciones de residuos peligrosos) se lo excluye del cálculo del percentil y se asigna un puntaje de cero para ese indicador. Cuando faltan datos para un área geográfica, como datos censales en tramos censales no poblados, se lo excluye del cálculo del percentil y no se asigna ningún puntaje para ese indicador. Se puede considerar el puntaje de percentil como una comparación de un área geográfica con respecto a otras localidades en el estado en donde sí está presente el efecto de peligro o la característica de la población.

Los componentes de los indicadores correspondientes a Exposiciones y Efectos Medioambientales se agruparon para representar la Carga de la Contaminación. Los indicadores correspondientes a Poblaciones Sensibles y Factores Socioeconómicos se agruparon para representar las Características de la Población (véase la figura a continuación).

Descripción General del Puntaje



Para un tramo censal dado, los puntajes para Carga de la Contaminación y Características de la Población se calculan como se describe a continuación (se proporciona un ejemplo del cálculo más adelante en este reporte):

- Primero, se hace un promedio de los percentiles de todos los indicadores individuales en un componente. Esto se convierte en el puntaje de dicho componente. Al combinar los componentes Exposiciones y Efectos Medioambientales, el puntaje de Efectos Medioambientales se ponderó a la mitad del puntaje de Exposiciones. Esto se hizo porque se consideró que la contribución a la posible carga de contaminación del componente Efectos Medioambientales era menor que la que provenía de las fuentes del componente de Exposiciones. Más específicamente, los componentes de Efectos Medioambientales representan la presencia de contaminantes en una comunidad más que la exposición a ellos. El componente Exposiciones recibe el doble del peso ponderado que el componente Efectos Medioambientales.
- El puntaje de Características de la Población es el promedio del puntaje de Poblaciones Sensibles y del puntaje de Factores Socioeconómicos.
- Se hace una escala con los puntajes correspondientes a Carga de la Contaminación y a Características de la Población para que tengan un valor máximo de 10 y un rango

posible de 0 a 10. Un valor de cero normalmente implica que se realizó un monitoreo o reporte, pero no hubo impactos presentes.

Cada promedio se dividió entre el valor máximo observado en el estado y luego se lo multiplicó por 10. La elaboración de la escala asegura que los componentes de la contaminación y de la población contribuyan equitativamente al puntaje general de CalEnviroScreen.

Puntajes y Mapas de CalEnviroScreen

El puntaje general de CalEnviroScreen se calcula multiplicando los puntajes de Carga de la Contaminación y Características de la Población. Puesto que cada grupo tiene un puntaje máximo de 10, el puntaje de CalEnviroScreen máximo es de 100.

Los tramos censales son ordenados del mayor al menor, con base en su puntaje general. Después se calcula un percentil para el puntaje general de los valores ordenados. Con respecto a los indicadores individuales, el percentil general de CalEnviroScreen de un tramo censal es igual al porcentaje de todos los puntajes de CalEnviroScreen ordenados que caen por debajo del puntaje de esa área.

Se desarrollaron mapas que muestran los percentiles para todos los tramos censales del estado. También se han desarrollado mapas que destacan los tramos censales con los puntajes más altos.

Incertidumbre y Error

Existen diferentes tipos de incertidumbre que es probable que se introduzcan en el desarrollo de cualquier método de evaluación de indicadores para evaluar la carga de la contaminación y la vulnerabilidad de la población en diferentes áreas geográficas. Los tipos importantes de incertidumbre son:

- El grado en el que los datos que se incluyen en el modelo son correctos.
- El grado en el que los datos y el indicador métrico seleccionado ofrecen una medición significativa de la carga de la contaminación o la vulnerabilidad de la población.
- El grado en el que las lagunas de datos u omisiones influyen en los resultados.

Se realizaron esfuerzos para seleccionar conjuntos de datos para su inclusión que estén completos y sean precisos y actuales. Sin embargo, las incertidumbres pueden surgir debido a que las condiciones medioambientales cambian en el transcurso del tiempo o a que las bases de datos grandes pueden contener errores o estar incompletas, entre otras cosas. Algunas de estas incertidumbres se resolvieron al desarrollar los indicadores. Por ejemplo, la información basada en la ubicación de instalaciones o sitios claramente errónea se ha eliminado de los datos cuando se ha identificado.

Otros tipos de incertidumbre, tales como los que están relacionados a qué tan bien miden los indicadores lo que se supone que deben representar, son más difíciles de medir cuantitativamente. Por ejemplo:

- Qué tan bien reflejan los datos sobre usos de sustancias químicas o sobre emisiones un contacto potencial con la contaminación.

- Qué tan bien se caracteriza la vulnerabilidad de una comunidad con los datos demográficos.

Por lo general, los indicadores son sustitutos de las características que se están modelando, de tal manera que cierta cantidad de incertidumbre es inevitable. Dicho esto, el modelo de CES está compuesto por un conjunto de indicadores considerados útiles en la identificación de lugares cargados por múltiples fuentes de contaminación con poblaciones que pueden ser especialmente vulnerables. Los lugares con un puntaje alto en muchos de los indicadores probablemente serán identificados como impactados. Dado que se presentan compensaciones al combinar diferentes fuentes de información, se considera que los resultados son sumamente útiles para la identificación de comunidades que tienen un puntaje elevado al usar el modelo.

CES usa métodos relativamente sencillos, lo que lo hace sensible a cambios tales como la forma en que se agregan los datos o qué indicadores se usan. Se han planteado preocupaciones de que esto podría conducir a resultados injustos, como excluir a comunidades vulnerables del financiamiento o permitir la manipulación política. Sin embargo, los métodos de la herramienta están moldeados por la aportación pública, la transparencia, la facilidad de uso y la reproducibilidad. La participación comunitaria continua ayuda a garantizar la responsabilidad y a prevenir el uso indebido. Los desarrolladores de CES continúan esforzándose por documentar y explicar claramente cómo los análisis de sensibilidad orientan las decisiones sobre actualizaciones y cambios en la herramienta (Ranjbar et al., 2025).

Fuentes

- Brody SD, Blessing R, Sebastian A, Bedient P. 2013. Delineating the Reality of Flood Risk and Loss in Southeast Texas. *Natural Hazards Review* 14:89–97; doi:[10.1061/\(ASCE\)NH.1527-6996.0000091](https://doi.org/10.1061/(ASCE)NH.1527-6996.0000091).
- Chi GC, Hajat A, Bird CE, Cullen MR, Griin BA, Miller KA, et al. 2016. Individual and Neighborhood Socioeconomic Status and the Association between Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Environmental Health Perspectives* 124:1840–1847; doi:[10.1289/EHP199](https://doi.org/10.1289/EHP199).
- NASEM. 2024. *Constructing Valid Geospatial Tools for Environmental Justice*. National Academies Press:Washington, D.C.
- NASEM. 2009. *Science and Decisions: Advancing Risk Assessment*. National Academies Press:Washington, D.C.
- NASEM. 2025. *State of the Science and the Future of Cumulative Impact Assessment*. National Academies Press:Washington, D.C.
- OECD. 2005. *Handbook on Constructing Composite Indicators*. OECD Publishing; doi:[10.1787/533411815016](https://doi.org/10.1787/533411815016).
- OEHHA. 2010. *Cumulative Impacts: Building a Scientific Foundation*.
- O’Lenick CR, Winqvist A, Mulholland JA, Friberg MD, Chang HH, Kramer MR, et al. 2017. Assessment of neighbourhood-level socioeconomic status as a modifier of air pollution-asthma associations among children in Atlanta. *J Epidemiol Community Health* 71:129–136; doi:[10.1136/jech-2015-206530](https://doi.org/10.1136/jech-2015-206530).
- Pace C, Balazs C, Bangia K, Depsky N, Renteria A, Morello-Frosch R, et al. 2022. Inequities in Drinking Water Quality Among Domestic Well Communities and Community Water Systems, California, 2011–2019. *Am J Public Health* 112:88–97; doi:[10.2105/AJPH.2021.306561](https://doi.org/10.2105/AJPH.2021.306561).
- Ranjbar K, Varner Z, Slocombe A, Bangia K, August L. 2025. *Balancing Act: Trade-Offs in Developing Cumulative Impacts Mapping Tools*. Environmental Justice 00.
- Tamayo Y Ortiz M, Téllez-Rojo MM, Trejo-Valdivia B, Schnaas L, Osorio-Valencia E, Coull B, et al. 2017. Maternal stress modifies the effect of exposure to lead during pregnancy and 24-month old children’s neurodevelopment. *Environ Int* 98:191–197; doi:[10.1016/j.envint.2016.11.005](https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.005).
- US EPA. 2012. *Benchmark Dose Technical Guidance*. 99.

ACTUALIZACIONES PROPUESTAS Y RESUMEN DE LOS CAMBIOS PRINCIPALES PARA EL BORRADOR DE CALENVIROSCREEN 5.0

Descripción General de las Actualizaciones Propuestas

La Oficina de Evaluación de Riesgos para la Salud Ambiental (OEHHA) propone actualizar CalEnviroScreen (CES) 4.0 al borrador de CES 5.0 de diversas maneras. Las actualizaciones propuestas incluyen:

- Actualizaciones a la geografía de los tramos censales más reciente disponible, que reflejan la población del censo decenal de 2020.
- Los datos más recientes disponibles para todos los indicadores.
- Dos nuevos indicadores para reflejar mejor las condiciones reales en toda California, que incluyen:
 - **Prevalencia de la Diabetes** en adultos.
 - **Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire**, incluidos pozos de petróleo y gas y otros sitios que reportan emisiones de sustancias tóxicas al aire.
- Mejoras en los cálculos de varios indicadores, que incluyen:
 - Mejoras del indicador de **Contaminantes en el Agua Potable**, incluida la mejora de la metodología para calcular el índice de agua potable, la adición de datos de monitoreo de sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS), y la incorporación de datos adicionales de sistemas de agua tribales.
 - **El indicador de Riesgo de Exposición al Plomo en la Niñez por la Vivienda** ahora incorpora los niveles medidos de niños con niveles elevados de plomo en sangre (BLL).
 - Las distancias de amortiguamiento para el indicador de **Generadores e Instalaciones de Residuos Peligrosos** se ampliaron para instalaciones de residuos peligrosos de mayor tamaño, con el fin de considerar mejor los impactos en las comunidades cercanas.
- Se eliminaron los criterios de supresión que excluían tramos censales con altos márgenes de error en los estimados de datos para mejorar la transparencia y la simplicidad metodológica, ya que estos criterios solo tuvieron una influencia menor en el puntaje general.

Con estos cambios, el borrador de CES 5.0 cuenta con 23 indicadores de carga de la contaminación e impulsores de la vulnerabilidad dentro de los aproximadamente 9,100 tramos censales de California. No hay cambios en el modelo general ni en el método para calcular los impactos acumulativos (Puntajes de CalEnviroScreen).

El siguiente capítulo proporciona más detalle sobre los cambios propuestos entre el borrador de CES 5.0 y la versión previa 4.0. Los detalles completos sobre los métodos usados para calcular cada indicador se pueden encontrar en los capítulos específicos de cada indicador.

Actualización de la Geografía de los Tramos Censales de 2020

Los resultados del borrador de CES 5.0 se han analizado usando la geografía de los tramos censales del censo decenal de 2020. La versión anterior, CES 4.0, usó la geografía de los tramos censales del censo decenal de 2010. Durante cada censo, los límites geográficos se ajustan para tener en cuenta los cambios en la distribución de la población. Los tramos censales suelen contener aproximadamente entre 2,500 y 8,000 residentes. En 2020, California incorporó casi 1,100 tramos adicionales, aumentando de 8,035 a 9,106, como resultado de cambios en los límites de los tramos censales. Esto da como resultado una escala más fina de análisis espacial y una representación más precisa de la distribución cambiante de la población de California. Todos los indicadores se analizaron usando la geografía de los tramos censales de 2020.

Detalles de Actualización de los Indicadores

Calidad del Aire: Ozono

Los datos de monitoreo del aire se actualizaron para reflejar las mediciones de ozono de los años 2021–2023. La medida para el borrador de CES 5.0 es la concentración promedio máxima diaria de ozono en 8 horas durante los meses de verano (mayo a octubre). Esta es la misma medida usada para CES 4.0. Para el borrador de CES 5.0, los valores de ozono se consideraron válidos si el 75 por ciento o más del periodo de mayo a octubre estuvo representado. Los datos de un sitio de monitoreo con un año que no cumplió con este requisito no se incluyeron en el promedio de ese sitio. Los sitios con dos o más años válidos se incluyeron en los resultados finales.

Calidad del Aire: Partículas Finas (2,5)

Los datos de monitoreo del aire y de satélite se han actualizado para reflejar las mediciones de contaminación por partículas finas (partículas de menos de 2,5 micrones de diámetro, MP 2,5) correspondientes a los años 2021–2023. Al igual que en CES 4.0, los estimados de concentración de MP 2,5 se generaron a partir de una capa de cuadrícula de 1 kilómetro (km) por lado. Las concentraciones de la capa de cuadrícula se estimaron mediante una combinación, como promedio ponderado, de las mediciones de las concentraciones de MP 2,5 de los monitores con estimados de concentración de MP 2,5 en cuadrados de 1 km provenientes de un modelo de aprendizaje automático que usa datos satelitales, meteorológicos y otros para predecir los niveles de MP 2,5 a nivel del suelo. Este modelo introduce varias mejoras respecto al modelo de Lee y colegas, citado en la [sección de Métodos del capítulo del indicador MP 2,5](#), que fue usado para generar los estimados de MP 2,5 en celdas para CES 4.0, tales como la eliminación de variables de predicción espacialmente estáticas como los límites de las cuencas de aire y la elevación, que causaban un sobreajuste, y su reemplazo por predictores espaciotemporales variables como las mediciones satelitales de monóxido de carbono. Además, el modelo 5.0 es un modelo de bosque aleatorio, lo que permite la no linealidad en la combinación de las variables predictoras, a diferencia del modelo 4.0 que asumía linealidad. El valor de estas mejoras se confirmó por el hecho de que los estimados de MP 2,5 del modelo CES 5.0 fueron más cercanas a las mediciones de MP 2,5 de los monitores terrestres que las del modelo usado en CES 4.0. Al igual que en CES

4.0, las celdas de cuadrícula más cercanas a los monitores recibieron un mayor peso de las mediciones de los monitores, mientras que las celdas de cuadrícula más alejadas recibieron un mayor peso de los estimados basados en modelos satelitales. Los datos de concentración de MP 2,5 para los centros de los tramos censales ubicados a más de 10 km del monitor de MP 2,5 más cercano se basaron únicamente en estimados de modelos satelitales, mientras que en CES 4.0 este radio era de 50 km, lo que refleja una mayor confiabilidad de los estimados modelados en el borrador de CES 5.0.

Para generar una distribución espacialmente estable de las concentraciones de MP 2,5 a nivel estatal que refleje la carga persistente de MP 2,5, se debe minimizar el impacto de la MP 2,5 proveniente del humo de incendios forestales, cuya distribución espacial puede variar drásticamente de un año a otro según la ubicación de los grandes incendios. En CES 4.0, esto se logró excluyendo por completo los datos satelitales de los años 2015 y 2017, ya que estos años estuvieron fuertemente afectados por el humo de incendios forestales. En el borrador de CES 5.0, para maximizar la retención de datos, los días en los que el humo de incendios forestales afectó la calidad del aire en cualquier parte del estado durante los tres años (2021–2023), según lo detectado por datos satelitales de imágenes de humo, fueron marcados y eliminados antes de la agregación de los estimados de la capa de celda al nivel de tramo censal. Las diferencias en los puntajes del indicador MP 2,5 que se observan al incluir los días con humo de incendios forestales en la distribución de datos pueden visualizarse como una capa complementaria mediante el uso de un control deslizante o un mapa alternable disponible en la aplicación de mapas del indicador MP 2,5.

Materia Particulado de Diésel

Los datos de emisiones de MP de diésel fueron actualizados para reflejar los estimados de emisiones correspondientes al año 2021, usando en gran medida las mismas fuentes de datos y métodos que en CES 4.0. Al igual que en la versión anterior, las emisiones del indicador MP de Diésel para el borrador 5.0 incluyen fuentes de área, puntuales, viales y de embarcaciones oceánicas, y consideran las emisiones provenientes de fuentes de MP de diésel en México. Los datos del borrador de CES 5.0 incluyeron las emisiones viales para cada día del año calendario 2021, mientras que los datos de CES 4.0 incluyeron estimados de emisiones viales para una semana típica de verano en julio de 2016.

Contaminantes en el Agua Potable

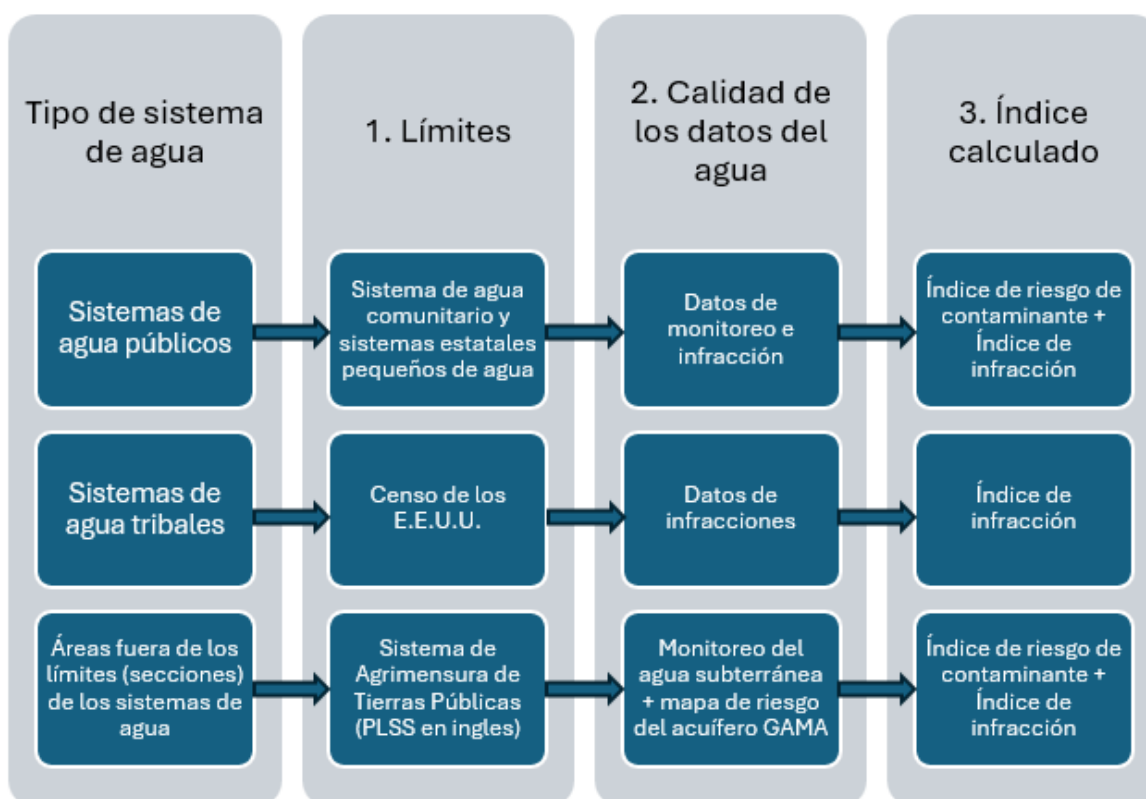
Los métodos del indicador Contaminantes en el agua potable fueron actualizados significativamente para el borrador de CES 5.0. Además de la cobertura completa de los sistemas comunitarios de agua y los sistemas de agua pequeños del estado incluidos en CES 4.0, el borrador de CES 5.0 ahora incorpora datos de calidad del agua para 61 áreas tribales.

Se recopilaron datos de contaminantes del agua correspondientes al periodo 2014–2022, que representan los tres periodos de cumplimiento más recientes. En CES 4.0, el indicador de agua potable incluía un índice de contaminantes por tramo censal que era calculado como la suma de los percentiles de todos los contaminantes. Para el borrador de CES 5.0, se propone un índice acumulativo actualizado de peligros por contaminantes del agua y un componente de violaciones. Este índice fue calculado dividiendo la concentración promedio de cada contaminante por la mitad del nivel máximo de contaminante (MCL, por sus siglas en inglés) de California, o del

objetivo federal de nivel máximo de contaminante (MCLG, por sus siglas en inglés). Idealmente, el valor de referencia para cada contaminante sería su Meta de Salud Pública (PHG, por sus siglas en inglés), pero muchas PHG se encuentran por debajo de los límites de detección de los instrumentos. Si bien las regulaciones exigen que el MCL de un contaminante se establezca en un nivel lo más cercano posible a su PHG desde el punto de vista tecnológico y económico, el MCL tiene en cuenta la detectabilidad y la tratabilidad de la sustancia química, así como los costos del tratamiento. El valor de la mitad del MCL como valor de referencia es más protector para la salud que el propio MCL (más cercano a la PHG) y, al mismo tiempo, medible para cada contaminante.

Las razones de los contaminantes se sumaron por sistema de agua para crear el índice de peligros por contaminantes. El componente de violaciones es la suma de las violaciones al nivel máximo de contaminante, las violaciones a técnicas de tratamiento, las violaciones a la regla de coliformes totales y los excesos de nivel de acción. El rango percentil del índice de peligros por contaminantes y del componente de violaciones se sumó usando una ponderación de 0.75 para el índice de peligros por contaminantes y de 0.25 para el componente de violaciones. El puntaje final del indicador fue calculado mediante una suma ponderada y se le asignó percentiles. A continuación, se incluye una representación visual de los tipos de sistemas de agua y de los datos analizados.

Además de los 14 contaminantes analizados en el agua potable que fueron incluidos en la versión 4.0, se incorporaron al indicador seis sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) reguladas a nivel federal. Se incluyeron PFOS, PFOA, PRHxS, PFBS, PFNA y HFPO-DA como parte de los contaminantes en el agua potable para el borrador de CES 5.0, ya que se consideran PFAS y actualmente están regulados por la EPA (US EPA 2021). El MCLG fue usado como referencia regulatoria para el PFBS.



Pasos ilustrados para el cálculo de los índices de contaminantes en el agua potable en el indicador Contaminantes en el agua potable.

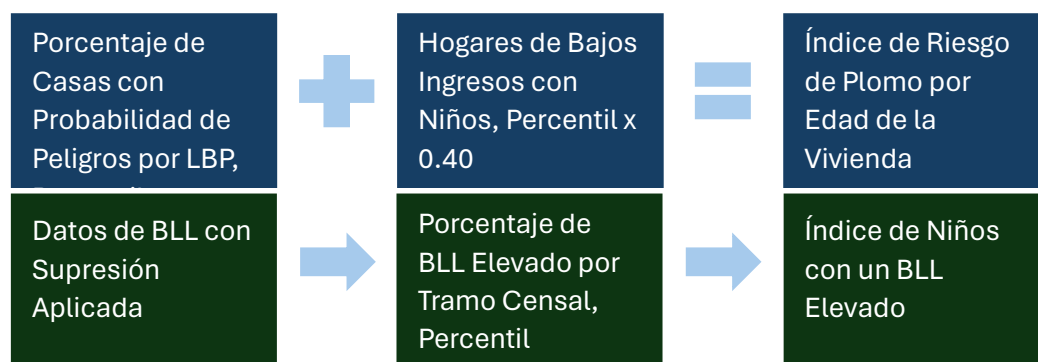
Para las tribus reconocidas federalmente con al menos un sistema de agua tribal regulado federalmente, se usaron los límites de las tierras tribales en lugar de los límites de los sistemas de agua, con el fin de proteger la soberanía tribal y las preocupaciones sobre el intercambio de datos. Los datos del Historial de Cumplimiento y Aplicación de la Ley en Línea (ECHO) de la US EPA permitieron incorporar violaciones al MCL, violaciones a la TCR y violaciones a la LCR para 61 sistemas de agua tribales. Al igual que en CES 4.0, en los casos en que los sistemas de agua tribales compran agua a sistemas públicos mayoristas, se utilizó la calidad del agua del sistema mayorista para calcular tanto el índice de peligros por contaminantes como el componente de violaciones.

Riesgo de Exposición al Plomo en la Niñez por la Vivienda

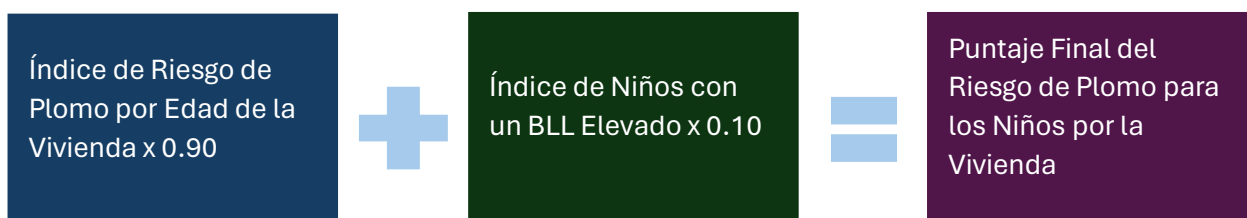
El indicador Riesgo de Plomo para los Niños por la Vivienda ha sido actualizado con datos parcelarios de California de 2024 y estimados de 5 años de la Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS, por sus siglas en inglés) para 2019–2023 (edad de la vivienda) y 2017–2021 (porcentaje de hogares de bajos ingresos con niños). Además, la OEHHA propone la inclusión de datos de niveles de plomo en sangre (BLL) de la Rama de Prevención del Envenenamiento por Plomo en la Infancia (CLPPB) del Departamento de Salud Pública de California (CDPH por sus siglas en inglés) correspondientes a 2018–2022. Este conjunto de datos proporciona recuentos a nivel de tramo censal de niños menores de seis años que recibieron una prueba de plomo en sangre y el número con niveles elevados de BLL de 3.5 microgramos por decilitro (µg/dL) o superiores. Cada niño se contabiliza solo una vez por año usando su BLL más alto registrado. La

inclusión de esta información agrega una medida directa de la exposición al plomo en los niños, complementando los factores de riesgo existentes basados en la vivienda.

Para integrar el conjunto de datos de BLL, la OEHHA excluyó todos los tramos con menos de 10 pruebas totales debido a la variabilidad en la cobertura de las pruebas. Para los tramos restantes del conjunto de datos, se calculó el porcentaje de pruebas elevadas, se clasificó y se le asignó un percentil (véanse las figuras a continuación). Por separado, los datos actualizados sobre la edad de la vivienda y los hogares de bajos ingresos con niños se combinaron siguiendo la metodología de CES 4.0. En el indicador final, el índice basado en la vivienda aporta el 90% del puntaje, mientras que los nuevos datos de BLL representan el 10%, mediante un enfoque de suma ponderada, destacando tanto el riesgo a largo plazo como la evidencia actual de exposición.



Pasos ilustrados para crear el Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda y el Índice de Niños con un BLL Elevado para el cálculo del indicador final.



Pasos ilustrados para crear el puntaje final de Riesgo de Plomo para los Niños por la Vivienda.

Uso de Pesticidas

El indicador Uso de Pesticidas se actualizó con datos reportados de uso de pesticidas (PUR) usados en la agricultura de producción para los años 2021–2023. La OEHHA revisó los criterios de selección de pesticidas basados en peligro y volatilidad de CES 4.0 para considerar datos más recientes e información actualizada sobre peligro y volatilidad. Para la actualización propuesta del borrador de CES 5.0, la OEHHA usó los datos anuales completos de PUR del Departamento de Regulación de Pesticidas de California (DPR, por sus siglas en inglés) como punto de partida para la selección de pesticidas, en lugar de su lista de “Libras Vendidas”, como se usó en CES 4.0. Los métodos restantes de los criterios de selección se siguieron conforme a CES 4.0.

El borrador de CES 5.0 incluye 124 sustancias químicas de pesticidas, en comparación con las 132 sustancias químicas de pesticidas en CES 4.0. De las 124 sustancias químicas de pesticidas actualmente incluidas en el análisis, 107 se incluyeron en la versión anterior y 17 son nuevas. Hubo

25 sustancias químicas de pesticidas de la versión anterior que ya no cumplieron con los criterios de inclusión y, por lo tanto, no se incluyeron en este análisis actual. En la mayoría de los casos, estas sustancias químicas se eliminaron del análisis si no se usaron en la agricultura de producción entre 2021 y 2023.

Emisiones de Sustancias Tóxicas de Instalaciones

Los datos de los Indicadores Ambientales para la Evaluación de Riesgos (RSEI, por sus siglas en inglés) de la US EPA sobre concentraciones ponderadas por toxicidad de sustancias químicas modeladas que se liberan al aire se actualizaron para incorporar un promedio de los datos de emisiones de los años 2020–2022.

Al igual que en CES 4.0, se incorporaron datos sobre emisiones de sustancias tóxicas provenientes de México para abordar la laguna de datos sobre contaminación transfronteriza y fueron incorporados en el modelo de RSEI por Abt Associates, contratistas de la US EPA para el programa RSEI. Los datos del Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC, por sus siglas en español) de México correspondieron a los años 2020–2022.

Impactos del Tráfico

El indicador Impactos del Tráfico se actualizó con estimados del volumen de tráfico para 2019 e incorpora datos de una red vial actualizada. Los datos de volumen de tráfico para el borrador de CES 5.0 se obtuvieron de Caltrans Traffic Census y de los Sistemas de Monitoreo del Desempeño de Carreteras de Caltrans, ambos para 2019. Localización de California realizó el análisis, adaptando su Herramienta de Tráfico de Localización de California, para actualizar la red de carreteras y el modelo de datos de tráfico a nivel estatal, siguiendo un enfoque similar al usado en CES 4.0.

Para considerar el impacto del tráfico en la frontera California-México, se descargaron de la página de Internet de Aduanas y Protección Fronteriza de los EE. UU. datos de 2019 sobre el volumen de tráfico de camiones, autobuses y vehículos particulares en seis puertos de entrada. Además, se incluyeron datos sobre impactos del tráfico de caminos paralelos en México que se encuentran dentro de 150 metros de la frontera California-México para los dos principales caminos paralelos en Tijuana (Vía Internacional y Blvd. Aeropuerto), usando los mismos datos de la Asociación de Gobernadores de San Diego (SANDAG, por sus siglas en inglés) que se usaron para las versiones 2.0, 3.0 y 4.0 de CES. La OEHHA está evaluando datos actualizados para estos caminos recibidos de la SANDAG para una posible inclusión en la versión final de CES 5.0. No se localizaron datos actualizados para los caminos paralelos de Mexicali.

Sitios de Saneamiento

Los datos de los sitios de saneamiento se actualizaron con información sobre la ubicación y el estado de los sitios de saneamiento a partir de la base de datos EnviroStor del Departamento de Control de Sustancias Tóxicas (DTSC por sus siglas en inglés) y los Polígonos de los Sitios de la Lista Nacional de Prioridades de la Región 9 (Sitios del Superfondo) de la US EPA, descargados en julio de 2024.

Amenazas al Agua Subterránea

La información actualizada sobre la ubicación y el estado de los sitios de saneamiento de agua subterránea se descargó de la base de datos GeoTracker de la Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB, por sus siglas en inglés) en marzo de 2025. Los datos de establos y granjas de engorda se descargaron de la base de datos del Proyecto del Sistema Integrado de Calidad del Agua de California de la SWRCB en febrero de 2025.

Generadores e Instalaciones de Residuos Peligrosos

Los datos de los generadores de residuos peligrosos se actualizaron para los años 2021–2023 con información proporcionada por el DTSC. La información actualizada sobre la ubicación y el estado de las instalaciones autorizadas de residuos peligrosos también se obtuvo del DTSC en octubre de 2024.

Se propone un cambio en las distancias de amortiguamiento alrededor de las instalaciones de residuos peligrosos para el borrador de CES 5.0. La propuesta incluye extender amortiguamientos ponderados por distancia inversa hasta 4 km alrededor de las instalaciones de tratamiento, almacenamiento y eliminación (TSDF, por sus siglas en inglés). Iteraciones recientes de otras herramientas de justicia medioambiental (EJ), tanto nacionales como estatales, han aumentado las distancias de amortiguamiento alrededor de las instalaciones de residuos peligrosos, estableciendo un precedente científico para evaluar el uso de amortiguamientos más grandes en CES. Como parte del codiseño con CBO para CES 5.0, las CBO brindaron una aportación directa a la metodología y la estructura del indicador de residuos peligrosos, asegurando que el indicador refleje las cargas medioambientales y de salud reales que experimentan las comunidades de primera línea. A lo largo de la evaluación de amortiguamientos alternativos, la OEHHA también consultó con otros desarrolladores de herramientas, incluidos US EPA EJScreen y Colorado EnviroScreen, sobre mejores prácticas. El razonamiento científico detallado en el capítulo del indicador respalda un precedente establecido por otras herramientas nacionales y estatales de salud medioambiental, y la propuesta se consideró una prioridad para las CBO de codiseño. Véase [el reporte de codiseño](#) para obtener detalles adicionales sobre el proceso. Asimismo, la información sobre los amortiguamientos de las TSDF actualizados propuestos se puede encontrar en el apéndice del capítulo del indicador de este reporte.

Aguas Contaminadas

El indicador Aguas Contaminadas se actualizó con los datos más recientes disponibles. La SWRCB publicó su Reporte Integrado Final de California de 2024 (Lista de la Sección 303(d) de la Ley de Agua Limpia / Reporte 305(b)) sobre aguas contaminadas en 2024. Cada dos años, las Juntas Regionales de Agua caracterizadas como “en ciclo” se rotan para que cada Junta Regional de Agua sea evaluada completamente una vez cada seis años. Esta actualización del indicador Aguas Contaminadas incluye información del reporte de 2024 de la SWRCB y del reporte de 2020–2022, incorporando nuevos datos para las regiones 2 (San Francisco), 4 (Los Ángeles), regiones 3 (Costa Central), 5 (Valle Central), 9 (San Diego) y 8 (Santa Ana). Los datos de las regiones 1 (Costa Norte), 6 (Lahontan) y 7 (Cuenca del Río Colorado) permanecen iguales a CES 4.0.

La OEHHA evaluó el puntaje del indicador e investigó métodos alternativos para caracterizar los datos del Reporte Integrado de la SWRCB y, en última instancia, usó el mismo método para contar contaminantes únicos por tramo censal que CES 4.0.

Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire

Se propone un nuevo indicador de efectos medioambientales de proximidad a Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire (SmATS, por sus siglas en inglés) para su inclusión en el borrador de CES 5.0. Este indicador captura la carga de exposición acumulativa de pozos de petróleo y gas natural (ONG, por sus siglas en inglés) y otras instalaciones que reportan emisiones de sustancias tóxicas al aire al Sistema de Reportes y Desarrollo de Inventarios de Emisiones de California (CEIDARS, por sus siglas en inglés). CEIDARS es una base de datos usada por la Junta de Recursos del Aire de California (CARB, por sus siglas en inglés) para almacenar y mantener contaminantes criterio y tóxicos del aire en todo el estado. Debido a que los niveles de exposición varían con la distancia, el indicador considera la proximidad a manzanas censales pobladas al calcular los puntajes por tramo censal.

El indicador SmATS fue agregado para abordar varias consideraciones importantes. Cada vez más evidencia científica muestra que las comunidades que viven más cerca de las fuentes de emisión enfrentan mayores cargas de contaminación, y que los pozos de ONG activos están vinculados causalmente con resultados de salud adversos, incluidos impactos prenatales y respiratorios. Se dispone de datos confiables a nivel estatal para pozos de ONG provenientes de CalGEM, que abordan lagunas clave en versiones anteriores de CES. Instalaciones como estaciones de gasolina, tintorerías y talleres de carrocería — comunes en las comunidades y conocidas por emitir contaminantes — ahora se capturan usando la base de datos CEIDARS de la CARB. Si bien el reporte obligatorio de instalaciones a la CARB actualmente se encuentra en una implementación por fases, la inclusión de datos de CEIDARS mejora significativamente los estimados de exposición a nivel de vecindario al tener en cuenta fuentes previamente excluidas.

Además, las cargas de contaminación provenientes de sitios SmATS no se distribuyen de manera uniforme. Las personas socioeconómicamente desfavorecidas y las personas de color tienen mayor probabilidad de vivir cerca de estas fuentes, lo que agrava las vulnerabilidades existentes. Las CBO que participaron en el codiseño del borrador de CES 5.0 enfatizaron que, para las comunidades que viven cerca de pozos de ONG, esto representa una parte significativa de la experiencia vivida de las comunidades desfavorecidas y apoyaron firmemente su inclusión en la herramienta.

Sitios e Instalaciones de Residuos Sólidos

La información actualizada sobre (1) sitios activos de residuos sólidos, (2) sitios de residuos cerrados, ilegales o abandonados, (3) neumáticos de desecho y (4) violaciones en instalaciones de residuos sólidos se obtuvo del Departamento de Reciclaje y Recuperación de Recursos de California (CalRecycle) en febrero de 2025. Los datos sobre recicladores de chatarra que estuvieron activos entre 2022–2024 se obtuvieron del DTSC. Todos estos datos se incorporaron en el borrador de CES 5.0.

Los códigos del NAICS (Sistema de Clasificación Industrial de Norteamérica) para los recicladores de chatarra del DTSC se actualizaron para reflejar una categorización más actual. Los nuevos códigos son 42193, 42393 y 56292, en lugar de solo 42193. En general, los procesos de análisis y puntaje se optimizaron sin cambios importantes en los métodos.

Asma

El indicador Asma se actualizó con datos de los años 2022–2023 y representa las tasas ajustadas por edad y modeladas espacialmente de visitas al departamento de emergencias (ED, por sus siglas en inglés) por asma. Las versiones anteriores usaron tres años de datos en lugar de dos, pero en este caso se excluyó el 2021 debido a la influencia significativa de la pandemia de COVID-19. Si hay nuevos datos disponibles cuando se finalice CES 5.0, la OEHHA considerará usar tres años de datos en lugar de dos. Localización de California había calculado estas tasas para CES 4.0 y desarrolló los métodos originales. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHA siguió el análisis de Localización de California con algunas actualizaciones menores a paquetes de software obsoletos en el programa estadístico R.

Enfermedad Cardiovascular

El indicador Enfermedad Cardiovascular (CVD, por sus siglas en inglés) se actualizó con datos de los años 2021–2023 para las tasas de visitas al ED por ataques cardíacos. Localización de California había calculado estas tasas para CES 4.0 y desarrolló los métodos originales. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHA siguió el análisis de Localización de California con algunas actualizaciones menores a paquetes de software obsoletos en el programa estadístico R.

Prevalencia de la Diabetes

La OEHHA propone agregar un nuevo indicador de población sensible para el borrador de CES 5.0: la prevalencia de diabetes en adultos. Este indicador se propone para su inclusión porque: una base significativa de evidencia científica ahora indica que la fisiopatología de la diabetes aumenta la sensibilidad de un individuo a los efectos adversos de la contaminación en resultados como la progresión de la diabetes, las complicaciones cardiovasculares y la mortalidad; recientemente, se han puesto a disposición estimados validados de la prevalencia de la diabetes a nivel de tramo censal para California; y las CBO en el codiseño expresaron que la diabetes es una parte importante de la experiencia vivida de las comunidades desfavorecidas en California, afectando al 11% de las personas en California.

El indicador se desarrolla a partir de la iniciativa de datos PLACES de los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC, por sus siglas en inglés), que usa datos de encuestas representativas a nivel nacional, a nivel de los individuos, sobre la prevalencia de la diabetes del Sistema de Vigilancia de Factores de Riesgo Conductuales de 2021 para imputar la prevalencia a nivel poblacional a la escala de tramo censal. Se eligió PLACES debido a su accesibilidad como una herramienta gratuita y disponible públicamente y a su cobertura espacial a la escala de tramo censal. La OEHHA también evaluó un conjunto de datos específico de California de la Encuesta de Entrevistas de Salud de California (CHIS, por sus siglas en inglés), pero finalmente decidió no usarlo porque los valores brutos no podían mostrarse públicamente. Las CBO en el proceso de codiseño apoyaron la inclusión de este conjunto de datos para representar el indicador de prevalencia de la diabetes y participaron en la decisión de usar los datos PLACES de los CDC. Véase el [reporte de codiseño](#) para obtener más información sobre esta decisión.

Infantes con Bajo Peso al Nacer

El indicador del borrador de CES 5.0 para el porcentaje de infantes con bajo peso al nacer (LBW) usa datos de años más recientes (2017–2023). Localización de California produjo este indicador

para CES 4.0. Para esta versión, la OEHHHA obtuvo y analizó los datos para este indicador internamente usando métodos idénticos.

Nivel Educativo

El indicador Nivel Educativo se actualizó con estimados de la ACS de 2019–2023 para el porcentaje de la población adulta sin un diploma de escuela secundaria. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHHA eliminó los criterios de supresión aplicados en versiones anteriores, mejorando la transparencia metodológica y la facilidad de uso. Los datos de la ACS se obtuvieron directamente de la Oficina del Censo usando una interfaz de programación de aplicaciones (API) en R, lo que permitió extraer variables programáticamente. Estas variables se usaron luego para calcular el indicador final. La eliminación de los criterios de supresión tiene solo un efecto menor en el puntaje general, y existe poco precedente para aplicar dicha supresión en otros instrumentos de evaluación de impactos acumulativos. Todos los demás métodos permanecen consistentes con los usados en CES 4.0.

Carga de los Costos de la Vivienda

El indicador Carga de los Costos de la Vivienda se actualizó con estimados de 2017–2021 de los datos de la CHAS del HUD. La medida es el porcentaje de hogares en un tramo censal que son tanto de bajos ingresos como severamente afectados por los costos de vivienda. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHHA eliminó los criterios de supresión previamente aplicados en CES 4.0 y versiones anteriores, mejorando la transparencia metodológica y la facilidad de uso. La eliminación de los criterios de supresión tiene solo un efecto menor en el puntaje general, y existe poco precedente para aplicar dicha supresión en otros instrumentos de evaluación de impactos acumulativos. Todos los demás métodos permanecen consistentes con los usados en CES 4.0.

Aislamiento Lingüístico

El indicador Aislamiento Lingüístico se ha actualizado con estimados de 2019–2023 de la ACS para el porcentaje de hogares con dominio limitado del inglés. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHHA eliminó los criterios de supresión aplicados en versiones anteriores, mejorando la transparencia metodológica y la facilidad de uso. Los datos de la ACS se obtuvieron directamente de la Oficina del Censo usando una API en R, lo que permitió extraer variables programáticamente. Estas variables se usaron luego para calcular el indicador final. La eliminación de los criterios de supresión tiene solo un efecto menor en el puntaje general, y existe poco precedente para aplicar dicha supresión en otros instrumentos de evaluación de impactos acumulativos. Todos los demás métodos permanecen consistentes con los usados en CES 4.0.

Pobreza

El indicador Pobreza se ha actualizado con estimados de 2019–2023 de la ACS para el porcentaje de la población que vive por debajo de la mitad del nivel federal de pobreza. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHHA eliminó los criterios de supresión aplicados en versiones anteriores, mejorando la transparencia metodológica y la facilidad de uso. Los datos de la ACS se obtuvieron directamente de la Oficina del Censo usando una API en R, lo que permitió extraer variables programáticamente. Estas variables se usaron luego para calcular el indicador final. La eliminación de los criterios de supresión tiene solo un efecto menor en el puntaje general, y existe poco

precedente para aplicar dicha supresión en otros instrumentos de evaluación de impactos acumulativos. Todos los demás métodos permanecen consistentes con los usados en CES 4.0.

Desempleo

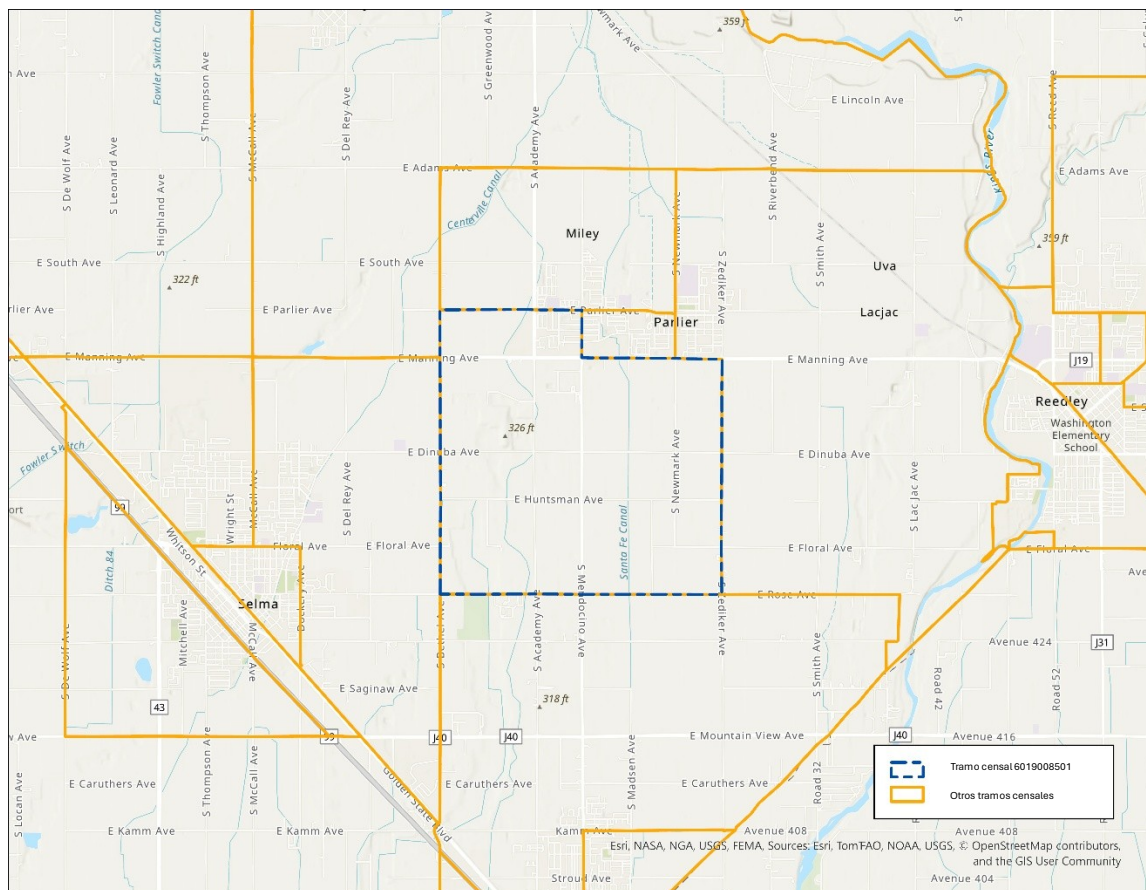
El indicador Desempleo se ha actualizado con estimados de 2019–2023 de la ACS para el porcentaje de la población mayor de 16 años que está desempleada y es elegible para la fuerza laboral. Para el borrador de CES 5.0, la OEHHA eliminó los criterios de supresión aplicados en versiones anteriores, mejorando la transparencia metodológica y la facilidad de uso. Los datos de la ACS se obtuvieron directamente de la Oficina del Censo usando una API en R, lo que permitió extraer variables programáticamente. Estas variables se usaron luego para calcular el indicador final. La eliminación de los criterios de supresión tiene solo un efecto menor en el puntaje general, y existe poco precedente para aplicar dicha supresión en otros instrumentos de evaluación de impactos acumulativos. Todos los demás métodos permanecen consistentes con los usados en CES 4.0.

EJEMPLO DE TRAMO CENSAL: RESULTADOS DE LOS INDICADORES Y PUNTAJES DE CALENVIROSCREEN

Se seleccionó un ejemplo de tramo censal en Parlier, al sureste de Fresno para ilustrar cómo se calcula un puntaje general de CalEnviroScreen usando la herramienta CalEnviroScreen (CES). El tramo censal es el número 6019008501.

A continuación, se muestran:

- Un mapa del área de un tramo censal y tramos circundantes.
- Tablas para los indicadores Carga de la Contaminación y Características de la Población con puntajes en percentiles para cada uno de los indicadores.
- Una tabla que muestra cómo se calculó un puntaje de CalEnviroScreen para el área del ejemplo, usando el borrador de CES 5.0.
- Mapa del tramo censal de ejemplo.



Indicadores de Exposición		
Indicador	Valor Bruto	Percentil
Ozono (ppm)	0.06	87.18
MP 2,5 (µg/m ³)	9.49	58.77
MP de diésel (toneladas/año)	0.03	29.21
Agua Potable (índice)	96.98	99.85
Riesgo de Exposición al Plomo en la Niñez por la Vivienda (índice)	75.90	79.14
Uso de Pesticidas (lbs/milla ²)	4160.70	96.19
Emisiones de Sustancias Tóxicas (emisiones ponderadas por su toxicidad, RSEI)	255.19	45.47
Tráfico (vehículo-km/hora/km)	249.02	11.58
PUNTAJE PROMEDIO DEL COMPONENTE *	--	63.42

*Aquí, el puntaje se calcula promediando los percentiles dentro del componente.

Indicadores de Efectos Medioambientales		
Indicador	Valor Bruto	Percentil
Sitios de Saneamiento (sitios ponderados)	1.70	19.87
Amenazas al Agua Subterránea (sitios ponderados)	6.00	35.43
Instalaciones/ Generadores de Residuos Peligrosos (sitios ponderados)	5.10	98.01
Aguas Contaminadas (número de contaminantes)	0.00	0.00
Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire (sitios ponderados)	61.55	62.43
Sitios/ Instalaciones de Residuos Sólidos (sitios e instalaciones ponderados)	2.00	49.98
PUNTAJE PROMEDIO DEL COMPONENTE	--	44.29

Indicadores de Poblaciones Sensibles		
Indicador	Valor Bruto	Percentil
Asma (tasa por 10,000)	63.88	90.97
Enfermedad cardiovascular (ataques al corazón por 10,000)	16.21	66.19
Prevalencia de la diabetes (población modelada por tramo)	18.8	98.82
Bajo Peso al Nacer (porcentaje)	8.98	96.65
PUNTAJE PROMEDIO DEL COMPONENTE	--	

Indicadores del Factor Socioeconómico		
Indicador	Valor Bruto	Percentil
Nivel Educativo (porcentaje)	37.39	90.58
Carga de los Costos de la Vivienda (porcentaje)	16.68	46.32
Aislamiento Lingüístico (porcentaje)	35.50	97.88
Pobreza (porcentaje)	67.38	97.77
Desempleo (porcentaje)	8.27	73.12
PUNTAJE PROMEDIO DEL COMPONENTE	--	81.13

El enfoque usado para calcular el puntaje de CalEnviroScreen para el tramo censal 6019008501 se muestra a continuación en forma de tabla.

	Carga de la Contaminación		Características de la Población	
	Indicadores de Exposición	Indicadores de Efectos Medioambientales*	Indicadores de Poblaciones Sensibles	Indicadores del Factor Socioeconómico
Puntaje del Componente	63.42	(0.5 × 44.29) =22.15	88.16	81.13
Puntaje Promedio del Componente	85.57 ÷ (1 + 0.5) = 57.05 <i>La Carga de la Contaminación se calcula como el promedio de los dos puntajes de sus componentes, con los componentes de Efectos Medioambientales ponderados a la mitad.</i>		169.29 ÷ 2 = 84.65 <i>Las Características de la Población se calcula como el promedio de los puntajes de sus dos componentes.</i>	
Puntajes de Componentes Escalados (Rango 0-10)	(57.05 ÷ 82.12 ^{**}) × 10 = 6.95 <i>El percentil de Carga de la Contaminación se escala con el puntaje máximo de Carga de la Contaminación a nivel estatal.</i>		(84.65 ÷ 96.10 ^{***}) × 10 = 8.81 <i>El percentil de Características de la Población se escala con el puntaje máximo de Características de la Población a nivel estatal.</i>	
Puntaje de CalEnviroScreen	6.95 x 8.81 = 61.23 Un puntaje de 61.23 coloca este tramo censal en el percentil 95-100 o 5% superior del total del puntaje de CalEnviroScreen a nivel estatal.			

* Al componente Efectos Medioambientales se le ponderó la mitad de lo que se asignó al componente Exposiciones.

** tramo con el puntaje más alto para Carga de la Contaminación en el estado tuvo un valor de 82.1.

*** El tramo con el puntaje más alto para Características de la Población en el estado tuvo un valor de 95.2.

INDICADORES

Carga de la Contaminación: Indicadores de Exposiciones

CALIDAD DEL AIRE: OZONO

La contaminación por ozono causa numerosos efectos adversos en la salud, incluyendo irritación respiratoria y exacerbación de la enfermedad pulmonar. Los impactos en la salud del ozono a nivel del suelo y otros contaminantes criterio del aire (monóxido de carbono, plomo, dióxido de nitrógeno, material particulado [MP, por sus siglas en inglés] y dióxido de azufre) han sido considerados en el desarrollo de los estándares basados en la salud. De los seis contaminantes criterio del aire, la contaminación por ozono y material particulado representan las amenazas a la salud más generalizadas y significativas. La Junta de Recursos del Aire de California mantiene una amplia red de estaciones de monitoreo del aire que proporciona información que puede usarse para entender mejor la exposición al ozono y otros contaminantes del aire en todo el estado.

Indicador

La media de los meses de verano (mayo a octubre) de la concentración diaria máxima de ozono en 8 horas (ppm) promediada por tres años (2021 a 2023).

Fuente de los Datos

Red de Monitoreo del Aire, Junta de Recursos del Aire de California (CARB)

La CARB, los distritos locales de control de la contaminación del aire, las tribus y los administradores de las tierras federales mantienen una amplia red de estaciones de monitoreo del aire en California. Estas estaciones registran una variedad de medidas diferentes, incluyendo las concentraciones de los seis contaminantes criterio del aire y datos meteorológicos. En ciertas partes del estado, la densidad de las estaciones puede proporcionar datos de alta resolución para ciudades o para áreas ubicadas alrededor de estos monitores. Sin embargo, no todas las ciudades cuentan con estaciones.

La información recolectada de cada estación de monitoreo auditada por la CARB incluye mapas, coordenadas geográficas, fotos, concentraciones de contaminantes y encuestas. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<http://www.arb.ca.gov/aqmis2/aqmis2.php>

Razonamiento

El ozono es un tipo de oxígeno extremadamente reactivo. En la atmósfera superior el ozono estratosférico proporciona protección contra los rayos ultravioleta del sol. En contraste del ozono en la atmósfera superior, el ozono troposférico a nivel del suelo es nocivo y es el componente principal del smog. El ozono a nivel del suelo está formado por la reacción de los compuestos oxigénicos con otros contaminantes del aire en la presencia de la luz del sol. Los niveles de ozono típicamente se encuentran en su nivel más alto en la tarde y en días calurosos (NRC, 2008).

Los efectos adversos del ozono han sido ampliamente estudiados desde finales de la década de 1960 (Lippmann, 1989). Estudios con base en la población han documentado que la exposición aguda al ozono está asociada con la disminución de la función pulmonar, empeoramiento del asma, incremento en admisiones hospitalarias, así como las muertes diarias. (Last et al., 2017). La exposición prolongada al ozono en estudios tanto en animales como en humanos muestran

respuestas de inflamación progresiva y lesiones celulares o tisulares (Last et al., 2017). Reflejando el sólido cuerpo de evidencia, la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) de EE. UU. determinó que existe una relación causal para la exposición a corto plazo al ozono y los efectos respiratorios, y una relación probablemente causal para la exposición a largo plazo (US EPA, 2020).

Las personas con asma y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC, por sus siglas en inglés) son generalmente consideradas sensibles a los efectos del ozono, y la exposición a largo plazo incrementa el riesgo de mortalidad por estas enfermedades (Kehrl et al., 1999; Kim et al., 2024; Thurston et al., 1997; White et al., 1994).

Estudios han demostrado que la exposición de largo plazo a ozono también influye en la mortalidad total respiratoria y cardiovascular (Crouse et al., 2015; Turner et al., 2016). Un estudio de 2019 estima que 13,700 muertes (95% CI: 6,100-23,700) en California en el año de 2012 fueron atribuibles a la exposición de largo plazo a ozono (Wang et al., 2019). De estas muertes, 7,300 y 6,400 fueron por causas respiratorias y cardiovasculares, respectivamente.

La irritación pulmonar, la reducción en la función pulmonar, la inflamación y la exacerbación de condiciones crónicas existentes se han observado incluso a niveles bajos de exposiciones a ozono (Alexis et al., 2010; Fann et al., 2012; Schelegle et al., 2009; Zanobetti and Schwartz 2011). Un estudio a largo plazo en el sur de California encontró que las tasas de hospitalización infantil por asma incrementaron durante la temporada de calor episodios de altas concentraciones de ozono (Moore et al., 2008). Un estudio del Valle Central encontró una asociación entre la exposición a ozono y las visitas al departamento de emergencias con niños de edades de 6 a 18 años, adultos de 19 a 40 años y personas negras presentando las mayores probabilidades (Gharibi et al., 2019). Estudios adicionales han demostrado que el incremento de riesgo es más alto entre niños menores de 2 años, hombres jóvenes y niños afroamericanos (Burnett et al., 2001; Lin et al., 2008). Los incrementos en ozono ambiente han sido asociados también con más alta mortalidad, particularmente en ancianos, mujeres y afroamericanos (Medina-Ramon and Schwartz, 2008).

Un estudio en California encontró una asociación entre el ozono y las visitas al departamento de emergencias por asma, infección respiratoria aguda, neumonía, EPOC e inflamación del tracto inflamatorio superior, con mayor asociación particularmente durante la temporada de calor (Malig et al., 2016). Un estudio en Nuevo México encontró una asociación entre el ozono y las consultas de emergencia tanto cardiovasculares como respiratorias durante los meses de primavera y verano cuando las concentraciones de ozono ambiente están más altas (Rodopoulou et al., 2014). Junto con la MP 2,5, el ozono es un contribuyente mayor a la contaminación ambiental relacionada a la morbilidad y mortalidad (Fann et al., 2012).

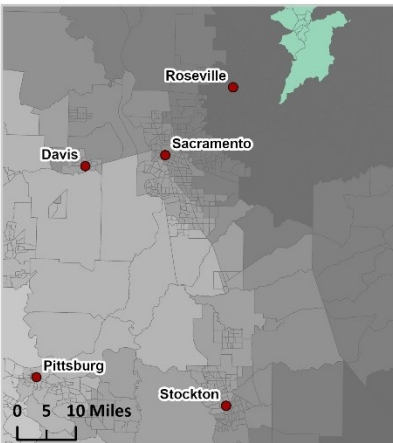
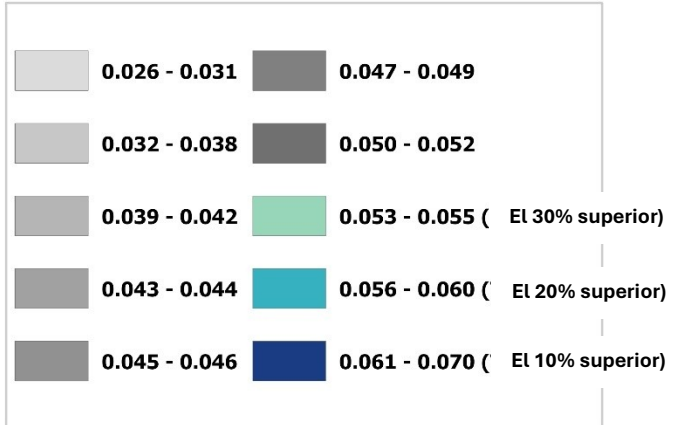
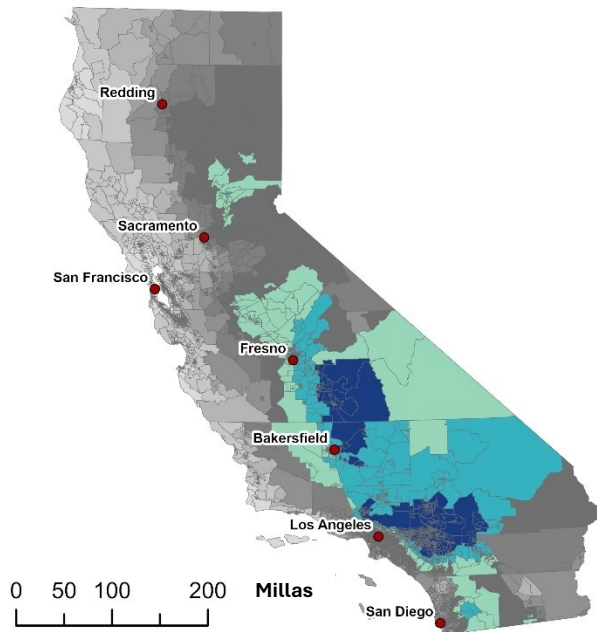
Método

- Las concentraciones promedio diarias de un máximo de 8 horas de todos los sitios de monitoreo en California se extrajeron de la base de datos de la red de monitoreo de la CARB para los meses de verano (mayo a octubre) para los años 2021 a 2023.

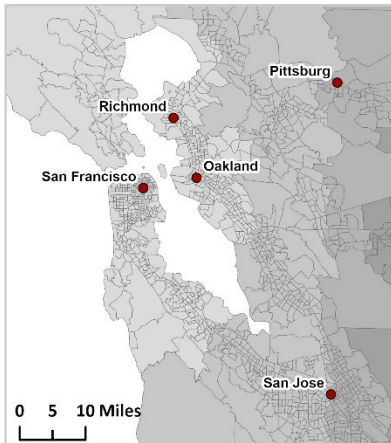
- Las medias de los meses de verano (mayo a octubre) se calcularon promediando los máximos diarios de concentración de ozono en 8 horas durante dichos meses por tres años (2021 a 2023).
- Las concentraciones medias de las estaciones de monitoreo fueron usadas para modelar concentraciones de ozono a lo largo el estado de California. Un modelo que usa un método de interpolación espacial que incorpora los datos de monitoreo de los monitores cercanos (krigeaje ordinario), fue usado para estimar las concentraciones para los tramos censales.
- Usando el modelo de krigeaje, se estimaron concentraciones máximas de 8 horas para el centro de cada tramo censal. Esto fue promediado para obtener un valor individual para cada tramo censal.
- Los valores de ozono se consideraron válidos si el 75 por ciento o más del periodo mayo-octubre estuvo representado. Los datos de un sitio de monitoreo con un año con menos del 75% de los valores se consideraron inválidos y no se incluyeron en el promedio de ese sitio. Se incluyeron los sitios con dos o más años válidos.
- Los tramos censales fueron ordenados por valores de concentraciones de ozono y se les asignó un percentil en base a la distribución de los valores a nivel estatal.

Ozono

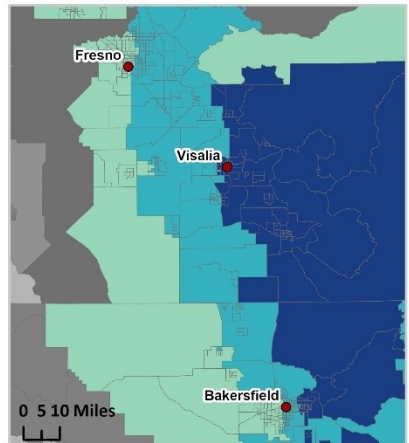
Media de los meses veraniegos (mayo a octubre) de la máxima concentración de 8 horas diaria (2021-2023)



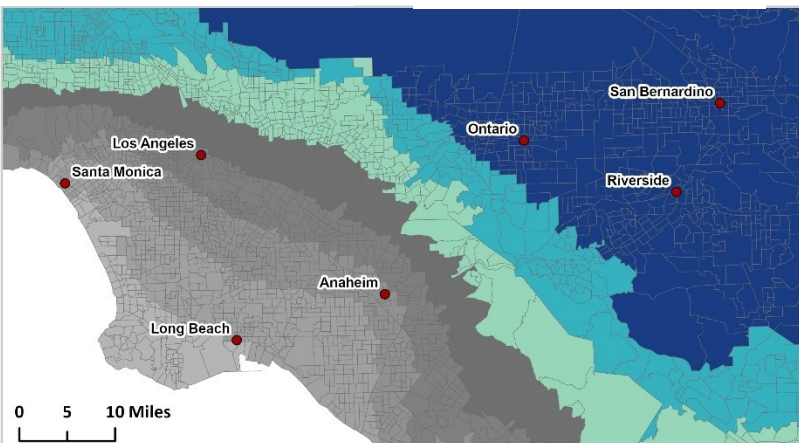
Área de Sacramento



Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alexis NE, Lay JC, Hazucha M, Harris B, Hernandez ML, Bromberg PA, et al. 2010. Low-level ozone exposure induces airways inflammation and modifies cell surface phenotypes in healthy humans. *Inhal Toxicol* 22:593–600; doi:[10.3109/08958371003596587](https://doi.org/10.3109/08958371003596587).
- Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Raizenne ME, Brook JR, Dales RE, et al. 2001. Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years of age. *Am J Epidemiol* 153:444–452; doi:[10.1093/aje/153.5.444](https://doi.org/10.1093/aje/153.5.444).
- Crouse DL, Peters PA, Hystad P, Brook JR, van Donkelaar A, Martin RV, et al. 2015. Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ Exposures and Associations with Mortality over 16 Years of Follow-Up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environ Health Perspect* 123:1180–1186; doi:[10.1289/ehp.1409276](https://doi.org/10.1289/ehp.1409276).
- Fann N, Lamson AD, Anenberg SC, Wesson K, Risley D, Hubbell BJ. 2012. Estimating the national public health burden associated with exposure to ambient PM_{2.5} and ozone. *Risk Anal* 32:81–95; doi:[10.1111/j.1539-6924.2011.01630.x](https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2011.01630.x).
- Gharibi H, Entwistle MR, Ha S, Gonzalez M, Brown P, Schweizer D, et al., 2019. Ozone pollution and asthma emergency department visits in the Central Valley, California, USA, during June to September of 2015: a time-stratified case-crossover analysis. *J Asthma* 56:1037–1048; doi:[10.1080/02770903.2018.1523930](https://doi.org/10.1080/02770903.2018.1523930).
- Kehrl HR, Peden DB, Ball B, Folinsbee LJ, Horstman D. 1999. Increased specific airway reactivity of persons with mild allergic asthma after 7.6 hours of exposure to 0.16 ppm ozone. *J Allergy Clin Immunol* 104:1198–1204; doi:[10.1016/s0091-6749\(99\)70013-8](https://doi.org/10.1016/s0091-6749(99)70013-8).
- Kim M-S, Lim Y-H, Oh J, Myung J, Han C, Bae H-J, et al. 2024. Long-Term Ozone Exposure, COPD, and Asthma Mortality: A Retrospective Cohort Study in the Republic of Korea. *Atmosphere* 15:1340; doi:[10.3390/atmos15111340](https://doi.org/10.3390/atmos15111340).
- Last JA, Pinkerton KE, Schelegle ES. 2017. Ozone and Oxidant Toxicity. In: *Respiratory Toxicology*. Elsevier Inc. 389–402.
- Lin S, Liu X, Le LH, Hwang SA. 2008. Chronic exposure to ambient ozone and asthma hospital admissions among children. *Environmental health perspectives* 116:1725–30; doi:[10.1289/ehp.11184](https://doi.org/10.1289/ehp.11184).
- Lippmann M. 1989. Health effects of ozone a critical review. *Japca* 39: 672–695.
- Malig BJ, Pearson DL, Chang YB, Broadwin R, Basu R, Green RS, et al. 2016. A Time-Stratified Case-Crossover Study of Ambient Ozone Exposure and Emergency Department Visits for Specific Respiratory Diagnoses in California (2005-2008). *Environmental health perspectives* 124:745–53; doi:[10.1289/ehp.1409495](https://doi.org/10.1289/ehp.1409495).
- Medina-Ramon M, Schwartz J. 2008. Who is more vulnerable to die from ozone air pollution? *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 19:672–9; doi:[10.1097/EDE.0b013e3181773476](https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181773476).

- Moore K, Neugebauer R, Lurmann F, Hall J, Brajer V, Alcorn S, et al. 2008. Ambient ozone concentrations cause increased hospitalizations for asthma in children: an 18-year study in Southern California. *Environmental health perspectives* 116:1063–70; doi:[10.1289/ehp.10497](https://doi.org/10.1289/ehp.10497).
- NRC C on EMRRB from DTOE. 2008. *Estimating Mortality Risk Reduction and Economic Benefits from Controlling Ozone Air Pollution*. The National Academies Press.
- Rodopoulou S, Chalbot M-C, Samoli E, DuBois DW, San Filippo BD, Kavouras IG. 2014. Air pollution and hospital emergency room and admissions for cardiovascular and respiratory diseases in Doña Ana County, New Mexico. *Environmental Research* 129:39–46; doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.12.006>.
- Schelegle ES, Morales CA, Walby WF, Marion S, Allen RP. 2009. 6.6-hour inhalation of ozone concentrations from 60 to 87 parts per billion in healthy humans. *American journal of respiratory and critical care medicine* 180: 265–272.
- Thurston GD, Lippmann M, Scott MB, Fine JM. 1997. Summertime haze air pollution and children with asthma. *American journal of respiratory and critical care medicine* 155: 654–660.
- Turner MC, Jerrett M, Pope III CA, Krewski D, Gapstur SM, Diver WR, et al. 2016. Long-term ozone exposure and mortality in a large prospective study. *American journal of respiratory and critical care medicine* 193: 1134–1142.
- US EPA. 2020. Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants.
- Wang T, Zhao B, Liou K-N, Gu Y, Jiang Z, Song K, et al. 2019. Mortality burdens in California due to air pollution attributable to local and nonlocal emissions. *Environment international* 133: 105232.
- White MC, Etzel RA, Wilcox WD, Lloyd C. 1994. Exacerbations of childhood asthma and ozone pollution in Atlanta. *Environmental Research* 65: 56–68.
- Zanobetti A, Schwartz J. 2011. Ozone and survival in four cohorts with potentially predisposing diseases. *American journal of respiratory and critical care medicine* 184:836–41; doi:[10.1164/rccm.201102-0227OC](https://doi.org/10.1164/rccm.201102-0227OC).

CALIDAD DEL AIRE: Partículas Finas (MP 2,5)

Se sabe que la contaminación por material particulado, y en particular la contaminación por partículas finas (partículas de menos de 2,5 micrones de diámetro, MP 2,5), ocasiona numerosos efectos adversos en la salud, incluyendo enfermedad cardíaca y pulmonar. La MP 2,5 contribuye sustancialmente a la mortalidad en California. Para el desarrollo de los estándares basados en la salud, se tomaron en cuenta los impactos en la salud de MP 2,5 y de otros contaminantes criterio del aire (ozono ambiental, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono, dióxido de azufre y plomo). De los seis contaminantes criterio del aire, el material particulado y el ozono representan las amenazas a la salud más generalizadas y significativas. La Junta de Recursos del Aire de California (CARB) mantiene una amplia red de estaciones de monitoreo del aire que proporciona información que puede usarse para entender mejor la exposición a la MP 2,5 y otros contaminantes en todo el estado.

Indicador

Concentración media anual (microgramos por metro cúbico - $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de MP 2,5 de 2021 a 2023, excluyendo los días en que se detectó humo de incendios forestales por satélite en cualquier parte del estado.

Fuente de los Datos

Red de Monitoreo del Aire; Datos de Teleobservación Satelital; Datos Meteorológicos; Datos de Detección de Incendios, Junta de Recursos del Aire de California (CARB)

La CARB, los distritos locales de control de la contaminación del aire, las tribus y los administradores de las tierras federales mantienen una red de ~170 estaciones de monitoreo del aire en California. Estas estaciones registran una variedad de medidas, incluyendo las concentraciones de los seis contaminantes criterio del aire y datos meteorológicos. La densidad de las estaciones es tal, que ciudades específicas o áreas ubicadas alrededor de estos monitores pueden contar con una alta resolución. Sin embargo, no todas las ciudades cuentan con estaciones.

Los datos de satélite están disponibles para California a través del Espectroradiómetro de Imágenes de Resolución Media (MODIS, por sus siglas en inglés) a bordo de los satélites Terra y Aqua de la NASA. Los satélites están en órbita polar y recuperan mediciones MODIS en serie temporal por hasta 16 días en cada celda fija de 1 km. Los datos satelitales también se pueden usar para detectar la presencia de columnas de humo en un área, permitiendo identificar los días en que el humo de incendios forestales puede afectar la calidad del aire a nivel del suelo. Más información se encuentra disponible en los siguientes enlaces:

<http://www.arb.ca.gov/aqmis2/aqmis2.php>

<https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/air-quality-research-using-satellite-remote-sensing>

Razonamiento

El material particulado (MP) es una mezcla compleja de partículas aerolizadas sólidas y líquidas, incluyendo sustancias tales como sustancias químicas orgánicas, polvo, alérgenos y metales.

Estas partículas pueden provenir de muchas fuentes, incluyendo carros y camiones, procesos industriales, la quema de madera, u otras actividades que involucran la combustión. La composición de la MP depende de las fuentes locales y regionales, la época del año, la ubicación y el clima. El comportamiento de las partículas y el potencial para que la MP cause efectos adversos a la salud están directamente relacionados con el tamaño de las partículas. Entre más pequeño es el tamaño de la partícula, más profundamente podrán penetrar las partículas en los pulmones. Se ha demostrado que algunas partículas finas han entrado al torrente sanguíneo (Brook et al., 2010). Los más susceptibles a los efectos de las exposiciones a la MP incluyen a los niños, los ancianos y las personas que sufren de enfermedades cardiopulmonares, asma y enfermedades crónicas (US EPA, 2019).

MP 2,5 se refiere a las partículas que tienen un diámetro de 2,5 micrómetros o menos. Las partículas dentro de este rango de tamaño pueden tener un efecto adverso en el corazón y los pulmones, incluyendo irritación pulmonar, exacerbación de enfermedades respiratorias ya existentes, y efectos cardiovasculares. La Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) determinó que la MP es carcinógena para los humanos y tiene una relación causal con el cáncer pulmonar (IARC, 2015). Bajo la Ley de Aire Limpio, la US EPA regula los niveles ambientales de MP 2,5 para gestionar sus impactos en la salud pública y la economía. El 7 de febrero de 2024, la US EPA tomó la decisión de reducir el estándar de 2019 para la concentración anual ambiental de MP 2,5 de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 2024). Sin embargo, muchos estudios han demostrado que niveles de exposición a MP 2,5 por debajo de este estándar pueden causar impactos significativos en la salud, incluyendo mortalidad (Crouse et al., 2012; Peralta et al., 2025; Wu et al., 2020; Zeger et al., 2008). En una gran cohorte nacional de beneficiarios de Medicare, los aumentos en la exposición a MP 2,5 incluso en niveles bajos (por debajo de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se asociaron con un aumento significativo en el riesgo de muerte (Di et al., 2017). La exposición, tanto aguda como crónica, a concentraciones bajas de MP 2,5 se asocia con la mortalidad (Shi et al., 2022). La asociación entre la exposición a largo plazo a MP 2,5 y la mortalidad se ve influenciada también por variables a nivel individual, nivel del vecindario, de temperatura y composición química (Wang et al., 2017; Wang et al., 2022).

Las muertes por todas las causas y por enfermedades cardiovasculares y respiratorias derivadas de las exposiciones a MP 2,5 continúan siendo de gran preocupación mundial. Los resultados de un metaanálisis de 2019 de 652 ciudades de todo el mundo indicaron que los aumentos en las concentraciones ambientales de MP 2,5 incrementan la mortalidad más significativamente en los Estados Unidos que en países como China, que presenta niveles muy elevados de MP 2,5 en el ambiente (Liu et al., 2019), lo que refleja sus hallazgos, que muestran que la asociación entre la concentración de MP 2,5 y la mortalidad es más marcada en concentraciones más bajas y tiende a estabilizarse cuando se alcanzan concentraciones más altas. Otro estudio reciente calcula que la MP 2,5 estuvo asociada con 26,700 (95% CI: 18,800–35,000) muertes en California en el 2012 (Wang et al., 2019).

Personas con síndrome metabólico (con tres o más de los cinco factores de riesgo de enfermedad cardíaca) también presentan una respuesta inflamatoria sistémica después de una exposición a MP 2,5 (Dabass et al., 2018). El incremento en el síndrome coronario agudo (ACS), se asocia con la exposición durante el mismo día a la MP 2,5 y la supervivencia a largo plazo después del ACS se reduce con la exposición a largo plazo a MP 2,5 (Rajagopalan et al., 2018). Adicionalmente, los

estudios continúan reportando el riesgo asociado de la resistencia a la insulina y la diabetes con la exposición a la MP 2,5 (Paul et al., 2020; Rao et al., 2015).

Un metaanálisis que combina datos de 94 estudios reporta que el riesgo de admisiones hospitalarias por embolia o muerte por causa de embolia se incrementó en uno por ciento cuando los niveles de MP 2,5 en el ambiente se incrementaban a $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rajagopalan et al., 2018). Se encontró que vivir cerca de vías férreas estaba positivamente asociado con el riesgo y la gravedad de una embolia (Rajagopalan et al., 2018). Un estudio de cohorte de 3.7 millones de adultos en el Norte de California encontró que la exposición a MP 2,5 a largo plazo se asociaba con riesgos aumentados de infarto agudo de miocardio y mortalidad cardiovascular, particularmente en comunidades de baja condición socioeconómica (Alexee et al., 2023).

La MP 2,5 es particularmente dañina para los niños, ya que puede alterar el desarrollo pulmonar, aumentando el riesgo de enfermedades respiratorias crónicas, como el asma (Hazlehurst et al., 2021). En un estudio inicial seminal de esta asociación, los investigadores vincularon altos niveles ambientales de MP 2,5 en el Sur de California con efectos adversos en el desarrollo pulmonar (Gauderman et al., 2004). Adicionalmente, un estudio de seguimiento mostró que, en años recientes, el descenso en los niveles de MP 2,5 se asoció con la mejora en el desarrollo de los pulmones de los niños (Gauderman et al., 2015). Otro estudio en California determinó que existe una asociación entre la MP 2,5 y un mayor número de hospitalizaciones por varias enfermedades respiratorias en niños (Ostro et al., 2009). En adultos, los estudios han demostrado un mayor número de admisiones al hospital por enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Wei et al., 2019), muerte prematura después de una exposición a largo plazo (Li et al., 2018), disminución en la función pulmonar e inflamación pulmonar debido a exposiciones acorto plazo (Pope, 2009), y pérdidas en la productividad laboral (Alexee et al., 2023).

La exposición fetal a MP 2,5 durante el embarazo también se ha asociado con bajo peso al nacer, nacimiento prematuro y mayor índice de masa corporal (IMC) en la primera infancia (Bekkar et al., 2020; Lee et al., 2022; Zhou et al., 2023). Un estudio en el Condado de Los Ángeles encontró que la posibilidad de bajo peso al nacer a término se incrementó con la exposición durante todo el embarazo a MP 2,5 proveniente de la combustión de diésel y gasolina, y del polvo de caminos pavimentados (Wilhelm et al., 2012). Estos efectos adversos son aún más pronunciados entre mujeres negras (Bekkar et al., 2020; Salihu et al., 2012).

Los incendios forestales son una fuente adicional de MP 2,5 en California, que son cada vez más preocupantes ya que se vuelven más frecuentes e intensos. Las partículas de humo se encuentran casi en su totalidad dentro del rango de tamaño de la MP 2,5. Aguilera y colegas encontraron que la exposición específica a MP 2,5 de incendios forestales en el Sur de California llevó a aumentos significativamente mayores en hospitalizaciones respiratorias en comparación con MP 2,5 de otras fuentes, destacando los mayores riesgos para la salud asociados con el humo de incendios forestales (Aguilera et al., 2021). Datos de los incendios forestales del norte de California en 2008 fueron usados en un estudio reciente que encontró que durante los periodos activos del incendio la MP 2,5 estaba asociada significativamente con el asma y con el agravamiento de la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) (Reid et al., 2019). Durante los incendios forestales de 2007 en San Diego, los diagnósticos respiratorios, particularmente el asma, fueron elevados en la población de beneficiarios de Medi-Cal, con permanencia de uso de atención médica relativa

después del periodo inicial de alta exposición (Hutchinson et al., 2018). Análisis de exposición al humo de los incendios forestales de California en la temporada del 2015 encontraron que este estaba asociado con las visitas al departamento de emergencias por motivos cardiovasculares y cerebrovasculares de todos los adultos, particularmente mayores de 65 años de edad (Wettstein et al., 2018), así como un incremento en el riesgo de ataque cardíaco fuera del hospital (Jones et al., 2020). Aunque los riesgos a corto plazo de la exposición al humo durante un incendio forestal han sido estudiados, los riesgos a largo plazo permanecen ampliamente desconocidos (Black et al., 2017). Como en el caso de exposiciones a otras fuentes de contaminación, hay mayor probabilidad de que las poblaciones sensibles experimenten síntomas severos, tanto agudos como crónicos en los eventos de incendio forestal (Ma et al., 2024; Lipsett et al., 2019).

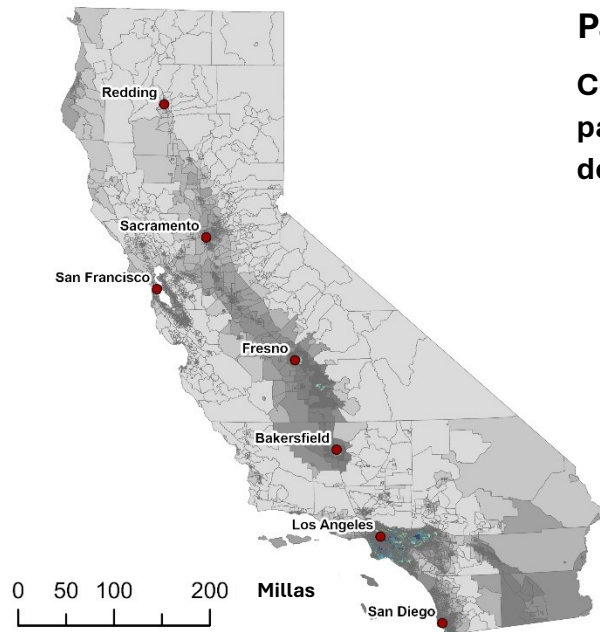
Las implicaciones de la MP 2,5 del humo de incendios forestales para la equidad en salud en California son complejas. Un estudio reciente de los patrones de carga de MP 2,5 por incendios forestales en California de 2006 a 2020 reveló que la carga puede variar considerablemente de un año a otro, dependiendo de la ubicación de los incendios y las condiciones meteorológicas que distribuyen el humo (Casey et al., 2024). En general, sin embargo, se encontró que los grupos de nativos americanos y nativos de Alaska no hispanos, blancos no hispanos y multirraciales estaban desproporcionadamente expuestos, en contraste con la MP 2,5 no proveniente de incendios forestales, que se sabe que impacta desproporcionadamente a personas de color en California (Casey et al., 2024; Thilakaratne et al., 2023). Como se describe a continuación bajo “Método”, por lo tanto, eliminamos los días de incendios forestales del indicador MP 2,5, para representar mejor una distribución estable de las concentraciones de MP 2,5 en todo el estado y servir como indicador de la carga de contaminación para las comunidades en cualquier año dado. En las áreas afectadas, los eventos de humo de incendios forestales sesgan las concentraciones promedio de los datos de MP 2,5, lo que resulta en una subrepresentación de las comunidades de bajos ingresos afectadas por fuentes de MP 2,5 no relacionadas con incendios forestales, como el tráfico y la actividad industrial.

Método

- Se extrajeron mediciones de la concentración diaria media de MP 2,5 para todos los sitios de monitoreo de aire a nivel del suelo en California de la base de datos de la red de monitoreo del aire de CARB para los años 2021-2023.
- Las concentraciones diarias promedio de MP 2,5 basadas en el satélite para 2021-2023 se estimaron a partir de mediciones del Espesor Óptico de Aerosoles (AOD, por sus siglas en inglés), observaciones satelitales Tropomi de niveles de monóxido de carbono, uso del suelo y datos meteorológicos mediante un modelo de aprendizaje automático de bosque aleatorio entrenado con datos de monitores a nivel del suelo. El modelo desarrollado fue adaptado del modelo de Lee y colegas (Lee, 2019).
- Se usaron imágenes diarias visibles y productos de detección de incendios de los satélites Terra y Aqua de la NASA para identificar los días en los que el humo de incendios forestales afectó la calidad del aire a nivel del suelo en California. Estos días fueron marcados, y los pasos subsiguientes se realizaron usando únicamente los días restantes no afectados por incendios forestales. Esto se hizo para representar una distribución estable de las

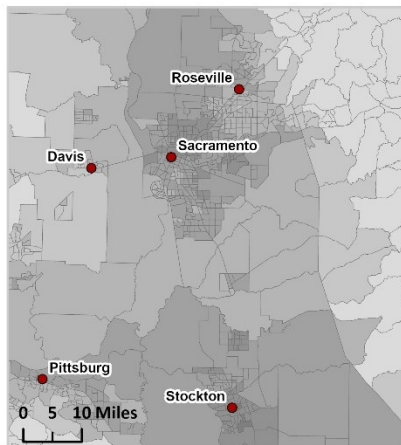
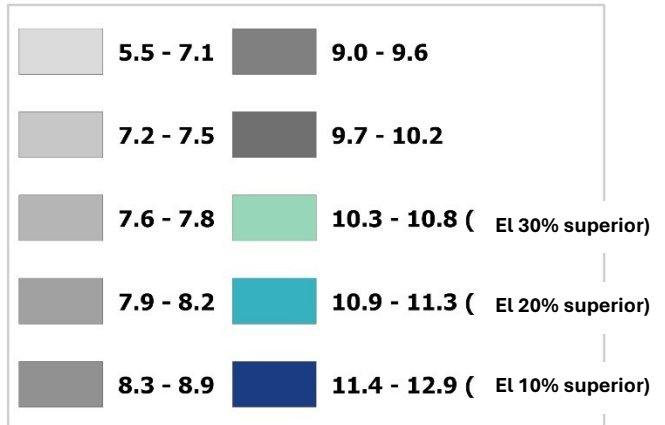
concentraciones de MP 2,5 en todo el estado, dado que la distribución geográfica del humo de incendios forestales varía mucho cada año.

- Las concentraciones se estimaron para cada celda de cuadrícula del satélite de 1 km. Se computaron como un promedio ponderado de las concentraciones derivadas del satélite y las concentraciones de los monitores dentro de los 10 km del centro de la celda de cuadrícula. Los estimados se combinaron usando un método de ponderación de distancia inversa en el que las celdas de cuadrícula más cercanas a los monitores reciben un peso mayor de las medidas por monitor y las celdas de cuadrícula que se encuentran más alejadas reciben un peso mayor de los estimados basados en satélites. Más allá de 10 km del monitor de MP 2,5 más cercano, las concentraciones de monitor reciben un peso de cero y las concentraciones estimadas se basan únicamente en los datos de satélite.
- Las medias anuales fueron entonces computadas para cada año promediando primero los estimados diarios a estimados mensuales, luego promediando los estimados mensuales a estimados anuales, y finalmente promediando los estimados anuales durante el periodo de tres años. Se realizaron estos pasos de promediado para evitar la sobrerrepresentación de la temporada pico debido a la frecuencia desigual de muestreo.
- Los estimados de MP 2,5 de los tramos censales se calcularon tomando el promedio de cada valor de celda de cuadrícula dentro de un límite de tramo censal. Se consideró que las celdas de cuadrícula estaban dentro de un límite de tramo si el centroide de la celda de cuadrícula se encontraba dentro del límite del tramo. A los tramos censales sin punto centroide de celda de cuadrícula dentro del límite de tramo, se les asignó la celda de cuadrícula más cercana al centroide del tramo.
- Los tramos censales fueron ordenados por valores de concentraciones de MP 2,5 y se les asignó un percentil en base a la distribución de los valores a nivel estatal.

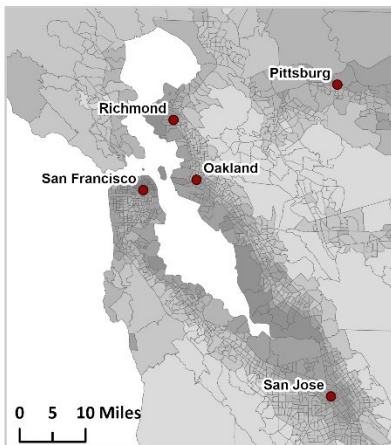


Partículas finas (MP 2,5)

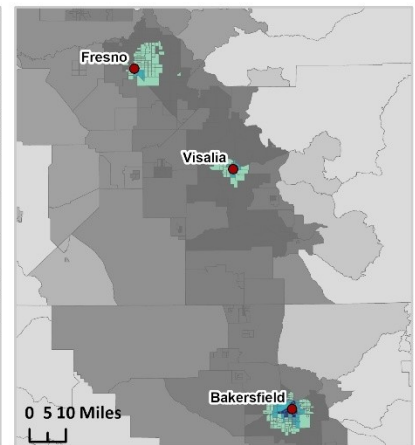
Concentración ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) diario promedio de las partículas finas (MP 2,5), excluyendo días cuando humo de incendios forestales fue detectado (2021-2023)



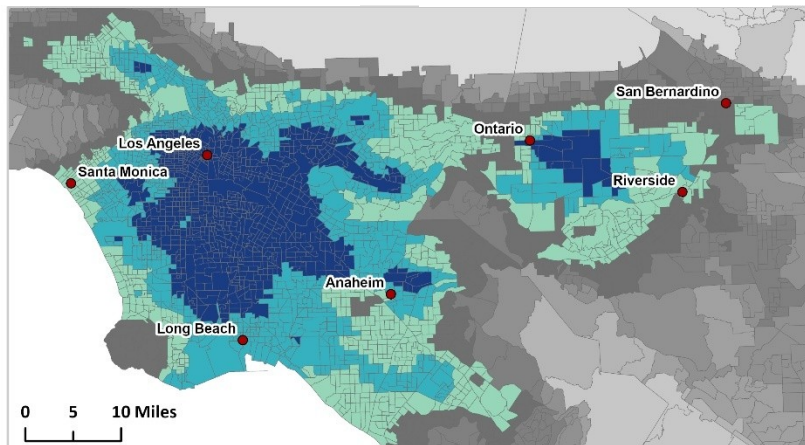
Área de Sacramento



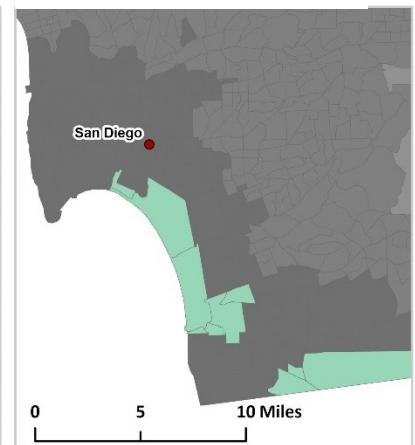
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Aguilera R, Corringham T, Gershunov A, Benmarhnia T. 2021. Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. *Nat Commun* 12:1493; doi:[10.1038/s41467-021-21708-0](https://doi.org/10.1038/s41467-021-21708-0).
- Alexee SE, Deosaransingh K, Van Den Eeden S, Schwartz J, Liao NS, Sidney S. 2023. Association of Long-term Exposure to Particulate Air Pollution With Cardiovascular Events in California. *JAMA Netw Open* 6:e230561; doi:[10.1001/jamanetworkopen.2023.0561](https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2023.0561).
- Bekkar B, Pacheco S, Basu R, DeNicola N. 2020. Association of Air Pollution and Heat Exposure With Preterm Birth, Low Birth Weight, and Stillbirth in the US: A Systematic Review. *JAMA Network Open* 3:e208243–e208243; doi:[10.1001/jamanetworkopen.2020.8243](https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.8243).
- Black C, Tesfaigzi Y, Bassein JA, Miller LA. 2017. Wildfire smoke exposure and human health: Significant gaps in research for a growing public health issue. *Environmental toxicology and pharmacology* 55: 186–195.
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121:2331–2378; doi:[10.1161/CIR.0b013e3181dbee1](https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181dbee1).
- Casey JA, Kioumourtzoglou M-A, Padula A, González DJX, Elser H, Aguilera R, et al. 2024. Measuring long-term exposure to wildfire PM_{2.5} in California: Time-varying inequities in environmental burden. *Proc Natl Acad Sci U S A* 121:e2306729121; doi:[10.1073/pnas.2306729121](https://doi.org/10.1073/pnas.2306729121).
- Crouse DL, Peters PA, van Donkelaar A, Goldberg MS, Villeneuve PJ, Brion O, et al. 2012. Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environmental health perspectives* 120: 708–714.
- Dabass A, Talbott EO, Rager JR, Marsh GM, Venkat A, Holguin F, et al. 2018. Systemic inflammatory markers associated with cardiovascular disease and acute and chronic exposure to fine particulate matter air pollution (PM_{2.5}) among US NHANES adults with metabolic syndrome. *Environmental Research* 161: 485–491.
- Di Q, Wang Y, Zanobetti A, Wang Y, Koutrakis P, Choirat C, et al. 2017. Air pollution and mortality in the Medicare population. *New England Journal of Medicine* 376: 2513–2522.
- Gauderman WJ, Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, et al. 2004. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *The New England journal of medicine* 351:1057–67; doi:[10.1056/NEJMoa040610](https://doi.org/10.1056/NEJMoa040610).
- Gauderman WJ, Urman R, Avol E, Berhane K, McConnell R, Rappaport E, et al. 2015. Association of improved air quality with lung development in children. *The New England journal of medicine* 372: 905–913.
- Hazlehurst MF, Carroll KN, Loftus CT, Szpiro AA, Moore PE, Kaufman JD, et al. 2021. Maternal exposure to PM_{2.5} during pregnancy and asthma risk in early childhood: consideration of

- phases of fetal lung development. *Environ Epidemiol* 5:e130; doi:[10.1097/ee9.0000000000000130](https://doi.org/10.1097/ee9.0000000000000130).
- Hutchinson JA, Vargo J, Milet M, French NH, Billmire M, Johnson J, et al. 2018. The San Diego 2007 wildfires and Medi-Cal emergency department presentations, inpatient hospitalizations, and outpatient visits: An observational study of smoke exposure periods and a bidirectional case-crossover analysis. *PLoS medicine* 15: e1002601.
- IARC. 2015. Outdoor Air Pollution: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.
- Jones CG, Rappold AG, Vargo J, Cascio WE, Kharrazi M, McNally B, et al. 2020. Ataques Cardiacos fuera del Hospital y Material particulado Asociada con Incendios Forestales Durante los Incendios Forestales de 2015 a 2017 en California. *Journal of the American Heart Association* 9: e014125.
- Lee HJ. 2019. Benefits of High Resolution PM_{2.5} Prediction using Satellite MAIAC AOD and Land Use Regression for Exposure Assessment: California Examples. *Environ Sci Technol* 53:12774–12783; doi:[10.1021/acs.est.9b03799](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03799).
- Lee J, Costello S, Balmes JR, Holm SM. 2022. The Association between Ambient PM_{2.5} and Low Birth Weight in California. *Int J Environ Res Public Health* 19:13554; doi:[10.3390/ijerph192013554](https://doi.org/10.3390/ijerph192013554).
- Li T, Zhang Y, Wang J, Xu D, Yin Z, Chen H, et al. 2018. All-cause mortality risk associated with long-term exposure to ambient PM_{2.5} in China: a cohort study. *The Lancet Public Health* 3: e470–e477.
- Lipsett M, Materna B, Stone SL, Therriault S, Blaisdell R, Cook J. 2019. Wildfire Smoke: A Guide for Public Health Officials.
- Liu C, Chen R, Sera F, Vicedo-Cabrera AM, Guo Y, Tong S, et al. 2019. Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities. *New England Journal of Medicine* 381: 705–715.
- Ma Y, Zang E, Liu Y, Wei J, Lu Y, Krumholz HM, et al. 2024. Long-term exposure to wildland fire smoke PM_{2.5} and mortality in the contiguous United States. *Proc Natl Acad Sci U S A* 121:e2403960121; doi:[10.1073/pnas.2403960121](https://doi.org/10.1073/pnas.2403960121).
- Ostro B, Roth L, Malig B, Marty M. 2009. The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. *Environ Health Perspect* 117:475–480; doi:[10.1289/ehp.11848](https://doi.org/10.1289/ehp.11848).
- Parasin N, Amnuaylojaroen T, Saokaew S. 2024. Prenatal PM_{2.5} Exposure and Its Association with Low Birth Weight: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Toxics* 12:446; doi:[10.3390/toxics12070446](https://doi.org/10.3390/toxics12070446).
- Paul LA, Burnett RT, Kwong JC, Hystad P, van Donkelaar A, Bai L, et al. 2020. The impact of air pollution on the incidence of diabetes and survival among prevalent diabetes cases. *Environment international* 134: 105333.

- Peralta AA, Castro E, Danesh Yazdi M, Kosheleva A, Wei Y, Schwartz J. 2025. Low-level PM_{2.5} Exposure, Cardiovascular and Nonaccidental Mortality, and Related Health Disparities in 12 US States. *Epidemiology* 36:253–263; doi:[10.1097/EDE.0000000000001820](https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000001820).
- Pope CA. 2009. The expanding role of air pollution in cardiovascular disease: does air pollution contribute to risk of deep vein thrombosis? *Circulation* 119:3050–2; doi:[10.1161/circulationaha.109.870279](https://doi.org/10.1161/circulationaha.109.870279).
- Rajagopalan S, Al-Kindi SG, Brook RD. 2018. Air pollution and cardiovascular disease: JACC state-of-the-art review. *Journal of the American College of Cardiology* 72: 2054–2070.
- Rao X, Montresor-Lopez J, Puett R, Rajagopalan S, Brook RD. 2015. Ambient air pollution: an emerging risk factor for diabetes mellitus. *Current diabetes reports* 15: 1–11.
- Reid CE, Considine EM, Watson GL, Telesca D, Pfister GG, Jerrett M. 2019. Associations between respiratory health and ozone and fine particulate matter during a wildfire event. *Environment international* 129: 291–298.
- Salihu HM, Ghaji N, Mbah AK, Alio AP, August EM, Boubakari I. 2012. Particulate pollutants and racial/ethnic disparity in fetal-infant morbidity outcomes. *Maternal and child health journal* 16: 1679–1687.
- Shi L, Rosenberg A, Wang Y, Liu P, Danesh Yazdi M, Réquia W, et al. 2022. Low-Concentration Air Pollution and Mortality in American Older Adults: A National Cohort Analysis (2001–2017). *Environ Sci Technol* 56:7194–7202; doi:[10.1021/acs.est.1c03653](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03653).
- Shi L, Zanobetti A, Kloog I, Coull BA, Koutrakis P, Melly SJ, et al. 2016. Low-concentration PM_{2.5} and mortality: estimating acute and chronic effects in a population-based study. *Environmental health perspectives* 124: 46–52.
- Thilakaratne R, Hoshiko S, Rosenberg A, Hayashi T, Buckman JR, Rappold AG. 2023. Wildfires and the Changing Landscape of Air Pollution-related Health Burden in California. *Am J Respir Crit Care Med* 207:887–898; doi:[10.1164/rccm.202207-1324OC](https://doi.org/10.1164/rccm.202207-1324OC).
- US EPA. 2019. Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, 2019). 12-1:12-52.
- US EPA. 2024. Reconsideration of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. 89: 16202–16406.
- Wang T, Zhao B, Liou K-N, Gu Y, Jiang Z, Song K, et al. 2019. Mortality burdens in California due to air pollution attributable to local and nonlocal emissions. *Environment international* 133: 105232.
- Wang Y, Shi L, Lee M, Liu P, Di Q, Zanobetti A, et al. 2017. Long-term exposure to PM_{2.5} and mortality among older adults in the southeastern US. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 28: 207.

- Wang Y, Xiao S, Zhang Y, Chang H, Martin RV, Van Donkelaar A, et al. 2022. Long-term exposure to PM_{2.5} major components and mortality in the southeastern United States. *Environ Int* 158:106969; doi:[10.1016/j.envint.2021.106969](https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106969).
- Wei Y, Wang Y, Di Q, Choirat C, Wang Y, Koutrakis P, et al. 2019. Short term exposure to fine particulate matter and hospital admission risks and costs in the Medicare population: time stratified, case crossover study. *bmj* 367.
- Wettstein ZS, Hoshiko S, Fahimi J, Harrison RJ, Cascio WE, Rappold AG. 2018. Cardiovascular and cerebrovascular emergency department visits associated with wildfire smoke exposure in California in 2015. *Journal of the American Heart Association* 7: e007492.
- Wilhelm M, Ghosh JK, Su J, Cockburn M, Jerrett M, Ritz B. 2012. Traffic-related air toxics and term low birth weight in Los Angeles County, California. *Environmental health perspectives* 120: 132–138.
- Wu X, Braun D, Schwartz J, Kioumourtzoglou MA, Dominici F. 2020. Evaluating the impact of long-term exposure to fine particulate matter on mortality among the elderly. *Science Advances* 6: eaba5692.
- Zeger SL, Dominici F, McDermott A, Samet JM. 2008. Mortality in the Medicare population and chronic exposure to fine particulate air pollution in urban centers (2000–2005). *Environmental health perspectives* 116: 1614–1619.
- Zhou S, Li T, Han N, Zhang K, Zhang Y, Li Q, et al. 2023. Prenatal exposure to PM_{2.5} and its constituents with children's BMI Z-score in the first three years: A birth cohort study. *Environ Res* 232:116326; doi:[10.1016/j.envres.2023.116326](https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116326).

RIESGO DE EXPOSICIÓN AL PLOMO EN LA NIÑEZ POR LA VIVIENDA

La exposición al plomo a través de la pintura es una de las fuentes más importantes de exposición al plomo para los niños (CDC, 2025a). El plomo es un metal pesado tóxico y se presenta de manera natural en el medioambiente. Sin embargo, la mayoría de los niveles altos de plomo encontrados en nuestro medioambiente son resultado de actividades humanas. Históricamente, el plomo era usado como aditivo en la gasolina y como ingrediente principal en la pintura doméstica. Los niveles de plomo en los Estados Unidos se han reducido durante las últimas cinco décadas debido a diversas regulaciones. Sin embargo, el plomo persiste en edificios viejos que contienen pintura a base de plomo, así como en cañerías viejas y en suelos contaminados.

Factores como la edad de la vivienda, los ingresos, la raza y la inscripción a programas de asistencia pública han sido asociados significativamente con niveles elevados de plomo en sangre (BLL). Hay datos disponibles para dos de los factores de riesgo conocidos más significativos: la edad de la vivienda y los niños que viven en hogares de bajos ingresos. La combinación de estos datos sirve para identificar a las comunidades que tienen un alto potencial para la exposición de los niños a la pintura a base de plomo en viviendas antiguas. Si bien existen múltiples fuentes de exposición al plomo en el medioambiente, tales como la proximidad a los sitios de desechos peligrosos, suelo contaminado o tuberías de agua más antiguas, los conjuntos de datos en los que nos basamos hasta aquí representan un indicador de exposición potencial al plomo debido a viviendas antiguas. Otros indicadores de CalEnviroScreen pueden considerar algunas de estas otras fuentes tales como contaminantes en el agua potable, emisiones de sustancias tóxicas e indicadores de sitios de saneamiento. Además, las regulaciones estatales requieren que los niños que tienen alto riesgo de exposición medioambiental o que participan en programas financiados con fondos públicos para niños de bajos ingresos (p. ej., Medi-Cal, Healthy Families) se sometan a pruebas de niveles de plomo en sangre a los 12 y 24 meses de edad. Aunque solo se trata de un subconjunto de los niños de California, la incorporación de este conjunto de datos en el indicador sirve para identificar aún más a las comunidades que actualmente están afectadas por BLL elevados.

Indicador

Riesgo potencial de exposición al plomo en niños que viven en comunidades de bajos ingresos con viviendas antiguas.

Porcentaje de hogares dentro de un tramo censal con probabilidad de peligros por pintura a base de plomo (LBP, por sus siglas en inglés) debido a la edad de la vivienda (datos de parcela de California de 2024 y estimados de 5 años de 2019-2023) y el porcentaje de hogares que son tanto de bajos ingresos (hogares con ingresos menores a 80% de la mediana de ingresos familiares del condado) y que tienen niños menores de 6 años de edad (estimados de 5 años del 2017-2021), combinado con el porcentaje de pruebas de BLL elevados por tramo censal para niños menores de seis años que están obligados a realizarse pruebas según las regulaciones estatales (estimados de 5 años de 2018-2022).

Fuente de los Datos

Datos de Parcela Residencial de California – Productos de Mapa Digital

Los datos de parcela para 2024 fueron obtenidos de SmartParcels de Productos de Mapa Digital, una base de datos de parcela a nivel nacional que combina los límites de parcela con los atributos de propiedad y fiscales.

<https://www.digmap.com/platform/smartparcels/>

Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS), Oficina del Censo de los Estados Unidos

La ACS es una encuesta continua de la población de los Estados Unidos llevada a cabo por la Oficina del Censo de los Estados Unidos y ha reemplazado a la forma larga del censo decenal. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una muestra de la población e incluye información más detallada acerca de los individuos y los hogares. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2019-2023. Los datos se encuentran disponibles a través de la página de Internet de descarga de datos del Censo de los EE. UU.

<https://data.census.gov/>

Estrategia Integral de Asequibilidad de Vivienda (CHAS, por sus siglas en inglés), Departamento de Vivienda y Desarrollo Urbano de los EE. UU. (HUD, por sus siglas en inglés)

Cada año, el HUD recibe tabulaciones personalizadas de datos de la ACS de la Oficina del Censo de los Estados Unidos. Estos datos, conocidos como datos "CHAS", demuestran la extensión de los problemas de vivienda y las necesidades de vivienda, particularmente para los hogares de bajos ingresos. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2017-2021. Los datos se encuentran disponibles en la página de Internet de usuario del HUD.

<https://www.huduser.gov/portal/datasets/cp.html>

Datos de Niveles de Plomo en Sangre (BLL) por Tramo Censal de la Rama de Prevención del Envenenamiento por Plomo en la Infancia (CLPPB), Departamento de Salud Pública de California (CDPH)

El CDPH es el cuerpo que reporta todos los resultados de pruebas de plomo en sangre realizadas en California. Cada año, el CDPH publica los datos compilados de las pruebas de plomo realizadas a niños menores de seis años por código postal y tramo censal. Los datos agregados más recientes disponibles a la escala de tramo censal corresponden al reporte 2018-2022, que contiene el número total de niños menores de seis años con una prueba de BLL reportada y el número de niños menores de seis años con un BLL elevado de 3.5 microgramos por decilitro (µg/dL) o mayor dentro del periodo de datos. Cada niño se incluye solo una vez por año en los datos, usando su prueba de BLL más alta de cada año.

<https://www.cdph.ca.gov/Programs/CCDPHP/DEODC/CLPPB/Pages/data.aspx>

Razonamiento

Los niños pequeños son especialmente susceptibles a los efectos de la exposición al plomo y pueden sufrir profundos y permanentes efectos adversos a la salud, particularmente en el cerebro y el sistema nervioso (Organización Mundial de la Salud, 1995). Esta mayor susceptibilidad se debe a sus vías de exposición únicas (p. ej., polvo en la mano a la boca), cerebros en desarrollo y diferencias en la absorción del plomo ingerido (CDC, 2025c). Los investigadores han concluido que incluso con un BLL elevado inferior a 10 µg/dL, los niños tienen mayor probabilidad de resultados de bajo CI y desempeño educativo, habilidades lingüísticas disminuidas y síntomas de trastorno de déficit de atención e hiperactividad (ADHD, por sus siglas en inglés), lo que puede persistir en la adolescencia e incluso en la adultez (Daneshparvar et al., 2016; Eubig et al., 2010; Ha et al., 2009; Lewis et al., 2018; Miranda et al., 2007; Reuben et al., 2017; Shadbegian et al., 2019; Surkan et al., 2007). Evidencias particularmente sólidas de una asociación entre un bajo BLL y el deterioro cognitivo provienen de un extenso estudio internacional el cual concluye que la exposición al plomo en el medioambiente está asociada con deficiencias intelectuales (Lanphear et al., 2005). Esta asociación fue especialmente evidente incluso entre niños que tienen un BLL menor a 7.5 µg/dL.

No se conocen niveles seguros de exposición al plomo y los niveles que fueron previamente considerados seguros ahora son conocidos por causar efectos sutiles, crónicos en la salud (Lanphear, 2017). En 2012, los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC) de los EE. UU. introdujeron un valor de referencia de plomo en sangre para los niños, al que ellos recomiendan que se inicien acciones de salud pública. El valor de referencia de plomo en sangre representa a niños de 1 a 5 años que se encuentran dentro del 2,5% con los niveles más altos de plomo en sangre en los EE. UU. En 2021, este valor de referencia se redujo de 5 µg/dL a 3.5 µg/dL (CDC, 2025b).

Los niveles de plomo en sangre en la infancia en los Estados Unidos se han reducido continuamente durante las últimas cinco décadas debido a diversas regulaciones. Sin embargo, entre 419,000 niños de California analizados en 2022, más de 9,000 niños tuvieron elevado el BLL (>3.5 ug/dL) (Departamento de Salud Pública de California, 2024). El plomo persiste en el medioambiente en la pintura a base de plomo, las cañerías viejas y el suelo contaminado, y también puede reintroducirse a través de nuevas vías tales como productos de consumo o a través de exposiciones relacionadas con la fabricación (Departamento de Salud Pública de California, 2024). Como ejemplo, en una ciudad de California, más de la mitad de las áreas muestreadas tienen niveles de plomo en el suelo por encima de los niveles recomendados por la EPA de California (Masri et al., 2020).

Viviendas más antiguas y niveles más altos de pobreza están asociados con un BLL elevado (Egan et al., 2021; Ricciardi 2024; Schultz et al., 2017). A pesar de que la LBP residencial fue prohibida en los EE. UU. en 1978, las virutas de pintura y la pintura descascarada permanecen como una fuente importante de exposición al plomo para los niños pequeños que viven en estas casas. En California, muchas de las viviendas fueron construidas antes de la prohibición de la pintura a base de plomo, con un 62% construidas antes de 1980 y un 16% antes de 1950 (Programa de Seguimiento de Salud Ambiental de California, 2015). Adicionalmente, aproximadamente el 15% de todos los niños de California menores de cinco años de edad viven en pobreza poniéndolos en

riesgo particularmente alto de exposición al plomo (Departamento de Salud Pública de California, 2025b; 2024).

A pesar de la reducción de exposiciones y la baja en los BLL en los EE. UU., los resultados provenientes de los análisis de sangre muestran que la niñez sigue sufriendo un BLL elevado (Egan et al., 2021; McClure et al., 2016). En 2023, 2.71% de los niños menores de 6 años (o 11,248 de los 403,795) tuvo un BLL por encima de 3.5 µg/dL reportado al sistema estatal de reporte de California (Departamento de Salud Pública de California, 2025a). Sin embargo, estimados recientes muestran que únicamente el 37% de todos los niños con un BLL elevado en California son identificados como tales, indicando una clara necesidad de incrementar los análisis (Roberts et al., 2017). Todos los niños de California inscritos en Medi-Cal y otros programas de financiamiento público para niños de bajos ingresos están obligados a recibir análisis de plomo en sangre.

Método

Este indicador es una combinación del porcentaje de casas con más alta probabilidad de riesgos por LBP y el porcentaje de hogares que son de bajos ingresos y que tienen hijos en un área determinada, y el porcentaje de pruebas con BLL elevados en niños que cumplen con los requisitos estatales de prueba. El indicador se calculó para cada tramo censal siguiendo cinco pasos principales (detallados adicionalmente a continuación y en el Apéndice):

1. Calcular el porcentaje de casas con probabilidad de riesgos por LBP usando el periodo de construcción para cada unidad de vivienda en el tramo censal.
2. Calcular el porcentaje de viviendas que son de bajos ingresos con niños en cada tramo censal.
3. Combinar el porcentaje de casas con probabilidad de riesgos por LBP con el porcentaje de bajos ingresos para formar una métrica del riesgo potencial de exposición al plomo para cada tramo censal.
4. Calcular el porcentaje de niños menores de seis años con una prueba de BLL elevada en cada tramo censal para formar una métrica de exposición al plomo.
5. Combinar la métrica de riesgo potencial de exposición al plomo y el porcentaje de pruebas con BLL elevado para crear el valor final del indicador.

A continuación, se describen detalles adicionales para cada paso:

1. Porcentaje de Casas con Probabilidad de Peligros de LBP:

- Los datos sobre el año en el que las unidades de vivienda (HU, por sus siglas en inglés) residenciales fueron construidas fueron obtenidos de los datos de parcela residencial de California. Para cada tramo censal, el número de HU residenciales se calculó en cada categoría de cinco diferentes edades. El número de unidades de viviendas en cada categoría de edad de la vivienda se sumó para cada tramo censal. Las categorías de edad de la vivienda están enumeradas en la Tabla 2 del Apéndice.
- El porcentaje de casas en cada tramo censal con probabilidad de peligros de LBP se calculó usando un enfoque de promedio ponderado. El número de HU en cada

categoría de edad se multiplicó por el porcentaje reportado de casas con peligro de LBP en un estudio de LBP en casas de la Costa Oeste (Jacobs et al., 2002; Clickner et al., 2001) (véase la Tabla 2 en el Apéndice para los valores reportados). El número de HU con probabilidad de peligros de LBP en cada categoría de edad se sumó y posteriormente se dividió entre el total de las unidades de vivienda en cada tramo censal.

- Para los tramos censales sin datos de parcela adecuados, se asignaron en las categorías de edad estimados de la ACS por 5 años de 2019 al 2023. Más información acerca de cómo se definen los datos de parcela adecuados se encuentra en el Apéndice.

2. Viviendas de Bajos Ingresos con Niños:

- Se descargó un conjunto de datos que contiene información para viviendas por porcentaje de la mediana ajustada de ingreso familiar (HAMFI, por sus siglas en inglés) desde la CHAS del HUD del 2017 al 2021 por tramo censal. Para cada tramo censal, los datos se analizaron para estimar el número de viviendas con ingresos menores al 80% de la mediana del condado con uno o más niños menores de seis años de edad. Se calculó entonces el porcentaje del total de viviendas en cada tramo censal que son tanto de bajos ingresos como con uno o más niños.

3. Cálculo del Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda:

- El porcentaje de casas con probabilidad de peligros de LBP y el porcentaje de viviendas que son hogares de bajos ingresos con niños se clasificaron individualmente y se les asignó puntajes percentiles. Las dos mediciones fueron entonces combinadas usando un enfoque de suma ponderada, con un peso de 0.6 asignado a la casa y de 0.4 asignado a los bajos ingresos.
- Los tramos censales fueron ordenados por su puntaje combinado de riesgo de plomo por la vivienda y se les asignó un percentil basado en la distribución de los valores a nivel estatal.

4. Cálculo del Índice de Niños con un BLL Elevado

- Se descargó de la página de Internet del CDPH un conjunto de datos que contiene información sobre niños con BLL del periodo 2018–2022 por tramo censal. Los datos incluyeron el número total de niños menores de seis años con una prueba de BLL y el número de niños menores de seis años con un BLL de 3.5 µg/dL o mayor (es decir, BLL elevado) para cada tramo censal.
- Debido a que algunos tramos censales tenían un número total bajo de niños evaluados, lo que inflaba artificialmente el porcentaje de niños menores de seis años con BLL elevado, no se incluyeron los tramos censales que tenían menos de 10 niños en el total de niños menores de seis años con una prueba de BLL.

- El porcentaje de niños con un BLL elevado se calculó por tramo censal. Los porcentajes resultantes se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

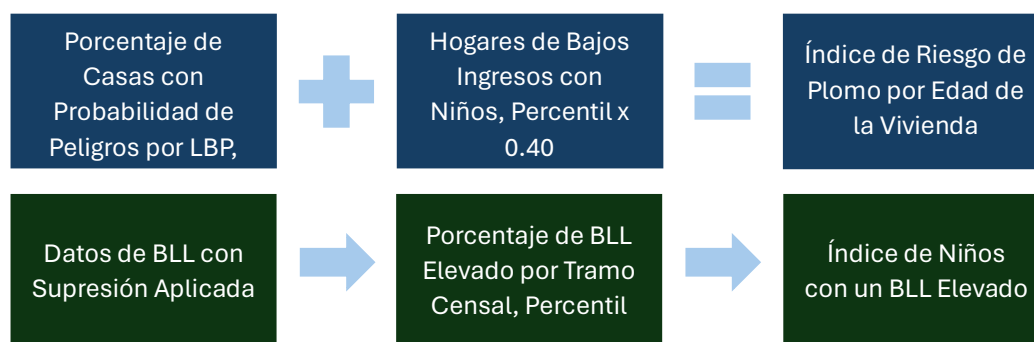
5. Cálculo del Indicador Final

- Los puntajes percentiles del Índice de Riesgo de Plomo por la Vivienda y del Índice de Niños con un BLL Elevado se combinaron usando un enfoque de suma ponderada, con un peso de 0.9 y 0.1 respectivamente.
- Los tramos censales fueron ordenados por su puntaje combinado y se les asignó un percentil en base a la distribución de los valores a nivel estatal.

Cálculo del Índice de Riesgo de Plomo por la Vivienda

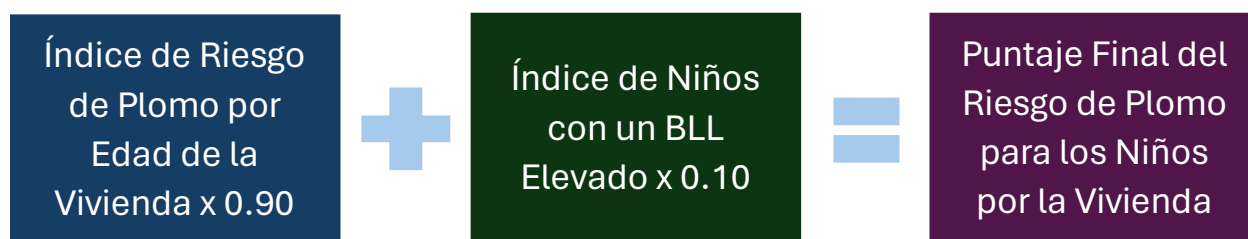
Cálculos del Índice

Figura 1: Pasos ilustrados para crear el Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda y el Índice de Niños con un BLL Elevado para el cálculo del indicador final.



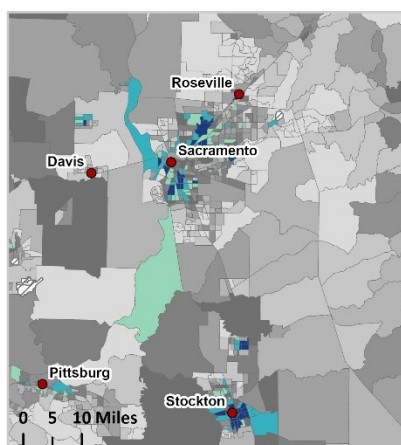
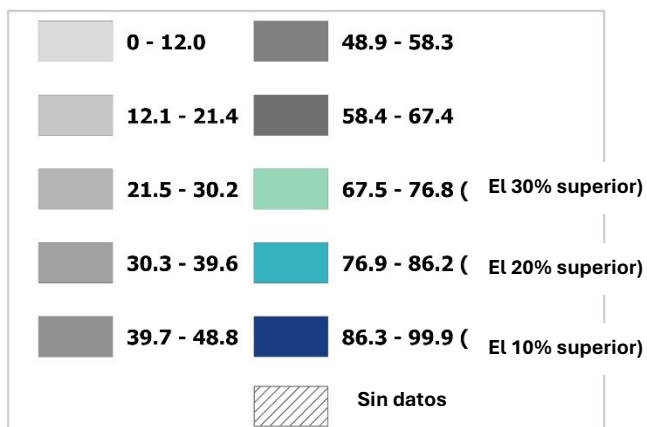
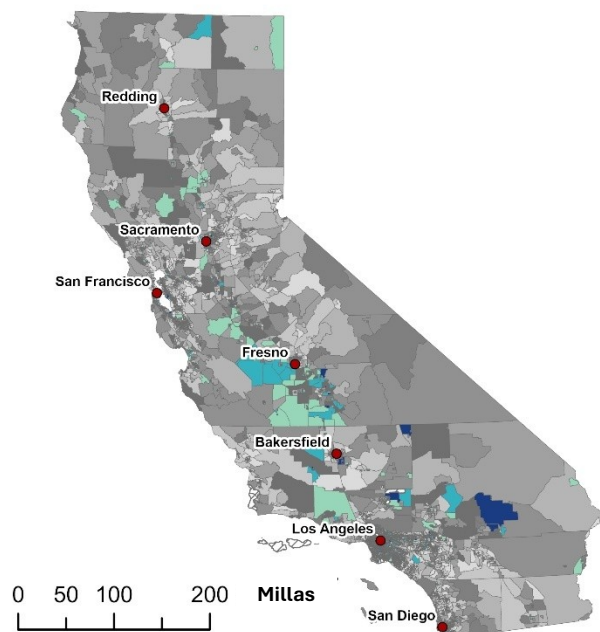
Cálculo del Indicador Final

Figura 2: Pasos ilustrados para crear el puntaje final de Riesgo de Plomo para los Niños por la Vivienda.

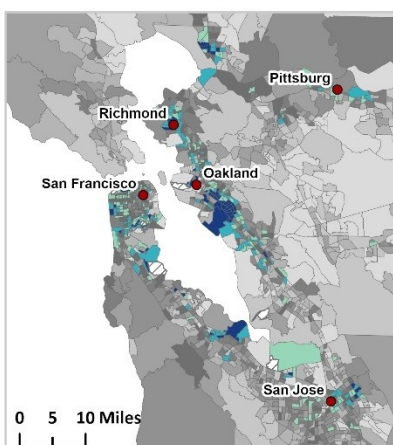


Riesgo de exposición al plomo en la niñez por la vivienda

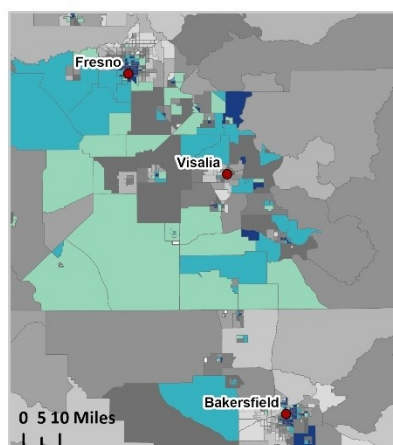
Probabilidad que la pintura en las viviendas contenga plomo (2024 y 2019-2023) y porcentaje de hogares de bajos recursos con niños (2017-2021) combinado con porcentaje de BLL elevado (2018-2022)



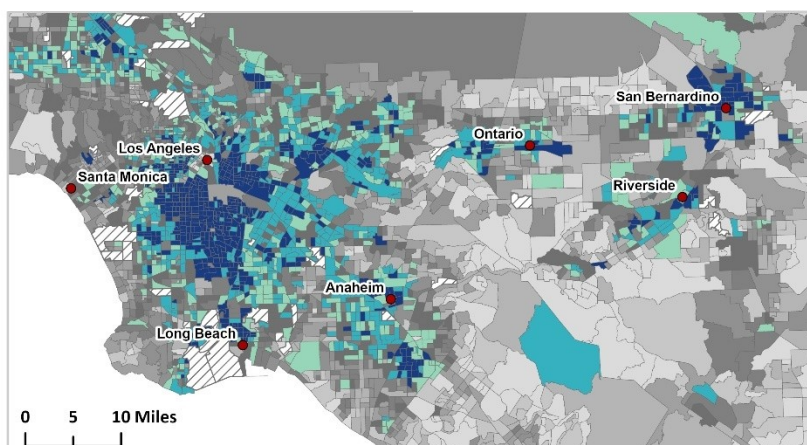
Área de Sacramento



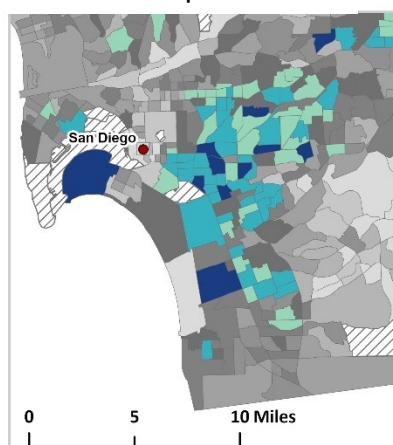
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- California Department of Public Health. 2025a. California Blood Lead Data, 2023. Available: <https://www.cdph.ca.gov/Programs/CCDPHP/DEODC/CLPPB> [accessed 5 September 2025].
- California Department of Public Health. 2024. California's Progress in Preventing and Managing Childhood Lead Exposure.
- California Department of Public Health. 2025b. Children in Poverty Dashboard. Available: <https://www.cdph.ca.gov/Programs/CFH/DMCAH/surveillance/Pages/Children-in-Poverty.aspx> [accessed 5 September 2025].
- California Environmental Health Tracking Program. 2015. Costs of Environmental Health Conditions in California Children.
- CDC. 2025a. About Lead in Paint. Childhood Lead Poisoning Prevention. Available: <https://www.cdc.gov/lead-prevention/prevention/paint.html> [accessed 4 September 2025].
- CDC. 2025b. About the Data: Blood Lead Surveillance. Childhood Lead Poisoning Prevention. Available: <https://www.cdc.gov/lead-prevention/php/data/blood-lead-surveillance.html> [accessed 4 September 2025].
- CDC. 2025c. Risk Factors and Children. Childhood Lead Poisoning Prevention. Available: <https://www.cdc.gov/lead-prevention/risk-factors/children.html> [accessed 5 September 2025].
- Clickner RP, Marker D, Viet, SM, Rogers J, Broene P. 2001. National Survey of Lead and Allergens in Housing. Final Report, Volume I: Analysis of Lead Hazards.
- Daneshparvar M, Mostafavi S-A, Zare Jeddi M, Yunesian M, Mesdaghinia A, Mahvi AH, et al. 2016. The Role of Lead Exposure on Attention-Deficit/ Hyperactivity Disorder in Children: A Systematic Review. *Iran J Psychiatry* 11: 1–14.
- Department of Homeland Security. 2022. Mobile Home Parks.
- Egan KB, Cornwell CR, Courtney JG, Ettinger AS. 2021. Blood Lead Levels in U.S. Children Ages 1–11 Years, 1976–2016. *Environmental Health Perspectives* 129:037003; doi:[10.1289/EHP7932](https://doi.org/10.1289/EHP7932).
- Eubig PA, Aguiar A, Schantz SL. 2010. Lead and PCBs as risk factors for attention deficit/hyperactivity disorder. *Environmental health perspectives* 118: 1654–1667.
- Ha M, Kwon H-J, Lim M-H, Jee Y-K, Hong Y-C, Leem J-H, et al. 2009. Low blood levels of lead and mercury and symptoms of attention deficit hyperactivity in children: a report of the children's health and environment research (CHEER). *Neurotoxicology* 30: 31–36.
- Jacobs DE, Clickner RP, Zhou JY, Viet SM, Marker DA, Rogers JW, et al. 2002. The prevalence of lead-based paint hazards in U.S. housing. *Environmental health perspectives* 110: A599–A606.

- Kim DY, Staley F, Curtis G, Buchanan S. 2002. Relation Between Housing Age, Housing Value, and Childhood Blood Lead Levels in Children in Jefferson County, Ky. *American journal of public health* 92: 769–772.
- Lanphear BP. 2017. Low-level toxicity of chemicals: No acceptable levels? *PLOS Biology* 15:e2003066; doi:[10.1371/journal.pbio.2003066](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003066).
- Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, et al. 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental health perspectives* 113:894–899; doi:[10.1289/ehp.7688](https://doi.org/10.1289/ehp.7688).
- Lewis BA, Minnes S, Min MO, Short EJ, Wu M, Lang A, et al. 2018. Blood lead levels and longitudinal language outcomes in children from 4 to 12 years. *Journal of Communication Disorders* 71:85–96; doi:[10.1016/j.jcomdis.2018.01.001](https://doi.org/10.1016/j.jcomdis.2018.01.001).
- Masri S, LeBrón A, Logue M, Valencia E, Ruiz A, Reyes A, et al. 2020. Social and spatial distribution of soil lead concentrations in the City of Santa Ana, California: Implications for health inequities. *Science of The Total Environment* 743:140764; doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140764>.
- McClure LF, Niles JK, Kaufman HW. 2016. Blood Lead Levels in Young Children: US, 2009–2015. *The Journal of Pediatrics* 175:173–181; doi:[10.1016/j.jpeds.2016.05.005](https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2016.05.005).
- Miranda ML, Kim D, Galeano MAO, Paul CJ, Hull AP, Morgan SP. 2007. The Relationship between Early Childhood Blood Lead Levels and Performance on End-of-Grade Tests. *Environmental Health Perspectives* 115:1242–1247; doi:[10.1289/ehp.9994](https://doi.org/10.1289/ehp.9994).
- Reuben A, Caspi A, Belsky DW, Broadbent J, Harrington H, Sugden K, et al. 2017. Association of Childhood Blood Lead Levels With Cognitive Function and Socioeconomic Status at Age 38 Years and With IQ Change and Socioeconomic Mobility Between Childhood and Adulthood. *JAMA* 317:1244–1251; doi:[10.1001/jama.2017.1712](https://doi.org/10.1001/jama.2017.1712).
- Ricciardi M. 2024. The Impact of Poverty Status on Blood Lead Levels Among Individuals in the United States From 2017–2018: An Analysis of the National Health and Nutrition Examination Survey. *Journal of Environmental Health* 86: 8–15.
- Roberts EM, Madrigal D, Valle J, King G, Kite L. 2017. Assessing child lead poisoning case ascertainment in the US, 1999–2010. *Pediatrics* 139.
- Schultz BD, Morara M, Buxton BE, Weintraub M. 2017. Predicting Blood-Lead Levels Among U.S. Children at the Census Tract Level. *Environmental Justice* 10:129–136; doi:[10.1089/env.2017.0005](https://doi.org/10.1089/env.2017.0005).
- Shadbegian R, Guignet D, Klemick H, Bui L. 2019. Early childhood lead exposure and the persistence of educational consequences into adolescence. *Environmental Research* 178:108643; doi:[10.1016/j.envres.2019.108643](https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108643).
- Surkan PJ, Zhang A, Trachtenberg F, Daniel DB, McKinlay S, Bellinger DC. 2007. Neuropsychological function in children with blood lead levels < 10 µg/dL. *Neurotoxicology* 28: 1170–1177.

Wheeler W. 2013. Blood Lead Levels in Children Aged 1–5 Years — United States, 1999–2010. Morbidity and Mortality Weekly Report. [accessed 18 March 2019].

World Health Organization. 1995. *Plomo Inorgánico (criterios de salud medioambiental, No. 165)*.

Apéndice

I. Estimado del Número de Unidades de Vivienda y del Año de Construcción

Los datos de parcela residencial acerca de atributos de la vivienda usados en el análisis incluyeron código de uso (residencial unifamiliar, dúplex, unidad multifamiliar, etc.), número de unidades y año de construcción.

Los códigos de uso residencial se usaron para determinar el número de viviendas en cada tramo censal. Para la mayoría de las parcelas residenciales a nivel estatal, se usó el número de unidades de cada parcela en el conjunto de datos de parcela residencial. Para las parcelas residenciales que no contaban con el campo de “número de unidades” (distintos a unidades multifamiliares y parques de casas móviles), el código de uso residencial se atribuyó con base en las categorías de la Tabla 1.

Tabla 1: Código de uso de parcelas residenciales y número asociado de unidades.

Código de Uso	Descripción	Número de Unidades
<1100, 1999	Residencia unifamiliar (residencias unifamiliares, residencias rurales, en condominio, etc.)	1
1101	Dúplex	2
1102	Tríplex	3
1103	Cuádruplex	4

Para parcelas residenciales multifamiliares que no contaban con el número de unidades, se desarrolló un enfoque sistemático para asignar un valor. Puesto que los edificios de departamentos varían ampliamente en tamaño, se calculó la mediana del número de unidades de departamentos para cada condado, usando los datos de parcela disponibles para condados con más del 25% de datos disponibles de unidades de departamentos (33 de 58 condados). Para condados con menos del 25% de datos disponibles de unidades de departamentos (21 de 58 condados), para valores faltantes de número de unidades, se usó la mediana a nivel estatal del número de unidades de departamentos de 8.

Las parcelas residenciales clasificadas como parques de casas móviles (MHP, por sus siglas en inglés) no incluían datos acerca del número de unidades del MHP en la parcela. Para cubrir este vacío, se calculó la media del condado para número de unidades en parques de casa móviles usando un conjunto de datos del Departamento de Seguridad de los EE. UU. (Departamento de Seguridad Nacional, 2019).

II. Estimado del Año de Construcción

Para estimar el año de construcción de cada HU residencial, se usaron los datos de parcela de año de construcción para condados con datos disponibles mayores al 50% de los datos. Esto se considera para la mayoría de los condados (53 de 58 condados).

Para condados que no contaban con más de un 50% de datos de parcela del año de construcción se usaron los datos de la ACS (5 de 58 condados: Humboldt, Mariposa, Mendocino, San Benito y Trinity).

Los datos del año de construcción de la ACS también se utilizaron si el tramo censal tenía menos de 20 unidades de vivienda o si la cantidad disponible de datos de parcela de unidad era menos del 20% del total de unidades enumeradas en los datos de la ACS. Esto se consideró para 116 tramos censales, incluyendo los cinco condados anteriores que usaron los datos de vivienda de la ACS.

III. Estimado del Porcentaje de Casas con Probabilidad de LBP por Tramo Censal

El porcentaje de casas con probabilidad de LBP se calculó en R 4.3.2 totalizando el número de unidades en cada categoría de edad de la vivienda dentro de cada tramo censal. Las HU residenciales se dividieron entre las cinco categorías de edad mostradas en la Tabla 2 por tramo censal para calcular el porcentaje asociado de casas con peligros de LBP.

Las ponderaciones del peligro se derivaron del porcentaje de peligros de LBP (por ejemplo, en paredes, techos, ventanas, áreas de juegos y puertas) en 18,841 casas de la Costa Oeste en un estudio patrocinado por el HUD (Jacobs et al., 2002; Clickner et al., 2001).

Tabla 2: Categorías de edad de la vivienda con base en la prevalencia estimada de casas con peligros de plomo.

Categorías de Año de Construcción (Edad de las HU) (Para tramos que usan datos de parcela)*	Categorías de Año de Construcción (Edad de las HU) (Para tramos que usan datos de la ACS)**	Casas con Peligros de LBP (%)*
HU construidas después de 1998	HU construidas después de 1999	0
HU construidas entre 1978 y 1998	HU construidas entre 1980 y 1999	4
HU construidas entre 1960 y 1977	HU construidas entre 1960 y 1979	22
HU construidas entre 1940 y 1959	HU construidas entre 1940 y 1959	69
HU construidas antes de 1940	HU construidas antes de 1940	71

*Las ponderaciones de las categorías de edad de la vivienda y de los peligros de LBP provienen de los estudios HUD 2001 y Jacobs et al., 2002.

**Los estimados de la ACS se igualaron lo más cercanamente a las categorías de parcela.

El número de las HU residenciales en cada categoría y su porcentaje de peligro asociado se multiplicó. Los productos se sumaron y dividieron entre el total de HU en el tramo censal. Las HU sin datos de parcela de edad de la vivienda fueron excluidas del cálculo total de HU. Finalmente, el valor calculado se multiplicó por 100 para un porcentaje total de casas con peligros de LBP. Este proceso se describe en la siguiente ecuación.

El promedio ponderado calculado para cada tramo censal:

$[\Sigma (\text{Total de HU en cada categoría} \times \% \text{ de casas con peligros de LBP}) / \Sigma (\text{HU})] \times 100$

Tabla 3: Ejemplo de un cálculo métrico de vivienda para un tramo censal.

Año de Construcción	Número de Unidades de Vivienda	Casas con Peligros de LBP (%)	Estimado de Casas con Riesgo de Plomo
Después de 1998	150	0	0
1978-1998	150	4	6
1960-1977	150	22	33
1940-1959	150	69	103.5
Antes de 1940	150	71	106.5
Total de HU en el tramo censal	750		249
Proporción y porcentaje de casas con peligros de LBP:		$249/750 \times 100 =$	33.20%

IV. Cálculo de Viviendas de Bajos Ingresos

El porcentaje del total de viviendas en cada tramo censal que son de bajos ingresos (el ingreso de la vivienda es menor al 80% de la mediana del condado) y que contienen uno o más niños, fue calculado de la CHAS del HUD de 2017 al 2021. Este conjunto de datos contiene información para viviendas por porcentaje de la mediana ajustada de ingreso familiar (HAMFI) del HUD.

V. Cálculo del Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda

El porcentaje de casas con una probabilidad de peligros de LBP y el porcentaje de viviendas que son de bajos ingresos con niños se clasificaron individualmente y se les asignó puntajes percentiles. Las dos medidas se combinaron usando un enfoque de suma ponderada, con un peso de 0.6 asignado al porcentaje de casas con probabilidad de peligros de LBP y 0.4 asignado a la pobreza. Los pesos seleccionados se basan en estudios nacionales que examinaron características asociadas con BLL elevados en niños (McClure et al., 2016; Wheeler, 2013). Esta suma es el Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda, como se muestra en la Figura 1.

VI. Cálculo del Índice de Niños con un BLL Elevado

El conjunto de datos de BLL fue suprimido para excluir los tramos censales que contenían menos de 10 niños del total de niños menores de seis años con un BLL. Esto eliminó 318 tramos censales del conjunto de datos. El porcentaje de niños evaluados con un BLL elevado (es decir, un BLL de 3.5 µg/dL o mayor) se obtuvo dividiendo el número de niños con un BLL elevado por el número de niños con un BLL por tramo censal. Estos porcentajes se clasificaron individualmente y se les asignó puntajes percentiles para contribuir al cálculo del indicador final, como se muestra en las Figuras 1 y 2.

VII. Cálculo Final del Indicador Riesgo de Plomo para los Niños por la Vivienda

Los puntajes percentiles del Índice de Riesgo de Plomo por Edad de la Vivienda y del Índice de Niños con un BLL Elevado se combinaron usando un enfoque de suma ponderada aplicado a sus puntajes percentiles, con un peso de 0.9 y 0.1 respectivamente. Los pesos se seleccionaron en

función de la confiabilidad de los datos y para considerar la variabilidad en las pruebas a lo largo del estado que introducen los datos de BLL. Esta suma es el puntaje final de Riesgo de Plomo para los Niños por la Vivienda, como se muestra en la Figura 2.

MATERIAL PARTICULADO DE DIÉSEL

El material particulado de diésel (MP de diésel) está presente en todo el medioambiente tanto de fuentes viales como no viales y algunas fuentes estacionarias. Las fuentes principales de MP de diésel incluyen camiones, autobuses, automóviles, barcos y máquinas locomotoras. La MP de diésel se concentra cerca de los puertos, los patios de ferrocarril y las supercarreteras donde existen muchas de dichas fuentes. Se ha demostrado que la exposición a MP de diésel da como resultado numerosos efectos adversos en la salud, incluyendo irritación en ojos, garganta y nariz, enfermedad cardiovascular y pulmonar, y cáncer de pulmón. Las regulaciones de California promulgadas desde 1990 han llevado a una disminución constante en las emisiones de diésel que continúa hasta hoy.

Indicador

Distribución espacial en cuadrícula de emisiones de MP de diésel debidas a fuentes viales, fuentes estacionarias, fuentes de área y embarcaciones oceánicas en 2021 (toneladas/año).

Fuente de los Datos

EMission FACTors (EMFAC) 2021; Modelo de Análisis de Proyecciones de Emisiones de California (CEPAM, por sus siglas en inglés) rf3089; Emisiones de Operador de Matriz Dispersa (SMOKE, por sus siglas en inglés) 5.0; Organizaciones de Planificación Metropolitana (MPO, por sus siglas en inglés) a través del Asignador Espacial y Temporal de Emisiones (ESTA, por sus siglas en inglés); Inventario de Sustancias Tóxicas de California (CTI, por sus siglas en inglés); conteo de embarcaciones de 2021 del Sistema de Información Automática (AIS, por sus siglas en inglés), Junta de Recursos del Aire de California (CARB)

La CARB produce estimados de emisiones basados en un trazado cuadrangular para una variedad de contaminantes por categoría de emisiones en un sistema de trazado cuadrangular Cartesiano de 1 km por 1 km en todo el estado para apoyar programas regulatorios y de investigación específicos. Las emisiones de MP de diésel fueron generadas de cuatro sectores de fuentes que fueron creados utilizando diferentes enfoques: área, punto, móviles y embarcaciones oceánicas. La fuente de datos no considera la dispersión meteorológica de las emisiones a escala de un vecindario, lo cual puede variar a escala local y de un año a otro, o gradientes espaciales significativas a escala local que se sabe que existen dentro de un rango de unos cientos de metros de distancia de una carretera de alto tránsito u otra fuente grande de MP de diésel. Sin embargo, es una métrica regional razonable de la exposición a emisiones de MP de diésel. Más información y datos disponibles en los siguientes enlaces:

<https://ww2.arb.ca.gov/msei-modeling-tools>

<https://arb.ca.gov/emfac>

Razonamiento

La MP de diésel es la fase en partículas de los humos del escape que emiten los motores a diésel comúnmente usados para impulsar camiones, autobuses, autos, trenes y equipo pesado. Esta fase, a veces conocida como “hollín”, está formada por una mezcla de compuestos incluyendo sulfatos, nitratos, metales y partículas de carbono. Los humos del escape de motor de diésel

fueron clasificados por la Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer como carcinógenos para los humanos en 2012, con base en bastante evidencia científica que muestra la asociación entre la exposición y el riesgo elevado de cáncer de pulmón (IARC, 2014). La MP de diésel contiene carcinógenos conocidos tales como el benceno y el formaldehído (Krivoshto et al., 2008; National Toxicology Program, 2016) y 50 por ciento o más de las partículas están en el rango de ultrafinas (US EPA, 2002).

Aunque las emisiones de diésel han sido reducidas considerablemente, los vehículos modernos de diésel todavía emiten MP ultrafina (Liati et al., 2018). Cuando el tamaño de la partícula disminuye, las partículas pueden incrementar su potencial para depositarse en el pulmón. (Löndahl et al., 2012). La fracción ultrafina de la MP de diésel (con un diámetro aerodinámico de menos de 0.1 μm) es algo que preocupa particularmente, puesto que las partículas penetran más profundamente en los pulmones, pueden llevar compuestos tóxicos en la superficie de las partículas y son más reactivas biológicamente que las partículas más grandes (Betha and Balasubramanian, 2013; Nemmar et al., 2007). En las áreas urbanas, la MP de diésel es un componente principal de la contaminación del aire por partículas proveniente del tráfico (McCreanor et al., 2007).

Los niños y aquellas personas con enfermedades respiratorias ya existentes, particularmente el asma, parecen ser especialmente susceptibles a los efectos dañinos de la exposición a MP del humo del escape de vehículos a diésel que transporta el aire, lo cual da como resultado un aumento en los síntomas y accesos de asma, junto con una disminución en la función pulmonar (Fitzpatrick et al., 2024; McCreanor et al., 2007). Estudios han encontrado sólidas asociaciones entre la exposición a partículas de diésel y la exacerbación de los síntomas del asma en niños asmáticos que acuden a la escuela en áreas con tráfico de camiones pesados (Patel et al., 2011; Spira-Cohen et al., 2011). La exposición a MP de diésel en niños también se ha vinculado con respuestas inmunitarias alteradas, como una reducción en el funcionamiento de las células T y una disminución en la secreción de citocinas (Fitzpatrick et al., 2024), y la evidencia emergente sugiere que la MP de diésel puede causar efectos adversos en el neurodesarrollo y el sistema nervioso central (Reis et al., 2018).

https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/39074656/?utm_source=chatgpt.com

Estudios tanto para hombres como para mujeres demostraron efectos cardiovasculares de la exposición a la MP de diésel, incluyendo vasoconstricción coronaria y muerte prematura por enfermedad cardiovascular (Krivoshto et al., 2008; Zychowski et al., 2020). Un estudio sobre la inhalación del humo del escape de motores a diésel en adultos saludables no fumadores encontró un incremento en la presión arterial y otros desencadenantes potenciales de ataque cardíaco y embolia (Krishnan et al., 2013). La exposición a MP de diésel, especialmente después de periodos de contaminación grave del aire, pueden conducir al incremento de visitas y admisiones hospitalarias debido al empeoramiento de los síntomas relacionados con el asma y el enfisema (Krivoshto et al., 2008).

Las personas que viven o trabajan cerca de caminos muy transitados, puertos, patios de ferrocarril, terminales de autobuses o centros de distribución de camiones de carga pueden sufrir un alto nivel de exposición a la MP de diésel (Krivoshto et al., 2008; National Toxicology Program, 2016; US EPA, 2002). Un estudio de trabajadores de la industria camionera de los EE. UU. encontró un incremento

en el riesgo de cáncer de pulmón con el incremento de años en el trabajo (Garshick et al., 2008; 2012). Se observó lo mismo entre los trabajadores ferroviarios, quienes mostraron un incremento del 40% en el riesgo de cáncer de pulmón (Garshick et al., 2004; Garshick and Hart, 2020). Usando carbono elemental como sustituto de humos del escape de motores a diésel, un estudio encontró que, para tres grupos de camioneros y mineros, la exposición a los gases de motores a diésel a niveles ocupacionales parece ser un exceso sustancial de riesgo de cáncer de pulmón a lo largo de la vida (Vermeulen et al., 2014). Los trabajadores con empleos con exposición a humos de escape de motores a diésel tienen un mayor riesgo de mortalidad por enfermedad pulmonar obstructiva crónica en comparación con aquellos con empleos sin exposición (Hart et al., 2009). Otro estudio de conductores de camiones en Beijing que usó muestreadores personales de aire encontró que un aumento en la exposición al carbono negro se asoció con alteraciones epigenéticas en muestras de sangre de los conductores, procesos bioquímicos vinculados a la carcinogénesis y la enfermedad cardiovascular (Sanchez-Guerra et al., 2015).

Método

Las emisiones de MP de diésel se generaron a partir de cuatro sectores de fuentes (fuentes móviles viales, fuentes de área, fuentes puntuales y embarcaciones oceánicas) de la siguiente manera:

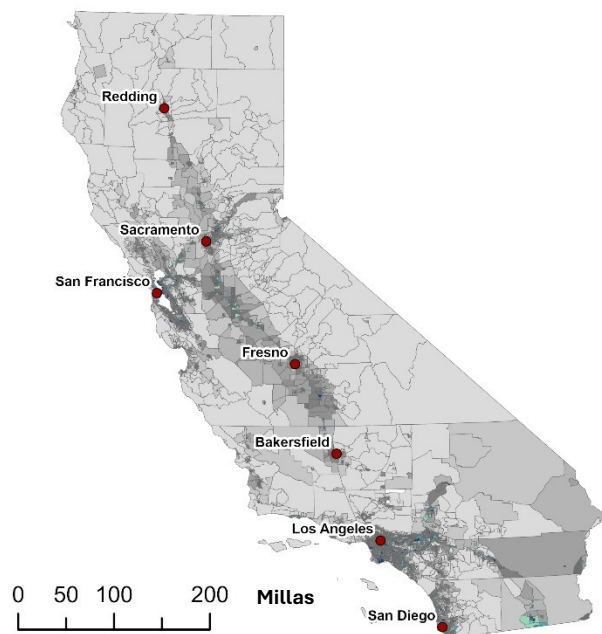
- **Viales:** Las emisiones de MP de diésel en cuadrícula (1km x 1km) de fuentes viales fueron calculadas para el año calendario 2021 usando EMFAC2021 de la CARB, que es el modelo de emisiones viales aprobado más reciente para California, con base en la distribución de la actividad vehicular regional. También se incorporó la versión más reciente de la base de datos de Millas de Vehículo Recorridas (VMT, por sus siglas en inglés), obtenida de las diferentes Organizaciones de Planificación Metropolitana (MPO). Se aplicaron factores por día de la semana para vehículos ligeros, camiones ligeros y medianos, y factores diarios para camiones pesados, y las emisiones se sumaron a lo largo de cada día del año calendario 2021 para obtener emisiones en unidades de toneladas/año.
- **Área:** Se usó el inventario de planificación del Modelo de Análisis de Proyecciones de Emisiones de California (CEPAM) rf3089 para estimar las emisiones de MP de diésel de fuentes de área. El inventario se desagregó espacialmente a una resolución espacial de 1km x 1km usando el sistema de modelación Emisiones de Operador de Matriz Dispersa (SMOKE) 5.0. Esta desagregación se basó en una variedad de conjuntos de datos sustitutos espaciales en cuadrícula. Se ha mapeado cada categoría de emisiones usando un sustituto espacial que generalmente representa las ubicaciones esperadas a nivel del subcondado de actividades específicas para una fuente. Los sustitutos incluyen, por ejemplo: Lagos y Costas; Población; Vivienda y Empleo; Empleo Industrial; Terrenos de Siembra con Riego; Caminos sin Pavimentar; Viviendas Unifamiliares; Tierras de Bosques; Bases Militares; Tierra para Pastar sin Riego; Líneas de Ferrocarril; Tierras No-Urbanas; Aeropuertos Comerciales; y Puertos.
- **Puntual:** El inventario de fuentes puntuales o estacionarias consiste en el Inventario de Sustancias Tóxicas de California (CTI), que contiene la MP de diésel reportada, y el inventario de planificación CEPAM rf3089, que contiene la MP de las emisiones del humo del escape de motores. Al igual que con las fuentes de área, se usó SMOKE 5.0 para

distribuir espacialmente las emisiones de fuentes puntuales a celdas de cuadrícula de 1 km x 1 km, generalmente con base en la latitud y longitud de la chimenea o instalación emisora.

- Embarcaciones oceánicas: Las fuentes de embarcaciones oceánicas se obtuvieron del inventario de planificación usado para fuentes de área y puntuales (CEPAM rf3089). Usando datos del Sistema de Información Automática (AIS) (que consisten en ubicaciones de embarcaciones registradas transmitidas a satélites por transpondedores a bordo) de 2021, todas las líneas de embarcaciones y ubicaciones de fondeo y atraque de embarcaciones a lo largo del año se agregaron para crear sustitutos espaciales. Luego se usó SMOKE 5.0 para distribuir las emisiones a celdas de cuadrícula de 1 km x 1 km.
- Los estimados de emisiones en cuadrícula que resultaron de las categorías viales y no viales (puntuales, de área y embarcaciones oceánicas) se sumaron en un solo conjunto de datos en cuadrícula. Los estimados de las emisiones en cuadrícula de MP de diésel se ubicaron entonces en tramos censales en ArcGis usando una distribución ponderada. La proporción de una celda de cuadrícula que cruza manzanas censales pobladas se usó como el peso del valor de MP de diésel de esa celda de cuadrícula para el estimado del tramo censal. Los valores ponderados se sumaron entonces en todo el tramo censal y se dividieron por la suma de los pesos para generar el estimado del tramo censal.
- Los estimados de emisiones se ajustaron posteriormente para las emisiones en la frontera EE. UU.-México que impactan tramos en los condados de San Diego e Imperial, de la siguiente manera:
 - El trabajo reciente de modelado de la calidad del aire demuestra que las emisiones provenientes de México pueden tener repercusión en la calidad del aire en comunidades al norte de la frontera (Quintana et al., 2015). Para considerar las emisiones adicionales de MP de diésel de fuentes en el lado mexicano de la frontera EE. UU.-México, se usaron los resultados de la Evaluación de Sustancias Tóxicas en el Aire de California (CATA, por sus siglas en inglés) de la CARB. La CATA usa modelos de calidad del aire para simular cómo las emisiones se dispersan y se transforman en la atmósfera antes de llegar a una población.
 - Primero, se estimó el impacto de las emisiones de MP de diésel (DPM) de México transportadas hacia comunidades de los EE. UU. Luego, se estimó el impacto acumulativo total de todas las fuentes de emisiones en ambos lados de la frontera EE. UU.-México, incluidas las fuentes móviles viales, las móviles no viales, las de área y las puntuales estacionarias. La razón entre las dos evaluaciones es el porcentaje del impacto total de DPM en comunidades cercanas a la frontera que puede atribuirse al transporte desde México. Las razones del transporte desde México versus el impacto total de DPM se calcularon a nivel de manzana censal del Censo de los EE. UU. de 2020 y se ponderaron por población a nivel de tramo censal, con base en la meteorología y las emisiones de 2017.
 - Para cada tramo censal en los condados de San Diego e Imperial, el estimado inicial de emisiones de DPM (DPM_{unadj}) se ajustó para calcular el estimado final de emisiones de DPM (DPM_{adj}) agregando el porcentaje de transporte desde México

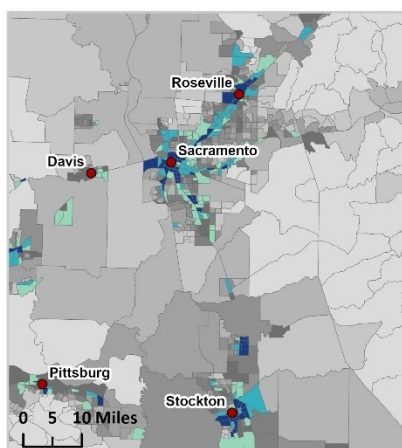
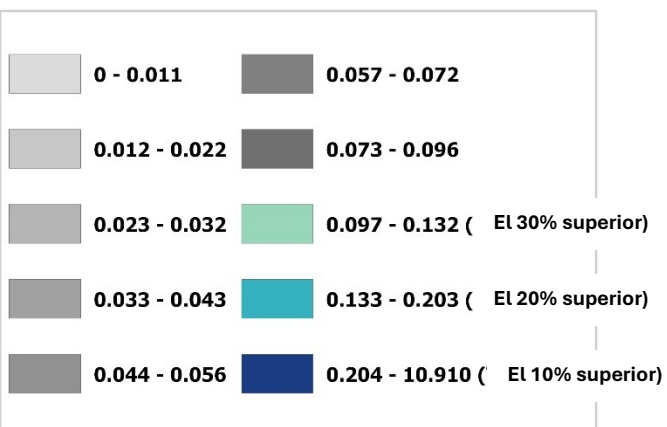
(Transport%) estimado por la CATA a las emisiones locales de DPM, de la siguiente manera: $DPM_{adj} = (Transport\% / (100 - Transport\%) + 1) * DPM_{unadj}$

- Después del ajuste por emisiones en la frontera, los estimados de MP de diésel para los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles con base en su posición en la distribución.

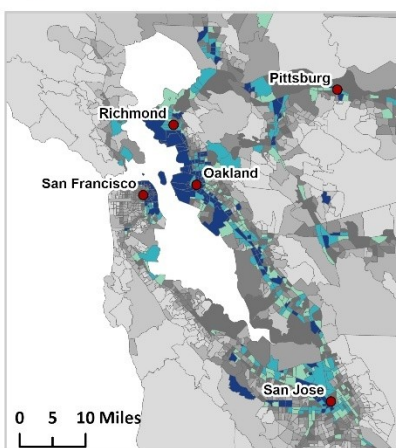


Material particulado de diésel

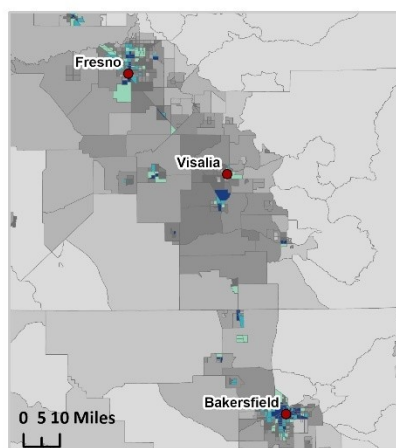
Emisiones de diésel PM (toneladas/año) de las carreteras y otras fuentes (2021)



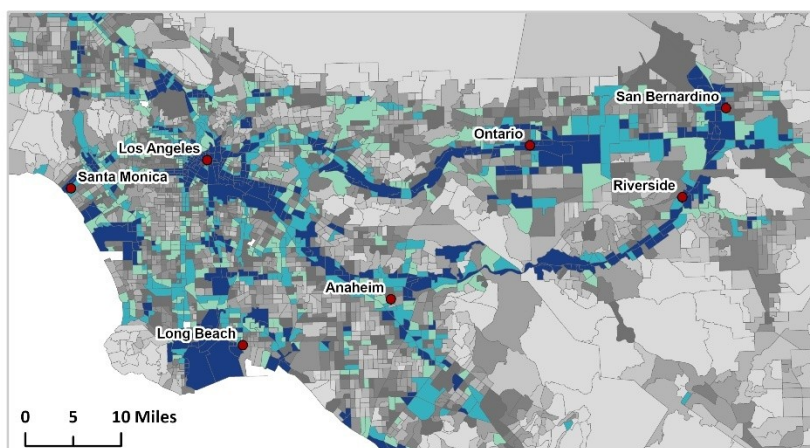
Área de Sacramento



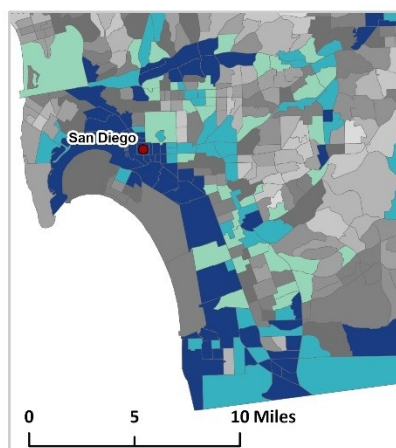
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Betha R, Balasubramanian R. 2013. Emissions of particulate-bound elements from biodiesel and ultra low sulfur diesel: size distribution and risk assessment. *Chemosphere* 90:1005–1015; doi:[10.1016/j.chemosphere.2012.07.052](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.052).
- Fitzpatrick AM, Mohammad AF, Desher K, Mutic AD, Stephenson ST, Dallalio GA, et al. 2024. Clinical and inflammatory features of traffic-related diesel exposure in children with asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol* 133:393-402.e4; doi:[10.1016/j.anai.2024.07.019](https://doi.org/10.1016/j.anai.2024.07.019).
- Garshick E, Hart JE. 2020. Chapter 14. DIESEL EXHAUST AND LUNG CANCER RISK. In: *Environmental Toxicants: Human Exposures and Their Health Effects*.
- Garshick E, Laden F, Hart JE, Davis ME, Eisen EA, Smith TJ. 2012. Lung cancer and elemental carbon exposure in trucking industry workers. *Environ Health Perspect* 120:1301–1306; doi:[10.1289/ehp.1204989](https://doi.org/10.1289/ehp.1204989).
- Garshick E, Laden F, Hart JE, Rosner B, Davis ME, Eisen EA, et al. 2008. Lung Cancer and Vehicle Exhaust in Trucking Industry Workers. *Environ Health Perspect* 116:1327–1332; doi:[10.1289/ehp.11293](https://doi.org/10.1289/ehp.11293).
- Garshick E, Laden F, Hart JE, Rosner B, Smith TJ, Dockery DW, et al. 2004. Lung Cancer in Railroad Workers Exposed to Diesel Exhaust. *Environ Health Perspect* 112:1539–1543; doi:[10.1289/ehp.7195](https://doi.org/10.1289/ehp.7195).
- Hart JE, Laden F, Eisen EA, Smith TJ, Garshick E. 2009. Chronic obstructive pulmonary disease mortality in railroad workers. *Occup Environ Med* 66:221–226; doi:[10.1136/oem.2008.040493](https://doi.org/10.1136/oem.2008.040493).
- IARC. 2014. DIESEL AND GASOLINE ENGINE EXHAUSTS AND SOME NITROARENES. IARC MONOGRAPHS ON THE EVALUATION OF CARCINOGENIC RISKS TO HUMANS. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 105: 9.
- Krishnan RM, Sullivan JH, Carlsten C, Wilkerson H-W, Beyer RP, Bammler T, et al. 2013. A randomized cross-over study of inhalation of diesel exhaust, hematological indices, and endothelial markers in humans. *Part Fibre Toxicol* 10:7; doi:[10.1186/1743-8977-10-7](https://doi.org/10.1186/1743-8977-10-7).
- Krivoshto IN, Richards JR, Albertson TE, Derlet RW. 2008. The toxicity of diesel exhaust: implications for primary care. *J Am Board Fam Med* 21:55–62; doi:[10.3122/jabfm.2008.01.070139](https://doi.org/10.3122/jabfm.2008.01.070139).
- Liati A, Schreiber D, Arroyo Rojas Dasilva Y, Dimopoulos Eggenschwiler P. 2018. Ultrafine particle emissions from modern Gasoline and Diesel vehicles: An electron microscopic perspective. *Environ Pollut* 239:661–669; doi:[10.1016/j.envpol.2018.04.081](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.081).
- Löndahl J, Swietlicki E, Rissler J, Bengtsson A, Boman C, Blomberg A, et al. 2012. Experimental determination of the respiratory tract deposition of diesel combustion particles in patients with chronic obstructive pulmonary disease. *Part Fibre Toxicol* 9:30; doi:[10.1186/1743-8977-9-30](https://doi.org/10.1186/1743-8977-9-30).

- McCreanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ, Stewart-Evans J, Malliarou E, Jarup L, et al. 2007. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *N Engl J Med* 357:2348–2358; doi:[10.1056/NEJMoa071535](https://doi.org/10.1056/NEJMoa071535).
- National Toxicology Program. 2016. 14th Report on Carcinogens. US Department of Health and Human Services.
- Nemmar A, Al-Maskari S, Ali BH, Al-Amri IS. 2007. Cardiovascular and lung inflammatory effects induced by systemically administered diesel exhaust particles in rats. *Am J Physiol Lung Cell Mol Physiol* 292:L664-670; doi:[10.1152/ajplung.00240.2006](https://doi.org/10.1152/ajplung.00240.2006).
- Patel MM, Chillrud SN, Deepti KC, Ross JM, Kinney PL. 2013. Traffic-related air pollutants and exhaled markers of airway inflammation and oxidative stress in New York City adolescents. *Environ Res* 121:71–78; doi:[10.1016/j.envres.2012.10.012](https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.10.012).
- Quintana PJE, Ganster P, Granados PES, Muñoz-Meléndez G, Quintero-Núñez M, Rodríguez-Ventura JG. 2015. Risky Borders: Traffic Pollution and Health Effects at US--Mexican Ports of Entry. *Journal of Borderlands Studies* 30: 287–307.
- Reis H, Reis C, Sharip A, Reis W, Zhao Y, Sinclair R, et al. 2018. Diesel exhaust exposure, its multi-system effects, and the effect of new technology diesel exhaust. *Environ Int* 114:252–265; doi:[10.1016/j.envint.2018.02.042](https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.02.042).
- Sanchez-Guerra M, Zheng Y, Osorio-Yanez C, Zhong J, Chervona Y, Wang S, et al. 2015. Effects of particulate matter exposure on blood 5-hydroxymethylation: results from the Beijing truck driver air pollution study. *Epigenetics* 10:633–642; doi:[10.1080/15592294.2015.1050174](https://doi.org/10.1080/15592294.2015.1050174).
- Spira-Cohen A, Chen LC, Kendall M, Lall R, Thurston GD. 2011. Personal exposures to traffic-related air pollution and acute respiratory health among Bronx schoolchildren with asthma. *Environ Health Perspect* 119:559–565; doi:[10.1289/ehp.1002653](https://doi.org/10.1289/ehp.1002653).
- US EPA. 2002. Health Assessment Document For Diesel Engine Exhaust. EPA/600/8-90/057F, 2002.
- Vermeulen R, Silverman DT, Garshick E, Vlaanderen J, Portengen L, Steenland K. 2014. Exposure-response estimates for diesel engine exhaust and lung cancer mortality based on data from three occupational cohorts. *Environ Health Perspect* 122:172–177; doi:[10.1289/ehp.1306880](https://doi.org/10.1289/ehp.1306880).
- Zychowski KE, Tyler CRS, Sanchez B, Harmon M, Liu J, Irshad H, et al. 2020. Vehicular Particulate Matter (PM) Characteristics Impact Vascular Outcomes Following Inhalation. *Cardiovasc Toxicol* 20:211–221; doi:[10.1007/s12012-019-09546-5](https://doi.org/10.1007/s12012-019-09546-5).

CONTAMINANTES EN EL AGUA POTABLE

Los californianos reciben su agua potable de una amplia variedad de fuentes y sistemas de distribución. Un estimado del 86% de las personas en California recibieron el agua potable de fuentes públicas en 2022, mientras que una pequeña fracción de la población depende de pequeños sistemas de agua no regulados por el estado o de pozos de agua subterránea operados de forma privada con poco o nulo tratamiento (Pace et al., 2022). En 2025, los sistemas de agua públicos, que atienden aproximadamente al 98% de los californianos, suministraron agua que cumple con todas las normas federales y estatales de agua potable (SWRCB, 2025).

Sin embargo, la calidad del agua potable varía de acuerdo con la ubicación, la fuente del agua, el método de tratamiento y la capacidad del proveedor de agua para eliminar los contaminantes antes de la distribución. Debido a que el agua es consumida universalmente, la contaminación del agua potable tiene el potencial para ocasionar exposiciones generalizadas. Los contaminantes se pueden introducir a las fuentes de agua potable de diversas maneras, tales como la aparición natural, derrames accidentales, descargas industriales, efluentes agrícolas y ciertos métodos de desinfección del agua. La exposición acumulativa a los contaminantes, aún a niveles bajos, podría afectar la salud (Stoiber et al., 2019; Kolpin et al., 2002). El sistema de agua de California tiene un alto nivel de cumplimiento con las normas de agua potable. En 2023, los sistemas que atienden a un estimado del 6% de la población del estado estaban en violación de una o más de las normas federales de agua potable. (SWRCB, 2024).

El indicador del índice de peligro por contaminantes en el agua potable es una combinación de datos de contaminantes que considera las concentraciones relativas de los diferentes contaminantes, el nivel máximo de un contaminante permitido en el agua potable — el nivel máximo de contaminante (MCL) — y datos sobre violaciones (véase el Apéndice para la lista de contaminantes de agua potable incluidos). El indicador no señala si el agua es segura para beber. Puede estar disponible información específica de la calidad del agua local para los sistemas públicos de agua a través de Reportes de Confianza del Consumidor anuales. Estos Reportes de Confianza del Consumidor proporcionan información acerca de la calidad del agua potable directamente al público. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos ofrece orientación en la búsqueda de datos de calidad del agua en California:

<https://www.epa.gov/wqs-tech/water-quality-standards-regulations-california>

Indicador

Índice de peligro por contaminantes en el agua potable para contaminantes seleccionados (2014–2022)

Fuente de los Datos

Geografía y Límites

Herramienta Capa de Límite del Área de Servicio (SABL, por sus siglas en inglés) Plus, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB)

Los límites del área de servicio de los sistemas de agua comunitarios y de los pequeños sistemas de agua estatales se extrajeron de la Herramienta SABL Plus. Para proporcionar un conjunto de

datos preciso de los límites de las áreas de servicio de los sistemas de agua potable de California, la División de Agua Potable de la SWRCB tiene un proyecto en curso para verificar los datos recopilados por la Herramienta de Límites de Agua (WBT, por sus siglas en inglés) de Localización de California, que se usó en versiones anteriores de CalEnviroScreen.

<https://gis.data.ca.gov/content/0e4c019a46454725b058edd90538732a/about>

Base de Datos Geográfica Nacional Relacionada con las Áreas Indígenas Americanas - Base de Datos Geográfica TIGER/Line del Censo

Base de datos geográfica de los límites tribales reconocidos federalmente dentro de California, 2021. Esta capa se ha actualizado a través del proceso de consulta tribal de la CalEPA, mediante el cual una Tribu puede establecer que un área específica de tierra está bajo su control solicitando una consulta con el Subsecretario de la CalEPA para Justicia Medioambiental, Asuntos Tribales y Relaciones Fronterizas.

<https://www.census.gov/geographies/mapping-files/time-series/geo/tiger-geodatabase-file.html>

Secciones y Localidades – Sistema de Catastro Público (PLSS)

Se usaron secciones (cuadrícula de aproximadamente 1 por 1 millas) para caracterizar la calidad del agua subterránea ambiental en áreas fuera de la comunidad y pequeños sistemas de agua estatales. Las localidades más grandes (cuadrícula de seis por seis millas) solo se usaron para caracterizar la calidad del agua cuando no se disponía de datos de calidad del agua ambiental para una sección o sus secciones circundantes. La capa se basa en la capa PLSNET que aloja el Departamento de Recursos del Agua.

https://gis.water.ca.gov/arcgis/rest/services/Environment/i07_WellCompletionReports/FeatureServer/1

Datos del Sistema Público de Agua y Calidad del Agua

Sistema de Información de Agua Potable Segura (SDWIS, por sus siglas en inglés), Junta Estatal de Control de Recursos del Agua

El SDWIS aloja una gran variedad de información acerca de los sistemas de agua, como la población que atienden, los tipos de instalaciones y los puntos de muestreo dentro del sistema de distribución. Las violaciones al MCL, las violaciones de la Regla de Coliformes Totales (TCR, por sus siglas en inglés) y los resultados de muestreo de la Regla de Plomo y Cobre (LCR, por sus siglas en inglés) se extrajeron de esta base de datos. Los datos están disponibles por solicitud.

Centro de Información SAFER, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua

El Centro de Información SAFER da seguimiento al inventario de fuentes de agua y a las condiciones de las fuentes para los sistemas públicos de agua y una pequeña selección de sistemas estatales de agua pequeños. Con el Centro de Información SAFER, los sistemas de agua registran los caudales de las fuentes, el volumen total y el uso del agua.

<https://wbappsrv.waterboards.ca.gov/safer/login?returnUrl=%2Fhome>

Biblioteca de EDT y Datos de Análisis de Calidad del Agua y Página de Descargas, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua

Se extrajeron datos de monitoreo de agua potable reportados por laboratorios de esta base de datos.

https://www.waterboards.ca.gov/drinking_water/certlic/drinkingwater/EDTlibrary.html

Historial de Cumplimiento y Aplicación de la Ley en Línea, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, por sus siglas en inglés)

Los datos del ECHO se centran en información relacionada con el cumplimiento y la aplicación de la ley para instalaciones reguladas por la US EPA. Los datos de violaciones y aplicación de la ley para los sistemas de agua tribales regulados a nivel federal se informan trimestralmente al sistema de registro de datos a más tardar el trimestre siguiente a aquel en el que ocurren los eventos. Las violaciones del MCL, las violaciones de la LCR y las violaciones de la TCR de los sistemas de agua tribales se extrajeron de esta base de datos.

<https://echo.epa.gov/facilities/facility-search?mediaSelected=sdwa>

Datos del Agua Subterránea

Sistema de Información de Agua Subterránea del Programa de Monitoreo y Evaluación Ambiental de Agua Subterránea (GAMA, por sus siglas en inglés), Junta Estatal de Control de Recursos del Agua

Esta herramienta de mapeo en línea integra resultados de muestras de agua subterránea ambiental de múltiples fuentes. Los resultados de las muestras de agua subterránea ambiental se utilizaron a partir de proyectos GAMA para caracterizar áreas fuera de la comunidad y límites de servicios de pequeños sistemas de agua estatales. Los proyectos GAMA se enumeran a continuación.

- Pozos de Monitoreo (Sitios Regulados por la Junta de Agua)
- Proyectos Locales de Agua Subterránea
- Pozos de Sistemas de Agua Públicos
- Departamento de Recursos del Agua
- GAMA - Pozos Domésticos
- Sistema Nacional de Información de Agua (NWIS)
- GAMA – Proyecto de Cuenca Prioritaria
- GAMA – Estudios Especiales
- Sitios de saneamiento y con permisos – Solo pozos domésticos (Sitios Regulados por la Junta de Agua)
- Tierras Irrigadas y Programas Regulatorios (Sitios Regulados por la Junta de Agua)

<https://gamagroundwater.waterboards.ca.gov/gama/gamamap/public/Default.asp>

Conjunto de Datos del Filtro de Profundidad del Mapa de Riesgo de Acuíferos de GAMA, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua

Se aplicó un filtro de profundidad al agua subterránea ambiental para incorporar los datos con mayor probabilidad de captar profundidades de pozos domésticos. La metodología se detalla en el enlace a continuación.

https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/gama/docs/armmethods25.pdf

Razonamiento

Las comunidades de bajos ingresos y rurales, particularmente aquellas atendidas por pequeños sistemas de agua comunitarios, pueden estar desproporcionadamente expuestas a contaminantes en su agua potable (VanDerslice, 2011; Balazs et al., 2011; Pace et al., 2022). Dichos sistemas tienden a presentar el mayor número de violaciones al MCL por una variedad de contaminantes (Allaire et al., 2018; Marcillo and Krometis, 2019; Wallsten and Kosec, 2005).

Gran parte de California depende del agua subterránea para beber. En áreas agrícolas, el nitrato de la aplicación de fertilizantes o de desechos de animales puede filtrarse al agua subterránea y causar contaminación de los pozos de agua potable (Lockhart et al., 2013). Los residentes rurales del Valle de San Joaquín reciben el agua principalmente de pozos domésticos poco profundos. Los niveles elevados de nitrato en el agua potable están asociados con la metahemoglobinemia (síndrome del bebé azul) y podrían estar asociados con defectos del nacimiento y abortos espontáneos (Ruckart et al., 2007). En un estudio anterior de concentraciones de nitrato y características socioeconómicas de los consumidores de agua, los investigadores encontraron que los pequeños sistemas de agua comunitarios que atienden a latinos y a arrendatarios suministran agua potable con niveles más altos de nitrato que los sistemas que atienden a menos latinos y a una alta proporción de propietarios de casas (Balazs et al., 2011).

El perclorato, un contaminante del agua subterránea que puede aparecer por fuentes geológicas, industriales y agrícolas, es común en las regiones más secas del estado (Fram and Belitz, 2011). Aunque para la mayoría de las personas, la ingestión de perclorato proviene principalmente de la comida, en promedio, en todos los grupos de edades, el 20 por ciento proviene del agua potable (Huber et al., 2011). La exposición al perclorato durante el embarazo parece afectar los niveles de la hormona tiroidea en recién nacidos, lo cual puede alterar el desarrollo normal (Hershman, 2005; Steinmaus et al., 2013). Un estudio de cáncer de vejiga en los Estados Unidos encontró que beber agua superficial estaba asociado con un incremento en el riesgo de mortalidad y los autores sospecharon de un vínculo con la contaminación por pesticidas de bajo nivel (Colli and Kolettis, 2010).

El arsénico, un conocido carcinógeno humano, es un contaminante de origen natural a menudo encontrado en el agua subterránea en regiones áridas y semiáridas, particularmente en el Valle de San Joaquín. La exposición al arsénico a través del agua potable está asociada con altas tasas de cáncer de pulmón y vejiga, especialmente con exposiciones a temprana edad (Steinmaus et al., 2013). Con base en una sólida base de evidencia epidemiológica, la exposición al arsénico también causa enfermedad cardíaca isquémica y diabetes. La evidencia proveniente de estudios

en humanos respalda un alto nivel de confianza en esta conclusión (US EPA, 2025). También se ha encontrado que los residentes de las comunidades con más baja condición socioeconómica eran más propensos a la exposición al arsénico en su agua potable y más propensos a recibir agua de los sistemas con alto número de violaciones de cumplimiento de calidad del agua (Balazs et al., 2012; Pace et al., 2022).

Puede presentarse contaminación adicional a través de los métodos de tratamiento de agua comúnmente usados y de la filtración posterior al tratamiento en el sistema de distribución. La cloración y otros métodos de tratamiento que se usan para controlar la contaminación microbiana pueden introducir subproductos tales como los trihalometanos (THM), que han sido vinculados con un incremento en el riesgo de cáncer de vejiga (Cantor et al., 2010; Richardson and Postigo, 2011). La ingesta de agua de la llave es la principal fuente de exposición a los THM en los EE. UU. (ATSDR, 1997; National Toxicology Program, 2016).

El plomo puede filtrarse en el agua potable posterior al tratamiento cuando las tuberías e instalaciones hechas de plomo se corroen, contribuyendo al menos en un 20 por ciento de la ingesta de plomo (US EPA, 2019). Las tuberías de plomo se encuentran más comúnmente en ciudades antiguas y casas construidas antes de 1986 (US EPA, 2019). Aunque el plomo es dañino para todos los grupos de edad, los niños que se exponen al plomo se encuentran en un riesgo importante de daño cerebral y del sistema nervioso, trastornos del desarrollo y problemas de aprendizaje y conductuales (ATSDR, 2020; Bellinger et al., 1984; Dietrich, 1999; Lanphear et al., 2005). No existe un nivel seguro conocido de exposición al plomo (ATSDR, 2020; NTP, 2012).

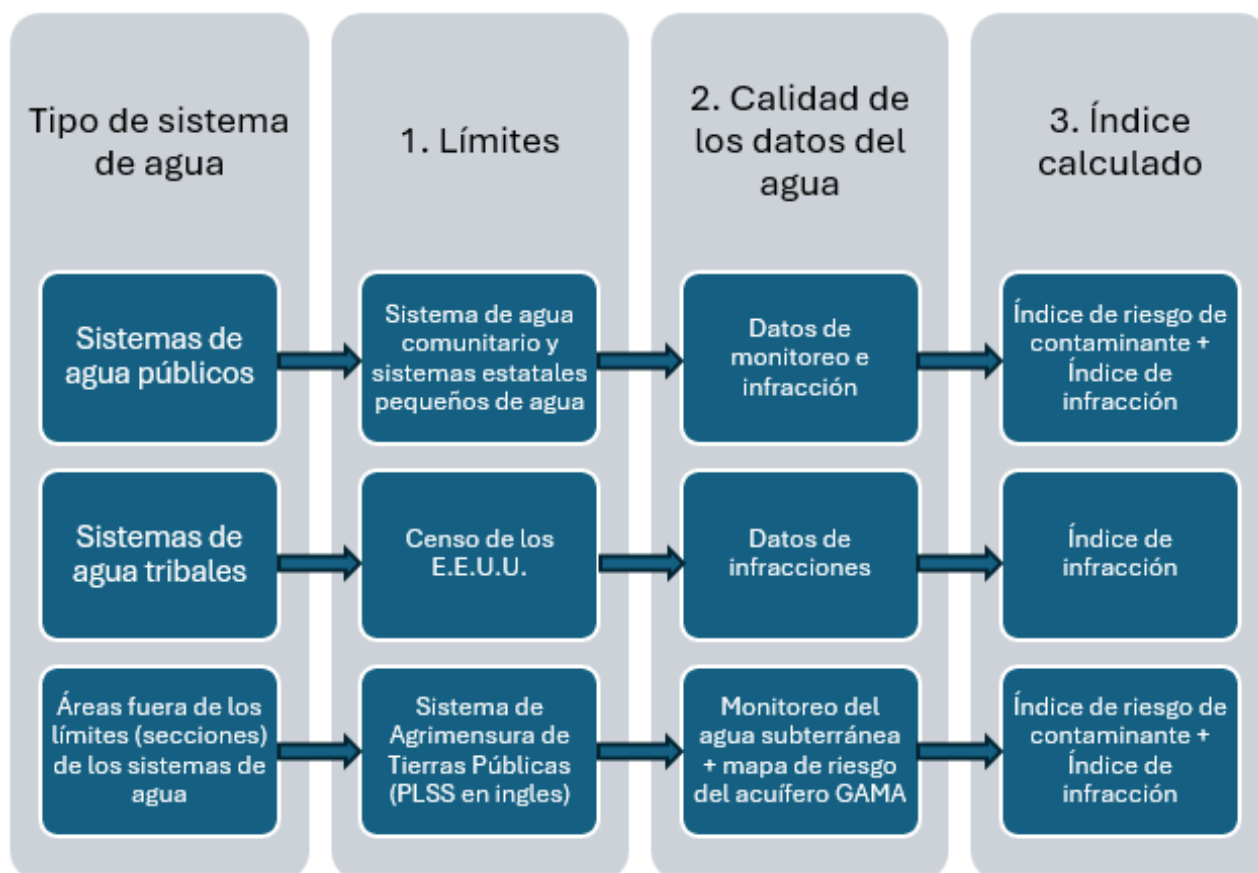
Método

Descripción General del Método

Se calculó un índice de peligro por contaminantes en el agua potable para todos los tramos censales mediante los pasos principales que se muestran en la figura a continuación. Los pasos y los datos disponibles varían según el tipo de sistema de agua: sistemas de agua públicos, sistemas de agua tribales y áreas fuera de los sistemas públicos de agua. En la sección siguiente se proporciona información más detallada sobre la metodología.

1. **Selección de Límites:** Se descargaron y limpiaron los límites de los sistemas de agua públicos (sistemas comunitarios de agua y sistemas estatales pequeños de agua), los límites tribales y las secciones.
2. **Datos de Calidad del Agua (Datos de Monitoreo y Violaciones):** Se calcularon las concentraciones promedio de los 20 contaminantes, las concentraciones de plomo de la LCR y las violaciones de MCL y TCR, y se asociaron con cada tipo de sistema de agua. (Véase el Apéndice para la lista de contaminantes de agua potable incluidos).
3. **Cálculo del Índice:** Para cada tipo de sistema de agua (sistema público de agua, sistema de agua tribal o áreas fuera de los sistemas de agua), se calcularon concentraciones promedio y/o violaciones para los tramos censales. Para los sistemas de agua públicos y las áreas fuera de los sistemas de agua, se calculó un índice de peligro por contaminantes dividiendo la concentración de cada contaminante por la mitad de su MCL y sumando los resultados. Se calculó un índice de violaciones para los sistemas de agua públicos, las

áreas fuera de los sistemas de agua y los sistemas de agua tribales. Para los sistemas de agua públicos y las áreas fuera de los sistemas de agua, los índices se combinaron para crear el índice de agua potable.



Pasos ilustrados para el cálculo de los índices de contaminantes en el agua potable en el indicador Contaminantes en el agua potable.

Metodología Detallada:

Selección de Límites

- Los límites de los sistemas de agua públicos se descargaron de la herramienta SABL Plus. Los sistemas de agua en este conjunto comprenden los 2,945 sistemas de agua comunitarios de California y un subconjunto de 122 sistemas estatales de agua pequeños.
- Para los sistemas de agua tribales con datos de violaciones disponibles públicamente a través de ECHO, se usaron los límites censales de las Tribus reconocidas federalmente para aproximar los límites de los sistemas de agua, ya que los límites de los sistemas de agua no están disponibles públicamente para los sistemas de agua tribales.
- Las secciones de una milla por una milla del Sistema de Catastro Público (PLSS) se trataron como límites con el fin de asignar la calidad del agua a las áreas fuera de los límites de los sistemas de agua. Se asume que las personas que viven en estas áreas beben agua de sistemas de agua muy pequeños (por debajo de 15 conexiones) o de pozos privados.

Concentraciones de Contaminantes y Violaciones

Sistemas de Agua Públicos:

- Se seleccionó un subconjunto de 20 contaminantes evaluados en el agua potable a lo largo de California para el análisis del índice de peligro por contaminantes (véase el Apéndice), con base en un conjunto de criterios que incluyó la frecuencia de evaluación, la detección en el agua potable y las preocupaciones por toxicidad. Los datos de monitoreo de estas sustancias químicas fueron obtenidos de la base de datos de Monitores de Calidad del Agua de la SWRCB del 2014 al 2022.
- Los datos de la LCR se usaron para evaluar la contaminación por plomo durante el mismo tiempo. La LCR exige que los sistemas de agua reporten los resultados del 90° percentil del muestreo para plomo. Por lo tanto, la concentración promedio de plomo representa el promedio de los resultados del 90° percentil.
- Dentro de un sistema de agua público, se dispone de información sobre el tipo de ubicación de muestreo, denominada fuente. Los datos de calidad del agua de las fuentes que representan agua tratada se asociaron primero con su sistema de agua. Si no se disponía de datos de calidad de agua tratada para un sistema, entonces se usaron muestras de la fuente cruda. Si el sistema compraba agua a mayoristas, los datos de calidad del agua del mayorista se incorporaron al sistema minorista. Por último, si había muestras tomadas en el sistema de distribución (principalmente para subproductos posteriores al tratamiento), dichas muestras tuvieron prioridad sobre cualquier otra muestra.
- El promedio ponderado por tiempo de concentraciones de cada contaminante fue calculado para cada año para cada fuente muestra dentro de un sistema. Las concentraciones promedio anuales fueron entonces promediadas para crear una concentración fuente. Entonces, las concentraciones fuente dentro de un sistema fueron promediadas para calcular un valor de concentración para cada contaminante en cada sistema.
- Si se incluyó agua comprada a mayoristas, el cálculo del promedio se ponderó según la fracción comprada a cada sistema de agua mayorista o local. Los pesos asignados a los sistemas de agua locales o mayoristas se determinaron con base en una combinación de investigación en línea y datos del Centro de Información SAFER sobre galones suministrados por las fuentes de agua.
- Para el índice de violaciones, se sumaron para cada sistema de agua el número de violaciones de MCL para cualquier contaminante químico (no limitado a los 20 seleccionados para el índice de peligro por contaminantes), el número de violaciones de TCR y el número de excesos del nivel de acción de plomo (de la LCR).

Sistemas de Agua Tribales:

- Para los sistemas de agua tribales regulados a nivel federal, la información sobre violaciones y población atendida está disponible en el ECHO de la EPA. Dado que los límites de los sistemas de agua no están disponibles para las Tribus reconocidas a nivel federal, se utilizaron los límites censales tribales en lugar de los límites de los sistemas de agua, y las violaciones de MCL, las violaciones de técnicas de tratamiento, las violaciones de la TCR y los excesos del nivel de acción de plomo de la LCR se sumaron para cada límite censal.
- Si una Tribu tiene múltiples sistemas de agua asociados a un solo límite censal, las violaciones se ponderaron por población al límite censal tribal.
- Si las Tribus compran agua a mayoristas de sistemas de agua públicos, los datos de calidad del agua del mayorista se incorporaron a los datos del sistema de agua tribal.

Áreas Fuera de los Límites de los Sistemas de Agua:

- Para las áreas del estado fuera de los sistemas de agua públicos y de los límites tribales, el índice de concentración de contaminación se calculó a nivel de sección usando datos ambientales de pozos de agua subterránea de los ocho proyectos GAMA (véanse las fuentes de datos). Se incorporaron tanto pozos domésticos como no domésticos. Se usó una metodología que filtró los pozos no domésticos en función de la profundidad del pozo en relación con las profundidades conocidas de los pozos domésticos en el área. Esta metodología se adaptó del Mapa de Riesgo de Acuíferos de GAMA de la SWRCB:
 - A las áreas fuera de las áreas de servicio del sistema se les asignó los datos promedio de calidad del agua subterránea por sección del PLSS. La calidad promedio del agua se calculó para las secciones con pozos que cuentan con datos. Para las áreas fuera de los sistemas de agua con pozos que cuentan con datos, el 90° percentil de los promedios de concentración de plomo de los pozos representó el resultado de plomo de la sección del PLSS.
 - Si una sección no tenía datos, se utilizó un promedio de los pozos de las secciones vecinas que sí tenían datos.
 - Si una sección carece de datos y todas las secciones vecinas también carecen de datos, a la sección se le asignó la calidad promedio del agua de la localidad más grande en el que se encuentran las secciones.
- Para cada sección del PLSS, las concentraciones promedio de contaminantes se compararon luego con el MCL o el AL para cada contaminante. El número de excesos de los estándares regulatorios se suma para crear un índice de violaciones para cada sección.

Cálculo del índice de Peligro por Contaminantes y del Índice de Violaciones

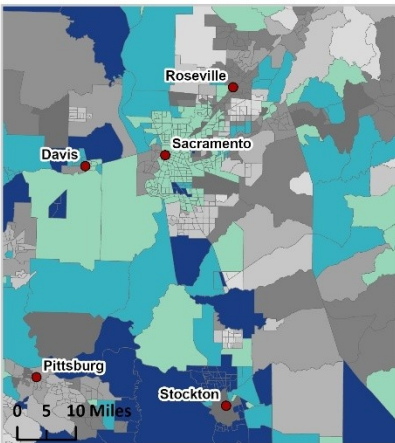
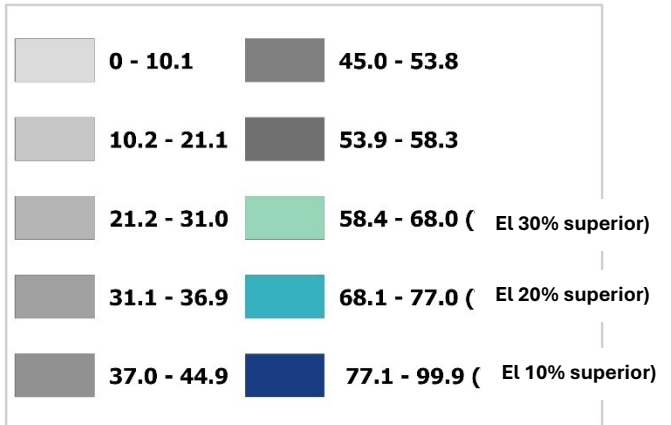
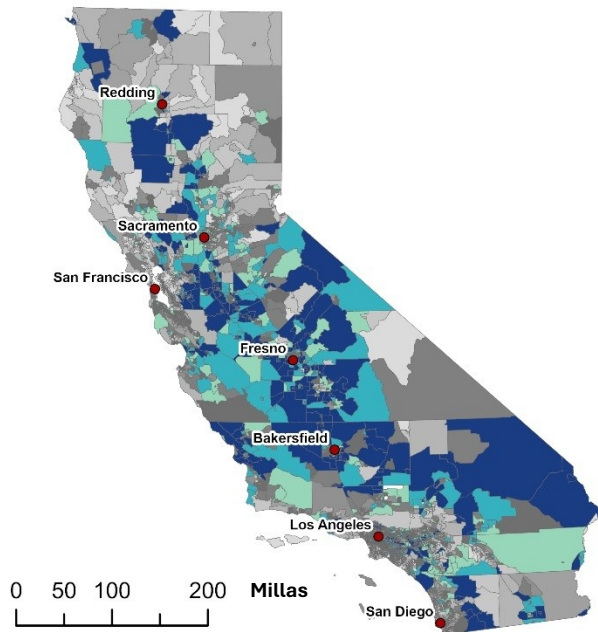
- Las manzanas censales pobladas del censo de 2020 se intersectaron con los límites de los sistemas de agua de la herramienta SABL Plus para determinar la proporción de cada manzana poblada dentro de un límite de sistema de agua. Las manzanas intersectadas se

usaron luego para calcular un estimado ponderada por población de cuántas personas fueron atendidas por cada sistema de agua.

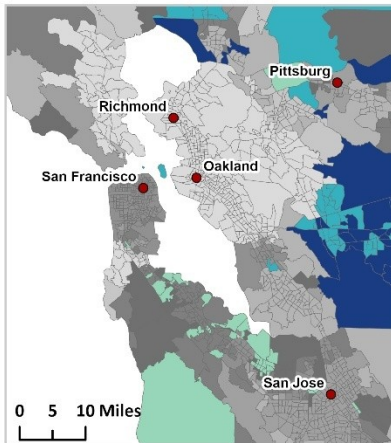
- El índice de peligro por contaminantes se creó de la siguiente manera. Las concentraciones por tramo censal para cada contaminante se calcularon como la suma ponderada por población de la concentración del contaminante para las manzanas censales (o manzanas parciales) dentro del tramo. Las concentraciones promedio de contaminantes se dividieron luego por la mitad del MCL. Este método se adaptó de Pace et al., 2022, dividiendo la concentración media de cada contaminante de 2014–2022 por la mitad del MCL del contaminante.
- El índice de violaciones es la suma de violaciones para los sistemas públicos de agua y los sistemas de agua tribales, incluidas las violaciones del MCL, las violaciones de la TCR y las violaciones de la LCR. Para las áreas fuera de los sistemas públicos de agua, el índice de violaciones es la suma del número de contaminantes de agua subterránea por encima del MCL por sección.
- El índice de peligros por contaminantes en el agua potable se calcula a partir de la suma ponderada de los percentiles de los índices, donde el índice de peligro por contaminantes recibe el 75% del peso y el índice de violaciones recibe el 25%.

Contaminantes en el agua potable

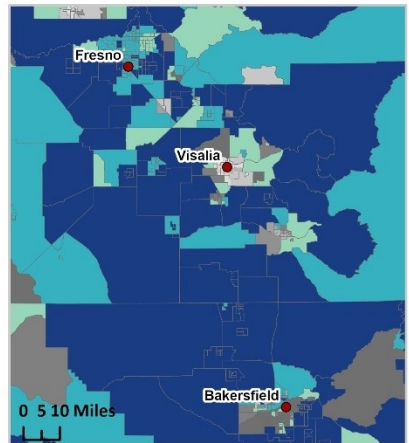
Índice de riesgo de contaminantes en el agua potable para contaminantes elegidos (2014-2022)



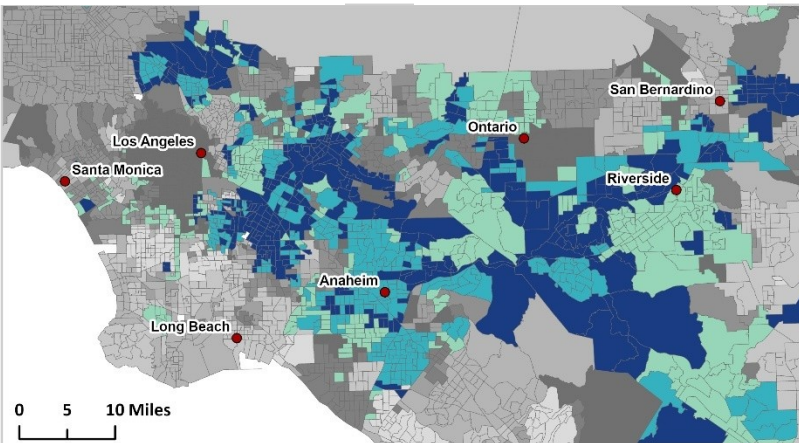
Área de Sacramento



Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Allaire M, Wu H, Lall U. 2018. National trends in drinking water quality violations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 2078–2083.
- ATSDR. 1997. Toxicological profile for chloroform.
- ATSDR. 2020. Toxicological Profile for Lead.
- Balazs C, Morello-Frosch R, Hubbard A, Ray I. 2011. Social Disparities in Nitrate Contaminated Drinking Water in California’s San Joaquin Valley. *Environmental health perspectives*; doi:[10.1289/ehp.1002878](https://doi.org/10.1289/ehp.1002878).
- Balazs CL, Morello-Frosch R, Hubbard AE, Ray I. 2012. Environmental justice implications of arsenic contamination in California’s San Joaquin Valley: a cross-sectional, cluster-design examining exposure and compliance in community drinking water systems. *Environmental health : a global access science source* 11:84; doi:[10.1186/1476-069x-11-84](https://doi.org/10.1186/1476-069x-11-84).
- Bellinger D, Needleman HL, Bromfield R, Mintz M. 1984. A followup study of the academic attainment and classroom behavior of children with elevated dentine lead levels. *Biological Trace Element Research* 6: 207–223.
- Cantor KP, Villanueva CM, Silverman DT, Figueroa JD, Real FX, Garcia-Closas M, et al. 2010. Polymorphisms in GSTT1, GSTZ1, and CYP2E1, disinfection by-products, and risk of bladder cancer in Spain. *Environmental health perspectives* 118: 1545–1550.
- Colli JL, Kolettis PN. 2010. Bladder cancer incidence and mortality rates compared to ecologic factors among states in America. *Int Urol Nephrol* 42:659–665; doi:[10.1007/s11255-009-9655-5](https://doi.org/10.1007/s11255-009-9655-5).
- Dietrich KN. 1999. Environmental chemicals and child development. *The Journal of Pediatrics* 134: 7–9.
- Fram MS, Belitz K. 2011. Probability of detecting perchlorate under natural conditions in deep groundwater in California and the southwestern United States. *Environmental science & technology* 45:1271–7; doi:[10.1021/es103103p](https://doi.org/10.1021/es103103p).
- Hershman JM. 2005. Perchlorate and thyroid function: what are the environmental issues? *Thyroid : official journal of the American Thyroid Association* 15:427–31; doi:[10.1089/thy.2005.15.427](https://doi.org/10.1089/thy.2005.15.427).
- Huber DR, Blount BC, Mage DT, Letkiewicz FJ, Kumar A, Allen RH. 2011. Estimating perchlorate exposure from food and tap water based on US biomonitoring and occurrence data. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 21:395–407; doi:[10.1038/jes.2010.31](https://doi.org/10.1038/jes.2010.31).
- Kolpin DW, Furlong ET, Meyer MT, Thurman EM, Zaugg SD, Barber LB, et al. 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environ Sci Technol* 36:1202–1211; doi:[10.1021/es011055j](https://doi.org/10.1021/es011055j).

- Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, et al. 2005. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environ Health Perspect* 113:894–899; doi:[10.1289/ehp.7688](https://doi.org/10.1289/ehp.7688).
- Lockhart KM, King AM, Harter T. 2013. Identifying sources of groundwater nitrate contamination in a large alluvial groundwater basin with highly diversified intensive agricultural production. *Journal of contaminant hydrology* 151:140–54; doi:[10.1016/j.jconhyd.2013.05.008](https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2013.05.008).
- Marcillo CE, Krometis L-AH. 2019. Small towns, big challenges: does rurality influence Safe Drinking Water Act compliance? *AWWA Water Science* 1: e1120.
- National Toxicology Program. 2016. 14th Report on Carcinogens. US Department of Health and Human Services.
- NTP. 2012. Monograph on Health Effects of Low-Level Lead. National Toxicology Program, US Department of Health and Human Services.
- Pace C, Balazs C, Bangia K, Depsky N, Renteria A, Morello-Frosch R, et al. 2022. Inequities in Drinking Water Quality Among Domestic Well Communities and Community Water Systems, California, 2011–2019. *Am J Public Health* 112:88–97; doi:[10.2105/AJPH.2021.306561](https://doi.org/10.2105/AJPH.2021.306561).
- Richardson SD, Postigo C. 2011. Drinking water disinfection by-products. In: *Emerging organic contaminants and human health*. Springer. 93–137.
- Ruckart PZ, Henderson AK, Black ML, Flanders WD. 2007. Are nitrate levels in groundwater stable over time? *J Expos Sci Environ Epidemiol* 18: 129–133.
- SOR. 2015. The Water We Drink, Part I: What is California Doing to Ensure Its Water is Safe?
- Steinmaus CM, Ferreccio C, Romo JA, Yuan Y, Cortes S, Marshall G, et al. 2013. Drinking water arsenic in northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. *Cancer epidemiology, biomarkers & prevention : a publication of the American Association for Cancer Research, cosponsored by the American Society of Preventive Oncology* 22:623–30; doi:[10.1158/1055-9965.epi-12-1190](https://doi.org/10.1158/1055-9965.epi-12-1190).
- Stoiber T, Temkin A, Andrews D, Campbell C, Naidenko OV. 2019. Applying a cumulative risk framework to drinking water assessment: a commentary. *Environmental Health* 18: 1–8.
- SWRCB. 2025. 2025 Drinking Water Needs Assessment.
- SWRCB. 2024. State of California Drinking Water Program Annual Compliance Report, Calendar Year 2023.
- US EPA. 2019. Basic Information about Lead in Drinking Water. Available: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water#main-content>.
- US EPA. 2015. How EPA Regulates Drinking Water Contaminants. Available: <https://www.epa.gov/sdwa/how-epa-regulates-drinking-water-contaminants> [accessed 11 July 2025].

US EPA. 2025. IRIS Toxicological Review of Inorganic Arsenic.

VanDerslice J. 2011. Drinking water infrastructure and environmental disparities: evidence and methodological considerations. American journal of public health 101 Suppl 1:S109-14; doi:[10.2105/ajph.2011.300189](https://doi.org/10.2105/ajph.2011.300189).

Wallsten S, Kosec K. 2005. ¿Agua potable pública o privada? Los efectos de la propiedad y criterios de competencia en el cumplimiento regulatorio de los sistemas de agua de los EE. UU. y los gastos de agua en la vivienda. The Effects of Ownership and Benchmark Competition on US Water System Regulatory Compliance and Household Water Expenditures (March 2005) AEI-Brookings Joint Center Working Paper.

Apéndice

Contaminante	Unidad	MCL	PHG	DL
1,2,3-Tricloropropano*	µg/L	0.005	0.0007	0.005
1,2-Dibromo-3-cloropropano (DBCP)	µg/L	0.2	0.003	0.01
Arsénico	µg/L	10	0.004	2
Cadmio	µg/L	5	0.04	1
Cromo, Hexavalente	µg/L	10	0.02	0.1
Dibromoetano (EDB)	µg/L	0.05	0.01	0.02
Alfa Global	pCi/L	15	sin	3
Plomo**	µg/L	15	0.2	5
Nitrato como N	µg/L	10000 como N	10000 como N	400
Perclorato	ng/L	6	1	1
Tetracloroetileno (PCE)	µg/L	5	0.06	0.5
Tricloroetileno (TCE)	µg/L	5	1.7	0.5

Subproductos de Desinfección

HAAS, Ácidos Haloacéticos (cinco) (HAA5)	µg/L	60	sin	0
Trihalometanos Totales (TTHM)	µg/L	80	sin	

PFAS (Sustancias Perfluoroalquiladas y Polifluoroalquiladas)

2,3,3,3-Tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxi)propanoato (Sustancias Químicas HFPO-DA o GenX)	ng/L	10		
Ácido Perfluorohexano Sulfónico (PFHxS)	ng/L	10		
Perfluorononanoato (PFNA)	ng/L	10		
Ácido Perfluorooctano Sulfónico (PFOS)	ng/L	4	1	
Ácido Perfluorooctanoico (PFOA)	ng/L	4	0.007	
Perfluorobutano Sulfonato (PFBS)***	ng/L	2000		

*Nivel de notificación

**Nivel de acción establecido conforme a la Regla de Plomo y Cobre (LCR).

***Objetivo de Nivel Máximo de Contaminante (MCLG) usado

Nitrato como N se refiere a un método para analizar el nitrato, donde el nitrato se expresa en términos de su concentración como nitrógeno (N).

Las PHG en blanco pueden no haberse desarrollado aún (para las PFAS) o determinarse como no prácticos (Alfa Global). Los grupos de sustancias químicas, como los HAAS y los TTHM, no tienen una PHG.

Tipos de Violación Evaluados

Tipo de Violación
Violaciones al MCL + Excesos al Nivel de Acción de la LCR
Violaciones a la Regla de Coliformes Totales

Determinados supuestos, lagunas de datos y limitaciones dentro de la metodología de la calificación del indicador pueden afectar el cálculo de los puntajes. Por ejemplo, el puntaje del indicador se calculó usando concentraciones promedio de contaminantes durante el ciclo de cumplimiento de 9 años (2014 a 2022). Por lo tanto, la concentración promedio puede no ser representativa de la concentración actual en el agua potable tratada. Aunque el indicador compara concentraciones con los MCL, los MCL se establecen considerando la viabilidad financiera y técnica, y por lo tanto los resultados del indicador no proporcionan una base para determinar cuándo las diferencias entre puntajes son significativas en relación con la salud humana (US EPA, 2015). Los tramos censales pueden abarcar varios sistemas públicos de agua potable, y, por lo tanto, sus puntajes pueden representar una combinación de datos de contaminantes de agua de diversos sistemas públicos de agua y fuentes de agua subterránea. Como tal, el puntaje de contaminantes de agua potable podría no reflejar el agua que está bebiendo un residente individual en dicho tramo. Puede estar disponible información más específica de la calidad del agua local para los sistemas públicos de agua a través de Reportes de Confianza del Consumidor anuales. Estos Reportes de Confianza del Consumidor proporcionan información acerca de la calidad del agua potable directamente al público. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos ofrece orientación en la búsqueda de datos de calidad del agua en California: <http://water.epa.gov/drink/local/ca.cfm>.

USO DE PESTICIDAS

Las comunidades que se encuentran cerca de los campos agrícolas, principalmente las comunidades de trabajadores agrícolas, pueden estar en riesgo de estar expuestas a los pesticidas. El acarreo por aire o la volatilización de los pesticidas de los campos agrícolas es una fuente significativa de la exposición a pesticidas. No existen datos completos a nivel estatal de la exposición de los seres humanos a pesticidas; sin embargo, el Departamento de Regulación de Pesticidas de California (DPR) mantiene los datos sobre pesticidas más robustos disponibles a nivel estatal, los cuales muestran dónde y cuándo se usan pesticidas en todo el estado. El uso de pesticidas, especialmente el uso de sustancias químicas volátiles que fácilmente pueden ser transportadas por el aire, puede servir como un indicador de la exposición potencial. De igual manera, los daños medioambientales no intencionales del uso de pesticidas pueden aumentar en áreas donde hay un mayor uso.

Indicador

Total de libras de 124 ingredientes activos de plaguicida seleccionados (filtrados por peligro y volatilidad) usados en la producción agrícola por milla cuadrada, promediadas por 3 años (2021 a 2023).

Fuente de los Datos

Información del Uso de Pesticidas (PUR, por sus siglas en inglés), Departamento de Regulación de Pesticidas de California (DPR)

En California debe reportarse mensualmente todo uso de pesticidas agrícolas a los comisionados agrícolas del condado, quienes, a su vez, reportan los datos al DPR. California tiene una definición legal amplia de lo que constituye el uso agrícola de pesticidas: se define el uso en la producción agrícola como los pesticidas que se usan en cualquier planta o animal que habrá de distribuirse a través de los canales del comercio y la producción no agrícola incluye las aplicaciones de pesticidas en parques y terrenos recreativos, derechos de paso, campos de golf y cementerios, por ejemplo. El control no agrícola de pesticidas incluye el uso residencial, industrial, institucional, estructural, para control de vectores y veterinario. Los datos sobre el uso de los pesticidas para la producción agrícola usados para crear este indicador están públicamente disponibles para cada unidad del sistema de agrimensura que utiliza las unidades de Meridian-Township-Range-Section (MTRS) en California. Una MTRS o sección equivale aproximadamente a una milla cuadrada. Existen datos disponibles a nivel estatal excepto para algunas áreas que están exentas de tener que reportar, tales como algunas tierras militares y tribales.

Los datos sobre el uso de pesticidas en la agricultura no de producción y el uso de pesticidas para uso no agrícola solamente están disponibles a nivel del condado y no se incluyeron en el indicador debido a la gran escala geográfica. Los datos del PUR y el archivo MTRS se encuentran disponibles en los siguientes enlaces:

<https://www.cdpr.ca.gov/docs/pur/purmain.htm>

<https://calpip.cdpr.ca.gov/plssFiles.cfm>

Razonamiento

Se ha correlacionado un nivel alto en el uso de pesticidas con la exposición y con las enfermedades agudas relacionadas a pesticidas y existe evidencia de que este uso está asociado a resultados de enfermedades crónicas. Las mujeres latinas embarazadas de bajos ingresos que residen en una zona agrícola de California mostraron niveles de metabolitos de pesticidas en su orina hasta 2,5 veces más altos que una muestra representativa de mujeres de los Estados Unidos (Bradman et al., 2005). Un estudio en el Valle de San Joaquín de California encontró que el 22% de los monitores de aire de los participantes adultos encontraron niveles detectables de al menos un plaguicida, incluido el clorpirifos, que ya había sido prohibido en California en el momento del muestreo (Bennett et al., 2025). Se encontró que las exposiciones entre niños en preescolar fueron más altas en condados con mayor uso agrícola o comercial de pesticidas o cuando los niños vivían cerca de campos agrícolas (Alkon et al., 2022). Algunas investigaciones indican que la proximidad a los campos agrícolas está correlacionada a mediciones de concentraciones en las casas (Bradman et al., 2007; Harnly et al., 2009). Un estudio en California que compara las casas de trabajadores agrícolas con las casas de residentes urbanos de bajos ingresos, encontró concentraciones en interiores de un plaguicida agrícola únicamente en los hogares de los trabajadores agrícolas (Quiros-Alcala et al., 2011). Otro estudio basado en los datos de la base de datos del PUR de California determinó que el uso cercano de pesticidas agrícolas estaba asociado de manera significativa con concentraciones de pesticidas en el polvo de las alfombras (Gunter et al., 2011).

Un estudio grande de cohorte de hombres que aplican pesticidas encontró una asociación importante entre el uso de cuatro insecticidas específicos y el cáncer de próstata agresivo (Koutros et al., 2013). El mismo estudio de cohortes también encontró que un riesgo elevado de hipotiroidismo estaba significativamente asociado con el uso de siete pesticidas (Shrestha et al., 2018). Los estudios también han encontrado asociaciones significativas entre la disminución de la calidad del esperma y la exposición a pesticidas (Knapke et al., 2022). También se encontró que la exposición ambiental a pesticidas está asociada con el aumento en el riesgo de desarrollar la Enfermedad de Parkinson en un estudio basado en California (Wang et al., 2014). La exposición crónica y moderada a pesticidas también se ha asociado con disfunción cognitiva y psicomotora, así como con otras enfermedades neurodegenerativas (Kamel and Hoppin, 2004).

Un estudio de los nacimientos de California encontró que las tasas de nacimientos prematuros por condado se incrementaron significativamente cuando el uso de pesticidas a nivel de condado se incrementó, usando información del uso de pesticidas proveniente de la base de datos del PUR de California (Winchester et al., 2016). La exposición prenatal a los clorpirifos organofosforados ha sido asociada con anomalías en la estructura cerebral en los niños (Rauh et al., 2012). En un área de agricultura intensiva de California, se encontró que los niños que son expuestos prenatalmente a muchos pesticidas tienen decrementos significativos en la Escala Total de CI (Gunter et al., 2017). Los niños tienen un mayor riesgo de toxicidades por pesticidas debido a exposiciones a través de conductas de mano a boca, una mayor proporción de superficie corporal con respecto al volumen, mayores tasas respiratorias y una mayor proximidad al suelo. Las exposiciones a temprana edad a pesticidas medidas como concentraciones de metabolitos urinarios fueron significativamente asociadas con síntomas respiratorios infantiles, tales como tos inducida por el

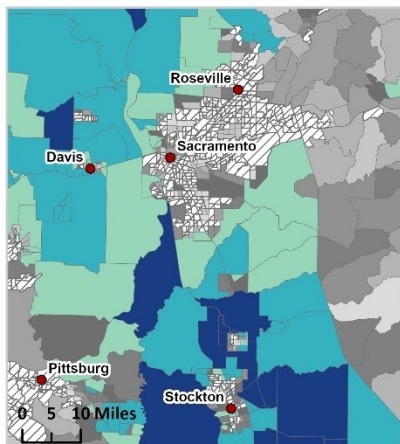
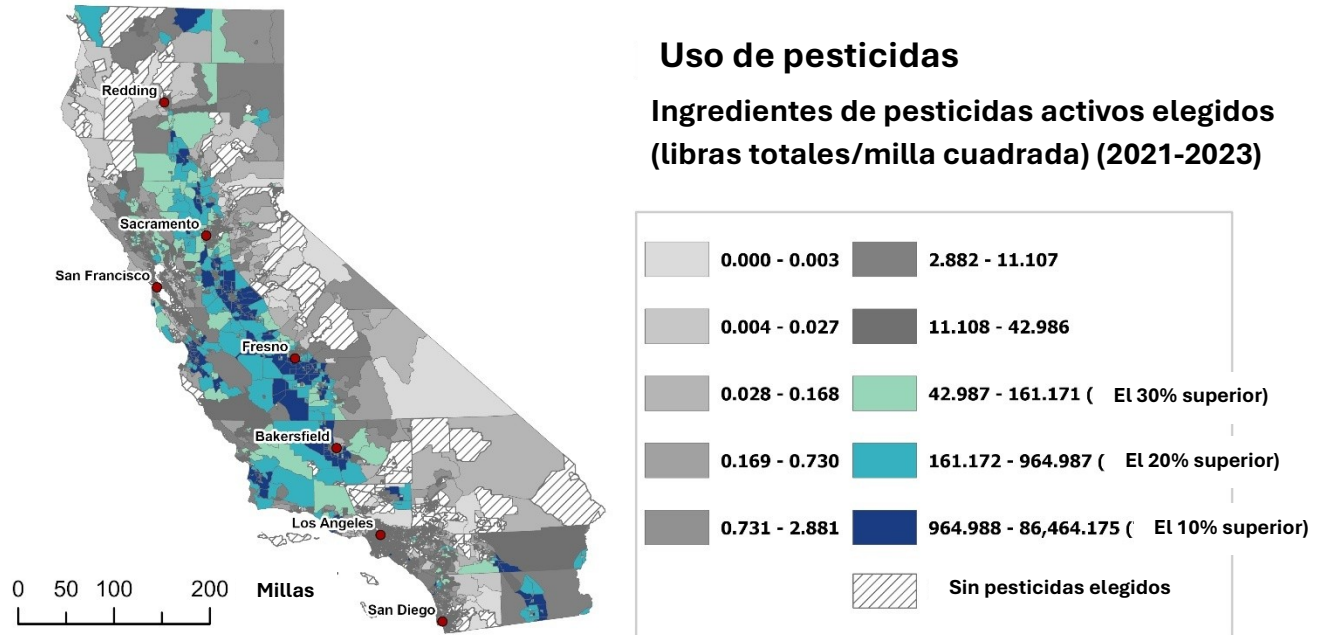
ejercicio (Raanan et al., 2015). La proximidad residencial a aplicaciones agrícolas de pesticidas también se ha vinculado con el cáncer infantil (Lombardi et al., 2021; Park et al., 2020).

Un estudio de los datos a nivel nacional de las enfermedades relacionadas a los pesticidas concluyó que los trabajadores agrícolas y las personas que viven cerca de la agricultura tienen la tasa más alta de envenenamiento por pesticidas de incidentes de acarreo por aire, con la fumigación de la tierra abarcando la mayoría de los casos (Lee et al., 2011). Solo en 2021, el DPR registró 158 casos de enfermedades causadas por acarreo por aire de pesticidas agrícolas (DPR, 2021). Debido a sus características físicas y químicas, los fumigantes y otros pesticidas volátiles son más propensos a incidentes y enfermedades relacionadas con el acarreo de pesticidas por el aire. Sin embargo, cualquier plaguicida que se aplica en el aire o se rocía durante condiciones de viento puede ser acarreado por el aire a comunidades vecinas (Coronado et al., 2011; Lee et al., 2011).

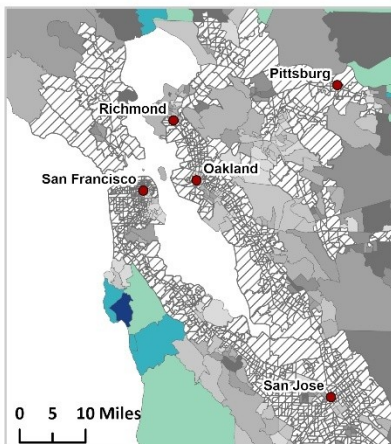
A pesar de que no se encuentran disponibles datos de monitoreo de pesticidas en el aire a nivel estatal, el DPR ha establecido una red de monitoreo de pesticidas en el aire para ocho áreas agrícolas a partir de 2018 donde es más alto el uso de pesticidas que probablemente se concentren en el aire. Esta red rastrea concentraciones de 30 a 40 pesticidas y compara las concentraciones de pesticidas individuales monitoreadas en el aire ambiental con su nivel de detección de salud. En 2021, esta mostró que fueron detectados 22 de los 36 pesticidas y productos de descomposición muestreados, y a pesar de que ninguno fue encontrado por encima de los niveles cruciales de detección de salud, las concentraciones promedio de 1,3-dicloropropeno y cloropicrina en 13 semanas excedieron sus niveles de detección de salud subcrónicos (DPR, 2023a). De manera similar, en 2022 y 2023 fueron detectados 19 de los 40 pesticidas y productos de descomposición muestreados, pero ninguno excedió los niveles de detección de salud o regulatorios (DPR, 2023b, 2024). En 2023, se encontró que la cloropicrina tuvo una concentración promedio de 13 semanas que alcanzó el 95.4% de su nivel de evaluación subcrónica (DPR, 2024).

Método

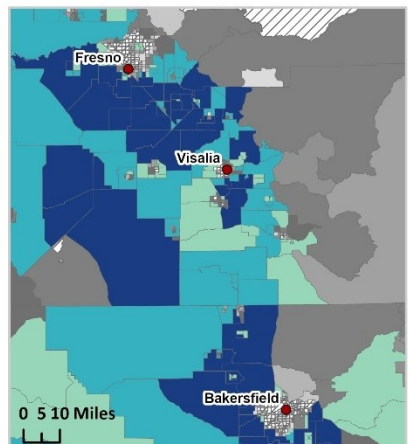
- Los pesticidas específicos incluidos en este indicador se redujeron de la lista de todos los pesticidas en uso registrados en California para enfocarse en un subconjunto de 124 sustancias químicas que son filtradas por peligro y volatilidad. La volatilidad es un indicativo de mayor probabilidad de acarreo por el aire y exposición (véase el Apéndice).
- Los registros del uso de pesticidas en la producción agrícola se obtuvieron para todo el estado para los años 2021, 2022 y 2023.
- El uso de pesticidas en la producción agrícola (total de libras del ingrediente activo seleccionado) para los registros de la MTRS se empataron con los tramos censales usando un archivo de empate creado en el programa GIS de ArcGIS Pro.
- El uso de pesticidas en la producción para cada tramo censal fue dividido entre cada área de tramo censal.
- Los tramos censales fueron ordenados por valores de uso de pesticidas y se les asignó un percentil en base a la distribución de los valores a nivel estatal.



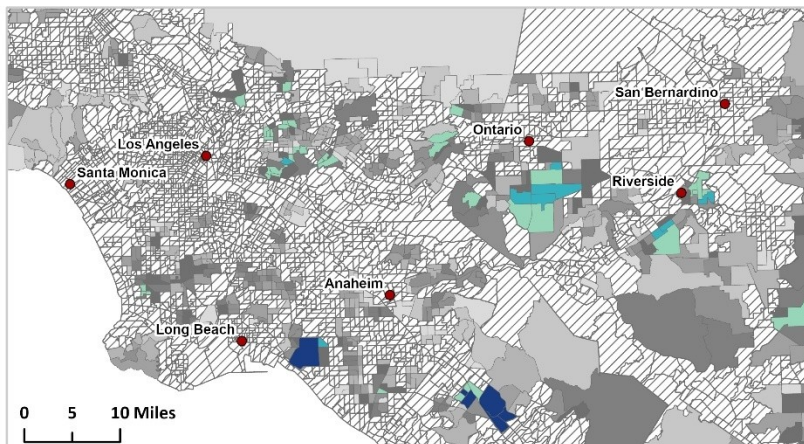
Área de Sacramento



Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alkon A, Gunier RB, Hazard K, Castorina R, Hoffman PD, Scott RP, et al., 2022. Preschool-Age Children's Pesticide Exposures in Child Care Centers and at Home in Northern California. *Journal of Pediatric Health Care* 36:34–45; doi:[10.1016/j.pedhc.2021.09.004](https://doi.org/10.1016/j.pedhc.2021.09.004).
- Bennett DH, Sellen J, Moran R, Alaimo CP, Young TM. 2025. Personal air sampling for pesticides in the California San Joaquin Valley. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 35:486–492; doi:[10.1038/s41370-024-00708-4](https://doi.org/10.1038/s41370-024-00708-4).
- Bradman A, Eskenazi B, Barr DB, Bravo R, Castorina R, Chevrier J, et al., 2005. Organophosphate urinary metabolite levels during pregnancy and after delivery in women living in an agricultural community. *Environmental health perspectives* 113: 1802–7.
- Bradman A, Whitaker D, Quiros L, Castorina R, Claus Henn B, Nishioka M, et al., 2007. Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 17:331–49; doi:[10.1038/sj.jes.7500507](https://doi.org/10.1038/sj.jes.7500507).
- Coronado GD, Holte S, Vigoren E, Griith WC, Barr DB, Faustman E, et al., 2011. Organophosphate pesticide exposure and residential proximity to nearby fields: evidence for the drift pathway. *Journal of occupational and environmental medicine / American College of Occupational and Environmental Medicine* 53:884–91; doi:[10.1097/JOM.0b013e318222f03a](https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e318222f03a).
- DPR. 2023a. California Department of Pesticide Regulation. Air Monitoring Network Results for 2021. Volume 11.
- DPR. 2023b. California Department of Pesticide Regulation. Air Monitoring Network Results for 2022. Volume 12.
- DPR. 2024. California Department of Pesticide Regulation. Air Monitoring Network Results for 2023. Volume 13.
- DPR. 2021. California Department of Pesticide Regulation. Summary of Results from the California Pesticide Illness Surveillance Program 2021.
- Gunier RB, Bradman A, Harley KG, Kogut K, Eskenazi B. 2017. Prenatal residential proximity to agricultural pesticide use and IQ in 7-year-old children. *Environmental health perspectives* 125: 057002.
- Gunier RB, Ward MH, Airola M, Bell EM, Colt J, Nishioka M, et al., 2011. Determinants of agricultural pesticide concentrations in carpet dust. *Environmental health perspectives* 119:970–6; doi:[10.1289/ehp.1002532](https://doi.org/10.1289/ehp.1002532).
- Harnly ME, Bradman A, Nishioka M, McKone TE, Smith D, McLaughlin R, et al., 2009. Pesticides in dust from homes in an agricultural area. *Environmental science & technology* 43:8767–74; doi:[10.1021/es9020958](https://doi.org/10.1021/es9020958).

- Kamel F, Hoppin JA. 2004. Association of Pesticide Exposure with Neurologic Dysfunction and Disease. *Environmental Health Perspectives* 112:950–958; doi:[10.1289/ehp.7135](https://doi.org/10.1289/ehp.7135).
- Knapke ET, Magalhaes D de P, Dalvie MA, Mandrioli D, Perry MJ. 2022. Environmental and occupational pesticide exposure and human sperm parameters: A Navigation Guide review. *Toxicology* 465:153017; doi:[10.1016/j.tox.2021.153017](https://doi.org/10.1016/j.tox.2021.153017).
- Koutros S, Beane Freeman LE, Lubin JH, Heltshe SL, Andreotti G, Barry KH, et al., 2013. Risk of total and aggressive prostate cancer and pesticide use in the Agricultural Health Study. *American journal of epidemiology* 177:59–74; doi:[10.1093/aje/kws225](https://doi.org/10.1093/aje/kws225).
- Lee SJ, Mehler L, Beckman J, Diebolt-Brown B, Prado J, Lackovic M, et al., 2011. Acute pesticide illnesses associated with off-target pesticide drift from agricultural applications: 11 States, 1998-2006. *Environmental health perspectives* 119:1162–9; doi:[10.1289/ehp.1002843](https://doi.org/10.1289/ehp.1002843).
- Lombardi C, Thompson S, Ritz B, Cockburn M, Heck JE. 2021. Residential proximity to pesticide application as a risk factor for childhood central nervous system tumors. *Environmental Research* 197:111078; doi:[10.1016/j.envres.2021.111078](https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111078).
- Park AS, Ritz B, Yu F, Cockburn M, Heck JE. 2020. Prenatal pesticide exposure and childhood leukemia – A California statewide case-control study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 226:113486; doi:[10.1016/j.ijheh.2020.113486](https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113486).
- Quiros-Alcala L, Bradman A, Nishioka M, Harnly ME, Hubbard A, McKone TE, et al., 2011. Pesticides in house dust from urban and farmworker households in California: an observational measurement study. *Environmental health : a global access science source* 10:19; doi:[10.1186/1476-069x-10-19](https://doi.org/10.1186/1476-069x-10-19).
- Raanan R, Harley KG, Balmes JR, Bradman A, Lipsett M, Eskenazi B. 2015. Early-life exposure to organophosphate pesticides and pediatric respiratory symptoms in the CHAMACOS cohort. *Environmental health perspectives* 123: 179–185.
- Rauh VA, Perera FP, Horton MK, Whyatt RM, Bansal R, Hao X, et al., 2012. Brain anomalies in children exposed prenatally to a common organophosphate pesticide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:7871–6; doi:[10.1073/pnas.1203396109](https://doi.org/10.1073/pnas.1203396109).
- Shrestha S, Parks CG, Goldner WS, Kamel F, Umbach DM, Ward MH, et al., 2018. Pesticide use and incident hypothyroidism in pesticide applicators in the Agricultural Health Study. *Environmental health perspectives* 126: 097008.
- Wang A, Cockburn M, Ly TT, Bronstein JM, Ritz B. 2014. The association between ambient exposure to organophosphates and Parkinson’s disease risk. *Occupational and environmental medicine* 71: 275–281.
- Winchester P, Proctor C, Ying J. 2016. County-level pesticide use and risk of shortened gestation and preterm birth. *Acta Paediatrica* 105: e107–e115.

Apéndice

Uso de Pesticidas – Filtro por Peligro y Volatilidad

Los pesticidas específicos incluidos en el indicador Uso de Pesticidas fueron identificados de los ingredientes activos de pesticidas encontrados en la base de datos del PUR del DPR para los años 2021–2023. Estos pesticidas se filtraron adicionalmente tanto por peligro como por probabilidad de exposición.

Se identificaron los pesticidas de potencialmente mayor peligro usando una lista generada conforme la Ley de Prevención de Defectos de Nacimiento de 1984 (SB 950) y la lista de la Propuesta 65 (Ley del Agua Potable Segura y Aplicación de las Leyes sobre Sustancias Tóxicas de 1986). Como parte de un proceso de revisión de los ingredientes activos de acuerdo con el programa SB 950, los pesticidas fueron clasificados como de prioridad “Alta”, “Moderada” o “Baja” en 2011 de acuerdo con el potencial de efectos adversos para la salud usando estudios de calidad suficiente para caracterizar el riesgo. Para la SB 950 la priorización de cada plaguicida es un proceso subjetivo basado en la índole y el número de los efectos adversos potenciales, el número de especies afectadas, el nivel de efectos imperceptibles (NOEL, por sus siglas en inglés) el potencial de exposición en humanos, patrones de uso, la cantidad usada y las evaluaciones y acciones de la US EPA, entre otros. La Propuesta 65 requiere que el estado conserve una lista de sustancias químicas que causan cáncer o toxicidad en la reproducción. Se evaluaron los pesticidas de la lista de la Propuesta 65 hasta febrero de 2025. Dado que este indicador tiene como objetivo capturar el riesgo de exposición a pesticidas, los pesticidas que fueron clasificados como “Bajos”, no priorizados de acuerdo con la SB 950 o que no están en la lista de la Propuesta 65 fueron eliminados del análisis.

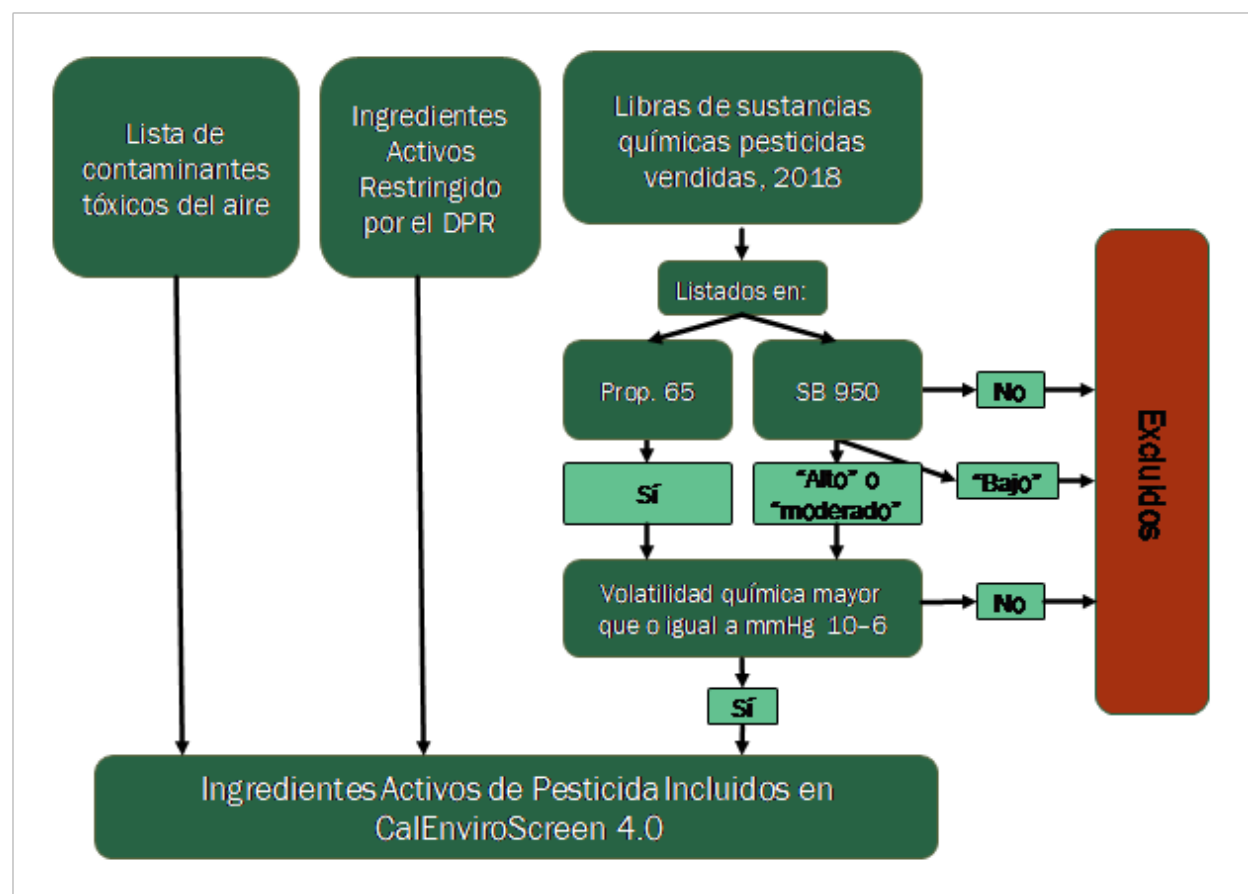
El análisis se limitó aún más a pesticidas de volatilidad alta o moderada ya que la volatilidad alta incrementar la probabilidad de exposición a través del aire. Una lista de pesticidas volátiles se obtuvo del DPR. Se investigaron las propiedades químicas de los pesticidas que no aparecen en esta lista en PubChem y en las fuentes de literatura de libre acceso. Los pesticidas con una presión de vapor menor a 10^{-6} milímetros de mercurio (mm Hg), lo que indica una volatilidad baja, fueron eliminados del análisis del análisis.

Además, los pesticidas que no cumplieron con los criterios de peligro y volatilidad, pero que están listados como Contaminantes Tóxicos del Aire (TAC, por sus siglas en inglés) o ingredientes activos restringidos basados en las listas de TAC o de uso restringido del DPR también se incluyeron en el análisis. Las listas del DPR de materiales restringidos y TAC están disponibles en:

<https://apps.cdpr.ca.gov/label/restricted.cfm>

<https://www.cdpr.ca.gov/environmental-monitoring/air-monitoring/>

Véase la figura a continuación para un diagrama de flujo sobre cómo se seleccionaron los ingredientes activos de pesticidas para su inclusión.



Los criterios de selección mencionados anteriormente dieron como resultado una lista de 166 pesticidas, de los cuales 124 tuvieron un uso agrícola de producción mayor que cero durante este tiempo. Estos 124 pesticidas fueron incluidos en el análisis final del indicador. Los pesticidas incluidos en el cálculo del indicador se identifican a continuación.

Ingrediente Activo del Plaguicida	Uso Agrícola de Producción Total (Libras: 2021-23)	Clasificación en CalEnviroScreen 5.0
1,3-DICLOROPROPENO	27,862,040	1
2,4-D	22,077	53
2,4-D, ÉSTER DE 2-ETILHEXILO	16,506	59
2,4-D, ÉSTER DE BUTOXIETANOL	2,949	77
2,4-D, SAL DE DIETANOLAMINA	7,288	71
2,4-D, SAL DE DIMETILAMINA	856,082	12
2,4-D, ÉSTER ISOOCÉTILICO	26	96
2,4-D, ÉSTER ISOPROPÍLICO	37,070	47
2,4-D, SAL DE TRIETILAMINA	11	97
2,4-D, SAL DE TRIISOPROPANOLAMINA	<1	113
2,4-DB, SAL DE DIMETILAMINA	184,709	25
ÁCIDO 2,4-DICLOROFENOXIACÉTICO, SAL DE COLINA	88,912	40

2,4-DP-P, ÉSTER DE 2-ETILHEXILO	416	84
2,4-DP-P, SAL DE DMA	<1	114
ACETAMIPRID	178,703	26
ACIBENZOLAR-S-METIL	6,829	72
ACROLEÍNA	9,738	66
ALACLORO	27	94
FOSFURO DE ALUMINIO	35,129	49
AMITRAZ	4	104
ATRAZINA	50,818	43
ATRAZINA, OTRAS SUSTANCIAS RELACIONADAS	967	80
BENTAZÓN, SAL SÓDICA	21,192	55
ÁCIDO BÓRICO	42,440	45
BROMACIL	3,488	76
OCTANOATO DE BROMOXINILO	124,180	33
BUPROFEZINA	737,856	14
ÁCIDO CACODÍLICO	<1	120
CAPTAN	1,033,571	10
CAPTAN, OTRAS SUSTANCIAS RELACIONADAS	11,226	64
CARBARIL	257,588	22
CLORDANO	<1	118
CLOROPICRINA	25,792,417	2
CLOROTALONIL	2,624,340	7
CLORPIRIFOS	5,429	74
CLORITAL-DIMETILO	498,503	16
CLOMAZONA	90,715	39
CICLOATO	122,473	34
CYMOXANIL	19,622	58
CIPRODINIL	385,689	19
DAMINOZIDA	12,688	62
DAZOMET	20,740	56
DDVP	2	112
DIAZINÓN	118,119	35
DICAMBA	340	85
DICAMBA, SAL DE DIMETILAMINA	11,171	65
DICAMBA, SAL DE DIMETILAMINA, OTRAS SUSTANCIAS RELACIONADAS	2	106
DICAMBA, SAL SÓDICA	11,979	63
DICLOBENIL	10	99
SAL DE DIGLICOLAMINA DEL ÁCIDO 3,6- DICLORO-O-ANÍSICO	117,423	36

DIMETENAMIDA-P	41,082	46
DIMETOATO	290,569	20
DIMETOMORFO	67,218	42
DIMETILAMINA 2-(2,4-DICLOROFENOXI)PROPIONATO	<1	116
DINOCAP	2	109
DINOSEB	2	111
DINOTEFURANO	34,191	50
DITIOPIR	6,526	73
DIURON	133,412	30
ENDOSULFÁN	105	91
EPTC	426,528	17
ETALFLURALINA	76,276	41
ETOFUMESATO	15,326	60
ETOPROP	36,435	48
FLUDIOXONIL	132,924	31
FLUMIOXAZINA	282,148	21
GLUTARALDEHÍDO	254	87
CLORURO DE HIDRÓGENO	7	100
IMAZALIL	201	88
LINDANO	4	103
LINURON	132,810	32
FOSFURO DE MAGNESIO	10	98
MALATIÓN	788,667	13
MANCOZEB	2,750,381	6
MANEB	777	81
MCPA, ÉSTER DE 2-ETILHEXIL	1,118	79
MCPA, SAL DE DIMETILAMINA	233,869	24
MEFENOXAM	255,074	23
META-CRESOL	2	110
METALAXIL	8,003	70
METAM-SODIO	9,705,472	4
METIDATIÓN	3	105
METOMIL	683,439	15
METOXICLORO	45	93
METOXICLORO, OTRAS SUSTANCIAS RELACIONADAS	6	101
BROMURO DE METILO	4,248,887	5
METIL PARATIÓN	27	95
METRAFENONA	144,356	29
MICLOBUTANIL	98,883	38
NAFTELENO	<1	124

NITRAPIRINA	118	90
NORFLURAZON	8,209	69
ORTO-FENILFENOL	<1	115
OXIDOMETÓN-METILO	<1	123
PARA-DICLOROBENCENO	2	108
DICLORURO DE PARAQUAT	1,175,932	9
PARATIÓN	68	92
PCNB	30,621	51
PCP, OTRAS SUSTANCIAS RELACIONADAS	<1	121
PENTACLOROFENOL	2	107
FORATO	24,164	52
FOSFINA	179	89
POTASIO N-METILDITIOCARBAMATO	25,152,512	3
PROPOXUR	<1	119
PIRETRINAS	19,924	57
PIRIDABENO	4,286	75
PIRIMETANIL	171,566	27
S,S,S-TRIBUTIL FOSFOROTRITIOATO	14,279	61
SEDAXANO	<1	117
SIMAZINA	150,179	28
ESTRICNINA	752	82
DIÓXIDO DE AZUFRE	9,726	67
FLUORURO DE SULFURILO	99,174	37
TERRAZOLE	333	86
TETRACONAZOL	21,580	54
TIRAM	414,383	18
TRIALATO	2,095	78
TRICLORFÓN	<1	122
TRIFLUMIZOL	50,047	44
TRIFLURALINA	890,475	11
UNICONAZOL-P	5	102
XILENO	445	83
FOSFURO DE ZINC	9,248	68
ZIRAM	1,307,805	8

EMISIONES DE SUSTANCIAS TÓXICAS DE INSTALACIONES

Hay una inquietud generalizada con respecto a la exposición a sustancias químicas que se liberan de las instalaciones industriales. No se ha identificado información a nivel estatal que directamente mida la exposición a emisiones de sustancias tóxicas. Sin embargo, están disponibles algunos datos sobre la liberación de contaminantes al medioambiente y pueden proporcionar alguna evidencia pertinente para posibles exposiciones subsecuentes. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA) mantiene un Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (TRI, por sus siglas en inglés) de las emisiones en el sitio al aire, agua, tierra y la inyección subterránea de toda sustancia química clasificada, así como de las cantidades transferidas hacia fuera del sitio. Cada instalación reporta los datos. La US EPA tiene un instrumento de evaluación basado en computadora llamado Indicadores Ambientales para la Evaluación de Riesgos (RSEI), el cual analiza estas liberaciones y modela la exposición potencial a sustancias tóxicas.

Indicador

Concentraciones ponderadas por toxicidad de liberaciones modeladas de sustancias químicas al aire por emisión de las instalaciones y por incineración fuera del sitio (promediado durante 2020 a 2022 e incluyendo las emisiones de plantas mexicanas promediadas entre el mismo periodo de 3 años).

Fuente de los Datos

Inventario de Liberación de Sustancias Tóxicas (TRI), Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA)

El programa del TRI se creó por la Ley Federal del Derecho a Saber de las Comunidades y de Planeación en caso de Emergencias (EPCRA, por sus siglas en inglés) y la Ley de Prevención de la Contaminación. El programa mantiene una base de datos de emisiones y otro tipo de liberaciones para ciertas sustancias químicas tóxicas. La base de datos se actualiza anualmente e incluye:

- Las sustancias químicas identificadas en el Artículo 313 de la EPCRA (799 sustancias químicas individualmente enumeradas y 33 categorías químicas); y
- Sustancias químicas persistentes, bioacumulativas y tóxicas (PBT, por sus siglas en inglés) (16 sustancias químicas específicas y 4 clases químicas).

Las instalaciones tienen la obligación de reportar si tienen 10 o más empleados de tiempo completo operando dentro de un conjunto de sectores industriales delineados por el TRI, y si manufacturan más de 25,000 libras o usan más de 10,000 libras de cualquier sustancia química en la lista durante el año calendario. Se aplican umbrales más bajos para la obligación de reportar las sustancias químicas PBT (10 o 100 libras) y las sustancias químicas similares a las dioxinas (0.1 gramos).

<https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program>

Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC) de México

El RETC es una base de datos nacional de México, similar al TRI de la US EPA, con información de contaminantes emitidos al medioambiente incluyendo aire, agua y tierra. Las regulaciones medioambientales mexicanas actuales incluyen una lista de 200 sustancias químicas que tienen requisitos de notificación obligatoria al RETC, con sus respectivos umbrales de notificación.

<http://sinat.semarnat.gob.mx/retc/retc/index.php>

Indicadores Ambientales de la Evaluación de Riesgos (RSEI), Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA)

El RSEI es un instrumento de evaluación basado en computadora que analiza los factores relacionados a las emisiones de sustancias tóxicas que pueden resultar en riesgos crónicos para la salud humana. El RSEI analiza estos factores y calcula una calificación numérica. Para darle sentido a la calificación, se debe comparar con otros puntajes RSEI. El RSEI combina datos de liberaciones TRI con estimados de toxicidad y modela la dispersión de las sustancias químicas en el aire incorporando las propiedades fisicoquímicas, el clima y la geografía. El RSEI le asigna a cada liberación de sustancias químicas y la vía de exposición potencial una ponderación de toxicidad. Las ponderaciones de toxicidad se toman de varios programas de la US EPA, de la CalEPA, y de la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, y consideran los puntos finales de cáncer y de otras enfermedades. La medida resultante de exposición es aditiva a la de otras sustancias químicas.

Para todas las liberaciones al aire, se usa un modelo pluma de la US EPA para calcular las concentraciones del contaminante a largo plazo de la chimenea o de la zona de liberación a favor del viento. Las liberaciones al aire debidas a la incineración de residuos después de las transferencias a instalaciones fuera del sitio se modelan de la misma manera. El RSEI asigna las concentraciones ponderadas de toxicidad a un sistema de cuadrícula de 810 m por 810 m. La concentración total basada en los puntajes de peligro para todo el sistema de cuadrícula está disponible en la US EPA como Microdatos Geográficos RSEI. Los datos se encuentran disponibles en el enlace siguiente:

<https://www.epa.gov/rsei>

Razonamiento

El Inventario de Liberación de Sustancias Tóxicas (TRI) ofrece información al público sobre las emisiones y liberaciones al medioambiente desde una variedad de instalaciones en todo el estado. Los datos del TRI, sin embargo, no ofrecen información sobre la extensión de la exposición pública a estas sustancias químicas. No obstante, la US EPA ha declarado que la “[d]isposición u otra liberación de sustancias químicas al medioambiente ocurre a través de toda una gama de prácticas que podrían, a final de cuentas, afectar la exposición de los seres humanos a las sustancias químicas tóxicas” (US EPA, 2010). Un estudio de la contaminación en la industria de tableros de circuitos impresos determinó que entre los estados con un nivel alto de emisiones TRI en el 2006, las evaluaciones del riesgo RSEI para el estado de California eran, por mucho, las más altas. De acuerdo con el estudio, California combina un alto nivel de emisiones tóxicas con una

calificación de alto riesgo, en base a la ubicación, la composición de las emisiones y un modelado de la exposición entre la población (Lam et al., 2011).

Los datos del monitoreo del aire en cientos de lugares a lo largo de los Estados Unidos han identificado más de una docena de contaminantes atmosféricos peligrosos en concentraciones que exceden los niveles de referencia de California para el cáncer y otras enfermedades (McCarthy et al., 2009). Muchos de los lugares donde estos autores encontraron que tienen niveles elevados se encuentran cerca de fuentes industriales importantes y muchas de las sustancias químicas detectadas en el monitoreo son las que se liberan de estas instalaciones. En un estudio sobre el riesgo nacional de cáncer por contaminantes atmosféricos peligrosos durante el período 2013–2017, Los Ángeles tuvo un riesgo anual promedio estimado de cáncer de casi 100 por cada 1 millón de personas; el segundo más alto entre las ciudades estudiadas (Weitekamp et al., 2021). El mayor contribuyente al riesgo de cáncer fue el formaldehído, un carcinógeno comúnmente emitido por actividades industriales (CARB, 2020). Sin embargo, los riesgos de cáncer por sustancias tóxicas en el aire en California, especialmente en áreas urbanas, han ido disminuyendo debido a programas regulatorios y basados en incentivos para la reducción de Sustancias tóxicas en el aire (Maestas et al., 2024; Propper et al., 2015; Weitekamp et al., 2021).

Aparte de las liberaciones de sustancias químicas de rutina, algunas comunidades que se encuentran cerca de instalaciones TRI están en riesgo de exposición por liberaciones químicas accidentales. Un estudio de las tasas de accidentes autoreportados en instalaciones químicas de los Estados Unidos durante un periodo de cinco años reportó que 1,205 instalaciones (7.8% de las instalaciones en la base de datos) habían sufrido cuando menos un accidente durante el período que se reportó, y otras 355 instalaciones (2.3%) habían sufrido múltiples accidentes durante el periodo que se reportó (Kleindorfer et al., 2003). En relación con estos eventos, hubo un total de 1,987 lesiones y 32 muertes entre los trabajadores, y 167 lesiones entre no empleados, incluyendo el personal que atiende a emergencias. Hubo un total de 215 hospitalizaciones y 6,057 individuos recibieron otros tratamientos médicos. Más de 200,000 residentes de las comunidades estuvieron involucrados en evacuaciones y en incidentes donde tuvieron que crearse albergues en el sitio durante ese periodo de cinco años.

Varios estudios han examinado el potencial de que haya efectos a la salud por el hecho de vivir cerca de instalaciones TRI. Por ejemplo, un estudio de control de casos reportó un incremento en el riesgo de diagnóstico de cáncer de cerebro en niños cuyas madres viven a una milla de distancia o menos de una instalación TRI que libera carcinógenos. (Choi et al., 2006). En otro estudio, concentraciones TRI en aire y agua estuvieron asociadas con un incremento en las tasas de mortalidad en infantes, pero no en fetos (Agarwal et al., 2010). En un estudio en Texas, las exposiciones residenciales maternas a cinco sustancias químicas TRI fueron asociadas positivamente con el bajo peso al nacer de los descendientes (Gong et al., 2018). Un estudio que comparó las liberaciones TRI a nivel de condado y los datos de salud, encontró que el aumento en las liberaciones al aire de sustancias químicas estaba significativamente asociado a una mayor mortalidad total, así como a la mortalidad por enfermedades cardiovasculares (Hendryx et al., 2014). Adicionalmente, tasas ajustadas de mortalidad significativamente más altas han sido asociadas con mayores liberaciones en el agua y en el aire en condados tanto rurales como urbanos (Hendryx and Fedorko, 2011).

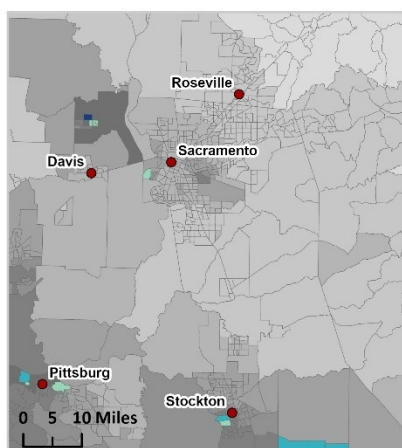
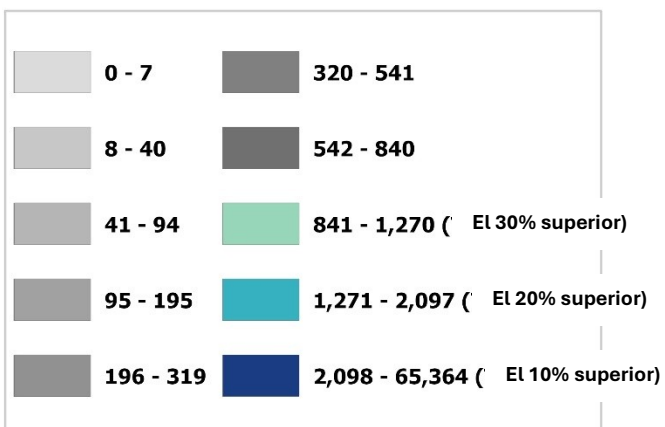
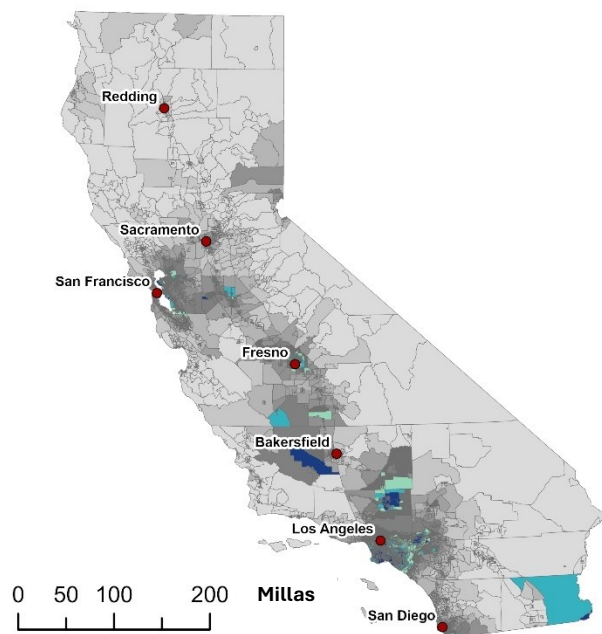
Múltiples estudios han observado mayores emisiones en áreas marginadas y de bajos ingresos (Brooks and Sethi, 2009; Pastor Jr et al., 2005; Szasz and Meuser, 1997; Weitekamp et al., 2021). Adicionalmente, se ha observado una correlación entre la raza y la etnicidad, y la presencia de instalaciones que emiten sustancias tóxicas. Un estudio del 2016 determinó que las peores instalaciones contaminantes exponen desproporcionadamente a comunidades con poblaciones de color y de bajos ingresos a las liberaciones de sustancias químicas. (Collins et al., 2016). Asimismo, estas disparidades raciales y étnicas en la exposición están más marcadas en vecindarios con un ingreso medio por debajo de los \$25,000, y las disparidades en base al ingreso, más marcadas en vecindarios con un ingreso medio por encima de dicho nivel (Zwickl et al., 2014). Se determinó que las personas de color en las regiones bajo estudio en el sur de California tienen mayor probabilidad de vivir en áreas donde ocurre un mayor número de emisiones de sustancias tóxicas. (Marshall, 2008; Morello-Frosch, 2002; Sadd et al., 1999).

Método

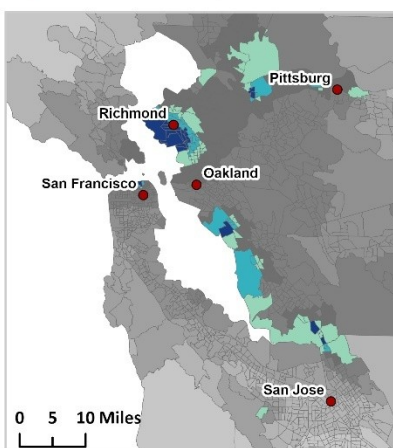
- Las emisiones al aire del TRI de California para los años 2020 al 2022 fueron modeladas usando el código RSEI Versión 2.3.12, por Abt Associates, un contratista de la US EPA para el programa RSEI (las liberaciones al agua y la tierra no se incluyeron).
- Las emisiones RETC de los años 2020 al 2022 fueron proporcionadas por Abt Associates para su inclusión en el modelo RSEI.
- Se hicieron estimados a nivel de tramo censal para las concentraciones de peligro ponderadas RSEI tomando el promedio ponderado de la superficie terrestre de los valores a nivel de manzana para cada tramo. La información de la superficie terrestre se obtuvo de un formato de archivo de datos geográficos llamado “shapefile” marca TigerLine 2020 por manzana de censo.
- El promedio de los estimados de concentración ponderada por toxicidad para tramo censal se clasificó y se le asignó un percentil basado en su posición en la distribución.

Emisiones tóxicas de las instalaciones

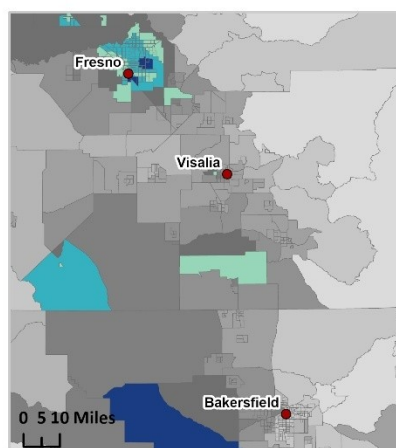
Concentraciones modeladas de las emisiones químicas al aire, ponderados por toxicidad (2020-2022)



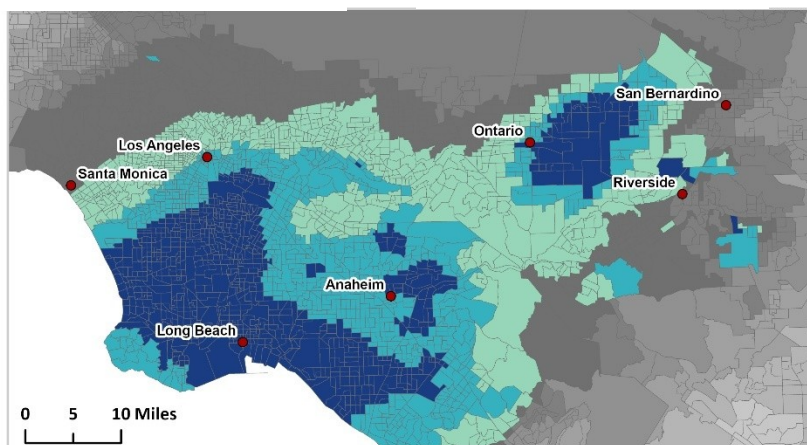
Área de Sacramento



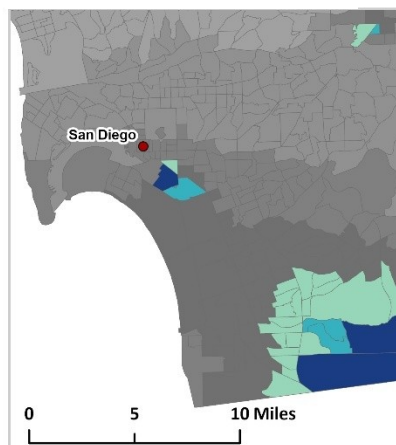
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Agarwal N, Banerghansa C, Bui L. 2010. Toxic exposure in America: Estimating fetal and infant health outcomes from 14 years of TRI reporting. *Journal of health economics* 29: 557–574.
- Brooks N, Sethi R. 2009. The Distribution of Pollution: Community Characteristics and Exposure to Air Toxics. In: *Distributional Effects of Environmental and Energy Policy*. Routledge.
- CARB. 2020. Formaldehyde | California Air Resources Board. Available: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/fact-sheets/formaldehyde> [accessed 29 September 2025].
- Choi HS, Shim YK, Kaye WE, Ryan PB. 2006. Potential residential exposure to toxics release inventory chemicals during pregnancy and childhood brain cancer. *Environmental health perspectives* 114: 1113–8.
- Collins MB, Munoz I, JaJa J. 2016. Linking ‘toxic outliers’ to environmental justice communities. *Environmental Research Letters* 11: 015004.
- Gong X, Lin Y, Zhan FB. 2018. Industrial air pollution and low birth weight: a case-control study in Texas, USA. *Environmental science and pollution research international* 25:30375–30389; doi:[10.1007/s11356-018-2941-y](https://doi.org/10.1007/s11356-018-2941-y).
- Hendryx M, Fedorko E. 2011. The relationship between toxics release inventory discharges and mortality rates in rural and urban areas of the United States. *J Rural Health* 27:358–366; doi:[10.1111/j.1748-0361.2011.00367.x](https://doi.org/10.1111/j.1748-0361.2011.00367.x).
- Hendryx M, Luo J, Chen B-C. 2014. Total and cardiovascular mortality rates in relation to discharges from toxics release inventory sites in the United States. *Environmental Research* 133: 36–41.
- Kleindorfer PR, Belke JC, Elliott MR, Lee K, Lowe RA, Feldman HI. 2003. Accident epidemiology and the U.S. chemical industry: accident history and worst-case data from RMP*Info. *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis* 23: 865–81.
- Lim SR, Lam CW, Schoenung JM. 2011. Environmental and risk screening for prioritizing pollution prevention opportunities in the U.S. printed wiring board manufacturing industry. *Journal of hazardous materials* 189:315–22; doi:[10.1016/j.jhazmat.2011.02.044](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.044).
- Maestas MM, Epstein SA, Schulte N, Li X, Zhang X, Lee S-M, et al., 2024. Trends in air toxics cancer risk in Southern California, 1998-2018. *Environ Res: Health* 2:025005; doi:[10.1088/2752-5309/ad2f09](https://doi.org/10.1088/2752-5309/ad2f09).
- Marshall JD. 2008. Environmental inequality: Air pollution exposures in California’s South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment* 42:5499–5503; doi:[10.1016/j.atmosenv.2008.02.005](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.005).
- McCarthy MC, O’Brien TE, Charrier JG, Hafner HR. 2009. Characterization of the chronic risk and hazard of hazardous air pollutants in the United States using ambient monitoring data. *Environmental health perspectives* 117:790–6; doi:[10.1289/ehp.11861](https://doi.org/10.1289/ehp.11861).

- Morello-Frosch R, Pastor M, Porras C, Sadd J. 2002. Environmental justice and regional inequality in southern California: implications for future research. *Environmental health perspectives* 110 Suppl 2: 149–54.
- Pastor Jr M, Morello-Frosch R, Sadd JL. 2005. The Air Is Always Cleaner on the Other Side: Race, Space, and Ambient Air Toxics Exposures in California. *Journal of Urban Affairs*.
- Propper R, Wong P, Bui S, Austin J, Vance W, Alvarado Á, et al., 2015. Ambient and Emission Trends of Toxic Air Contaminants in California. *Environ Sci Technol* 49:11329–11339; doi:[10.1021/acs.est.5b02766](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02766).
- Sadd JL, Pastor Jr M, Boer JT, Snyder LD. 1999. “Every Breath You Take...”: The Demographics of Toxic Air Releases in Southern California. *Economic Development Quarterly* 13: 107–123.
- Szasz A, Meuser M. 1997. Environmental inequalities: Literature review and proposals for new directions in research and theory. *Current Sociology* 45: 99–120.
- US EPA. 2010. Toxic Release Inventory. National Analysis Overview. 35 pp.
- Weitekamp CA, Lein M, Strum M, Morris M, Palma T, Smith D, et al., 2021. An Examination of National Cancer Risk Based on Monitored Hazardous Air Pollutants. *Environmental Health Perspectives*; doi:[10.1289/EHP8044](https://doi.org/10.1289/EHP8044).
- Zwickl K, Ash M, Boyce JK. 2014. Regional variation in environmental inequality: Industrial air toxics exposure in US cities. *Ecological Economics* 107: 494–509.

IMPACTOS DEL TRÁFICO

Aunque California tiene los estándares de emisiones vehiculares más estrictos en los Estados Unidos, el estado también es conocido por sus supercarreteras y tráfico pesado. El tráfico es una fuente importante de contaminación del aire, particularmente en áreas urbanas, donde más del 50% de las emisiones de partículas provienen del tráfico. El humo del escape de los vehículos contiene un gran número de sustancias químicas tóxicas, incluyendo óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y benceno. El humo del escape de los vehículos también juega un papel en la formación del esmog fotoquímico. Los efectos en la salud que más preocupan debido a estos contaminantes incluyen la enfermedad cardíaca y pulmonar, el cáncer, y el aumento en la mortalidad.

Indicador

La suma de los volúmenes de tráfico, ajustada por el largo del segmento de carretera (kilómetros-vehículo por hora), dividida por el largo total de la carretera (en kilómetros) dentro de una distancia de 150 metros del límite del tramo censal (estimados de volúmenes de tráfico para 2019).

Fuente de los Datos

Clasificación Funcional del Sistema de Carreteras de California (CRS, por sus siglas en inglés) de Caltrans (noviembre de 2022)

El conjunto de datos proporciona información autorizada sobre el sistema de carreteras estatal para uso general del público, incluyendo geometrías de las carreteras y la clasificación de los segmentos de carretera según su Clasificación Funcional asociada. El conjunto de datos está disponible abiertamente para su descarga y uso.

https://gisdata-caltrans.opendata.arcgis.com/datasets/cf4982ddf16c4c9ca7242364c94c7ad6_0/about

Volúmenes de Tráfico de Caltrans Traffic Census (2019)

Se solicitó a Caltrans los datos de volumen de tráfico del programa Traffic Census para el año 2019 en formato shapefile. Los Volúmenes de Tráfico de Traffic Census proporcionan recuentos de Tráfico Diario Promedio Anual (AADT, por sus siglas en inglés) para carreteras estatales en California, es decir, carreteras con una clasificación funcional entre 1 y 3.

Volúmenes de Tráfico del Sistema de Monitoreo del Desempeño de Carreteras (HPMS, por sus siglas en inglés) de Caltrans (2019)

Se solicitó a Caltrans los datos de volumen de tráfico de la base de datos del HPMS para el año 2019 en formato shapefile. Los Volúmenes de Tráfico de Traffic Census proporcionan recuentos de AADT para carreteras estatales en California, es decir, carreteras con una clasificación funcional entre 3 y 6.

Localización de California, Instituto de Salud Pública: Estimados de Volumen de Tráfico en California en 2019

El análisis de la red de carreteras y los volúmenes de tráfico fue realizado por la Dra. Joanna Wilkin en Localización de California, un programa del Instituto de Salud Pública. El análisis se adaptó de su Traffic Tool de 2019.

<https://ext.trackingcalifornia.org/traffic>

Aduanas y Protección Fronteriza de los EE. UU, Datos de Entrada de Cruces Fronterizos

Se descargaron datos sobre recuentos de cruces fronterizos en dirección norte para el año 2019 de la página de Internet de Aduanas y Protección Fronteriza de los EE. UU.

<https://explore.dot.gov/views/BorderCrossingData/Annual?:isGuestRedirectFromVizportal=y&embed=y>

Asociación de Gobernadores de San Diego (SANDAG)

Se obtuvieron datos de la SANDAG sobre los volúmenes de tráfico de vehículos que cruzan la frontera EE. UU.-México y de carreteras mexicanas que están dentro de los 150 metros de la frontera EE. UU.-México para el área de Tijuana del año 2008.

<https://www.sandag.org/>

Razonamiento

Los impactos del tráfico representan los vehículos en una zona específica, lo cual tiene como resultado el que los humanos estén expuestos a las sustancias químicas del humo del escape del vehículo que son liberadas al aire, así como también otros efectos relacionados con grandes concentraciones de vehículos automotrices. Las carreteras principales han sido asociadas con una variedad de efectos en las comunidades, incluyendo el ruido, la vibración, lesiones y cambios locales en el uso de suelo, tales como un incremento en el número de gasolineras. Por ejemplo, los automovilistas a menudo se desvían usando las calles residenciales cerca de las carreteras principales a fin de evitar el congestionamiento o los controles de tráfico y este fenómeno puede incrementar el riesgo de que los peatones o ciclistas sufran lesiones en dichas comunidades. La velocidad de los vehículos está asociada directamente con el riesgo de que un peatón pierda la vida y las velocidades en las carreteras principales tienden a ser más altas que las velocidades normales en las calles residenciales.

Los estudios han demostrado que son personas no caucásicas y de bajos ingresos quienes componen mayormente los residentes en las áreas de mucho tráfico (Gunier et al., 2003; Tian et al., 2013) y que es más probable que las escuelas que están ubicadas cerca de carreteras con altos volúmenes estén en vecindarios de bajos ingresos que aquellas que están más alejadas de estos (Green et al., 2004). Un estudio de los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades de los EE. UU. basado en el Censo del 2010, encontró que es más probable que los latinos, los no caucásicos, los que nacieron en el extranjero y los que hablan un idioma diferente al inglés en su casa vivan dentro de los 150 metros de una carretera principal (Boehmer et al., 2013). En un estudio de California sobre los efectos de la contaminación asociada con el tráfico y los efectos respiratorios en niños, los niños hispanos, particularmente aquellos con ancestros nativos americanos, tenían mayor probabilidad de vivir cerca de una supercarretera o carretera principal, en comparación con niños caucásicos (Weaver and Gauderman, 2018). Los niños hispanos con

más del 50% de ancestros nativos americanos que también viven cerca de una carretera principal tuvieron más del doble de probabilidad de haber reportado alguna vez asma, en comparación con aquellos que vivían más alejados (Weaver and Gauderman, 2018). En el Sur de California, las reducciones en los niveles en el ambiente de contaminantes específicos asociados con el tráfico fueron asociadas significativamente con una menor incidencia de asma (Garcia et al., 2019). Adicionalmente, los niños que viven o asisten a escuelas cerca de carreteras con altos volúmenes tienen mayor probabilidad de sufrir de asma y bronquitis que los niños en áreas con menor densidad de tráfico. Se ha observado esta relación tanto en países desarrollados (Patel et al., 2011; Schultz et al., 2012) como en países en vías de desarrollo (Baumann et al., 2011).

La exposición a los contaminantes del aire provenientes de las emisiones de vehículos ha sido vinculada con resultados adversos de nacimiento, tales como bajo peso al nacer, mortinatos y nacimientos prematuros (Costello et al., 2022; Ebisu et al., 2018; Ghosh et al., 2012; Ritz et al., 2007). Dichas asociaciones se ven afectadas por la región, así como por la educación y la raza/etnia materna (Ng et al., 2017). La evidencia actual también sugiere que la leucemia infantil está asociada con la exposición residencial al tráfico durante el periodo posnatal (Boothe et al., 2014). Un estudio de niños en Los Ángeles determinó que los que tuvieron la mayor exposición prenatal a la contaminación asociada con el tráfico tenían hasta 15% más probabilidades de tener un diagnóstico de autismo que los niños nacidos de madres que se encontraban en el cuartil más bajo de exposición (Becerra et al., 2013). Un estudio también encontró una menor mejora en el desarrollo cognitivo entre los niños que asistían a escuelas con mayor contaminación del aire relacionada con el tráfico (Sunyer et al., 2015).

El estudio de Ateroesclerosis en Comunidades, un estudio de cohortes con más de 15,000 participantes, determinó que la densidad del tráfico y la distancia a las carreteras estaban asociadas con una reducción en la función pulmonar en mujeres adultas (Kan et al., 2007). Un estudio de California encontró que las emisiones vehiculares estaban asociadas con las hospitalizaciones por causas cardiovasculares en ancianos, así como con las hospitalizaciones por causas respiratorias en niños (Ebisu et al., 2019). Un estudio que usó datos de contaminación del aire asociada con el tráfico a nivel de calle mostró una asociación entre la exposición a largo plazo y un mayor riesgo de accidentes cardiovasculares entre ancianos (Alexee et al., 2018). Las emisiones vehiculares se asociaron con el incremento en la mortalidad cardiovascular y el tráfico en las estaciones cálidas se asoció con la mortalidad por todas las causas y por causas cardiovasculares (Berger et al., 2018). La densidad de la carretera y el volumen de tráfico fueron asociados con la mortalidad de hombres adultos por enfermedad cardiovascular en un área urbana de Brasil (Habermann and Gouveia, 2012). El volumen y la densidad del tráfico también han sido asociados con la mortalidad por todas las causas durante el tratamiento para la tuberculosis en California (Blount et al., 2017). El escape de los vehículos automotrices también es una de las fuentes principales de los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH, por sus siglas en inglés), que pueden dañar el ADN y causar cáncer (IARC, 2010). Un estudio multiétnico en California encontró una asociación entre el cáncer de pulmón y la exposición a la contaminación del aire relacionada con el tráfico, particularmente en vecindarios de baja condición socioeconómica (Cheng et al., 2022). En general, existe alta confianza en la asociación entre la exposición a largo plazo a la contaminación del aire relacionada con el tráfico y el inicio de asma en niños y adultos,

infecciones respiratorias bajas agudas en niños, enfermedad cardíaca isquémica y mortalidad por cáncer de pulmón (Boogaard et al., 2022).

Método

- Se colocó una zona amortiguadora de 150 metros alrededor de cada uno de los tramos censales de 2020 en California. La zona amortiguadora se usó para considerar los impactos de las carreteras dentro de los límites de los tramos censales amortiguados. La distancia de amortiguamiento que se seleccionó de 150 metros o aproximadamente 500 pies, proviene de las recomendaciones del Manual de Calidad del Aire y Uso de Suelos de la Junta de Recursos del Aire de California, que indica que la mayor parte de la contaminación del aire por partículas proveniente del tráfico baja considerablemente después de aproximadamente 500 pies de distancia de las carreteras (CARB, 2005).
- Se utilizó programación basada en Python 3, incluyendo pandas (versión 1.5.3) y geopandas (versión 1.0.1), para todo el procesamiento y análisis de datos.
- Se proporcionó Caltrans Traffic Census como un shapefile basado en puntos, que contenía hasta dos conteos de Tráfico Diario Promedio Anual (AADT) (uno hacia atrás y otro hacia adelante) para cada punto. Para aquellos puntos con dos conteos de AADT, se calculó un promedio para obtener un solo conteo en cada punto registrado.
- El conjunto de datos de AADT del HPMS de Caltrans se proporcionó como una base de datos geoespacial basada en líneas, que contenía segmentos de carretera individuales con un único conteo de AADT. El conjunto de datos se transformó a datos puntuales tomando el punto medio del segmento de línea.
- Los dos conjuntos de datos se fusionaron en un solo conjunto de datos espacial basado en puntos y se comprobó que no hubiera duplicados.
- El conjunto de datos de la red de carreteras del Sistema de Carreteras de California (CRS) de Caltrans se regeneró para proporcionar una segmentación consistente, fusionando inicialmente la red de carreteras en una sola característica y volviéndola a dividir en intersecciones, así como en los inicios y finales de los segmentos de carretera. Se eliminaron del conjunto de datos los segmentos de carretera designados como rampas.
- El conjunto de datos combinado de AADT se ajustó a la red de carreteras regenerada; se calculó un AADT promedio para las carreteras con múltiples puntos ajustados.
- Para los segmentos de carretera con datos de tráfico faltantes, se usó un modelado de interpolación espacial. Se usaron dos enfoques, el krigeaje y el vecino más cercano, para proporcionar valores estimados de AADT.
- El conjunto de datos de la red de carreteras con AADT resultante se recortó a los tramos censales amortiguados y se calcularon valores agregados:
 - Se calculó la longitud total de cada segmento de carretera dentro del tramo censal amortiguado en kilómetros.

- Se calculó un volumen de tráfico por hora para cada segmento de carretera dentro del tramo censal amortiguado dividiendo el valor de AADT por 24.
 - Se calculó un volumen de tráfico por hora ajustado por longitud para cada segmento de carretera dentro del tramo censal amortiguado multiplicando el volumen de tráfico por hora por la longitud recortada del segmento.
 - Los volúmenes de tráfico por hora ajustados por longitud de todos los segmentos de carretera se sumaron en un único volumen total para el tramo censal amortiguado.
 - La longitud recortada de todos los segmentos de carretera se sumó en una única longitud total de carretera para el tramo censal amortiguado.
- El valor final del indicador de los impactos del tráfico, vehículos por hora, se calculó dividiendo la suma de todos los volúmenes de tráfico ajustados a la longitud dentro del tramo censal amortiguado (vehículo-km/hr) por la suma de la longitud de todos los segmentos de carretera dentro del tramo censal amortiguado (km).

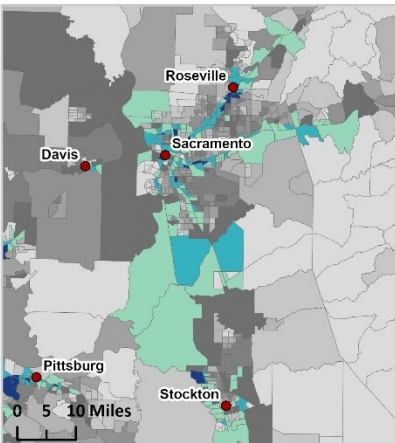
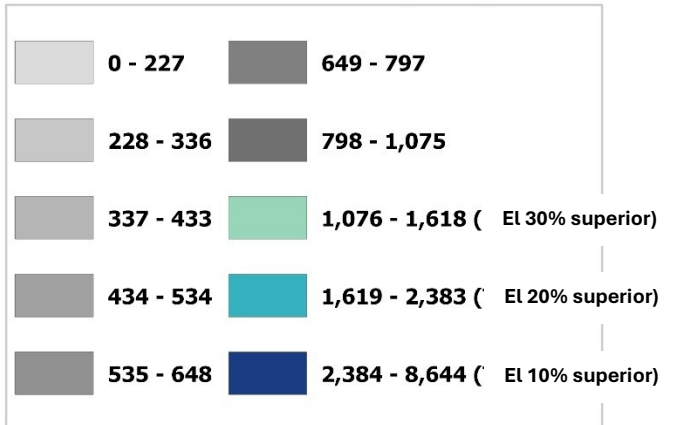
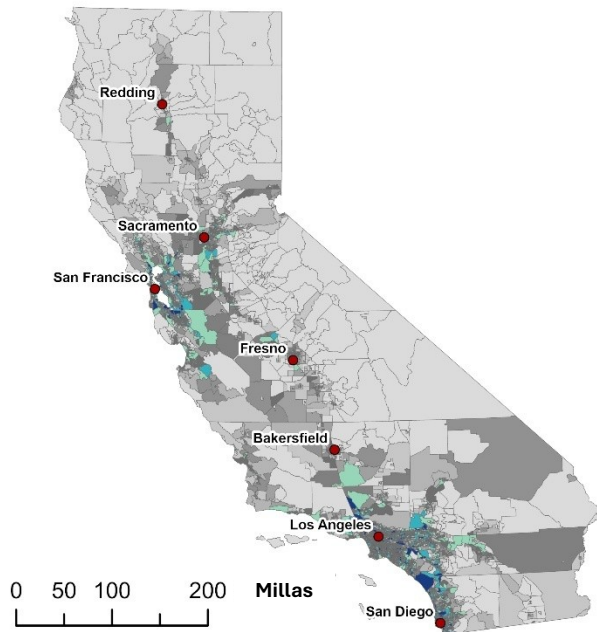
Los impactos del tráfico o vehículos por hora (vehículos/hr), se representan como el número de vehículos (ajustados por longitudes de segmento de carretera en kilómetros) por hora, por kilómetro de carretera dentro del tramo censal amortiguado.

- Se hicieron dos ajustes para considerar los impactos del tráfico sobre las comunidades a lo largo de la frontera EE. UU.-México. Los impactos de carreteras paralelas cercanas a los cruces fronterizos y de carreteras cruzando la frontera.
- Los impactos de tráfico de carreteras paralelas en México dentro de los 150 metros de la frontera EE. UU.-México se incorporaron con datos de tráfico obtenidos de la SANDAG para el área de Tijuana del año 2008. La información sobre carreteras paralelas cercanas a otros cruces fronterizos, como Mexicali, no estaba disponible en el momento de esta actualización.
- Los datos sobre el número de camiones, autobuses y vehículos particulares que cruzan por los seis puertos de entrada en la frontera EE. UU.-México, se incorporaron a este indicador. Se descargaron datos sobre recuentos de cruces fronterizos en dirección norte para el año 2019 de la página de Internet de Aduanas y Protección Fronteriza de los EE. UU. Para considerar los vehículos que viajan al sur, hacia México, los conteos en dirección norte se multiplicaron por dos.

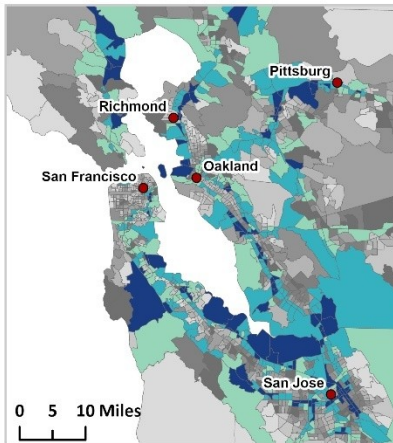
Los estimados para los impactos del tráfico por tramo censal se clasificaron y se les asignó percentiles con base en su posición en la distribución.

Impactos del trafico

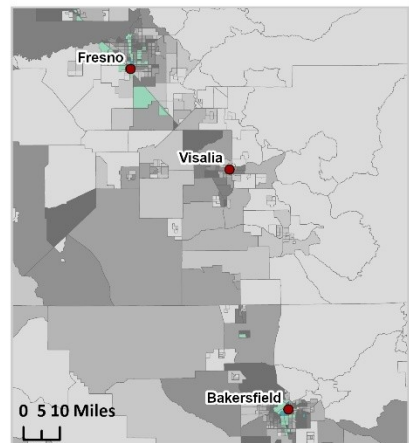
Suma de los volúmenes de trafico ajustado por lo largo de los segmentos de la carretera (km-vehículo/hora) dividido por lo largo total de la carretera (km) a menos de 150 metros de cada tramo censal (2019)



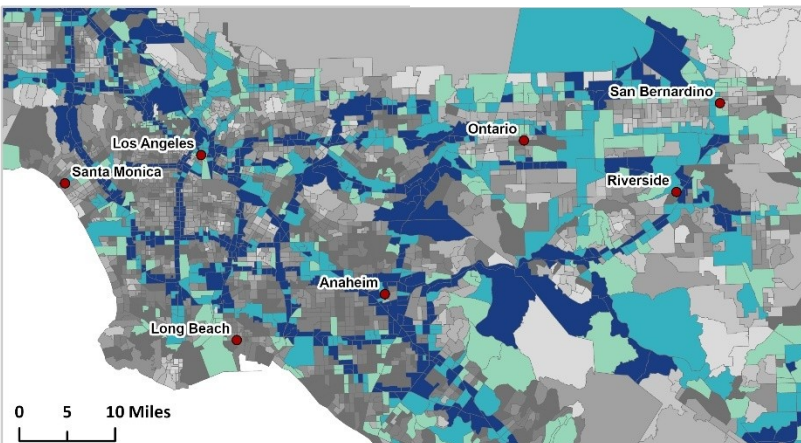
Área de Sacramento



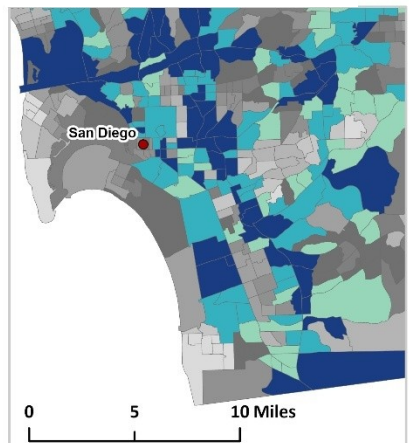
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alexee SE, Roy A, Shan J, Liu X, Messier K, Apte JS, et al., 2018. High-resolution mapping of traffic-related air pollution with Google street view cars and incidence of cardiovascular events within neighborhoods in Oakland, CA. *Environmental Health* 17: 38.
- Baumann LM, Robinson CL, Combe JM, Gomez A, Romero K, Gilman RH, et al., 2011. Effects of distance from a heavily transited avenue on asthma and atopy in a periurban shantytown in Lima, Peru. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology* 127:875–82; doi:[10.1016/j.jaci.2010.11.031](https://doi.org/10.1016/j.jaci.2010.11.031)
- Becerra TA, Wilhelm M, Olsen J, Cockburn M, Ritz B. 2013. Ambient air pollution and autism in Los Angeles County, California. *Environmental health perspectives* 121:380–6; doi:[10.1289/ehp.1205827](https://doi.org/10.1289/ehp.1205827).
- Berger K, Malig BJ, Hasheminassab S, Pearson DL, Sioutas C, Ostro B, et al., 2018. Associations of source-apportioned fine particles with cause-specific mortality in California. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 29: 639–648.
- Blount RJ, Pascopella L, Catanzaro DG, Barry PM, English PB, Segal MR, et al., 2017. Traffic-related air pollution and all-cause mortality during tuberculosis treatment in California. *Environmental health perspectives* 125: 097026.
- Boehmer TK, Foster SL, Henry JR, Woghiren-Akinnifesi EL, Yip FY. 2013. Residential proximity to major highways - United States, 2010. *Morbidity and mortality weekly report Surveillance summaries (Washington, DC : 2002)* 62 Suppl 3: 46–50.
- Boogaard H, Patton AP, Atkinson RW, Brook JR, Chang HH, Crouse DL, et al., 2022. Long-term exposure to traffic-related air pollution and selected health outcomes: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* 164:107262; doi:[10.1016/j.envint.2022.107262](https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107262).
- Boothe VL, Boehmer TK, Wendel AM, Yip FY. 2014. Residential Traffic Exposure and Childhood Leukemia: A Systematic Review and Meta-analysis. *American Journal of Preventive Medicine* 46:413–422; doi:[10.1016/j.amepre.2013.11.004](https://doi.org/10.1016/j.amepre.2013.11.004).
- CARB. 2005. Air quality and land use handbook: A community health perspective.
- Cheng I, Yang J, Tseng C, Wu J, Shari -Marco S, Park SL, et al., 2022. Traffic-related Air Pollution and Lung Cancer Incidence: The California Multiethnic Cohort Study. *Am J Respir Crit Care Med* 206:1008–1018; doi:[10.1164/rccm.202107-1770OC](https://doi.org/10.1164/rccm.202107-1770OC)
- Costello JM, Steurer MA, Baer RJ, Witte JS, Jellie-Pawlowski LL. 2022. Residential particulate matter, proximity to major roads, traffic density and traffic volume as risk factors for preterm birth in California. *Paediatric and Perinatal Epidemiology* 36:70–79; doi:[10.1111/ppe.12820](https://doi.org/10.1111/ppe.12820)
- Ebisu K, Malig B, Hasheminassab S, Sioutas C. 2019. Age-specific seasonal associations between acute exposure to PM_{2.5} sources and cardiorespiratory hospital admissions in California. *Atmospheric Environment* 218: 117029.

- Ebisu K, Malig B, Hasheminassab S, Sioutas C, Basu R. 2018. Cause-specific stillbirth and exposure to chemical constituents and sources of fine particulate matter. *Environmental Research* 160: 358–364.
- Garcia E, Berhane KT, Islam T, McConnell R, Urman R, Chen Z, et al., 2019. Association of changes in air quality with incident asthma in children in California, 1993–2014. *JAMA : the journal of the American Medical Association* 321: 1906–1915.
- Ghosh JK, Wilhelm M, Su J, Goldberg D, Cockburn M, Jerrett M, et al., 2012. Assessing the influence of traffic-related air pollution on risk of term low birth weight on the basis of land-use-based regression models and measures of air toxics. *American journal of epidemiology* 175:1262–74; doi:[10.1093/aje/kwr469](https://doi.org/10.1093/aje/kwr469).
- Green RS, Smorodinsky S, Kim JJ, McLaughlin R, Ostro B. 2004. Proximity of California public schools to busy roads. *Environmental health perspectives* 112: 61–6.
- Gunier RB, Hertz A, Von Behren J, Reynolds P. 2003. Traffic density in California: socioeconomic and ethnic differences among potentially exposed children. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 13:240–6; doi:[10.1038/sj.jea.7500276](https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500276).
- Habermann M, Gouveia N. 2012. Motor vehicle traffic and cardiovascular mortality in male adults. *Revista de saude publica* 46: 26–33.
- IARC. 2010. *Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures*. IARC Press, International Agency for Research on Cancer.
- Kan H, Heiss G, Rose KM, Whitsel E, Lurmann F, London SJ. 2007. Traffic exposure and lung function in adults: the Atherosclerosis Risk in Communities study. *Thorax* 62: 873–879.
- Ng C, Malig B, Hasheminassab S, Sioutas C, Basu R, Ebisu K. 2017. Source apportionment of fine particulate matter and risk of term low birth weight in California: exploring modification by region and maternal characteristics. *Science of The Total Environment* 605: 647–654.
- Patel MM, Quinn JW, Jung KH, Hoepner L, Diaz D, Perzanowski M, et al., 2011. Traffic density and stationary sources of air pollution associated with wheeze, asthma, and immunoglobulin E from birth to age 5 years among New York City children. *Environmental Research* 111:1222–9; doi:[10.1016/j.envres.2011.08.004](https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.08.004).
- Ritz B, Wilhelm M, Hoggatt KJ, Ghosh JK. 2007. Ambient air pollution and preterm birth in the environment and pregnancy outcomes study at the University of California, Los Angeles. *American journal of epidemiology* 166:1045–52; doi:[10.1093/aje/kwm181](https://doi.org/10.1093/aje/kwm181)
- Schultz ES, Gruzieva O, Bellander T, Bottai M, Hallberg J, Kull I, et al., 2012. Traffic-Related Air Pollution and Lung Function In Children At 8 Years Of Age - A Birth Cohort Study. *American journal of respiratory and critical care medicine*; doi:[10.1164/rccm.201206-1045OC](https://doi.org/10.1164/rccm.201206-1045OC).
- Sunyer J, Esnaola M, Alvarez-Pedrerol M, Fornes J, Rivas I, López-Vicente M, et al., 2015. Association between Traffic-Related Air Pollution in Schools and Cognitive Development in Primary School Children: A Prospective Cohort Study. *PLOS Medicine* 12:e1001792; doi:[10.1371/journal.pmed.1001792](https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1001792).

Tian N, Xue J, Barzyk TM. 2013. Evaluating socioeconomic and racial differences in traffic-related metrics in the United States using a GIS approach. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 23:215–22; doi:[10.1038/jes.2012.83](https://doi.org/10.1038/jes.2012.83).

Weaver GM, Gauderman WJ. 2018. Traffic-related pollutants: exposure and health effects among Hispanic children. *American journal of epidemiology* 187: 45–52.

Carga de la Contaminación: Indicadores de Efectos Medioambientales

SITIOS DE SANEAMIENTO

Los sitios donde se están realizando acciones de saneamiento por parte de autoridades gubernamentales o por los dueños de las propiedades son áreas que han sufrido degradación medioambiental debido a la presencia de sustancias peligrosas. De preocupación principal es la posibilidad de que las personas entren en contacto con estas sustancias. Algunos de estos sitios contaminados (“brownfield”) también se subutilizan debido a los costos de saneamiento o a la preocupación relativa a la responsabilidad civil. El conjunto de información disponible más completa relativa a los sitios de saneamiento y “brownfields” en California está en manos del Departamento de Control de Sustancias Tóxicas (DTSC).

Indicador

La suma de los sitios ponderados dentro de cada tramo censal.

(Datos descargados en julio de 2024)

Debido a que la naturaleza y magnitud de la amenaza y la carga que representan las sustancias peligrosas varían entre los diferentes tipos de sitios, así como las condiciones del sitio, el indicador considera ambos. Las ponderaciones también se ajustaron con base en su proximidad a las manzanas censales pobladas.

Fuente de los Datos

Base de Datos de Sitios de Saneamiento EnviroStor, Departamento de Control de Sustancias Tóxicas (DTSC)

EnviroStor es una base de datos pública que proporciona acceso a la información que mantiene el DTSC acerca de los sitios de saneamiento. La base de datos contiene información sobre numerosos tipos de sitios de saneamiento, incluyendo el Superfondo Federal, Respuesta Estatal, Acción Correctiva, Saneamiento Escolar, Saneamiento Voluntario, Permisos por Niveles, Evaluación, sitios Históricos y sitios de Evaluación Militar. La base de datos contiene información relativa a las condiciones de cada sitio, tales como acciones de saneamiento requeridas, restricciones en el uso de suelo/participación o “sin participación”. Los datos están disponibles en el siguiente enlace:

<http://www.envirostor.dtsc.ca.gov/public/>

Polígonos de los Sitios de la NPL de la Región 9 (Sitios del Superfondo) (2024) - Región 9 de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (US EPA)

La US EPA mantiene y distribuye el conjunto de datos de los sitios del Superfondo en la Lista Nacional de Prioridades (NPL, por sus siglas en inglés) a nivel nacional. Los datos se presentan en un formato de polígono y generalmente representan los límites parcelarios de los sitios o la extensión estimada de la contaminación. Los datos están actualmente en formato de borrador y se obtuvieron de la Región 9 de la EPA de EE. UU.

Razonamiento

Los sitios contaminados pueden presentar una variedad de riesgos a los residentes cercanos. Las sustancias peligrosas pueden moverse fuera del sitio e impactar a las comunidades circunvecinas por medio de la volatilización, la migración de la masa de agua subterránea, o por el polvo que lleva el viento. Los estudios han detectado niveles de pesticidas organoclorados en la sangre (Ganey et al., 2005) y metales tóxicos en el polvo de los hogares (Zota et al., 2011) que estaban correlacionados a la proximidad de los residentes a los sitios contaminados.

Un estudio de mujeres embarazadas que vivían cerca de sitios del Superfondo en el estado de Nueva York determinó que había un mayor riesgo de tener un bebé con bajo peso al nacer (Baibergenova et al., 2003). Un estudio posterior en ciudades de Nueva York observó que había una asociación entre la prevalencia de enfermedad del hígado y el número de sitios del Superfondo por cada 100 millas cuadradas (Ala et al., 2006). Un estudio de 2020 encontró que los sitios del Superfondo contribuyen al incremento en los índices de niveles elevados de plomo en la sangre de los niños (Klemick et al., 2020). Adicionalmente, los niños nacidos de madres que viven en un radio de dos millas de distancia de un sitio del Superfondo tenían mayor probabilidad de sufrir problemas cognitivos y conductuales que sus hermanos, que fueron concebidos después de que el sitio fuera saneado (Persico, Figlio, and Roth, 2020). Un estudio demográfico de los factores socioeconómicos en comunidades de Florida encontró que los tramos censales con sitios del Superfondo tenían proporciones significativamente mayores de afroamericanos, latinos y personas empleadas en trabajos de obreros que los tramos censales que no tenían un sitio del Superfondo (Kearney and Kiros, 2009).

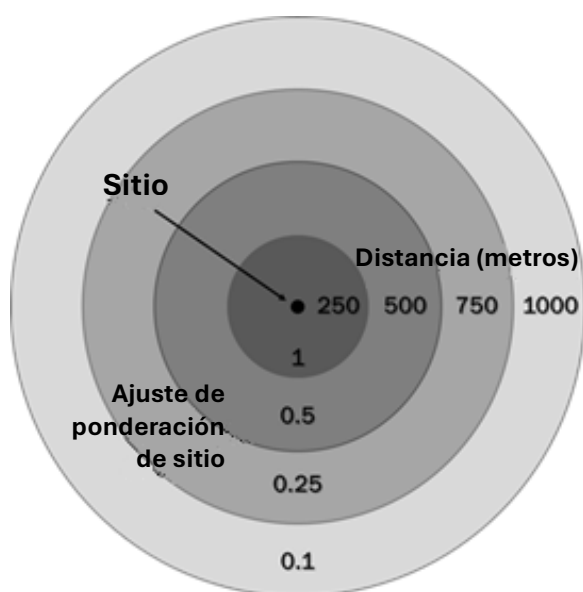
Generalmente tarda muchos años el que a un sitio se lo certifique como limpio y el trabajo de saneamiento a menudo se demora debido al costo, litigios, preocupaciones sobre la responsabilidad civil o la detección de contaminantes previamente no reconocidos.

Método

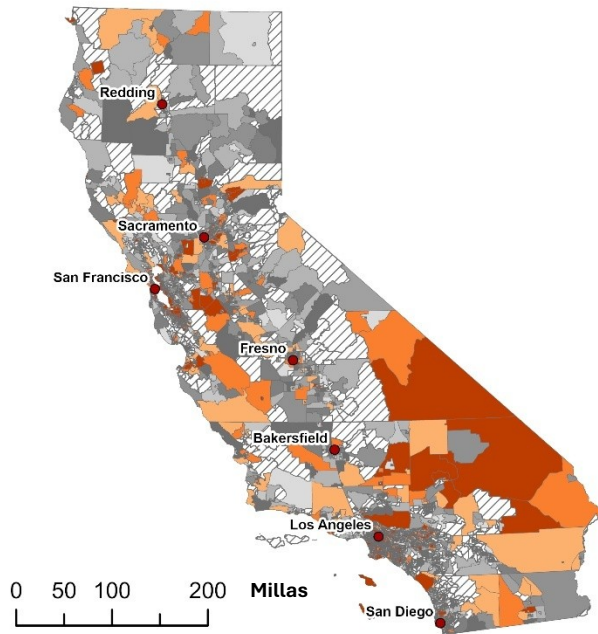
- Los datos acerca del tipo, condición y ubicación (coordenadas o dirección) del sitio de saneamiento para todo el estado se obtuvieron de la base de datos EnviroStor del DTSC.
- Los sitios con una latitud y longitud válidos se mapearon en ArcGIS Pro.
- Los datos de límites de shapefile de polígonos de la Lista de Prioridades Nacionales de la Región 9 de la US EPA se obtuvieron de la Región 9 de la US EPA.
- Se identificaron los límites del polígono de los sitios del Superfondo en California. A los sitios activos se les asignó un puntaje de 12 (como un sitio del Superfondo federal).
- Se usaron los sitios EnviroStor con representación en el polígono del Superfondo.
- Varios tipos de sitios y condiciones se excluyeron del análisis debido a que no indican ni la presencia de residuos peligrosos ni un peligro medioambiental potencial (véase el Apéndice).
- Cada sitio restante recibió un puntaje con base en una escala ponderada de 0 a 12 considerando tanto el tipo como la condición del sitio (véase el Apéndice). Ponderaciones

mayores fueron aplicadas a sitios del Superfondo, de Respuesta Estatal y de saneamiento comparados con evaluaciones de los sitios (las evaluaciones identifican sitios sospechados, pero no confirmados, de estar contaminados, que necesitan o han pasado por un proceso limitado de investigación y evaluación). De modo similar, se aplicaron ponderaciones mayores a sitios que están en proceso de rehabilitación y bajo vigilancia del DTSC, en relación con aquellos con poca o nula participación estatal. Véase el apéndice para información adicional sobre el puntaje y la ponderación.

- Se ajustaron las ponderaciones de todos los sitios con base en la distancia a la que quedaban de las manzanas censales pobladas. Se excluyeron del análisis los sitios a más de 1000m de cualquier manzana censal poblada.
- Las ponderaciones de los sitios se ajustaron multiplicando la ponderación por 1 para los sitios con menos de 250m, 0.5 para los sitios de 250 a 500m, 0.25 para los sitios de 500 a 750m, y 0.1 para los sitios de 750 a 1000m de la manzana censal poblada más cercana dentro de un tramo censal dado.

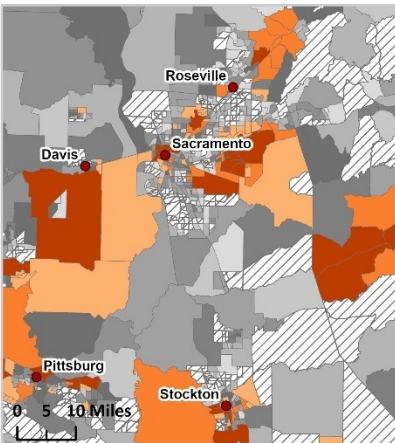
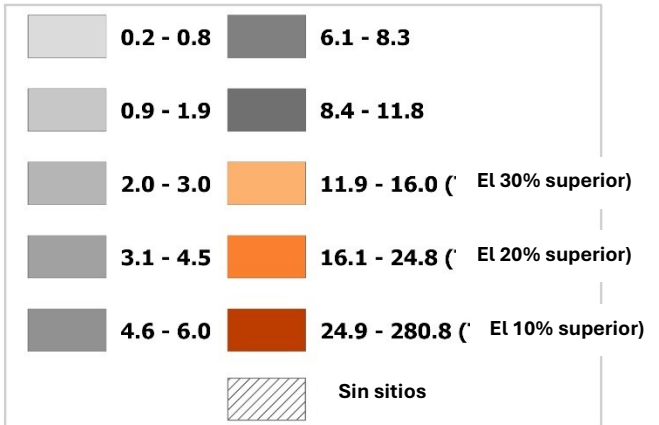


- Cada tramo censal recibió un puntaje basado en la suma de las ponderaciones ajustadas (en ArcMap).
- Los puntajes sumados de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

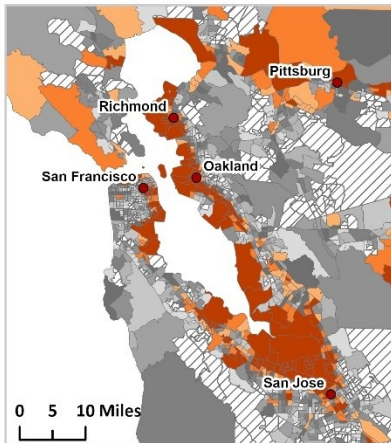


Sitios de saneamiento

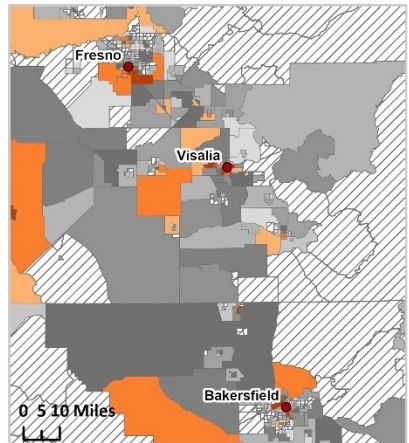
Suma de los sitios “EnviroStor” ponderados (a partir de julio del 2024)



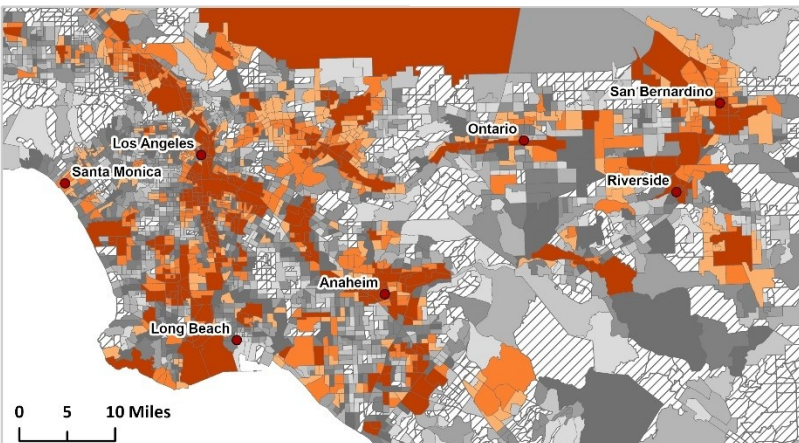
Área de Sacramento



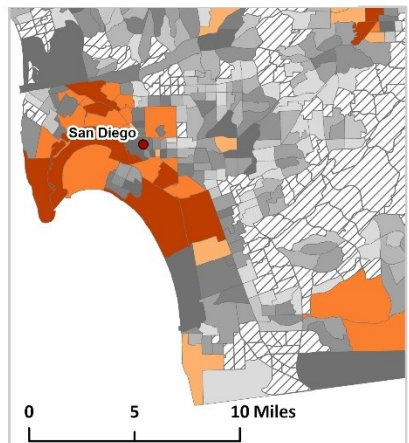
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Ala A, Stanca CM, Bu-Ghanim M, Ahmado I, Branch AD, Schiano TD, et al., 2006. Increased prevalence of primary biliary cirrhosis near Superfund toxic waste sites. *Hepatology* (Baltimore, Md) 43:525–31; doi:[10.1002/hep.21076](https://doi.org/10.1002/hep.21076).
- Baibergenova A, Kudryakov R, Zdeb M, Carpenter DO. 2003. Low birth weight and residential proximity to PCB-contaminated waste sites. *Environmental health perspectives* 111: 1352–7.
- Ganey SH, Curriero FC, Strickland PT, Glass GE, Helzlsouer KJ, Breyse PN. 2005. Influence of geographic location in modeling blood pesticide levels in a community surrounding a U.S. Environmental protection agency superfund site. *Environmental health perspectives* 113: 1712–6.
- Kearney G, Kiros GE. 2009. A spatial evaluation of socio demographics surrounding National Priorities List sites in Florida using a distance-based approach. *International journal of health geographics* 8:33; doi:[10.1186/1476-072x-8-33](https://doi.org/10.1186/1476-072x-8-33).
- Klemick H, Mason H, Sullivan K. 2020. Superfund cleanups and children’s lead exposure. *Journal of Environmental Economics and Management* 100: 102289.
- Persico C, Figlio D, Roth J. 2020. The developmental consequences of Superfund sites. *Journal of Labor Economics* 38: 1055–1097.
- Zota AR, Schaider LA, Ettinger AS, Wright RO, Shine JP, Spengler JD. 2011. Metal sources and exposures in the homes of young children living near a mining-impacted Superfund site. *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 21:495–505; doi:[10.1038/jes.2011.21](https://doi.org/10.1038/jes.2011.21).

Apéndice

Matriz de Ponderación para los Sitios de Saneamiento

Los sitios de saneamiento de la base de datos de los Sitios de Saneamiento EnviroStor fueron ponderados en una escala de 0 a 12 considerando tanto el tipo como la condición del sitio. La tabla a continuación muestra las ponderaciones aplicadas para cada tipo y condición del sitio.

Tipos y condiciones de sitios que se excluyeron del análisis:

Los tipos de sitio Investigación de la Escuela y Evaluación de Residuos Peligrosos/Zonas Fronterizas no fueron incluidos en el análisis. Los sitios con las siguientes condiciones tampoco fueron incluidos en el análisis: Acuerdo – Trabajo Completado, Canalizaciones, Uso de Suelo para Disposición de Residuos Peligrosos y Eliminados de la Lista. A los sitios con las condiciones de Certificado, Completado y No Requiere de Acción Adicional se les asignó un peso de cero y de hecho no se los incluyó en el análisis. Estos tipos y condiciones de sitios fueron excluidos debido a que no son indicativos de residuos peligrosos o de un potencial riesgo medioambiental.

Para un tramo censal dado, se sumaron los puntajes ponderados de todas las instalaciones en el área. Los términos usados en la tabla se definen a continuación.

Tipo de Sitio	Condición		
	Baja	Media	Alta
	<ul style="list-style-type: none"> • Certificado • Completado • No Requiere Acción Adicional • Sin Evidencia de Emisión 	<ul style="list-style-type: none"> • Inactivo – Requiere Evaluación • Inactivo • Operación y Mantenimiento Certificados 	<ul style="list-style-type: none"> • Activo • Con Rezago • Inactivo – Acción Requerida
Bajo <ul style="list-style-type: none"> • Histórico • Evaluación • Evaluación Militar 	0	4	6
Medio <ul style="list-style-type: none"> • Acción Correctiva • Saneamiento Escolar • Saneamiento Voluntario • Permiso por Niveles 	1	7	9

Alto <ul style="list-style-type: none"> • Respuesta Estatal • Superfondo o NPL 	2	10	12
---	----------	-----------	-----------

Definiciones*

- *Activa*: Identifica que una investigación y/o rehabilitación se encuentra en proceso y que el DTSC está involucrado activamente, ya sea en calidad de líder o como apoyo.
- *Operación y Mantenimiento Certificados (O&M)*: Identifica los sitios que tienen saneamientos certificados pero que requieren actividades de O&M continuas.
- *Certificado*: Identifica sitios completados que tuvieron emisiones confirmadas previamente y que, subsecuentemente son certificados por el DTSC al haber sido rehabilitados satisfactoriamente bajo la vigilancia del DTSC.
- *Acción Correctiva*: Identifica sitios en los que se están haciendo “acciones correctivas” definidas como actividades de investigación y saneamiento en instalaciones de residuos peligrosos (ya sea de la Ley de Recuperación y Conservación de Recursos (RCRA, por sus siglas en inglés) o únicamente estatal), que hayan sido elegibles para un permiso o que hayan recibido un permiso. Estas instalaciones tratan, almacenan, disponen y/o transfieren residuos peligrosos.
- *Evaluación*: Identifica sitios de los que se sospecha que están contaminados, pero no está confirmado, que requieren o han sido objeto de una investigación limitada y un proceso de evaluación.
- *Inactivo – Acción Requerida*: Identifica sitios no activos donde, por medio de una Evaluación Preliminar de Peligro (PEA, por sus siglas en inglés) u otra evaluación, el DTSC ha determinado que se requieren acciones de remoción o de rehabilitación, o de una amplia investigación adicional.
- *Inactivo - Necesita Evaluación*: Identifica los sitios inactivos donde el DTSC ha determinado que se requiere de una Evaluación Preliminar de Peligro u otro tipo de evaluación.
- *Sin Acciones Adicionales*: Identifica sitios completados donde el DTSC determinó después de una investigación, generalmente una PEA (una evaluación inicial), que la propiedad no representa un problema para la salud pública o el medioambiente.
- *Saneamiento Escolar*: Identifica sitios escolares existentes y propuestos que están siendo evaluados por el DTSC por una posible contaminación por materiales peligrosos en los cuales se realizaron acciones de rehabilitación.
- *Respuesta Estatal*: Identifica sitios con emisiones confirmadas donde el DTSC está involucrado en la rehabilitación, ya sea en calidad de líder o de supervisor. Estos sitios con emisiones confirmadas son generalmente de alta prioridad y alto potencial de riesgo.

- *Superfondo*: Identifica sitios donde la US EPA ha propuesto, ha enlistado o eliminado de la lista un sitio en la Lista Nacional de Prioridades (NPL).
- *Lista Nacional de Prioridades (NPL)*: La lista de sitios de prioridad nacional entre las liberaciones conocidas o liberaciones potenciales de sustancias peligrosas, contaminantes o polutantes a lo largo de los Estados Unidos y sus territorios. La NPL está destinada principalmente a orientar a la EPA en la determinación de qué sitios justifican una investigación adicional.
- *Sitios con Permiso de California por Niveles*: Estas instalaciones manejan residuos no regulados por la RCRA, pero son regulados como residuos peligrosos por parte del Estado de California. Estas instalaciones incluyen, pero no están limitadas a los recicladores, las estaciones de transferencia de petróleo y los recicladores de metales preciosos.
- *Saneamiento Voluntario*: Identifica sitios con emisiones confirmadas o no confirmadas y quienes proponen el proyecto han solicitado que el DTSC supervise actividades de evaluación, investigación y/o saneamiento y han acordado cubrir los costos del DTSC.

* Glosario de Términos de EnviroStor

(<http://www.envirostor.dtsc.ca.gov/public/EnviroStor%20Glossary.pdf>)

Número de Sitios de Saneamiento en CalEnviroScreen 5.0: Aproximadamente 6,800

Tipo de Sitio	Número de Sitios	Porcentaje de Sitios
Saneamiento Voluntario	1699	25%
Evaluación Militar	1121	16%
Respuesta Estatal	951	14%
Permiso por Niveles	907	13%
Evaluación	876	13%
Acción Correctiva	543	7%
Saneamiento Escolar	417	6%
Histórico	312	5%
Superfondo	42	0.5%
Federal		
Sitios de la Lista Nacional de Prioridades (NPL)	112	1.6%

AMENAZAS AL AGUA SUBTERRÁNEA

Muchas actividades pueden representar una amenaza a la calidad del agua subterránea. Estas incluyen el almacenamiento y disposición de materiales peligrosos en terrenos y en tanques de almacenamiento subterráneo en varios tipos de sitios comerciales, industriales y militares. Miles de tanques de almacenamiento en California han filtrado petróleo u otras sustancias peligrosas, degradando el suelo y el agua subterránea. Los tanques de almacenamiento son de especial preocupación dado que pueden afectar los suministros de agua potable. Además, los terrenos que rodean estos sitios pueden dejar de usarse debido a la percepción de los costos de saneamiento o a la preocupación relacionada a la responsabilidad civil. Los establos y las operaciones concentradas de alimentación animal, que producen grandes cantidades de estiércol animal, representan una amenaza para el agua subterránea. Otras actividades que representan amenazas para la calidad del agua subterránea incluyen los estanques de agua producida que son generados como resultado del desarrollo del petróleo y el gas. El conjunto de información más completo relativo a sitios que podrían afectar el agua subterránea y que requieren saneamiento está en manos de la Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB).

Indicador

La suma de los puntajes ponderados para los sitios dentro de cada tramo censal.

(Datos descargados en marzo de 2025)

La naturaleza y magnitud de la amenaza y la carga que representan los sitios que reúne GeoTracker varía de forma significativa por el tipo de sitio (p. ej. un tanque subterráneo de almacenamiento con fugas o un sitio de saneamiento) y la condición actual (p. ej. un Caso Cerrado Completado o un Saneamiento Activo). El indicador toma en cuenta información sobre el tipo de sitio, su condición actual y su proximidad a las manzanas censales pobladas.

Fuente de los Datos

Base de Datos GeoTracker, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB)

GeoTracker es un sitio público de Internet que permite a la SWRCB, a las juntas regionales de control de calidad del agua y a las agencias locales supervisar y dar seguimiento a proyectos en sitios de saneamiento que puedan afectar al agua subterránea. La base de datos GeoTracker contiene información sobre la ubicación y la calidad del agua de pozos que podrían estar contaminados, además de fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea. Esto incluye los tanques de almacenamiento subterráneos con fugas (LUST, por sus siglas en inglés), los tanques de almacenamiento subterráneos (UST, por sus siglas en inglés) militares con fugas, los sitios de saneamiento y de disposición en suelos, los estanques de agua producida, los sitios industriales, aeropuertos, establos, tintorerías y plantas de tratamiento de aguas negras de propiedad pública. Para cada sitio existe información adicional relativa a la condición de las actividades de saneamiento. Los datos sobre la calidad del agua subterránea se extraen del monitoreo y los registros que mantiene la SWRCB, el Departamento de Recursos del Agua, la División de Petróleo, Gas y Recursos Geotérmicos, el Departamento de Salud Pública, el Departamento de Regulación de Pesticidas, el Servicio Geológico de los EE.UU. y el Laboratorio Nacional Lawrence Livermore. La base de datos es actualizada constantemente y los sitios nunca

se borran de la base de datos; en ella, los sitios podrían ser designados finalmente como “de saneamiento terminado”.

Una base de datos independiente de GeoTracker contiene información acerca de la ubicación de los tanques de almacenamiento subterráneos (sin fugas), la cual no fue usada. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<https://geotracker.waterboards.ca.gov/>

Proyecto del Sistema Integrado de Calidad del Agua de California (CIWQS, por sus siglas en inglés), Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB)

El Sistema Integrado de la Calidad del Agua de California (CIWQS) es un sistema de cómputo usado por las Juntas Estatales y Regionales de Control de Calidad del Agua para rastrear información acerca de lugares de interés medioambiental, gestionar permisos y otros pedidos, dar seguimiento a inspecciones y gestionar actividades de aplicación de la ley. El CIWQS también permite envío en línea de información por medio de los titulares de permisos dentro de ciertos programas y pone los datos a disposición del público a través de reportes. El CIWQS contiene datos acerca de instalaciones de confinamiento animal, incluye establos y granjas de engorda. Las instalaciones de confinamiento animal incluyen granjas o ranchos donde el ganado se mantiene durante un periodo de tiempo significativo y se proporciona alimento en la instalación (a diferencia del pastoreo) y cuyas descargas se encuentran reguladas por la SWRCB y/o una de las nueve Juntas Regionales de Control de Calidad del Agua. Las descargas incluyen estiércol, aguas residuales y escorrentía de aguas pluviales que pueden contener componentes de desecho. Los usuarios pueden tener acceso a información relevante como ubicación, condición y número de animales permitidos por instalación. Los datos están disponibles en el siguiente enlace:

https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/ciwqs/

Razonamiento

Los contaminantes comunes del agua subterránea que se encuentran en los LUST y en sitios de saneamiento en California incluyen combustibles a gasolina y a diésel, solventes clorados y otros compuestos orgánicos volátiles (COV), tales como el benceno, el tolueno, y el metil-ter-butil éter (MTBE); metales pesados, tales como el plomo, el cromo y el arsénico; hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH); contaminantes orgánicos persistentes, tales como los bifenilos policlorados (PCB, por sus siglas en inglés), el DDT y otros insecticidas; y el perclorato (DPR, 2025; SWRCB, 2012; US EPA, 2002). Una evaluación de la exposición al benceno por una fuga de combustible llegó a la conclusión de que la contaminación de suelos y agua subterránea podría poner en riesgo a los habitantes cercanos y podría haber creado efectos adversos a la salud (Santos et al., 2013). Se han detectado dioxinas y sustancias parecidas a las dioxinas en agua subterránea en áreas donde se han usado las aguas residuales tratadas para riego (Mahjoub et al., 2011) y cerca de plantas de tratamiento de madera (Karouna-Renier et al., 2007).

La presencia de tanques de almacenamiento, con o sin fugas, ofrece una buena indicación de fuentes potenciales concentradas de algunos de los compuestos más prevalentes en el agua subterránea. Por ejemplo, la frecuencia en la detección de los COV que se encuentran en la gasolina está asociada con el número de sitios UST o LUST que se encuentra dentro de un radio de

un kilómetro de un pozo (Squillace and Moran, 2007). La presencia de solventes clorados en el agua subterránea también está asociada a la presencia de sitios de saneamiento (Moran et al., 2007). Algunos de estos compuestos carcinógenos, a su vez, han sido detectados en los suministros de agua potable en California (Williams et al., 2002). Las personas que viven cerca de plumas someras de agua subterránea que contienen COV también pueden quedar expuestos por medio de la intrusión de vapores que suben de la tierra al aire en interiores (Picone et al., 2012; Yao et al., 2013).

Además de los LUST y los sitios de saneamiento, las operaciones de alimentación de animales confinados (CAFO, por sus siglas en inglés) pueden representar una amenaza al agua subterránea a través de la contaminación por nitratos. A pesar de que la contaminación por nitratos puede originarse de muchas fuentes posibles, tales como los fertilizantes sintéticos y los desechos sépticos, el estiércol proveniente de los establos es un importante contribuyente (Ransom et al., 2016). Las comunidades desfavorecidas socioeconómicamente en el Valle Central soportan una carga desproporcionada de contaminación por nitratos del agua subterránea (Francis and Firestone, 2010). Otra amenaza para el agua subterránea en la superficie son los estanques de agua producida de la producción de petróleo y gas, que han demostrado que contienen PAH, metales y alquifenoles (Chittick and Srebotnjak, 2017), así como un incremento en la salinidad de las fuentes de agua potable subterránea en California (Gillespie et al., 2019).

Método

Saneamientos, Disposición de Residuos, Tanques de Almacenamiento Subterráneos y Estanques de Agua Producida:

- Los datos sobre el tipo, condición y ubicación (coordenadas o dirección) del sitio de saneamiento para todo el estado se descargaron de GeoTracker (http://geotracker.waterboards.ca.gov/data_download.asp; Sitios de Saneamiento de GeoTracker).
- Los sitios con una latitud y longitud válidos se mapearon y los sitios que tenían sólo una dirección se geocodificaron en ArcGIS Pro.
- Se excluyeron ciertos tipos de sitios y condiciones del análisis debido a que no indican ni la presencia de residuos peligrosos ni un riesgo medioambiental potencial (véase el Apéndice). Cada sitio restante recibió un puntaje con base en una escala ponderada de 1 a 15 considerando tanto el tipo como la condición del sitio (véase el Apéndice).

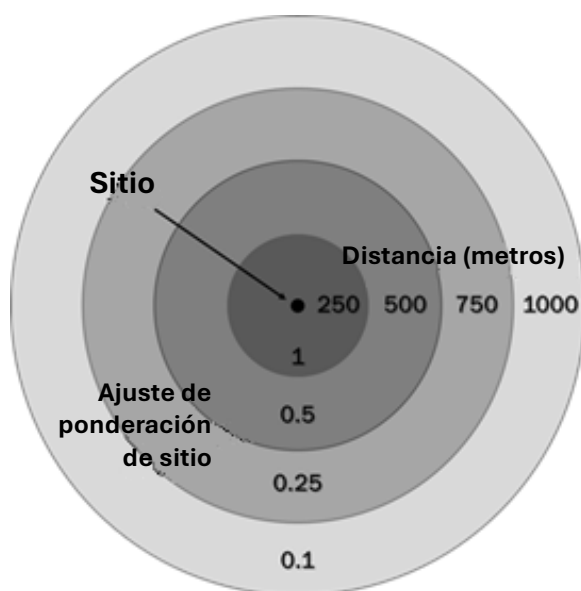
Establos y Granjas de Engorda:

- Los datos acerca del tipo, condición, ubicación y población permitida de las operaciones de alimentación de animales confinados fueron descargados del CIWQS. (<https://www.waterboards.ca.gov/ciwqs/publicreports.html#facilities>; Reporte Interactivo de Instalaciones Reguladas).
- Los sitios con una latitud y longitud válidos se mapearon y los sitios que tenían sólo una dirección se geocodificaron en ArcGIS Pro.
- Los establos de pastura se eliminaron del análisis debido a que son menos indicativos de una amenaza o riesgo medioambiental potencial. Los sitios de tipo inactivo e histórico

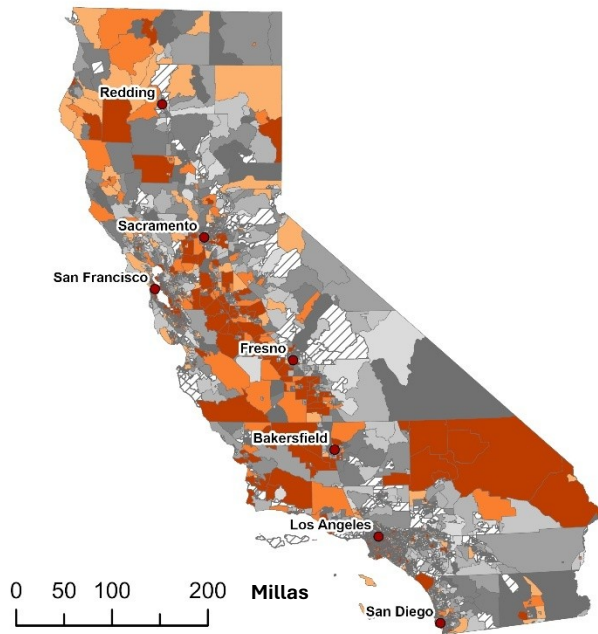
también fueron eliminados del análisis. Cada sitio restante recibió un puntaje con base en una escala ponderada de 1 a 5 considerando la población animal permitida (véase el Apéndice).

Ajuste de Proximidad:

- Las ponderaciones de todos los sitios, excepto los sitios del Programa de Saneamiento LUST y UST militares se ajustaron con base en su distancia de las manzanas censales pobladas. Se excluyeron del análisis los sitios a más de 1000m de cualquier manzana censal poblada. Los sitios LUST del Programa de Saneamiento y UST militares no fueron ajustados, pero si estos sitios cayeron a más de 250m de las manzanas censales pobladas, fueron excluidos.
- Las ponderaciones de los sitios se ajustaron multiplicando la ponderación por 1 para los sitios con menos de 250m, 0.5 para los sitios de 250 a 500m, 0.25 para los sitios de 500 a 750m, y 0.1 para los sitios de 750 a 1000m de la manzana censal poblada más cercana dentro de un tramo censal dado. Los sitios fuera del tramo censal, pero a menos de 1000m de una de las manzanas pobladas del tramo, fueron ajustados de forma similar con base en la distancia a la manzana más cercana de ese tramo (véase la siguiente imagen).

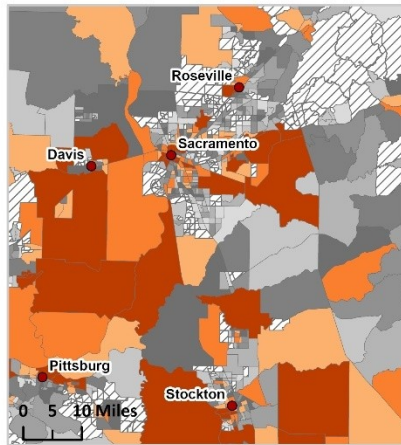
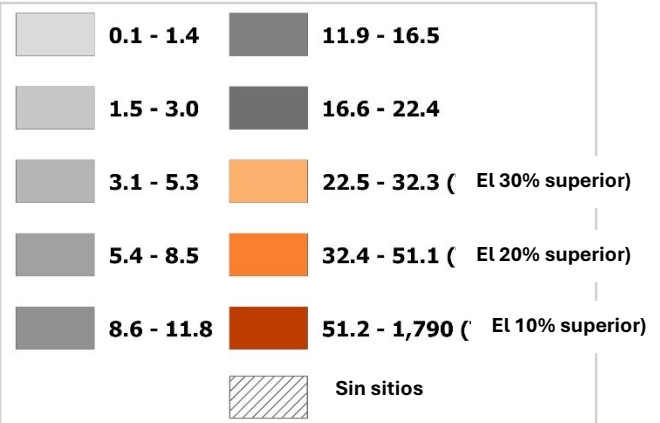


- Cada tramo censal recibió un puntaje basado en la suma de las ponderaciones ajustadas para los sitios que contiene o de los que están cerca (en ArcGIS Pro).
- Los puntajes sumados de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

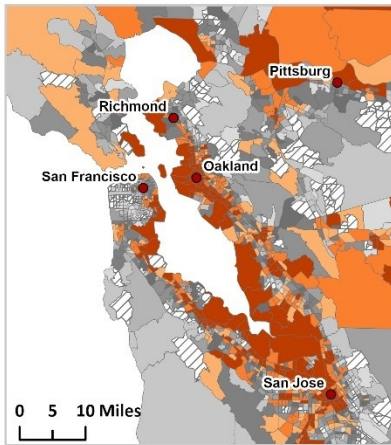


Amenazas al agua subterránea

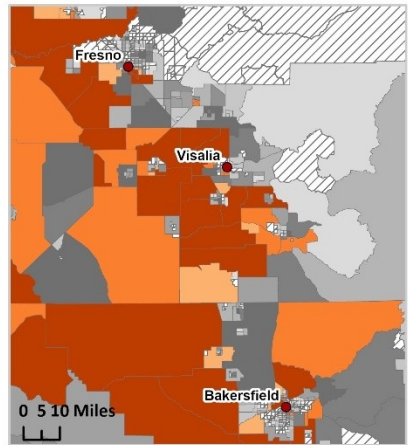
Suma de los puntajes ponderados para sitios elegidos de “GeoTracker” y “CIWQ” (a partir de marzo del 2025)



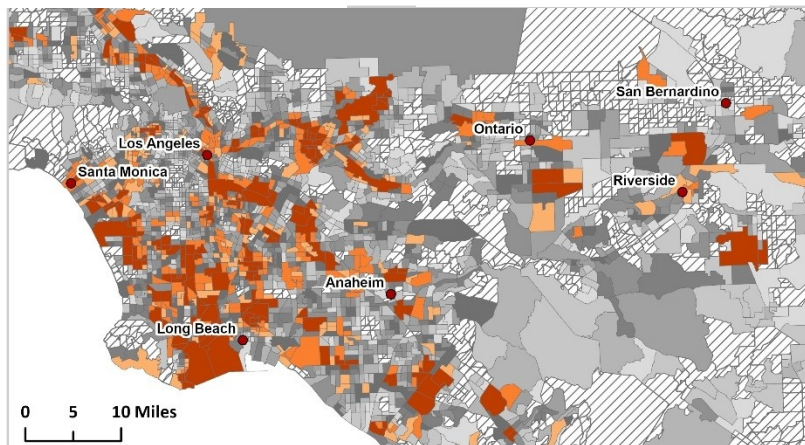
Área de Sacramento



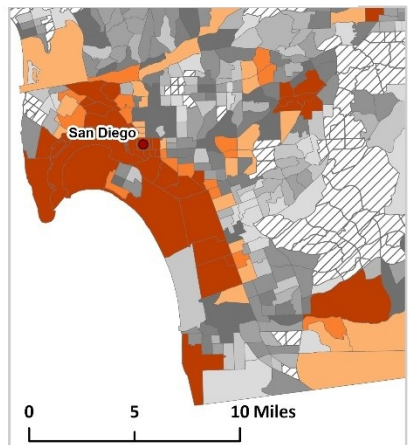
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Chittick EA, Srebotnjak T. 2017. An analysis of chemicals and other constituents found in produced water from hydraulically fractured wells in California and the challenges for wastewater management. *Journal of environmental management* 204: 502–509.
- DPR. 2025. Sampling For Pesticide Residues in California Well Water.
- Francis R, Firestone L. 2010. Implementing the human right to water in California's Central Valley: building a democratic voice through community engagement in water policy decision making. *Willamette L Rev* 47: 495.
- Gillespie JM, Davis TA, Stephens MJ, Ball LB, Landon MK. 2019. Groundwater salinity and the effects of produced water disposal in the Lost Hills–Belridge oil fields, Kern County, California. *Environmental Geosciences* 26: 73–96.
- Karouna-Renier NK, Rao KR, Lanza JJ, Davis DA, Wilson PA. 2007. Serum profiles of PCDDs and PCDFs, in individuals near the Escambia Wood Treating Company Superfund site in Pensacola, FL. *Chemosphere* 69:1312–9; doi:[10.1016/j.chemosphere.2007.05.028](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.028).
- Mahjoub O, Escande A, Rosain D, Casellas C, Gomez E, Fenet H. 2011. Estrogen-like and dioxin-like organic contaminants in reclaimed wastewater: transfer to irrigated soil and groundwater. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 63: 1657–62.
- Moran MJ, Zogorski JS, Squillace PJ. 2007. Chlorinated solvents in groundwater of the United States. *Environmental science & technology* 41: 74–81.
- Picone S, Valstar J, van Gaans P, Grotenhuis T, Rijnaarts H. 2012. Sensitivity analysis on parameters and processes affecting vapor intrusion risk. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC* 31:1042–52; doi:[10.1002/etc.1798](https://doi.org/10.1002/etc.1798).
- Ransom KM, Grote MN, Deinhart A, Eppich G, Kendall C, Sanborn ME, et al., 2016. Bayesian nitrate source apportionment to individual groundwater wells in the Central Valley by use of elemental and isotopic tracers. *Water resources research* 52: 5577–5597.
- Santos M dos A, Tavora BE, Koide S, Caldas ED. 2013. Human risk assessment of benzene after a gasoline station fuel leak. *Revista de saude publica* 47:335–44; doi:[10.1590/s0034-8910.2013047004381](https://doi.org/10.1590/s0034-8910.2013047004381).
- Squillace PJ, Moran MJ. 2007. Factors associated with sources, transport, and fate of volatile organic compounds and their mixtures in aquifers of the United States. *Environmental science & technology* 41: 2123–2130.
- SWRCB. 2012. Leaking Underground Fuel Tank Guidance Manual - September 2012.
- US EPA. 2002. Health Assessment Document For Diesel Engine Exhaust.
- Williams P, Benton L, Warmerdam J, Sheehans P. 2002. Comparative risk analysis of six volatile organic compounds in California drinking water. *Environmental science & technology* 36: 4721–8.

Yao Y, Shen R, Pennell KG, Suuberg EM. 2013. Examination of the Influence of Environmental Factors on Contaminant Vapor Concentration Attenuation Factors Using the U.S. EPA's Vapor Intrusion Database. *Environmental Science & Technology* 47: 906–913; doi:[10.1021/es303441x](https://doi.org/10.1021/es303441x)

Apéndice

Matriz de Ponderación para las Amenazas al Agua Subterránea

Las amenazas al agua subterránea que están en la base de datos de GeoTracker y CIWQS fueron ponderadas en una escala de 1 a 15 considerando tanto el tipo como la condición del sitio. La siguiente tabla muestra las ponderaciones aplicadas para cada tipo y condición del sitio.

Se excluyeron del análisis los sitios cuya condición es de Completado – Caso Cerrado y de Abierto-Referido, debido a que ya se habían completado o se los canalizó y eran rastreados por otra agencia.

Para un tramo censal dado, se sumaron los puntajes ponderados de todas las instalaciones en el área después de ajustarlos por su proximidad a manzanas censales pobladas.

Saneamientos, Disposición de Residuos, Tanques de Almacenamiento Subterráneos y Estanques de Agua Producida

Tipo de Sitio	Condición	Ponderación
Sitio de Disposición en Suelos [Sitio Militar Privatizado*]	Abierto – Rehabilitación	10
	Abierto – Evaluación y Acción de Rehabilitación Temporal	10
	Abierto – Evaluación del Sitio	6
	Abierto	3
	Abierto – En Operación	3
	Abierto – Monitoreo de Verificación	3
	Abierto – Clausurado / Monitoreo	2
	Abierto – Inactivo	2
	Abierto – Elegible para su Clausura	Excluir
	Abierto – Propuesto	Excluir
Estanques de Agua Producida	Activo	5
	Inactivo	2
Sitios LUST [Sitio Militar UST*]	Abierto – Rehabilitación	3
	Abierto – Evaluación y Acción de Rehabilitación Temporal	3
	Abierto – Evaluación del Sitio	2
	Abierto – Monitoreo de Verificación	2
	Abierto – Inactivo	1
	Abierto – Elegible para su Clausura	Excluir
Sitios del Programa de Saneamiento [Sitio Militar de Saneamiento *]	Abierto – Evaluación y Acción de Rehabilitación Temporal	15
	Abierto – Rehabilitación	15
	Abierto – Evaluación del Sitio	10
	Abierto – Caso Reabierto	10
	Abierto – Monitoreo de Verificación	6
	Abierto – Inactivo	3
	Abierto – Elegible para su Clausura	Excluir

*Los sitios militares tienen tipos singulares de sitio, pero reciben la misma ponderación que sus tipos de sitios de Disposición en Suelos, de Saneamiento y LUST de la misma condición.

Establos y Granjas de Engorda

Tipo de Sitio	Ponderación	Población del CAFO
Establos	1	0 - 299
	3	300 - 999
	5	1,000 o más
Granjas de Engorda	1	0 - 499
	3	500 – 2,999
	5	3,000 o más

Aproximadamente 11,400 Sitios de Amenaza para el Agua Subterránea

Tipo de Instalación	% del total
Sitio del Programa de Saneamiento	46%
Sitio de Saneamiento Militar	15%
Sitio LUST	10%
Sitio de Disposición en Suelos	10%
Establo	9%
Estanque de Agua Producida	4%
Granja de Engorda	3%
Sitio Militar UST	2%
Sitio Militar Privatizado	1%

Glosario

Definiciones del Tipo de Sitio*:

- Sitio del Programa de Saneamiento** (Programa de Saneamiento de Sitios): Por lo general, los sitios del Programa de Saneamiento de Sitios son áreas donde ha ocurrido una emisión de contaminantes a la que no se abocan los otros programas regulatorios medulares (p. ej., instalaciones que requieren permiso, los UST). Los fondos para el Programa provienen principalmente de reembolsos de costos de las partes responsables.

- *Sitio de Disposición en Suelos:* El Programa de Disposición en Suelos regula los aspectos de la calidad del agua de las descargas en suelo en cuanto a la disposición, tratamiento o almacenamiento de residuos en las instalaciones de gestión de residuos y las unidades tales como rellenos sanitarios, tiraderos y unidades de tratamiento de suelos, de conformidad con el Código de Regulaciones de California, Título 27. Una unidad de disposición en suelos es una superficie de terreno, o una porción de una instalación de gestión de residuos en la cual se descargan residuos.
- *Estanques de Agua Producida:* El agua producida es el agua que se produce como un subproducto durante la extracción de petróleo y gas. Los componentes principales del agua producida son sales, petróleo, sustancias químicas orgánicas e inorgánicas y, a veces, metales pesados o trazas de materiales radiactivos producidos de manera natural. Las Juntas Regionales de Control de Calidad del Agua exigen permisos de descarga de desechos para los estanques de agua producida.
- *Sitio de Saneamiento Militar:* Los sitios del Programa de Saneamiento Militar son áreas donde ha ocurrido una emisión de contaminantes de una instalación militar activa o cerrada. El sector militar proporciona todos los fondos para la supervisión del Programa.
- *Sitio Militar Privatizado:* Estos sitios forman parte del Programa de Saneamiento de Sitios Son singulares debido a que el sector militar transfirió la propiedad de estos sitios a un propietario no militar con o sin necesidad de saneamiento adicional.
- *Tanques de Almacenamiento Subterráneo Militares (UST):* Los sitios del Programa UST Militar son áreas donde ha ocurrido una emisión de contaminantes de un tanque de almacenamiento subterráneo en un área donde se encuentra una instalación militar o que anteriormente era una instalación militar. El sector militar proporciona todos los fondos para la supervisión del Programa.

Definiciones de la Condición de Sitios de Disposición en Suelos*:

- *Abierto – En Operación:* Sitio de disposición en suelos que está aceptando residuos. La Junta Regional de Control de Calidad del Agua pertinente les ha dado a estos sitios los requisitos de descarga de residuos.
- *Abierto – Propuesto:* Sitio de disposición en suelos que está por someterse al proceso de obtención de permiso ante varias agencias. La Junta Regional de Control de Calidad del Agua pertinente no les ha dado a estos sitios los requisitos de descarga de residuos y no están aceptando residuos.
- *Abierto – En Clausura/con Monitoreo:* Sitio de disposición en suelos que ya no está aceptando residuos y está llevando a cabo todas las operaciones necesarias para preparar el sitio para su mantenimiento postclausura de conformidad con un plan de clausura aprobado.
- *Abierto – Clausurado/con Monitoreo:* Sitio de disposición en suelos que ha dejado de aceptar residuos y que fue clausurado de conformidad con los estatutos, regulaciones

y ordenanzas locales aplicables vigentes en el momento de la clausura. Sitio de disposición en suelos en período de mantenimiento postclausura debido a que los residuos pudieron haber tenido un efecto adverso en la calidad de las aguas del estado. El sitio tiene requisitos para la descarga de residuos.

- *Abierto – Inactivo:* Sitio de disposición en suelos que ha dejado de aceptar residuos, pero que no ha sido clausurado formalmente o que todavía está dentro del período de monitoreo postclausura. El sitio no representa una amenaza significativa a la calidad del agua y no tiene monitoreo del agua subterránea. El sitio puede o no tener requisitos para la descarga de residuos.
- *Terminado – Caso Cerrado/Sin Monitoreo:* Sitio de disposición en suelos que ha dejado de aceptar residuos y que fue clausurado de conformidad con los estatutos, regulaciones y ordenanzas locales aplicables vigentes en el momento de la clausura. El sitio de disposición fue monitoreado por lo menos durante 30 años, y el personal de la Junta del Agua ha determinado que los residuos ya no representan una amenaza a la calidad del agua. El sitio no tiene requisitos para la descarga de residuos.

Definiciones de la Condición para Otros Tipos de Sitios*:

- *Terminado - Caso Cerrado:* Sitio para el que se ha expedido una carta de clausura u otro documento formal de decisión de clausura.
- *Abierto – Evaluación y Acción de Rehabilitación Temporal:* Una acción de saneamiento “temporal” se está llevando a cabo en el sitio Y están ocurriendo actividades adicionales, tales como la caracterización del sitio, investigación, evaluación del riesgo y/o desarrollo de modelo conceptual del sitio.
- *Abierto – Inactivo:* La Agencia Líder no está llevando a cabo actividades regulatorias de supervisión.
- *Abierto – Rehabilitación:* Se han seleccionado una o varias actividades de rehabilitación aprobadas para el medio que ha sido impactado en el sitio y la parte responsable (RP, por sus siglas en inglés) está implementando una o más acciones de rehabilitación de acuerdo con un plan de saneamiento aprobado para el sitio. Esto incluye cualquier actividad de rehabilitación continua, ya sea pasiva o activa, o usa una combinación de tecnologías. Por ejemplo, un sitio que únicamente esté implementando un programa de monitoreo del agua subterránea a largo plazo o una rehabilitación de “atenuación natural monitoreada” (MNA, por sus siglas en inglés) sin ningún tratamiento activo del agua subterránea como parte de la rehabilitación se considera como un caso abierto bajo rehabilitación hasta que se complete la clausura del sitio.
- *Abierto – Evaluación del Sitio:* Se están llevando a cabo actividades como la caracterización del sitio, la investigación, la evaluación del riesgo y/o el desarrollo de modelo conceptual del sitio. Algunos ejemplos de actividades de evaluación del sitio incluyen, pero no están limitadas a, lo siguiente: 1) Identificación de los contaminantes y la investigación de sus impactos potenciales; 2) Determinación de los impactos/amenazas para la calidad del agua; 3) Evaluación del riesgo para los

humanos y para la ecología; 4) delineación de la naturaleza y el alcance de la contaminación; 5) delineación de la(s) pluma(s) de contaminación; y 6) desarrollo del Modelo Conceptual del Sitio.

- *Abierto – Monitoreo de Verificación* (útese únicamente para UST, casos regulados por el Capítulo 16): Las fases de rehabilitación están esencialmente completas y se está llevando a cabo un programa de monitoreo/muestreo para confirmar la terminación exitosa del saneamiento en el sitio (p. ej., no se considera necesaria ninguna acción de rehabilitación “activa” o no se anticipa que sea necesaria ninguna otra actividad de rehabilitación “activa”. Se ha(n) cancelado el(los) sistema(s) de rehabilitación activo(s) y se está evaluando el potencial de un rebote en las concentraciones de contaminantes).
- *Abierto – Caso Reabierto* (selección disponible únicamente para casos previamente cerrados): Esta no es una condición de caso. Se debe seleccionar este campo para registrar la fecha en la que se reabrió el caso para una mayor investigación y/o rehabilitación. Debe seleccionarse inmediatamente una condición de caso de la lista de opciones de condiciones de caso después de registrar esta fecha.
- *Abierto – Elegible para Clausura*: Se ha determinado que la(s) acción(es) correctiva(s) se ha(n) terminado y se considera que cualquier componente del petróleo de la emisión que permanezca está en concentraciones bajas como para ser una amenaza a la seguridad y salud humanas y al medioambiente. El caso está en el proceso de ser clausurado en GeoTracker.

*Disponible a través del sitio de Internet Geotracker: <http://geotracker.waterboards.ca.gov/>

(excepto la definición de Estanque de Agua Producida, disponible en

http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/groundwater/sb4/oil_field_produced/index.shtml).

Definición de Instalaciones de Confinamiento Animal:

Incluyen granjas o ranchos donde el ganado se mantiene durante un periodo de tiempo significativo y se proporciona alimento en la instalación (a diferencia del pastoreo) y cuyas descargas se encuentran reguladas por la Junta Estatal de Control de Recursos del Agua y/o una de las nueve Juntas Regionales de Control de Calidad del Agua. Las descargas incluyen estiércol, aguas residuales y escorrentía de aguas pluviales que pueden contener componentes de desecho.

Disponible en: https://geotracker.waterboards.ca.gov/site_type_definitions

GENERADORES E INSTALACIONES DE RESIDUOS PELIGROSOS

La mayoría de los residuos peligrosos deben ser transportados de los generadores de los residuos peligrosos a las instalaciones autorizadas para el reciclado, tratamiento, almacenamiento o disposición (TSDF) por un transportista de residuos peligrosos registrado. Los embarques están acompañados por un manifiesto de residuos peligrosos. Existe una preocupación general, tanto para la salud humana como para el medioambiente, de los sitios que funcionan para el procesamiento o disposición de residuos peligrosos. Muchas de las instalaciones más nuevas están diseñadas para evitar la contaminación del aire, agua y suelo con materiales peligrosos, pero aún las instalaciones más nuevas pueden afectar negativamente la percepción de las áreas circunvecinas de maneras que pueden resultar en impactos económicos, sociales y a la salud. El Departamento de Control de Sustancias Tóxicas (DTSC) mantiene datos de las instalaciones autorizadas que están involucradas en el tratamiento, almacenamiento o disposición de residuos peligrosos, así como también información sobre los generadores de residuos peligrosos.

Indicador

La suma ponderada de instalaciones autorizadas de residuos peligrosos, generadores de residuos peligrosos e instalaciones de cromado dentro de cada tramo censal.

(Los datos de las instalaciones autorizadas de residuos peligrosos fueron recibidos en octubre de 2024, los datos de residuos peligrosos son del 2021 al 2023 y los datos de las instalaciones de cromado se basan en una encuesta de agosto de 2024).

Fuente de los Datos

Base de Datos de Instalaciones de Residuos Peligrosos y Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos de EnviroStor, Departamento de Control de Sustancias Tóxicas (DTSC)

EnviroStor es una página pública de Internet que proporciona acceso a información detallada sobre las instalaciones autorizadas de residuos peligrosos. La información incluida en la base de datos incluye el nombre y dirección de la instalación, la ubicación geográfica, el tipo y la condición de la instalación.

El DTSC también mantiene información sobre los manifiestos creados desde los generadores para el transporte de residuos peligrosos en su Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos. Los manifiestos incluyen el nombre del generador y su número de identificación, el transportista, el destinatario designado y una descripción del tipo y la cantidad del residuo clasificado de acuerdo con un sistema de codificación. Actualmente se encuentran datos disponibles de 2021 a 2023. Los datos se encuentran disponibles en los siguientes enlaces:

<http://hwts.dtsc.ca.gov/>

Medida de Control de Sustancias Tóxicas Aerotransportadas de Instalaciones de Cromado, Junta de Recursos del Aire de California (CARB)

La Medida de Control de Sustancias Tóxicas Aerotransportadas (ATCM, por sus siglas en inglés) de Instalaciones de Cromado de 2023 exige que la CARB reduzca y, eventualmente, elimine las emisiones de cromo hexavalente de las instalaciones de cromado de California. Desde 1988 la CARB ha regulado las operaciones de las instalaciones de cromado, tanto de instalaciones de cromado decorativo como de cromado duro, así como las operaciones de anodizado crómico. La ATCM se enmendó en 1998 y nuevamente en 2007 para ajustarse a los cambios en las regulaciones federales, así como para mejorar las maneras de reducir adicionalmente las emisiones de cromo. La información en las páginas de Internet sobre la ATCM de Cromado de la CARB brinda datos sobre la regulación, los anuncios de las reuniones del Grupo de Trabajo y de los talleres públicos, así como de la manera en la que las partes interesadas pueden involucrarse en el proceso de desarrollo de la enmienda a la ATCM de Cromado. Estos datos de las instalaciones de cromado se basan en datos de la encuesta de 2018, y los datos actualizados se recibieron en agosto de 2024. Más detalles sobre la ATCM de Cromado pueden encontrarse en:

<https://ww2.arb.ca.gov/our-work/programs/chrome-plating-atcm>

Razonamiento

Los residuos peligrosos son potencialmente peligrosos o dañinos para la salud humana o el medioambiente. Tanto la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. como el DTSC tienen normas para determinar cuándo los residuos se deben manejar como residuos peligrosos. Los residuos peligrosos pueden ser líquidos, sólidos o gases contenidos. Pueden incluir subproductos de procesos de manufactura y materiales que se descartaron o no se usaron, tales como líquidos para la limpieza (solventes) o pesticidas. El cromo hexavalente, un residuo peligroso de preocupación particular para la salud humana, se genera como parte del proceso de cromado (Pellerin and Booker, 2000). El aceite usado y la tierra contaminada generados por el saneamiento de un sitio pueden ser residuos peligrosos (DTSC, 2012). En 1995, el 97% de las sustancias químicas tóxicas liberadas a nivel nacional provenían de pequeños generadores e instalaciones. (McGlinn, 2000). Los generadores de residuos peligrosos pueden tratar los residuos en el sitio o enviarlos a otro lugar para su disposición.

Los efectos potenciales a la salud por vivir cerca de sitios de disposición de residuos peligrosos han sido examinados a través de varios estudios (Vrijheid, 2000). Los estudios han encontrado efectos para la salud, incluyendo la diabetes y enfermedades cardiovasculares, que están asociados con vivir cerca de sitios con residuos peligrosos (Kouznetsova et al., 2007; Sergeev and Carpenter, 2005). Vivir cerca de sitios de residuos peligrosos también se ha asociado con resultados adversos al nacer (Kihal-Talantikite et al., 2017). El cromo hexavalente puede ser ingerido o inhalado y puede causar daños al sistema respiratorio y a otros órganos. Se ha encontrado que los compuestos de cromo hexavalente son carcinógenos (OEHHA, 2016; Pellerin and Booker, 2000; US EPA, 2024b).

El indicador de residuos peligrosos usa un radio de amortiguación de 4 km (~2,5 millas) alrededor de las instalaciones de tratamiento, almacenamiento y disposición (TSDF), en comparación con 1 km para los generadores de grandes cantidades, para reflejar las preocupaciones tanto para la salud humana como para el medioambiente derivadas de los sitios que procesan o disponen residuos peligrosos. El indicador usa un método de ponderación por atenuación con la distancia, con un peso sustancial de cada instalación TSDF concentrado dentro de 1 km (véase la imagen

actualizada del radio de 4 km a continuación). Si bien los resultados adversos al nacer, como el bajo peso al nacer y la prematurez, se han vinculado a vivir dentro de 1 km de las TSDF (Berry and Bove, 1997), estudios más amplios muestran que los riesgos para la salud se extienden a distancias mayores. Por ejemplo, el bajo y muy bajo peso al nacer se asoció con residir dentro de 2 km de rellenos sanitarios (Elliott et al., 2001), las anomalías congénitas dentro de 3 km de sitios de rellenos sanitarios de residuos peligrosos en el estudio EUROHAZCON de Europa (Dolk et al., 1998; Vrijheid et al., 2002), y las malformaciones fetales hasta a 8 km de sitios de residuos peligrosos en el estado de Washington (Kuehn et al., 2007).

Varias herramientas de impactos acumulativos, incluyendo EJScreen de la US EPA, a nivel nacional, y estados como Washington y Colorado, aplican radios de amortiguación de 5 a 10km para tener en cuenta preocupaciones de justicia medioambiental, incluido el estrés psicológico, el miedo y otras reacciones a la presencia de estas instalaciones (US EPA, 2024a). Las herramientas estatales y nacionales que usan radios de amortiguación de mayor tamaño no son directamente comparables con CES porque algunas usan una geografía censal más pequeña o no incluyen el puntaje de las instalaciones según el tipo de permiso y el tamaño. Sin embargo, la herramienta EJScreen de la US EPA, que usa un radio de amortiguación de 10 km destinado a representar más que solo efectos adversos reales o potenciales para la salud humana derivados de la exposición, indica que un radio más pequeño puede ser más apropiado para aplicaciones específicas a nivel estatal, y la documentación de la US EPA ha sugerido que menos de 5 km puede ser más adecuado para aplicaciones estatales (US EPA, 2024a).

La ubicación de sitios de residuos peligrosos cerca de comunidades ha sido durante mucho tiempo un problema de justicia medioambiental en California. Por ejemplo, un estudio de 82 sitios para el tratamiento, almacenamiento y disposición de residuos peligrosos que se llevó a cabo en el Condado de Los Ángeles determinó que las comunidades más afectadas por estas instalaciones están compuestas por poblaciones de clase trabajadora y minorías étnicas que viven cerca de áreas industriales (Aliyu et al., 2011). Un estudio de 1997 hizo una correlación entre la raza/etnia y la ubicación de instalaciones para el tratamiento, almacenamiento y disposición de residuos peligrosos, tanto para las poblaciones de afroamericanos como de latinos. (Boer et al., 1997).

Los residuos electrónicos se definen como residuos universales en lugar de residuos peligrosos según la ley de California y están sujetos a reglas diferentes para su manejo y transporte. Sin embargo, algunos componentes de aparatos electrónicos contienen materiales peligrosos y las instalaciones que recolectan o reciclan residuos electrónicos son fuentes potenciales de exposición a sustancias químicas tóxicas (DTSC, 2010).

Método

Instalaciones autorizadas de residuos peligrosos:

- Los datos sobre las instalaciones autorizadas fueron obtenidos de la página de Internet del DTSC.
- Las instalaciones fueron calificadas con una escala ponderada considerando el tipo, las condiciones del permiso y el historial de cumplimiento de la instalación (véase el Apéndice).

- La ubicación de los sitios se mapeó o geocodificó (en ArcGIS Pro).

Generadores de residuos peligrosos:

- Los datos de los generadores se obtuvieron del Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos del DTSC de 2021 a 2023.
- Solo se incluyeron generadores de grandes cantidades (que produzcan al menos 1,000 kg de desechos no RCRA o al menos 1 kg de desechos RCRA durante al menos un mes durante los tres años). El umbral de generadores de grandes cantidades se basa en la siguiente definición del DTSC:
<https://dtsc.ca.gov/large-quantity-generator-of-hazardous-waste-definition/>
- Para considerar más completamente la contaminación transfronteriza, se identificó una fábrica de ladrillos en México dentro de 1000 metros de una comunidad en California. Sin datos sobre el volumen de residuos generados, esta fábrica de ladrillos se clasificó como un generador grande de residuos peligrosos, ponderado con un puntaje de '2' (véase el Apéndice). Este sitio fue validado de manera independiente por parte de investigadores de la Universidad Estatal en San Diego como parte de un contrato con la Junta de Recursos del Aire de California para mejorar la calidad de los datos en la frontera California-México (Contrato número 16RD010).
- Las instalaciones fueron calificadas con una escala ponderada considerando el volumen de los residuos generados (véase el Apéndice).
- La ubicación de los sitios se mapeó o geocodificó (en ArcGIS Pro).

Instalaciones de cromado:

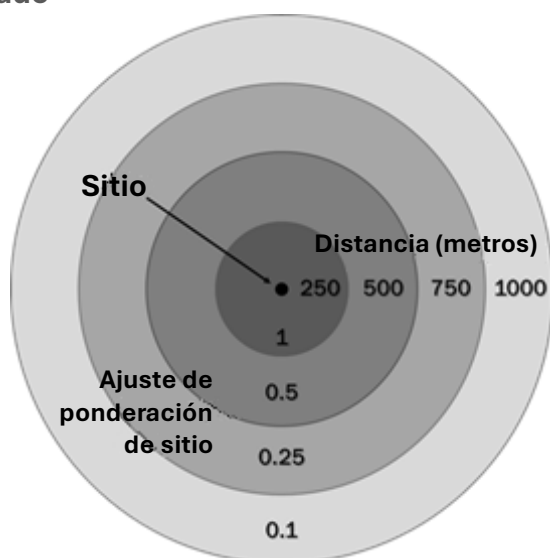
- Los datos de las instalaciones de cromado fueron obtenidos de la CARB, que mantiene una lista de instalaciones de cromado.
- Se incluyeron únicamente instalaciones de cromado activas en el análisis.
- Las instalaciones se calificaron con base al número de horas de amperaje anuales permitidas en la instalación.
- La ubicación de los sitios se mapeó o geocodificó (en ArcGIS Pro).

Ajuste de Proximidad:

- Se ajustaron las ponderaciones de todas las instalaciones con base en la distancia a la que quedaban de las manzanas censales pobladas.
- Las ponderaciones de los sitios para los generadores de residuos peligrosos y las instalaciones de cromado se ajustaron multiplicando la ponderación por 1 para las instalaciones con menos de 250m, 0.5 para los sitios de 250 a 500m, 0.25 para los sitios de 500 a 750m, y 0.1 para los sitios de 750 a 1000m de la manzana censal poblada más cercana dentro de un tramo censal dado. Las instalaciones fuera del tramo censal, pero a menos de 1000m de una de las manzanas pobladas del tramo, fueron ajustadas de forma similar con base en la distancia a la manzana más cercana de ese tramo.

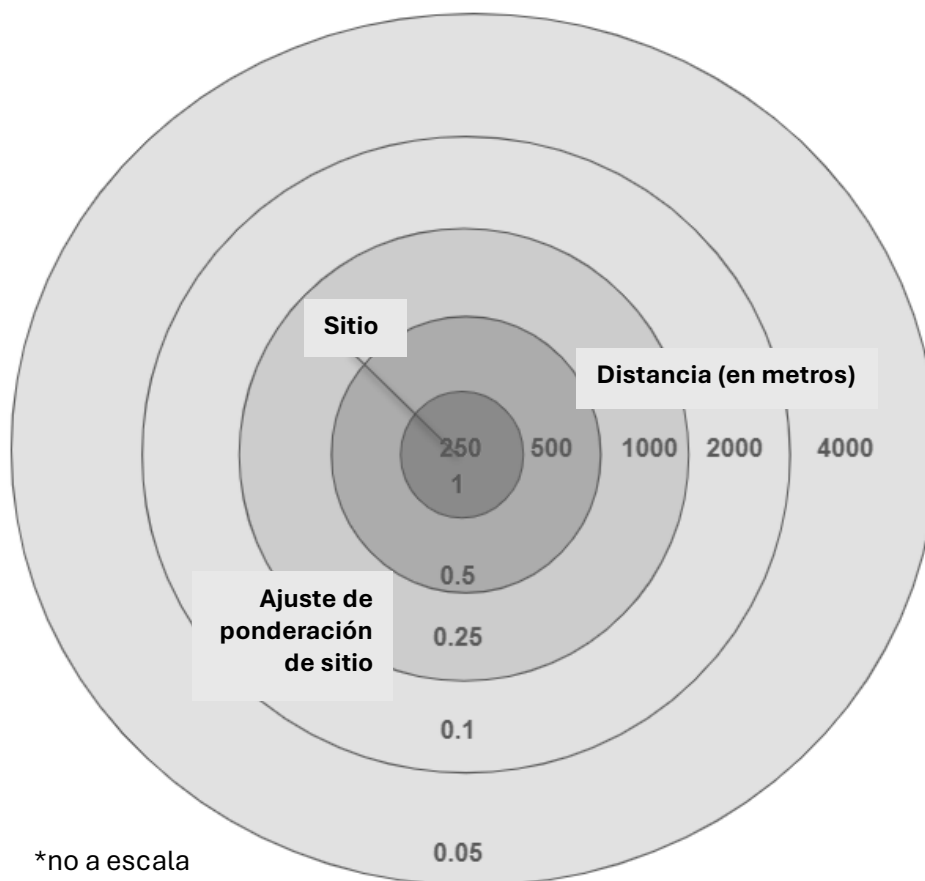
- Las ponderaciones de los sitios para las instalaciones autorizadas de residuos peligrosos se ajustaron multiplicando la ponderación por 1 para instalaciones a menos de 250 m, 0.5 para sitios a 250–500m, 0.25 para sitios a 500–1000m, 0.1 para sitios a 1000–2000m y 0.05 para sitios a 2000–4000m.

Ajuste de Proximidad para Generadores de Residuos Peligrosos e Instalaciones de Cromado



*no a escala

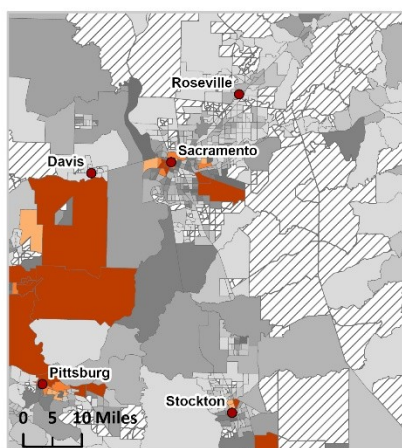
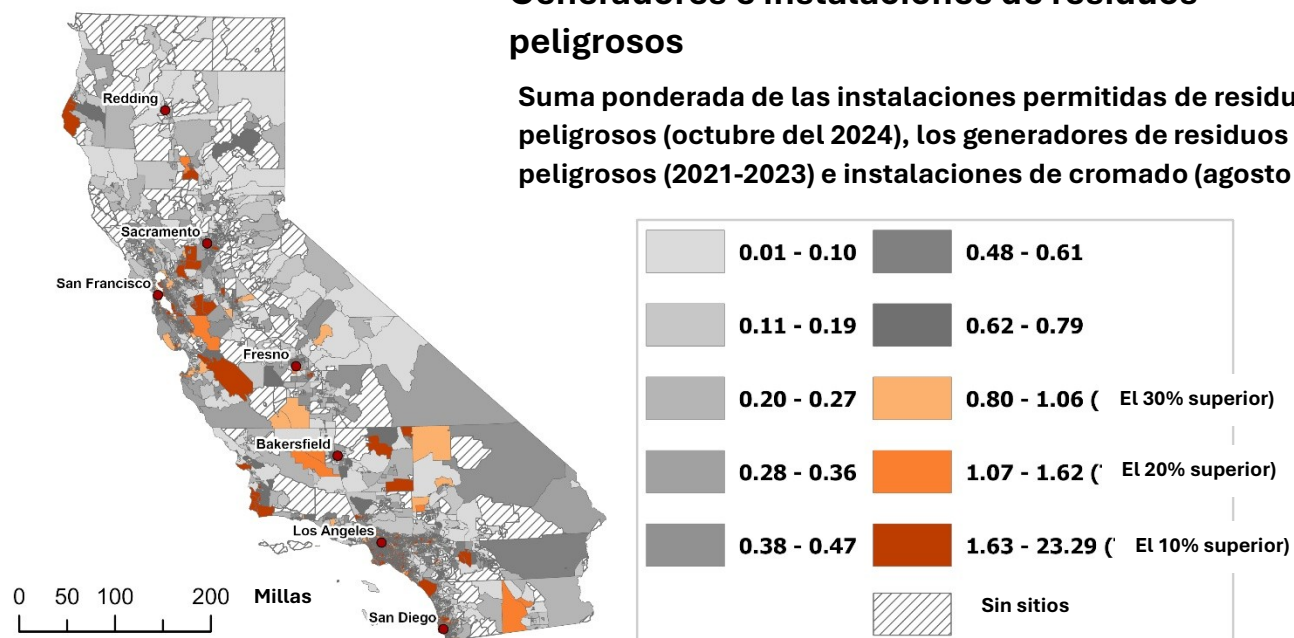
Ajuste de Proximidad para Instalaciones de Transferencia, Almacenamiento y Disposición (TSDF)



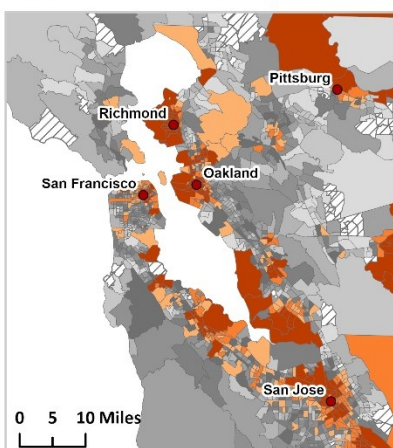
- Cada tramo censal recibió un puntaje basado en la suma de las ponderaciones ajustadas para los sitios que contiene o de los que están cerca (en ArcGIS Pro).
- Los puntajes sumados de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

Generadores e instalaciones de residuos peligrosos

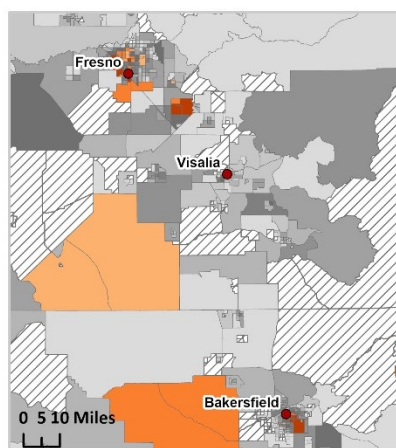
Suma ponderada de las instalaciones permitidas de residuos peligrosos (octubre del 2024), los generadores de residuos peligrosos (2021-2023) e instalaciones de cromado (agosto del 2024)



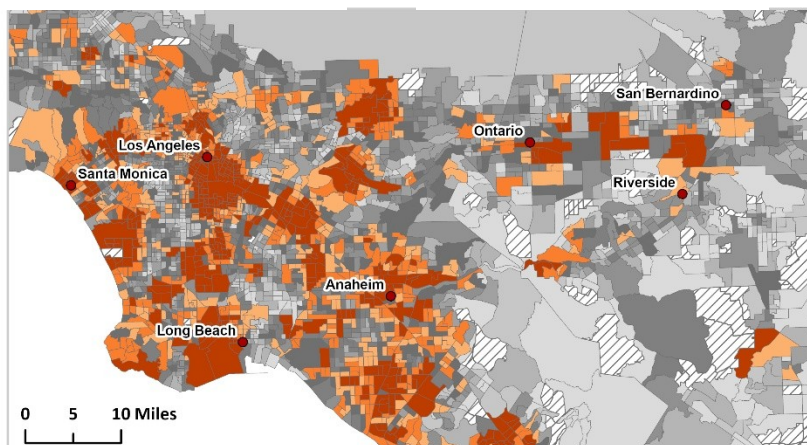
Área de Sacramento



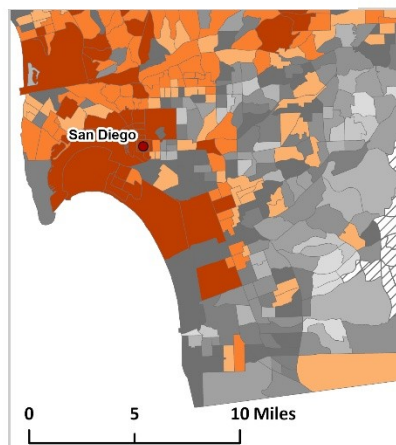
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Aliyu AA, Kasim R, Martin D. 2011. Siting of hazardous waste dump facilities and their correlation with status of surrounding residential neighbourhoods in Los Angeles County. *Property Management* 29: 87–102.
- Berry M, Bove F. 1997. Birth weight reduction associated with residence near a hazardous waste landfill. *Environ Health Perspect* 105:856–861; doi:[10.1289/ehp.97105856](https://doi.org/10.1289/ehp.97105856).
- Boer JT, Pastor Jr M, Sadd JL, Snyder LD. 1997. Is there environmental racism? The demographics of hazardous waste in Los Angeles County: Research on the environment. *Social Science Quarterly* 78: 793–810.
- Dolk H, Vrijheid M, Armstrong B, Abramsky L, Bianchi F, Garne E, et al., 1998. Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. *Lancet* 352:423–427; doi:[10.1016/s0140-6736\(98\)01352-x](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(98)01352-x).
- DTSC. 2012. Defining Hazardous Waste. Available: <https://dtsc.ca.gov/defining-hazardous-waste/>.
- DTSC. 2010. Electronic Hazardous Waste (E-Waste). Available: <https://dtsc.ca.gov/electronic-hazardous-waste/>.
- Elliott P, Briggs D, Morris S, Hoogh C de, Hurt C, Jensen TK, et al., 2001. Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites.; doi:[10.1136/bmj.323.7309.363](https://doi.org/10.1136/bmj.323.7309.363).
- Kihal-Talantikite W, Zmirou-Navier D, Padilla C, Deguen S. 2017. Systematic literature review of reproductive outcome associated with residential proximity to polluted sites. *Int J Health Geogr* 16:20; doi:[10.1186/s12942-017-0091-y](https://doi.org/10.1186/s12942-017-0091-y)
- Kouznetsova M, Huang X, Ma J, Lessner L, Carpenter DO. 2007. Increased rate of hospitalization for diabetes and residential proximity of hazardous waste sites. *Environmental health perspectives* 115: 75–9.
- Kuehn CM, Mueller BA, Checkoway H, Williams M. 2007. Risk of malformations associated with residential proximity to hazardous waste sites in Washington State. *Environ Res* 103:405–412; doi:[10.1016/j.envres.2006.08.008](https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.08.008).
- McGlinn L. 2000. Spatial Patterns of Hazardous Waste Generation and Management in the United States. *The Professional Geographer* 52:11–22; doi:[10.1111/0033-0124.00201](https://doi.org/10.1111/0033-0124.00201).
- OEHHA. 2016. Health Effects of Hexavalent Chromium. Available: <https://oehha.ca.gov/air/health-effects-hexavalent-chromium> [accessed 5 January 2026].
- Pellerin C, Booker SM. 2000. Reflections on hexavalent chromium: health hazards of an industrial heavyweight. *Environmental health perspectives* 108: A402–A407.
- Sergeev AV, Carpenter DO. 2005. Hospitalization rates for coronary heart disease in relation to residence near areas contaminated with persistent organic pollutants and other pollutants. *Environmental health perspectives* 113: 756–61.
- US EPA. 2024a. EJSscreen Technical Documentation for Version 2.3.

US EPA. 2024b. IRIS Toxicological Review of Hexavalent Chromium.

Vrijheid M. 2000. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. Environmental health perspectives 108 Suppl 1: 101–12.

Vrijheid M, Dolk H, Armstrong B, Abramsky L, Bianchi F, Fazarinc I, et al., 2002. Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous waste landfill sites. Lancet 359:320–322; doi:[10.1016/s0140-6736\(02\)07531-1](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(02)07531-1).

Apéndice

Matriz de Ponderación para Instalaciones Autorizadas de Residuos Peligrosos, Generadores de Residuos Peligrosos e Instalaciones de Cromado

Las Instalaciones Autorizadas de Residuos Peligrosos de la base de datos de instalaciones autorizadas del DTSC fueron ponderadas en una escala de 1 a 15, considerando la actividad de las instalaciones y el tipo de permiso. El puntaje para una Instalación Autorizada de Residuos Peligrosos dada representa la suma de la Actividad de la Instalación y su Tipo de Permiso. El historial de cumplimiento es ahora un componente del puntaje de las instalaciones autorizadas. La OEHHA trabajó con el DTSC durante su proceso con la SB 673 (Criterios de Permisos) y usó datos del Procedimiento de Puntaje de Violaciones (VSP, por sus siglas en inglés) para asignar puntajes a las instalaciones con más violaciones en un periodo renovable de diez años. La OEHHA asignó ponderaciones adicionales a las instalaciones que caían dentro de los Niveles de Cumplimiento del VSP como “Aceptable Condicionado” o “Inaceptable”. Las nuevas ponderaciones de puntaje de instalaciones pueden encontrarse más adelante en este apéndice.

A los generadores de residuos peligrosos se les asignó ponderaciones en una escala del 0.1 al 2, con base en la cantidad de residuos generados anualmente. A las instalaciones de cromado se las ponderó en una escala del 0.1 al 2 con base en las horas de amperaje anuales permitidas en dicho sitio.

Las siguientes tablas muestran las ponderaciones aplicadas a las instalaciones, generadores y cromadoras. Se identificaron mayores preocupaciones por las instalaciones autorizadas de desechos peligrosos que manejan gran parte de los desechos peligrosos generados por los ~ 100,000 generadores en California. Solo se incluyeron generadores de grandes cantidades (> 1,000 kg de desechos no RCRA o al menos 1 kg de desechos RCRA) debido a la gran cantidad de generadores de desechos peligrosos que producen pequeñas cantidades de tipos de desechos menos peligrosos. En 2021 a 2023, esto representa alrededor de 12,000 generadores. Se asignaron mayores ponderaciones a los generadores que producían mayores volúmenes de residuos. Para todos los tramos censales, se sumaron los puntajes ponderados y ajustados por proximidad de todas las instalaciones y generadores del área.

Instalaciones Autorizadas de Residuos Peligrosos

Ponderación de la Actividad de la Instalación + Ponderación del Tipo de Permiso + Ponderación del Procedimiento de Puntaje de Violaciones = Ponderación de la Instalación

Actividad de la Instalación	Ponderación
Relleno Sanitario	10
Tratamiento	7
Almacenamiento	4

Tipo de Permiso	Ponderación
RCRA	2

No RCRA	1
Grande	1
Disposición	1

Nivel de Cumplimiento del Procedimiento de Puntaje de Violación	Ponderación
Inaceptable	3
Aceptable	1
Condicionado	

Generadores de Residuos Peligrosos

Cantidad de Residuos	Ponderación
> 1,000 ton/año	2
100 – 1,000 ton/año	0.5
> 100 ton/año	0.1

Instalaciones de Cromado

Horas de Amperaje Permitidas	Ponderación
> 500,000 amp-hr/año	2
> 50,000 amp-hr/año	0.5
<= 50,000 amp-hr/año	0.1

Número de Instalaciones de Cromado, Generadores de Residuos Peligrosos e Instalaciones Autorizadas: Aproximadamente 12,200

Tipo de Instalación	N(%)
Generador grande de residuos peligrosos o generador de residuos peligrosos con residuos RCRA	12,008 (98%)
Instalación autorizada de almacenamiento de residuos peligrosos	71 (1%)*
Instalación Activa de Cromado	108 (1%)

**A las instalaciones de almacenamiento autorizadas se las pondera mucho más alto que a los generadores y que a las instalaciones de cromado.*

AGUAS CONTAMINADAS

La contaminación de los arroyos, ríos, lagos y aguas costeras de California por contaminantes puede comprometer el uso del cuerpo de agua para beber, nadar, pescar, proteger la vida acuática y otros usos beneficiosos. Cuando esto ocurre, dichos cuerpos de agua se consideran "deteriorados". La información sobre el deterioro de estos cuerpos de agua puede ayudar a determinar el grado de degradación medioambiental dentro de un área.

Indicador

La suma del número de contaminantes dentro de todos los cuerpos de agua designados como deteriorados dentro del área (2024).

Fuente de los Datos

Lista de Aguas Contaminadas 303(d) 2024, Junta Estatal de Control de Recursos del Agua (SWRCB)

La SWRCB proporciona información relevante a la condición de las aguas superficiales de California. Dicha información es requerida por la Ley Federal de Agua Limpia. Cada dos años, las juntas estatales y regionales del agua evalúan e informan sobre la calidad de las aguas superficiales de California. Los lagos, arroyos y ríos, y las aguas costeras que no cumplen con los estándares de calidad del agua, o que no se espera que cumplan con los estándares de calidad del agua, se enumeran como deteriorados bajo la Sección 303(d) de la Ley de Agua Limpia. La Lista 303(d) 2024 se basó en datos de calidad del agua recopilados antes del 9 de diciembre de 2020. El Reporte Integrado de California de 2024 fue aprobado parcialmente y desaprobado parcialmente por la US EPA el 13 de diciembre de 2024. La US EPA aprobó la mayor parte de la lista 303(d), pero identificó 44 combinaciones de cuerpos de agua y contaminantes que está considerando agregar a la Lista 303(d) debido a efectos en la comunidad bentónica, y nueve cuerpos de agua que fueron clasificados incorrectamente, pero que aun así se incluyeron en el análisis (Torres, 2024). Los datos y la información sobre la lista 303(d) están disponibles en el enlace a continuación:

https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/water_quality_assessment/

Razonamiento

Los ríos, lagos, estuarios y aguas marinas en California son importantes para muchos usos diferentes. Los cuerpos de agua que se usan para la recreación también pueden ser importantes para la calidad de vida de los residentes cercanos si la pesca de subsistencia es fundamental para poder ganarse la vida (CalEPA y OEHHA, 2002). Los cuerpos de agua también ayudan para una flora y fauna abundantes. Las alteraciones en las condiciones naturales en el medioambiente acuático pueden afectar la diversidad biológica y la salud general de los ecosistemas. Las especies acuáticas que son importantes para las economías locales se pueden ver impactadas si los hábitats, donde buscan alimento y se reproducen, son cambiados. La vida silvestre marina, como los peces y crustáceos, que es expuesta a sustancias tóxicas, puede potencialmente exponer de la misma manera a los consumidores locales a dichas sustancias tóxicas (CalEPA y OEHHA, 2002). Una dureza excesiva, olor o sabor desagradable, turbiedad, color, yerbas y basura en las aguas son algunos tipos de contaminantes que afectan el aspecto estético del agua (CalEPA y OEHHA, 2002), lo cual, a su vez, puede afectar a las comunidades cercanas.

Las comunidades de color, las comunidades de bajos ingresos y las tribus generalmente dependen de la pesca, las plantas acuáticas y la vida silvestre que ofrecen las aguas superficiales cercanas, en mayor medida que la población en general (NEJAC, 2002). Algunas comunidades que dependen de los recursos que ofrecen las aguas superficiales cercanas tienen poblaciones de una condición socioeconómica más baja y una diversidad étnica más amplia que la población en general. Por ejemplo, ciertas comunidades pesqueras que se encuentran a lo largo de la costa en el norte de California tienen un nivel educativo y un ingreso medio más bajo que el del estado de California en su totalidad (Pomeroy et al., 2010). En un estudio de 500 mujeres en el Delta Sacramento–San Joaquín, se encontró que las mujeres asiático-americanas y afroamericanas consumían la mayor cantidad del pescado capturado por deporte (Silver et al., 2007). El incremento en los niveles de ciertos contaminantes de aguas superficiales se ha asociado con un ingreso per cápita más bajo, valores de vivienda más bajos y un más alto porcentaje de minorías y personas de color (Farzin and Grogan, 2013; Liévanos, 2018). Además, un estudio en el Delta Sacramento-San Joaquín encontró que el consumo de pescado para ciertos pescadores de subsistencia era más alto que las tasas usadas para la planeación y la regulación de aguas contaminadas y que la ingesta de mercurio por el consumo de pescado era significativamente más alta que los niveles aconsejados por la US EPA (Shilling et al., 2010).

Dos estudios, uno en Inglaterra y el otro en San Antonio, Texas, encontraron que las personas que viven cerca de cuerpos de agua con deterioro significativo tenían una propensión a creer que los cuerpos de agua eran seguros y, por lo tanto, los visitan con más frecuencia que aquellos que viven a una mayor distancia (Brody et al., 2004; Georgiou et al., 2000).

Método

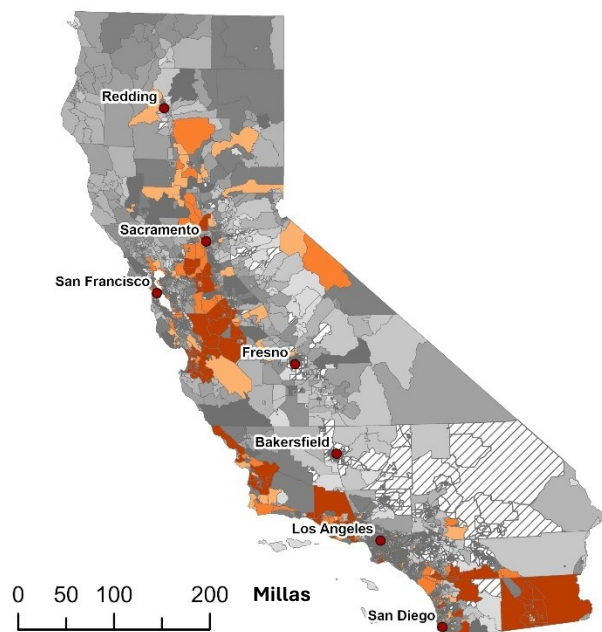
Los datos relativos al tipo de cuerpo de agua, identificación del cuerpo de agua y tipo de contaminante fueron descargados en formato Excel, y los datos del GIS que muestran la representación visual de todos los cuerpos de agua fueron descargados de la página de Internet de la SWRCB.

Todos los cuerpos de agua fueron identificados en todos los tramos censales en el programa ArcGIS Pro.

Se contó el número de contaminantes enlistados en los arroyos o ríos que quedaban dentro de 1 kilómetro (km) o 2 km respectivamente de una manzana poblada del tramo censal. La distancia de amortiguamiento de 2 km se aplicó a los ríos principales (>100 km de longitud, más el Río Los Ángeles y los canales y vías de drenaje del Valle Imperial). La distancia de amortiguamiento de 1 km se aplicó a todos los demás arroyos/ríos más chicos.

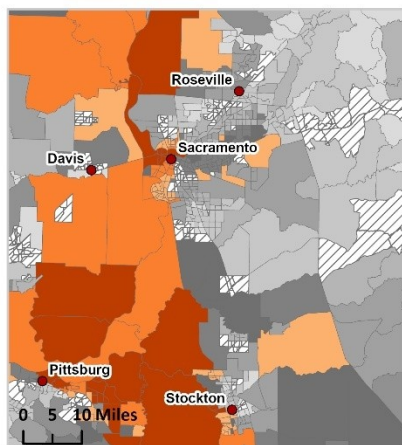
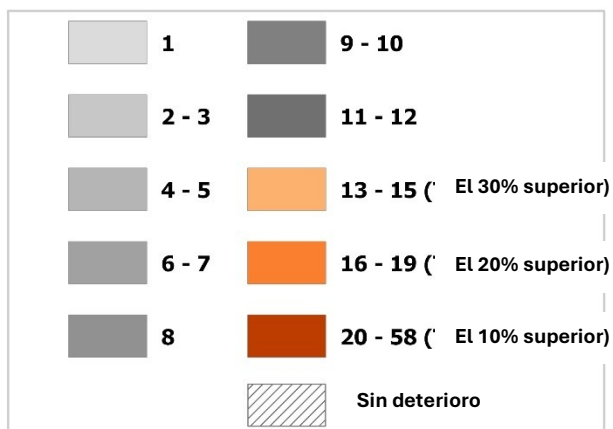
- Se contó el número de contaminantes enlistados en lagos, bahías, estuarios o litorales que quedan dentro de 1 km o 2 km de una manzana poblada del tramo censal. La distancia de amortiguamiento de 2 km se aplicó a los principales lagos o bahías mayores a los 25 km cuadrados en tamaño, más todas las vías de agua del Delta de los Ríos Sacramento/San Joaquín. La distancia de amortiguamiento de 1 km se aplicó a todos los demás lagos/bahías.
- Se sumaron los dos conteos de contaminantes para cada tramo censal.

- Cada tramo censal recibió un puntaje con base en la suma del número de contaminantes individuales encontrados dentro de y/o en el límite de ellos. Por ejemplo, si dos secciones de un arroyo dentro de un tramo censal se enlistaron para el mismo contaminante, el contaminante solamente se contó una vez.
- Los puntajes sumados de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

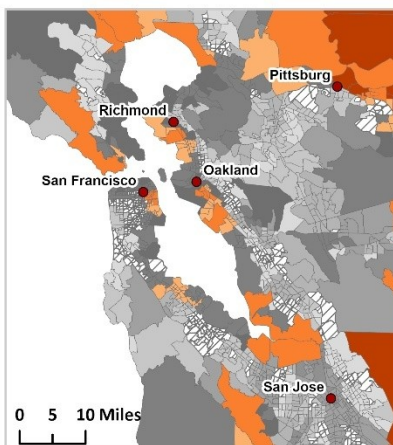


Aguas contaminadas

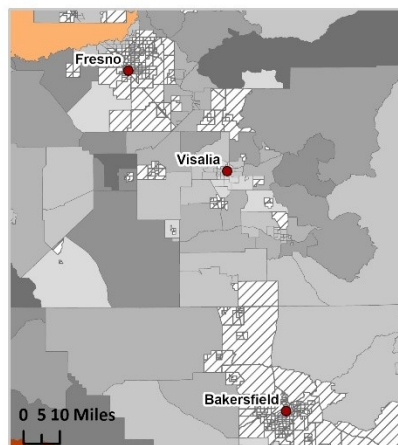
Cantidad total de contaminantes en todas las aguas designadas como deterioradas (2024)



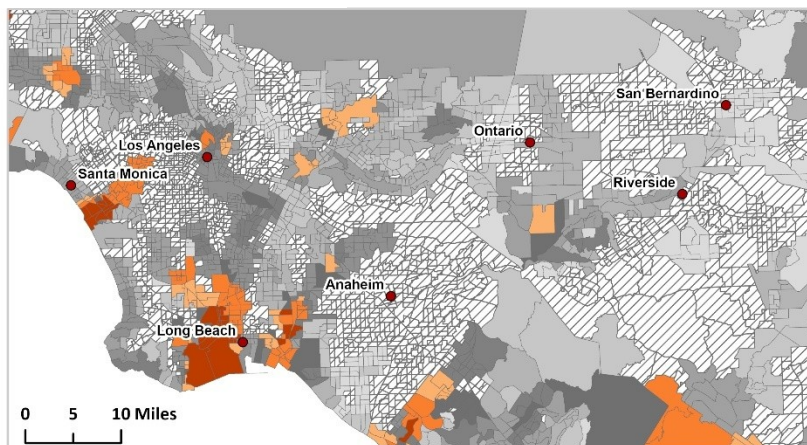
Área de Sacramento



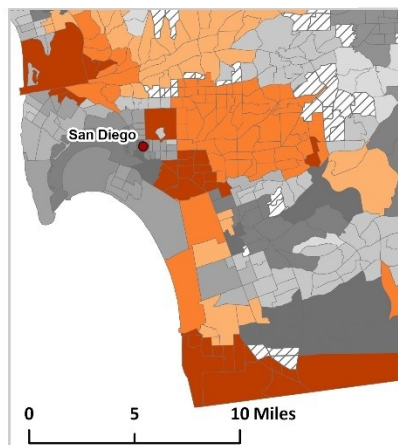
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Brody SD, Highfield W, Alston L. 2004. Does location matter? Measuring environmental perceptions of creeks in two San Antonio watersheds. *Environment and Behavior* 36: 229–250.
- CalEPA, OEHHA. 2002. Environmental Protection Indicators for California. 303.
- California State Lands Commission. 2012. Central Coast California Seismic Imaging Project. Final Environmental Impact Report. Vol. 2. Section III. Chapter 7.
- Farzin YH, Grogan KA. 2013. Socioeconomic factors and water quality in California. *Environmental Economics and Policy Studies* 15: 1–37.
- Georgiou S, Bateman I, Cole M, Hadley D. 2000. Contingent ranking and valuation of river water quality improvements: Testing for scope sensitivity, ordering and distance decay effects. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment.
- Liévanos RS. 2018. Impaired water hazard zones: Mapping intersecting environmental health vulnerabilities and polluter disproportionality. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 7: 433.
- NEJAC. 2002. National Environmental Justice Advisory Council. Fish Consumption and Environmental Justice. A Report Developed from the National Environmental Justice Advisory Council Meeting of December 3-6, 2001. Available at URL: http://www.epa.gov/environmentaljustice/resources/publications/nejac/fish-consump-report_1102.pdf.
- Pomeroy C, Thomson CJ, Stevens MM. 2010. California's North Coast Fishing Communities: Historical Perspective and Recent Trends. Final Report to the California State Coastal Conservancy; doi:<http://www-csgc.ucsd.edu/BOOKSTORE/documents/FullRept.pdf>.
- Shilling F, White A, Lippert L, Lubell M. 2010. Contaminated fish consumption in California's Central Valley Delta. *Environmental Research* 110:334–44; doi:[10.1016/j.envres.2010.02.002](https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.02.002).
- Silver E, Kaslow J, Lee D, Lee S, Tan ML, Weis E, et al. 2007. Fish consumption and advisory awareness among low-income women in California's Sacramento–San Joaquin Delta. *Environmental Research* 104: 410–419.
- Torres T. 2024. California's 2024 List of Impaired Waters under Clean Water Act (CWA) Section 303(d).

SITIOS PEQUEÑOS QUE EMITEN SUSTANCIAS TÓXICAS AL AIRE

Las personas se ven afectadas diariamente por una combinación única de contaminantes provenientes de Sitios Pequeños que Emiten Sustancias Tóxicas al Aire (SmATS) que emiten una variedad de contaminantes tóxicos del aire dentro de su comunidad o cerca de ella. A escala individual, estas emisiones de fuentes puntuales pueden representar un riesgo limitado, pero de manera acumulativa pueden afectar negativamente la calidad medioambiental y la salud humana. Los ejemplos de sitios de emisión en vecindarios de California van desde los más comunes, como gasolineras, talleres de carrocería y pozos de petróleo y gas, hasta emisores más grandes, como plantas de procesamiento de alimentos y refinerías de petróleo. Cada comunidad tiene su propia composición diversa de fuentes de contaminación y contaminantes que contribuyen a su carga total de contaminación. El Sistema de Reportes y Desarrollo de Inventarios de Emisiones de California (CEIDARS) actualmente rastrea más de 25,000 de sitios con sustancias tóxicas en el aire y sus emisiones en todo el estado. Además de estos sitios, existen más de 95,000 pozos activos e inactivos de petróleo y gas natural (ONG, por sus siglas en inglés) en todo el estado rastreados dentro del CEIDARS (¿o se rastrean en otra base de datos? - WellSTAR para ONG). Los procesos de perforación, construcción y extracción de los pozos de ONG activos exponen a los residentes a una combinación de contaminantes medioambientales, lo que presenta riesgos para la salud de estos residentes y efectos de salud pública a largo plazo para la comunidad. Además, los pozos de ONG inactivos, aquellos que no se han usado durante 24 meses consecutivos o más, pueden presentar fugas de manera impredecible y pueden afectar a los residentes cercanos.

Indicador

Suma ponderada de sitios pequeños que emiten sustancias tóxicas al aire y pozos de ONG dentro de cada tramo censal.

(Los datos de ONG se descargaron en febrero de 2025 y los datos del CEIDARS representan el año de inventario de emisiones 2022).

Fuente de los Datos

Sistema de Reportes y Desarrollo de Inventarios de Emisiones de California (CEIDARS), Junta de Recursos del Aire de California (CARB)

El CEIDARS es el sistema de base de datos principal usado por la CARB para recopilar, almacenar y administrar datos de emisiones de contaminantes criterio y no criterio en todo el estado de California. Los contaminantes criterio son contaminantes del aire designados y regulados por la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. bajo la Ley de Aire Limpio. Los distritos de aire locales, las agencias estatales y otras fuentes recopilan y reportan datos de emisiones a la base de datos CEIDARS. Dentro de la base de datos, la información sobre fuentes puntuales estacionarias (p. ej., plantas de energía, instalaciones manufactureras, plantas de procesamiento de alimentos) incluye la identificación de la instalación, información de ubicación, el distrito de aire que reporta, los tipos de contaminantes, los totales de emisiones por año y el riesgo ponderado por toxicidad asociado para cada contaminante de la instalación.

Aunque no se incluyen en los SmATS, la base de datos CEIDARS también registra fuentes estacionarias agregadas, fuentes de área amplia, fuentes móviles viales y no viales, y fuentes naturales de contaminantes del aire. Actualmente, el CEIDARS incluye aproximadamente 25,000 fuentes más pequeñas de un estimado de 60,000 en todo el estado, a medida que se implementan gradualmente nuevos requisitos de reporte. Bajo estos nuevos requisitos de reporte, el reporte anual para todas las fuentes en distritos de aire grandes comenzará con los datos de emisiones de 2026 que se reportarán en 2027, mientras que los distritos más pequeños comenzarán con los datos de emisiones de 2028 que se reportarán en 2029.

<https://ww2.arb.ca.gov/applications/facility-search-engine>

Sistema Estatal de Rastreo y Reporte de Pozos (WellSTAR, por sus siglas en inglés), División de Gestión de Energía Geológica de California (CalGEM, por sus siglas en inglés)

El Sistema Estatal de Rastreo y Reporte de Pozos (WellSTAR) es una base de datos pública integral mantenida por la CalGEM para regular las operaciones de petróleo y gas en California. La base de datos WellSTAR contiene información sobre la ubicación, el número único de identificación del pozo (API), el operador, el nombre del campo, el volumen de producción y/o inyección, el estado del pozo (p. ej., activo, inactivo, sellado y abandonado, etc.), y registros individuales de pozos y datos de mantenimiento, entre otra información. El WellSTAR se actualiza diariamente con base en los reportes de los operadores y las solicitudes de permisos, en cumplimiento con los requisitos de Producción de Petróleo y Gas: Uso de Agua: Reporte, Ley 1281 del Senado (Pavley, 2014) y Petróleo y Gas: Estimulación de Pozos, Ley 4 del Senado (Pavley, 2013), así como con otras leyes estatales y federales. Los sitios de pozos nunca se eliminan de la base de datos, incluso cuando el pozo se sella permanentemente y se cierra conforme a los estándares (es decir, el estado del pozo cambia a “Sellado y Abandonado”).

<https://data.ca.gov/dataset/wellstar-oil-and-gas-wells>

Razonamiento

La contaminación del aire a menudo se experimenta como una mezcla compleja de contaminantes en lugar de contaminantes individuales. Dichas mezclas pueden amplificar los impactos en la salud más allá de los efectos de contaminantes individuales (Araki et al., 2020; Mauderly and Samet, 2009). La carga de esta contaminación está fuertemente determinada por la proximidad a las fuentes de emisiones, y las comunidades ubicadas en la línea perimetral cercanas a industrias a menudo experimentan las exposiciones más altas y los riesgos a la salud asociados (Brender et al., 2011; Chen et al., 2022; García-Pérez et al., 2016; Johnston and Cushing, 2020). Las fuentes más pequeñas de emisiones dentro de los vecindarios (p. ej., gasolineras y talleres de carrocería) pueden parecer modestas de manera aislada, pero están ampliamente distribuidas y contribuyen de forma acumulativa a exposiciones crónicas significativas a nivel vecinal (Chen et al., 2022; Deshmukh et al., 2020; Hilpert et al., 2015). Por ejemplo, las gasolineras están ampliamente distribuidas en todo el medioambiente construido, y existen cerca de vecindarios, negocios y escuelas. Las emisiones de combustible durante la entrega, el almacenamiento y el suministro pueden provocar exposición a sustancias químicas tóxicas e impactos adversos en la salud por el combustible vaporizado para las poblaciones circunvecinas (Hilpert et al., 2015). Si bien el CEIDARS solo rastrea emisiones rutinarias, la densidad y la

proximidad de este tipo de sitios a comunidades cercanas pueden servir como un indicador indirecto de los posibles impactos para los residentes, tanto por emisiones rutinarias como por descargas accidentales e incidentes inesperados.

Los pozos de ONG son un ejemplo destacado de los impactos en la salud derivados de fuentes de emisiones localizadas. Durante la perforación, la construcción y la extracción, las comunidades cercanas están expuestas a diversas combinaciones de estresores, que incluyen la contaminación del aire y del agua, el ruido y otras perturbaciones medioambientales, lo que afecta negativamente la salud y el bienestar de los residentes (Allshouse et al., 2019; Garcia-Gonzales et al., 2019; Gonzalez et al., 2022; Johnston et al., 2019; McKenzie et al., 2018; Shonko and Morello-Frosch, 2024). La actividad de ONG en estos sitios libera contaminantes tóxicos del aire (TAC), compuestos orgánicos volátiles (VOC, por sus siglas en inglés), metales pesados, subproductos de la combustión, compuestos odoríferos y diversos aditivos químicos al entorno circunvecino (Shonko and Morello-Frosch, 2024). Otros peligros adicionales incluyen el ruido perturbador y la contaminación lumínica, la actividad sísmica inducida, la exposición a materiales radiactivos e incluso riesgos de incendios o explosiones (Shonko and Morello-Frosch, 2024). Muchos de estos contaminantes están asociados con resultados de salud adversos.

Las concentraciones, y los riesgos resultantes, de los contaminantes asociados con los pozos de ONG aumentan con la proximidad (Garcia-Gonzales et al., 2019; McKenzie et al., 2018; Shonko and Morello-Frosch, 2024; Tran et al., 2020; 2021). Aproximadamente 2.1 millones de personas en California viven a menos de 1 km de un pozo activo (Czolowski et al., 2017). Una respuesta de 2021 a la CalGEM, que solicitó la opinión de expertos del Panel Asesor Científico para la Elaboración de Reglamentos de Salud Pública sobre Petróleo y Gas de California, concluyó con un alto nivel de certeza que vivir cerca de pozos activos de ONG está asociado de manera causal con resultados perinatales y respiratorios adversos (Shonko et al., 2021). Por ejemplo, la exposición prenatal durante el primer y segundo trimestre a pozos de ONG en el Valle de San Joaquín se asoció con un mayor riesgo de parto prematuro, particularmente entre las poblaciones hispana y negra (Gonzalez et al., 2020). Otros estudios muestran un mayor riesgo de cáncer para los residentes que viven cerca de pozos de ONG, vinculando la exposición a contaminantes carcinógenos emitidos por la actividad de los pozos de ONG (Epstein, 2017; McKenzie et al., 2017; Onyije et al., 2021). Los pozos inactivos, o pozos que no han sido usados durante 24 meses consecutivos sin haber sido sellados, pueden filtrar metano, VOC y TAC, lo que representa peligros para la salud poco comprendidos, pero potencialmente significativos (Secaira, 2022; Shonko and Morello-Frosch, 2024; Solis, 2022; South Coast AQMD, 2016).

Es importante destacar que los riesgos para la salud asociados con vivir cerca de pozos de ONG y otras fuentes estacionarias de contaminación incluidas en la base de datos CEIDARS no se distribuyen de manera equitativa. La raza y la condición socioeconómica son determinantes clave de la exposición (Proville et al., 2022; Shonko and Morello-Frosch, 2024). En el condado de Los Ángeles, los vecindarios con el mayor volumen de producción de pozos de ONG presentaron una cantidad de personas negras 2.4 veces mayor en comparación con el promedio estatal, lo que demuestra una carga desproporcionada (González et al., 2023). Existen disparidades similares en la exposición a otras fuentes estacionarias de contaminación (Brooks and Sethi, 2009; Marshall, 2008; Morello-Frosch, 2002; Morello-Frosch et al., 2001; Pastor et al., 2005). Estas inequidades se ven agravadas por vulnerabilidades subyacentes (p. ej., mayores riesgos de salud de base y un

acceso reducido a la atención médica) que hacen que las poblaciones afectadas sean más susceptibles a los efectos nocivos de la contaminación (Deguen et al., 2022; Hooper and Kaufman, 2018; Morello-Frosch et al., 2011).

Método

Pozos de Petróleo y Gas Natural

- Los datos sobre pozos de ONG, incluidos su API, condición (es decir, activo, inactivo, sellado y abandonado) y ubicación (es decir, coordenadas, dirección y datos geoespaciales), se descargaron de la base de datos WellSTAR de la CalGEM.
- Los pozos de ONG se filtraron por condición del pozo para incluir únicamente pozos “Activos” o “Inactivos”.
- A los pozos activos e inactivos se les asignó una ponderación de uno.

Instalaciones del CEIDARS

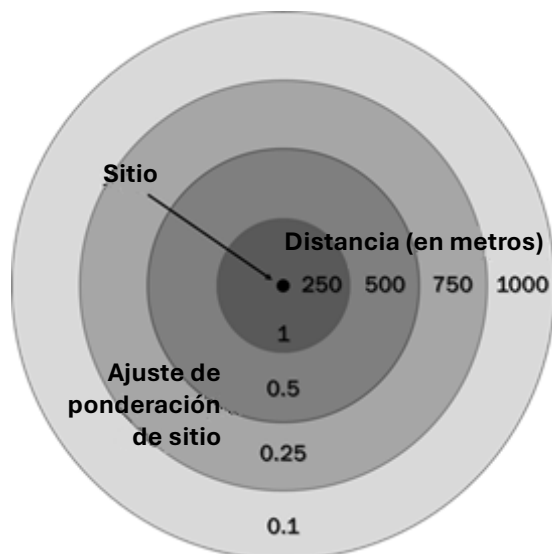
- Los datos sobre las instalaciones de fuentes puntuales estacionarias del CEIDARS, incluidos el nombre de la instalación, las emisiones y la ubicación (p. ej., coordenadas y dirección), se obtuvieron de la base de datos CEIDARS de la CARB.
- Los registros de las instalaciones se limpiaron inicialmente en RStudio para eliminar las entradas con valores de latitud o longitud faltantes. Las emisiones del humo del escape de motores a diésel se excluyeron, ya que ya están representadas en el Indicador de MP de diésel.
- Para evitar el doble conteo, se eliminaron las instalaciones del Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas (TRI) (incluidas tanto en la base de datos CEIDARS como en el Inventario de Emisiones de Sustancias Tóxicas). Este proceso comenzó en RStudio mediante la estandarización de los nombres y direcciones de las instalaciones (p. ej., formato de mayúsculas y minúsculas, eliminación de caracteres especiales) y luego la aplicación de un proceso de coincidencia Jaro-Winkler de dos pasos:
 - Paso 1: Las instalaciones del CEIDARS ubicadas a menos de 1 km de instalaciones del TRI que coincidían tanto en nombre como en dirección se eliminaron usando una distancia máxima de coincidencia Jaro-Winkler de 0.15.
 - Paso 2: Las instalaciones del TRI restantes sin coincidencia se volvieron a comparar con las instalaciones del CEIDARS ubicadas a menos de 1 km usando únicamente el nombre de la dirección, aplicando una distancia máxima de coincidencia más estricta de 0.05.
- Las instalaciones del CEIDARS se mapearon posteriormente en ArcGIS Pro usando latitud y longitud. Cualquier instalación del TRI restante aún integrada en los datos del CEIDARS se

eliminó manualmente mediante la comparación cruzada de los nombres y direcciones de las instalaciones con los registros del TRI.

- A todas las instalaciones finales del CEIDARS se les asignó una ponderación de uno.

Ajustes de Proximidad

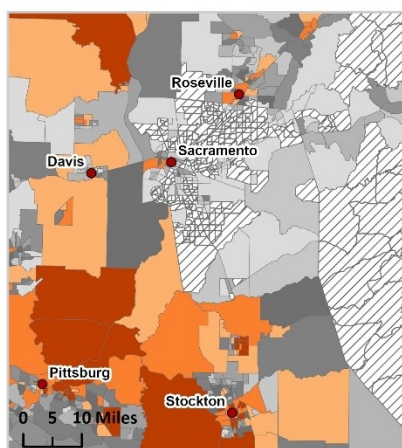
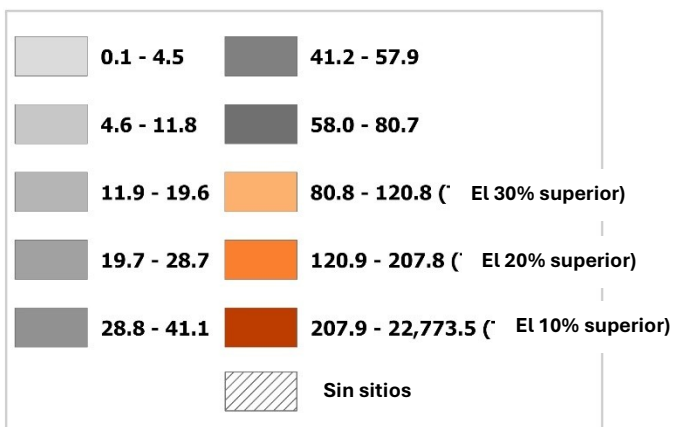
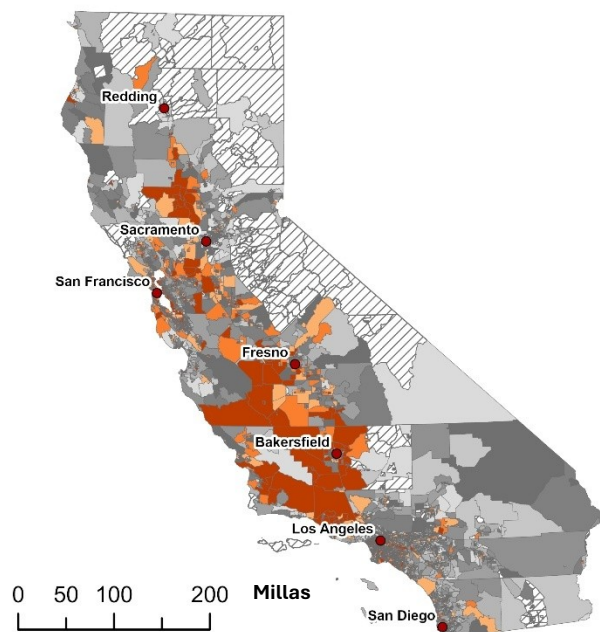
- Las ponderaciones de los pozos de ONG y de las instalaciones finales del CEIDARS se ajustaron en función de su distancia a las manzanas censales pobladas. Se excluyeron del análisis los sitios a más de 1000m de cualquier manzana censal poblada.
- Las ponderaciones de los sitios se ajustaron multiplicando la ponderación por 1 para los sitios con menos de 250m, 0.5 para los sitios de 250 a 500m, 0.25 para los sitios de 500 a 750m, y 0.1 para los sitios de 750 a 1000m de la manzana censal poblada más cercana dentro de un tramo censal dado. Los sitios fuera del tramo censal, pero a menos de 1000m de una de las manzanas pobladas del tramo, fueron ajustados de forma similar con base en la distancia a la manzana más cercana de ese tramo (véase la siguiente imagen).



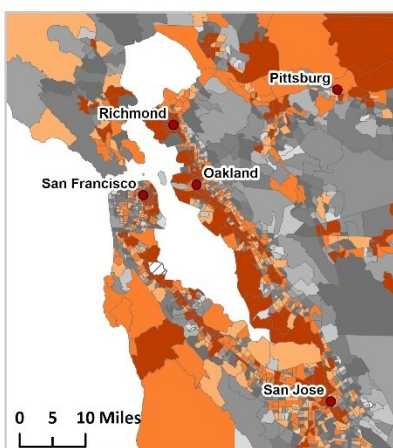
- Cada tramo censal recibió un puntaje basado en la suma de las ponderaciones ajustadas para los sitios que contiene o de los que están cerca (en ArcGIS Pro).
- Los puntajes sumados de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

Sitios pequeños que emiten sustancias tóxicas al aire

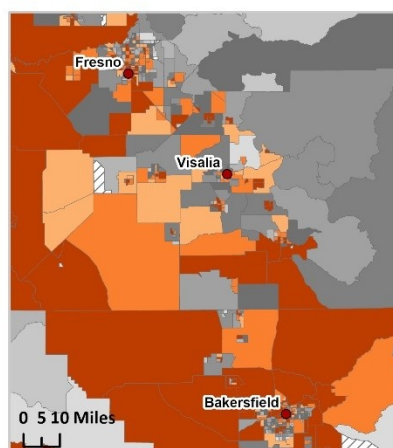
Suma ponderada de los sitios pequeños que emiten sustancias tóxicas al aire (2022) y pozos de petróleo y gas natural (a partir de febrero del 2025)



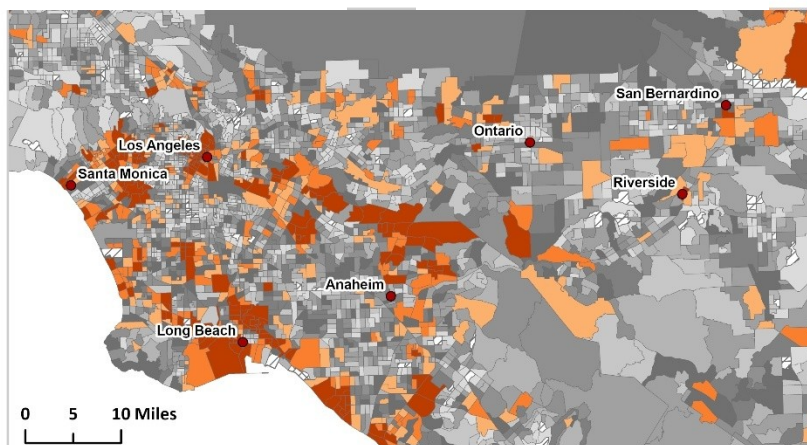
Área de Sacramento



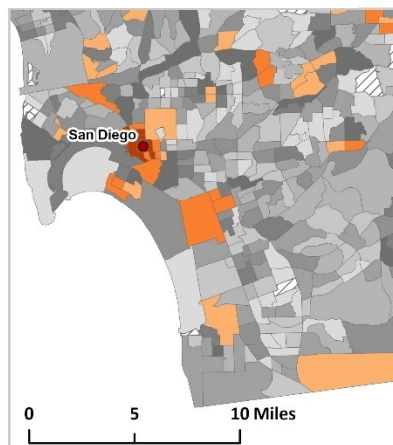
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Allshouse WB, McKenzie LM, Barton K, Brindley S, Adgate JL. 2019. Community Noise and Air Pollution Exposure During the Development of a Multi-Well Oil and Gas Pad. *Environ Sci Technol* 53:7126–7135; doi:[10.1021/acs.est.9b00052](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00052).
- Araki A, Ait Bamai Y, Bastiaensen M, Van den Eede N, Kawai T, Tsuboi T, et al. 2020. Combined exposure to phthalate esters and phosphate flame retardants and plasticizers and their associations with wheeze and allergy symptoms among school children. *Environmental Research* 183:109212; doi:[10.1016/j.envres.2020.109212](https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109212).
- Brender JD, Maantay JA, Chakraborty J. 2011. Residential Proximity to Environmental Hazards and Adverse Health Outcomes. *Am J Public Health* 101:S37–S52; doi:[10.2105/AJPH.2011.300183](https://doi.org/10.2105/AJPH.2011.300183).
- Brooks N, Sethi R. 2009. The Distribution of Pollution: Community Characteristics and Exposure to Air Toxics. In: *Distributional Effects of Environmental and Energy Policy*. Routledge.
- Chen Y, Gu P, Schulte N, Zhou X, Mara S, Croes BE, et al. 2022. A new mobile monitoring approach to characterize community-scale air pollution patterns and identify local high pollution zones. *Atmospheric Environment* 272:118936; doi:[10.1016/j.atmosenv.2022.118936](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.118936).
- Czolowski ED, Santoro RL, Srebotnjak T, Shonko SBC. 2017. Toward Consistent Methodology to Quantify Populations in Proximity to Oil and Gas Development: A National Spatial Analysis and Review. *Environmental Health Perspectives* 125:086004; doi:[10.1289/EHP1535](https://doi.org/10.1289/EHP1535).
- Deguen S, Amuzu M, Simoncic V, Kihal-Talantikite W. 2022. Exposome and Social Vulnerability: An Overview of the Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19:3534; doi:[10.3390/ijerph19063534](https://doi.org/10.3390/ijerph19063534).
- Deshmukh P, Kimbrough S, Krabbe S, Logan R, Isakov V, Baldauf R. 2020. Identifying air pollution source impacts in urban communities using mobile monitoring. *Science of The Total Environment* 715:136979; doi:[10.1016/j.scitotenv.2020.136979](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136979).
- Epstein AC. 2017. Chapter Five - The Human Health Implications of Oil and Natural Gas Development. In: *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection* (K.A. Schug and Z.L. Hildenbrand, eds). Vol. 1 of *Environmental Issues Concerning Hydraulic Fracturing*. Elsevier. 113–145.
- Garcia-Gonzales DA, Shamasunder B, Jerrett M. 2019. Distance decay gradients in hazardous air pollution concentrations around oil and natural gas facilities in the city of Los Angeles: A pilot study. *Environmental Research* 173:232–236; doi:[10.1016/j.envres.2019.03.027](https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.027).
- García-Pérez J, Morales-Piga A, Gómez J, Gómez-Barroso D, Tamayo-Uria I, Pardo Romaguera E, et al. 2016. Association between residential proximity to environmental pollution sources and childhood renal tumors. *Environmental Research* 147:405–414; doi:[10.1016/j.envres.2016.02.036](https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.036).

- Gonzalez DJX, Francis CK, Shaw GM, Cullen MR, Baiocchi M, Burke M. 2022. Upstream oil and gas production and ambient air pollution in California. *Science of The Total Environment* 806:150298; doi:[10.1016/j.scitotenv.2021.150298](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150298).
- González DJX, Morton CM, Hill LAL, Michanowicz DR, Rossi RJ, Shonko SBC, et al. 2023. Temporal Trends of Racial and Socioeconomic Disparities in Population Exposures to Upstream Oil and Gas Development in California. *GeoHealth* 7:e2022GH000690; doi:[10.1029/2022GH000690](https://doi.org/10.1029/2022GH000690).
- Gonzalez DJX, Sherris AR, Yang W, Stevenson DK, Padula AM, Baiocchi M, et al. 2020. Oil and gas production and spontaneous preterm birth in the San Joaquin Valley, CA: A case-control study. *Environmental Epidemiology* 4:e099; doi:[10.1097/EE9.0000000000000099](https://doi.org/10.1097/EE9.0000000000000099).
- Gonzalez LA. 2022. SB-1137 Oil and gas: operations: location restrictions: notice of intention: health protection zone: sensitive receptors.
- Hilpert M, Mora BA, Ni J, Rule AM, Nachman KE. 2015. Hydrocarbon Release During Fuel Storage and Transfer at Gas Stations: Environmental and Health Effects. *Curr Envir Health Rpt* 2:412–422; doi:[10.1007/s40572-015-0074-8](https://doi.org/10.1007/s40572-015-0074-8).
- Hooper LG, Kaufman JD. 2018. Ambient Air Pollution and Clinical Implications for Susceptible Populations. *Annals ATS* 15:S64–S68; doi:[10.1513/AnnalsATS.201707-574MG](https://doi.org/10.1513/AnnalsATS.201707-574MG).
- Johnston J, Cushing L. 2020. Chemical Exposures, Health, and Environmental Justice in Communities Living on the Fenceline of Industry. *Curr Envir Health Rpt* 7:48–57; doi:[10.1007/s40572-020-00263-8](https://doi.org/10.1007/s40572-020-00263-8).
- Johnston JE, Lim E, Roh H. 2019. Impact of upstream oil extraction and environmental public health: A review of the evidence. *Science of The Total Environment* 657:187–199; doi:[10.1016/j.scitotenv.2018.11.483](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.483).
- Marshall JD. 2008. Environmental inequality: Air pollution exposures in California's South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment* 42:5499–5503; doi:[10.1016/j.atmosenv.2008.02.005](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.005).
- Mauderly JL, Samet JM. 2009. Is There Evidence for Synergy Among Air Pollutants in Causing Health Effects? *Environmental Health Perspectives* 117:1–6; doi:[10.1289/ehp.11654](https://doi.org/10.1289/ehp.11654).
- McKenzie LM, Allshouse WB, Byers TE, Bedrick EJ, Serdar B, Adgate JL. 2017. Childhood hematologic cancer and residential proximity to oil and gas development. *PLOS ONE* 12:e0170423; doi:[10.1371/journal.pone.0170423](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170423).
- McKenzie LM, Blair B, Hughes J, Allshouse WB, Blake NJ, Helmig D, et al. 2018. Ambient Nonmethane Hydrocarbon Levels Along Colorado's Northern Front Range: Acute and Chronic Health Risks. *Environ Sci Technol* 52:4514–4525; doi:[10.1021/acs.est.7b05983](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05983).
- Morello-Frosch R. 2002. Environmental justice and regional inequality in southern California: implications for future research. *Environmental Health Perspectives* 110:149–154; doi:[10.1289/ehp.02110s2149](https://doi.org/10.1289/ehp.02110s2149).

- Morello-Frosch R, Pastor M, Sadd J. 2001. Environmental Justice and Southern California's "Riskscape": The Distribution of Air Toxics Exposures and Health Risks among Diverse Communities. *Urban Airs Review* 36:551–578; doi:[10.1177/10780870122184993](https://doi.org/10.1177/10780870122184993).
- Morello-Frosch R, Zuk M, Jerrett M, Shamasunder B, Kyle AD. 2011. Understanding The Cumulative Impacts Of Inequalities In Environmental Health: Implications For Policy. *Health Airs* 30:879–887; doi:[10.1377/hltha.2011.0153](https://doi.org/10.1377/hltha.2011.0153).
- Onyije FM, Hosseini B, Togawa K, Schüz J, Olsson A. 2021. Cancer Incidence and Mortality among Petroleum Industry Workers and Residents Living in Oil Producing Communities: A Systematic Review and Meta-Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18:4343; doi:[10.3390/ijerph18084343](https://doi.org/10.3390/ijerph18084343).
- Pastor M, Morello-Frosch R, Sadd JL. 2005. The Air Is Always Cleaner on the Other Side: Race, Space, and Ambient Air Toxics Exposures in California. *Journal of Urban Airs* 27:127–148; doi:[10.1111/j.0735-2166.2005.00228.x](https://doi.org/10.1111/j.0735-2166.2005.00228.x).
- Proville J, Roberts KA, Peltz A, Watkins L, Trask E, Wiersma D. 2022. The demographic characteristics of populations living near oil and gas wells in the USA. *Population & Environment* 44:1–14; doi:[10.1007/s11111-022-00403-2](https://doi.org/10.1007/s11111-022-00403-2).
- Secaira M. 2022. How idle oil wells leaked explosive levels of methane in Bakersfield. Available: <https://www.capradio.org/177835> [accessed 16 September 2025].
- Shonko SBC, Morello-Frosch R. 2024. Public Health Dimensions of Upstream Oil and Gas Development in California: Scientific Analysis and Synthesis to Inform Science-Policy Decision Making.
- Shonko SBC, Morello-Frosch R, Casey JA, Deziel N, DiGiulio DC, Foster S, et al. 2021. Response to CalGEM Questions for the California Oil and Gas Public Health Rulemaking Scientific Advisory Panel.
- Solis N. 2022. California oil regulator confirms methane leak at idle oil wells in Bakersfield. *Los Angeles Times*. Available: <https://www.latimes.com/california/story/2022-05-22/california-oil-regulator-reports-methane-leak-at-idle-oil-well-in-bakersfield> [accessed 16 September 2025].
- South Coast AQMD. 2016. Firmin Street Orphan Wells Project. Available: <https://www.aqmd.gov/home/news-events/community-investigations/firmin-street-orphan-wells> [accessed 16 September 2025].
- Tran KV, Casey JA, Cushing LJ, Morello-Frosch R. 2021. Residential proximity to hydraulically fractured oil and gas wells and adverse birth outcomes in urban and rural communities in California (2006–2015). *Environmental Epidemiology* 5:e172; doi:[10.1097/EE9.000000000000172](https://doi.org/10.1097/EE9.000000000000172).
- Tran KV, Casey JA, Cushing LJ, Morello-Frosch R. 2020. Residential Proximity to Oil and Gas Development and Birth Outcomes in California: A Retrospective Cohort Study of 2006–2015 Births. *Environmental Health Perspectives* 128:067001; doi:[10.1289/EHP5842](https://doi.org/10.1289/EHP5842).

Apéndice

Desglose por Tipo de Ubicación

Tipo de Sitio	Número	Porcentaje
Instalaciones del CEIDARS	18,115	15%
Sitios de Pozos de ONG	98,871	85%
<i>Pozos Activos</i>	<i>59,218</i>	<i>51%</i>
<i>Pozos Inactivos</i>	<i>39,653</i>	<i>34%</i>
Total	116,986	100%

SITIOS E INSTALACIONES DE RESIDUOS SÓLIDOS

Muchos de los más recientes rellenos sanitarios para residuos sólidos están diseñados para evitar la contaminación del aire, agua y suelo con residuos peligrosos. Sin embargo, los sitios más antiguos que se encuentran en incumplimiento con los estándares actuales o sitios de residuos sólidos ilegales pueden degradar las condiciones medioambientales en las áreas circundantes y presentar un riesgo de exposición para los residentes cercanos. Otros tipos de instalaciones, tales como de compostaje o instalaciones de tratamiento y reciclaje causan preocupación por los olores, alimañas e incremento del tráfico de camiones. Aunque actualmente no hay datos disponibles que describan los efectos medioambientales de los sitios y la operación de todos los tipos de instalaciones de residuos sólidos, el Departamento de Reciclaje y Recuperación de Recursos de California (CalRecycle) mantiene datos acerca de las instalaciones que operan dentro del estado, así como acerca de sitios que ya no se encuentran en operación, están abandonados o son ilegales.

Indicador

Suma ponderada de sitios e instalaciones de residuos sólidos (hasta febrero de 2025).

Fuente de los Datos

Sistema de Información de Residuos Sólidos (SWIS, por sus siglas en inglés), CalRecycle (febrero de 2025)

El SWIS es una base de datos que rastrea las instalaciones, operaciones y sitios de disposición de residuos sólidos en todo el estado de California. Los sitios de residuos sólidos que se encuentran en esta base de datos incluyen rellenos sanitarios, estaciones de transferencia, instalaciones de recuperación de material, sitios de compostaje, instalaciones de transformación y sitios de disposición cerrados. Los datos están disponibles en el siguiente enlace:

<https://www2.calrecycle.ca.gov/SolidWaste/Activity>

Programa de Sitios de Disposición para Sitios Cerrados, Ilegales y Abandonados (CIA, por sus siglas en inglés), CalRecycle (febrero de 2025)

El Programa de Sitios de Disposición CIA es un subconjunto de la base de datos SWIS e incluye rellenos sanitarios cerrados y sitios de disposición que no han cumplido con las normas estatales mínimas para su cierre, así como también sitios ilegales y abandonados. Los CIA han sido priorizados para ayudar a las agencias locales de aplicación de la ley a que investiguen sitios y hagan cumplir las normas estatales. Los datos están disponibles en el siguiente enlace:

<http://www.calrecycle.ca.gov/SWFacilities/CIA/>

Lista de Situación de Regulación de Inspecciones para Violaciones, CalRecycle (2023)

CalRecycle mantiene registros de diversas violaciones cometidas por los sitios de residuos sólidos que evalúa. Algunos tipos de violaciones incluyen polvo, fuego, gas, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores. Se puede encontrar información adicional en el enlace a continuación:

<https://calrecycle.ca.gov/swfacilities/enforcement/>

Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos, Departamento para el Control de Sustancias Tóxicas (DTSC, 2022-2024)

El DTSC también conserva información sobre manifiestos de residuos creados por recicladores de chatarra en su Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos. Los manifiestos incluyen el nombre, número de identificación y dirección del reciclador de metal. Los datos disponibles actualmente son del 2022 al 2024. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<http://hwts.dtsc.ca.gov/>

Sistema de Gestión de Llantas de Desecho (WTMS, por sus siglas en inglés), CalRecycle (2024)

CalRecycle mantiene datos sobre las entidades que almacenan o acumulan más de 500 llantas de desecho en una ubicación específica, lo que requiere que obtengan un permiso de instalación de llantas de desecho mayor o menor y cumplan con ciertos estándares de seguridad y almacenamiento. Algunas instalaciones pueden calificar para una condición como excluidas o exentas de los requisitos de permisos. Se puede encontrar información adicional en el enlace a continuación:

<https://calrecycle.ca.gov/Tires/>

Razonamiento

Los sitios de residuos sólidos pueden tener múltiples impactos en una comunidad. Los gases de residuos como el metano y el dióxido de carbono pueden ser liberados al aire de los sitios de disposición durante décadas, aun después de que el sitio haya sido cerrado (Cusworth et al., 2024; Lou and Nair, 2009; Ofungwu and Eget, 2006; Weitz et al., 2002). Los incendios, aunque son raros, pueden representar un peligro a la salud por la exposición al humo y a la ceniza (CalRecycle, 2025; USFA, 2002). Las personas que viven cerca de sitios de disposición de residuos sólidos pueden experimentar una molestia significativa por los olores en comparación con quienes viven más lejos (Aatamila et al., 2010). Los olores y la presencia conocida de residuos sólidos pueden disminuir la percepción de cuán deseable es una comunidad y afectar la salud y la calidad de vida de los residentes cercanos (Heaney et al, 2011). Es importante destacar que las comunidades de color y las comunidades de bajos ingresos tienen más probabilidades de verse afectadas por el vertido ilegal de residuos por parte de entidades externas que buscan deshacerse de la basura a bajo costo (Hohl et al., 2023). Aunque todos los sitios de residuos sólidos activos en California se encuentran regulados, CalRecycle ha registrado una cantidad de sitios antiguos de disposición y rellenos sanitarios cerrados cuyo monitoreo es menos frecuente. Los antiguos sitios de disposición abandonados presentan un potencial para la exposición de humanos y animales a residuos al descubierto o ceniza de la quema. Dichos sitios preocupan a las autoridades a cargo de la aplicación de la ley a nivel local y estatal (CalRecycle, 2010).

Aunque es menos común con la ingeniería moderna, los rellenos sanitarios pueden contaminar el entorno circundante y el agua subterránea con lixiviados, el líquido que drena de los materiales de desecho (Ozby et al., 2021). Además de sustancias químicas tóxicas, el lixiviado de los rellenos sanitarios también suele contener microplásticos, que potencialmente absorben otros

contaminantes (Kabir et al., 2023). Muchos de los estudios que tratan sobre la toxicidad potencial de las emisiones provenientes de sitios de residuos sólidos buscan efectos biológicos del lixiviado de rellenos sanitarios en especies selectas de animales y plantas. Se ha encontrado que la biodiversidad, la flora y la fauna, y la vida acuática se ven afectadas por los rellenos sanitarios cercanos (Siddiqua et al., 2022). Nuevos métodos de prueba ecológicos han demostrado que la exposición de los artrópodos al suelo proveniente de un relleno sanitario que contiene una mezcla de sustancias químicas peligrosas puede causar cambios genéticos que están asociados a efectos adversos en el sistema reproductivo (Roelofs et al., 2012).

Además de los estudios sobre los efectos ecológicos de los sitios de disposición de residuos sólidos, ha habido un creciente cuerpo de evidencia sobre efectos adversos en la salud humana. Vivir cerca de rellenos sanitarios se asocia con la exposición a sustancias químicas carcinógenas y metales pesados, lo que conduce a una mayor incidencia de resultados de salud como condiciones de la piel y respiratorias (Khoiron et al., 2020). Un estudio epidemiológico de nacimientos humanos cerca de rellenos sanitarios en Gales encontró que había un aumento en la tasa de defectos de nacimiento después de que se abrían o ampliaban dichos sitios (Palmer et al., 2005). Un estudio que se realizó después de un incendio accidental en un relleno sanitario municipal en Grecia encontró que había niveles inaceptablemente altos de dioxinas en productos alimenticios en un área cercana al relleno sanitario (Vassiliadou et al., 2009). Un estudio de cohortes de personas que vivían dentro de un radio de 5 kilómetros de un relleno sanitario en Italia encontró asociaciones entre la exposición al sulfuro de hidrógeno, un indicador de contaminación aerotransportada de los rellenos sanitarios y leves incrementos en la mortalidad y morbilidad por enfermedades respiratorias (Mataloni et al., 2016).

Método

Sitios Cerrados, Ilegales y Abandonados (CIA):

- La Lista de Estado de Investigación de Sitios CIA (febrero de 2025) se obtuvo de CalRecycle para todas las designaciones de prioridad, ya que únicamente están disponibles por Internet los datos de los sitios CIA con alta prioridad.
- No se incluyeron en el análisis los sitios de residuos no sólidos y no confirmados.
- A cada sitio restante se le asignó un puntaje considerando las categorías de priorización de CalRecycle (véase la tabla en el Apéndice).
- Para considerar la contaminación transfronteriza, se identificó una instalación de residuos sólidos cerrada en México dentro de un radio de 1,000 metros de una comunidad de California. Este sitio fue validado de manera independiente en 2019 por parte de investigadores de la Universidad Estatal en San Diego como parte de un contrato con la Junta de Recursos del Aire de California para mejorar la calidad de los datos en la frontera California-México (Contrato número 16RD010). A este sitio se le asignó el mismo puntaje que a un sitio de residuos sólidos cerrado dentro de la base de datos de CalRecycle: un 1, que es el puntaje más bajo.
- Las ubicaciones de los sitios se geocodificaron y se mapearon en ArcGIS Pro.

Sitios Activos del Sistema de Información de Residuos Sólidos (SWIS):

- Los datos del SWIS (febrero de 2025) fueron obtenidos de la página de internet de CalRecycle.
- Los registros de los CIA se filtraron de la base de datos porque el SWIS contiene un inventario de ambos, sitios activos y sitios CIA.
- De los sitios restantes, no se incluyeron los sitios Limpios Cerrados, Absorbidos, Inactivos y Planeados.
- Cada sitio restante fue calificado considerando el tipo de actividad del sitio, la condición regulatoria, la condición operativa y/o el volumen de procesamiento (véase la tabla en el Apéndice).
- Los datos sobre violaciones de los sitios se unieron a los sitios SWIS calificados. A los sitios se les asignó un puntaje de violación basado en el número de tipos únicos de violación (gas, olor, molestia, etc.) y sus respectivos puntajes (véase la tabla en el Apéndice).
- Las ubicaciones de los sitios se geocodificaron y se mapearon en ArcGIS Pro.
- Los límites de los rellenos sanitarios, en base a los límites de la parcela e inspección de fotografía aérea, se proporcionaron o dibujaron para la mayoría de los rellenos sanitarios de residuos sólidos en la base de datos SWIS. Estos límites fueron usados en el análisis en lugar de la ubicación puntual, cuando procedía.

Recicladores de Chatarra:

- Los recicladores de chatarra con códigos NAICS 42193, 42393 o 56292 se obtuvieron del Sistema de Rastreo de Residuos Peligrosos del DTCS.
- Se incluyó toda instalación que estuvo activa entre 2022 y 2024 y se le asignó un puntaje de 5 (véase la tabla en el Apéndice).

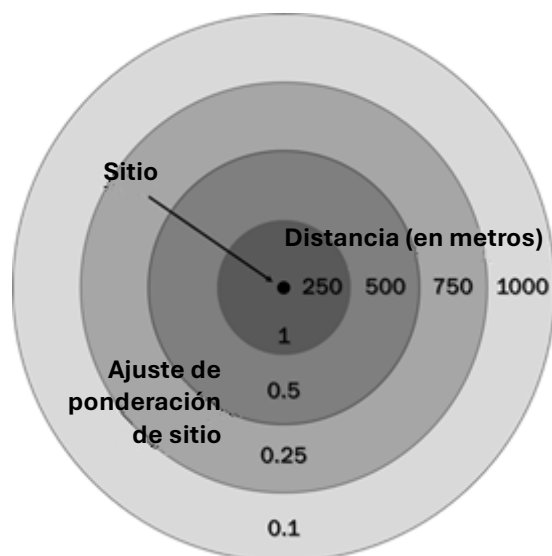
Instalaciones de Llantas de Desecho:

- Se solicitaron a CalRecycle los datos de instalaciones de llantas de desecho y de violaciones para los sitios activos autorizados.
- A los sitios se les asignó un puntaje basado en su condición de actividad “mayor” o “menor” (véase la tabla en el Apéndice).
- A los sitios se les asignó un puntaje de violación basado en la información del mismo conjunto de datos.

Todos los sitios:

- Los puntajes para todos los sitios, incluyendo los perímetros aproximados de los grandes rellenos sanitarios, se ponderaron con base en la distancia a la que quedaban de las manzanas censales pobladas. Los sitios a distancias mayores de 1,000m de alguna manzana censal poblada se excluyeron del análisis.

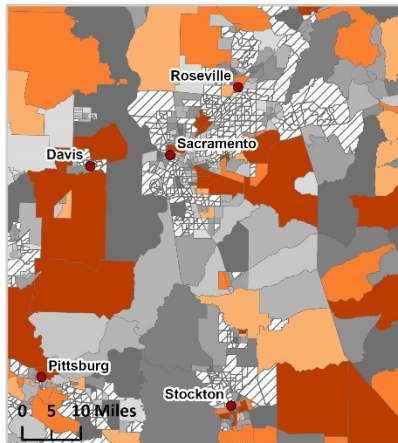
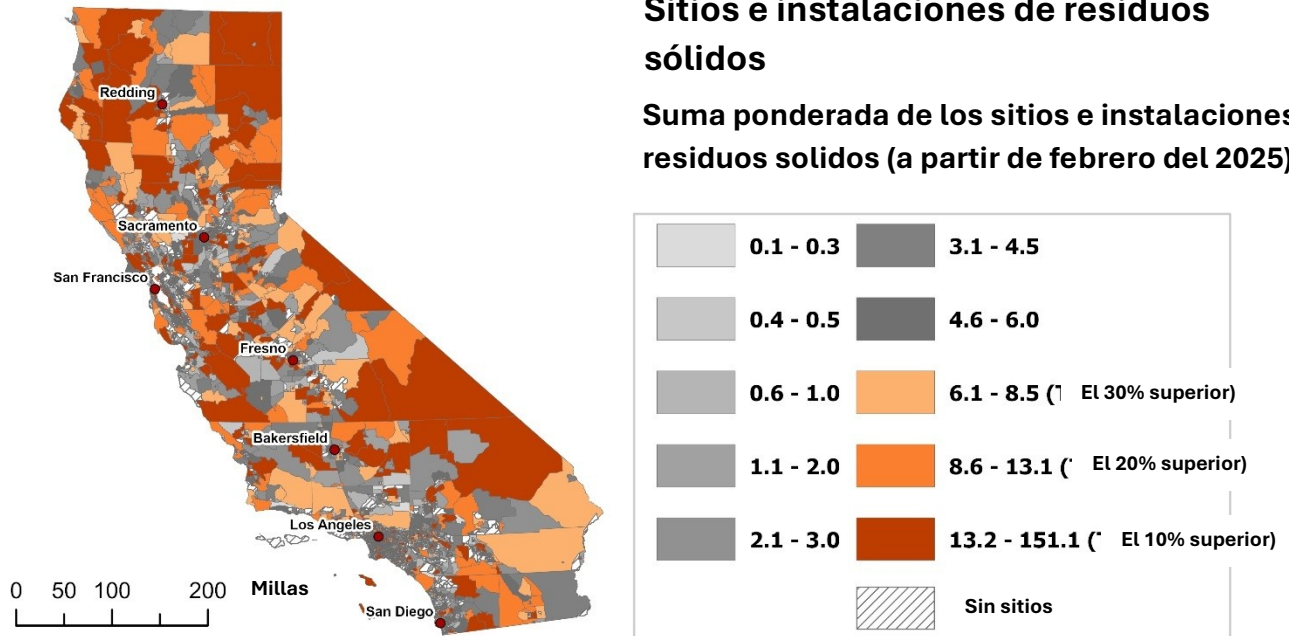
- Los puntajes de los sitios se ponderaron por proximidad a manzanas censales pobladas multiplicando el puntaje por 1 para sitios a menos de 250m, 0.5 para los sitios a 250-500m, 0.25 para los sitios a 500-750m y 0.1 para los sitios a 750-1000m. Los sitios fuera del tramo censal, pero a menos de 1000m de una de las manzanas pobladas del tramo, fueron ajustadas de forma similar con base en la distancia a la manzana poblada más cercana de ese tramo.



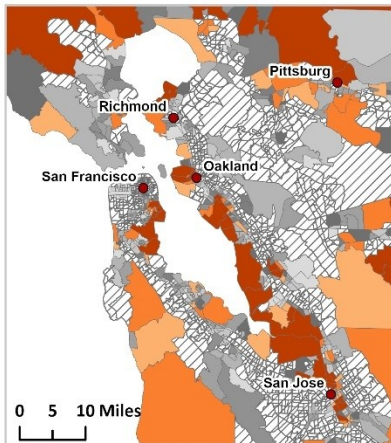
- Quejas por malos olores relacionadas con instalaciones de compostaje se realizan comúnmente a más de 1000 metros de dichas instalaciones. Debido a esta inquietud, las distancias de amortiguamiento y ponderaciones para sitios de compostaje se ajustaron de la siguiente manera: 1 para los sitios a menos de 500m, 0.5 para los sitios a 500-1000m, 0.25 para los sitios a 1000-1500m, y por 0.1 para los sitios a 1500-2000m de la manzana censal poblada más cercana dentro de un tramo censal dado.
- A los tramos censales se les asignaron puntajes finales basados en la suma de los puntajes ponderados por proximidad más altos para cada sitio que el tramo censal contiene o del cual está cerca.
- Los puntajes de los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución estatal.

Sitios e instalaciones de residuos sólidos

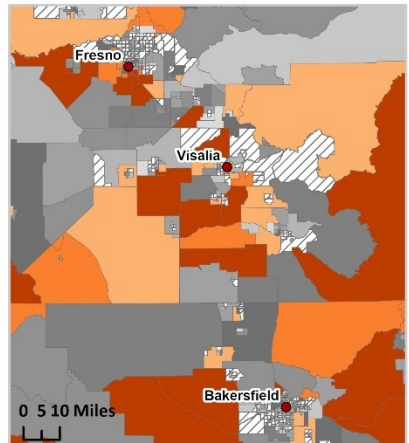
Suma ponderada de los sitios e instalaciones de residuos sólidos (a partir de febrero del 2025)



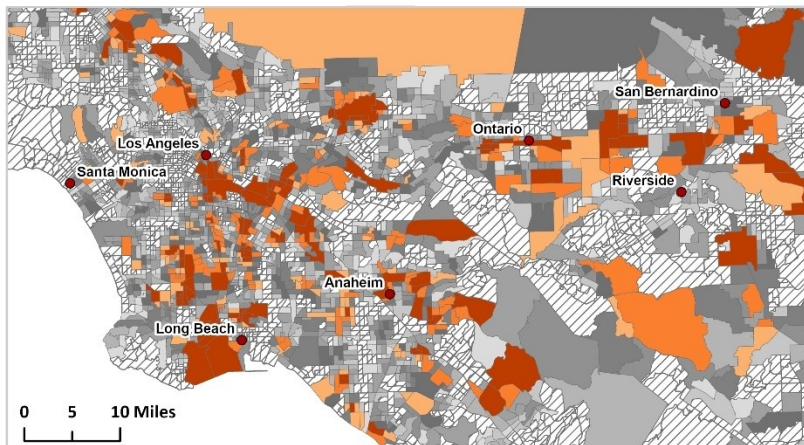
Área de Sacramento



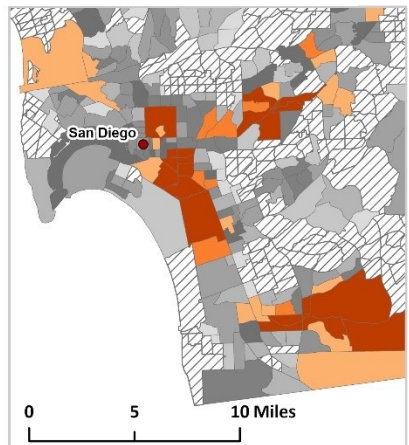
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Aatamila M, Verkasalo PK, Korhonen MJ, Viluksela MK, Pasanen K, Tiittanen P, et al. 2010. Odor Annoyance near Waste Treatment Centers: A Population-Based Study in Finland. *Journal of the Air & Waste Management Association* 60:412–418; doi:[10.3155/1047-3289.60.4.412](https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.4.412).
- CalRecycle. 2010. Former Landfill and Disposal Site Investigations.
- CalRecycle. 2025. Landfill Fires Guidance Document. CalRecycle Home Page. Available: https://calrecycle.ca.gov/swfacilities/l_iresguide/ [accessed 10 September 2025].
- Cusworth DH, Duren RM, Ayasse AK, Jiorle R, Howell K, Aubrey A, et al. 2024. Quantifying methane emissions from United States landfills. *Science* 383:1499–1504; doi:[10.1126/science.adi7735](https://doi.org/10.1126/science.adi7735).
- Heaney CD, Wing S, Campbell RL, Caldwell D, Hopkins B, Richardson D, et al. 2011. Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. *Environmental Research* 111:847–52; doi:[10.1016/j.envres.2011.05.021](https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.05.021).
- Hohl BC, Kondo MC, Rupp LA, Sadler RC, Gong CH, Le K, et al. 2023. Community identified characteristics related to illegal dumping; a mixed methods study to inform prevention. *Journal of Environmental Management* 346:118930; doi:[10.1016/j.jenvman.2023.118930](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118930).
- Kabir MS, Wang H, Luster-Teasley S, Zhang L, Zhao R. 2023. Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal. *Environmental Science and Ecotechnology* 16:100256; doi:[10.1016/j.esec.2023.100256](https://doi.org/10.1016/j.esec.2023.100256).
- Khoiron K, Probandari AN, Setyaningsih W, Kasjono HS, Setyobudi RH, Anne O. 2020. A review of environmental health impact from municipal solid waste (MSW) landfill. *Annals of tropical medicine and public health* 23:60–67; doi:[10.36295/ASRO.2020.23316](https://doi.org/10.36295/ASRO.2020.23316).
- Lou XF, Nair J. 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions—a review. *Bioresource technology* 100: 3792–3798.
- Mataloni F, Badaloni C, Golini MN, Bolignano A, Bucci S, Sozzi R, et al. 2016. Morbidity and mortality of people who live close to municipal waste landfills: a multisite cohort study. *International journal of epidemiology* 45: 806–815.
- Ofungwu J, Eget S. 2006. Brownfields and health risks--air dispersion modeling and health risk assessment at landfill redevelopment sites. *Integrated environmental assessment and management* 2: 253–61.
- Ozbay G, Jones M, Gadde M, Isah S, Attarwala T. 2021. Design and Operation of Effective Landfills with Minimal Effects on the Environment and Human Health. *Journal of Environmental and Public Health* 2021:6921607; doi:[10.1155/2021/6921607](https://doi.org/10.1155/2021/6921607).
- Palmer SR, Dunstan FD, Fielder H, Fone DL, Higgs G, Senior ML. 2005. Risk of congenital anomalies after the opening of landfill sites. *Environmental health perspectives* 113: 1362–5.

Roelofs D, de Boer M, Agamennone V, Bouchier P, Legler J, van Straalen N. 2012. Functional environmental genomics of a municipal landfill soil. *Frontiers in genetics* 3:85; doi:[10.3389/fgene.2012.00085](https://doi.org/10.3389/fgene.2012.00085).

Siddiqua A, Hahladakis JN, Al-Attia WAKA. 2022. An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environ Sci Pollut Res* 29:58514–58536; doi:[10.1007/s11356-022-21578-z](https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z).

USFA. 2002. Landfill Fires: Their magnitude, characteristics, and mitigation.

Vassiliadou I, Papadopoulos A, Costopoulou D, Vasiliadou S, Christoforou S, Leondiadis L. 2009. Dioxin contamination after an accidental fire in the municipal landfill of Tagarades, Thessaloniki, Greece. *Chemosphere* 74:879–884; doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.016>.

Weitz KA, Thorneloe SA, Nishtala SR, Yarkosky S, Zannes M. 2002. The impact of municipal solid waste management on greenhouse gas emissions in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association* 52: 1000–1011.

Apéndice

Tabla 1. Matriz de Ponderación para los Sitios e Instalaciones de Residuos Sólidos

Los Sitios e Instalaciones de Residuos Sólidos se calificaron considerando el tipo de actividad, la condición de regulación, la condición operativa, el volumen de procesamiento y el historial de violaciones. La Tabla 1 muestra el puntaje aplicado a las instalaciones y sitios. El puntaje total para cualquier Sitio o Instalación de Residuos Sólidos representa la suma de su puntaje de sitio y su puntaje de violaciones. Para todos los tramos censales, se sumaron los puntajes de todas las instalaciones en el área después de ponderarlos por su proximidad a manzanas censales pobladas.

Tipo de Sitio o Instalación	Criterios	Puntaje del Sitio	Puntaje de Violaciones (dentro de los últimos 12 meses)¹
Sitio Cerrado, Ilegal o Abandonado ¹	Código de Prioridad ²	6 (Código de Prioridad A) 4 (Código de Prioridad B) 2 (Código de Prioridad C) 1 (Código de Prioridad D)	NA
Sitio de Disposición de Residuos Sólidos (cerrado, cerrando, inactivo) ⁴	Condición Operativa	1 (Cerrado)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Relleno Sanitario de Residuos Sólidos o Disposición de Residuos de Construcción, Demolición y Escombros (activo) ³	Tonelaje de Procesamiento	8 (> 10,000 tpd) 7 (3,000 a 10,000 tpd) 6 (1,000 a 3,000 tpd) 5 (100 a 1,000 tpd) 4 (< 100 tpd) 0 (0 tpd o NA)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Escombros Inertes: Relleno de Ingeniería	Nivel Regulatorio ⁵	2 (Notificación)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Escombros Inertes: Disposición Tipo A	Nivel Regulatorio ⁵	3 (Autorizado)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Compostaje	Tonelaje de Procesamiento y Nivel Regulatorio ⁵	4 (> 500 tpd) 3 (200 a 500 tpd) 2 (0 a 200) 2 (Notificación) 1 (0 tpd o NA)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)

Instalación de Digestión en Cámara Sellada	Tonelaje de Procesamiento	5 (> 100 tpd) 3 (< 100 tpd) 2 (Notificación) 1 (0 tpd o NA)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Transferencia/Procesamiento	Nivel Regulatorio ⁵	5 (Autorizado: Grandes Volúmenes) 3 (Autorizado: Volumen Medio; Volumen Pequeño; Volumen Limitado; Transferencia Directa) 2 (Notificación)	3 (gas) 1 (por cada uno de polvo, fuego, peligro, basura, ruido, molestias, olor, seguridad del sitio, almacenamiento y vectores)
Llantas de Desecho	Nivel Regulatorio ⁵	4 (Mayor) 2 (Menor)	1 (por cada violación)
Reciclador de Chatarra	Condición Operativa	5 (Activo)	NA

¹ Violaciones: Las violaciones relativas a gas explosivo tienen un mayor impacto medioambiental potencial que el polvo, el ruido y los vectores (de SWIS y el Sistema de Gestión de Llantas de Desecho).

² Los sitios CIA son calificados de acuerdo a la metodología de puntaje establecida por el Código de Prioridad de Sitios (A a D).

³ Los Rellenos Sanitarios Activos (aparte de los Sitios de Disposición de Suelo Contaminado y Disposición de Ceniza Inocua/Instalaciones de Monorelleno) se encuentran en el Nivel Regulatorio Máximo, por lo que el tonelaje permitido es usado para asignar los puntajes de los sitios.

⁴ Sitio de Disposición de Residuos Sólidos (cerrado) significa que el sitio fue cerrado de conformidad con los estándares estatales de clausura que empezaron a operar en 1989. Los sitios cerrados asociados con la base de datos de Sitios CIA fueron cerrados antes de 1989 de conformidad con los estándares aplicables en el momento de la clausura.

⁵ La ubicación dentro de un nivel regulatorio toma en cuenta el tipo de desecho y la cantidad de desecho procesado por día o en el sitio en un momento dado. Véase el SWIS para compostaje y transferencia/procesamiento; el Sistema de Gestión de Llantas de Desecho (WTMS) para sitios de llantas de desecho.

Tabla 2. Porcentaje del Total de Sitios Incluidos por Tipo

Número de Sitios e Instalaciones de Residuos Sólidos en CalEnviroScreen 5.0: Aproximadamente 4,800

Tipo de Instalación	% del total
Sitio de Disposición (cerrado)	57%

Recicladores de Chatarra	15%
Transferencia/Procesamiento (activo)	13%
Instalación de Compostaje	8%
Sitio de Disposición (activo)	5%
Transferencia/Procesamiento (cerrado)	1%
Instalación de Llantas de Desecho	1%
Instalación de Digestión en Cámara Sellada	<1%

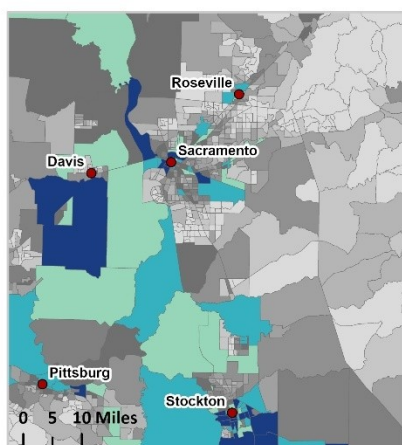
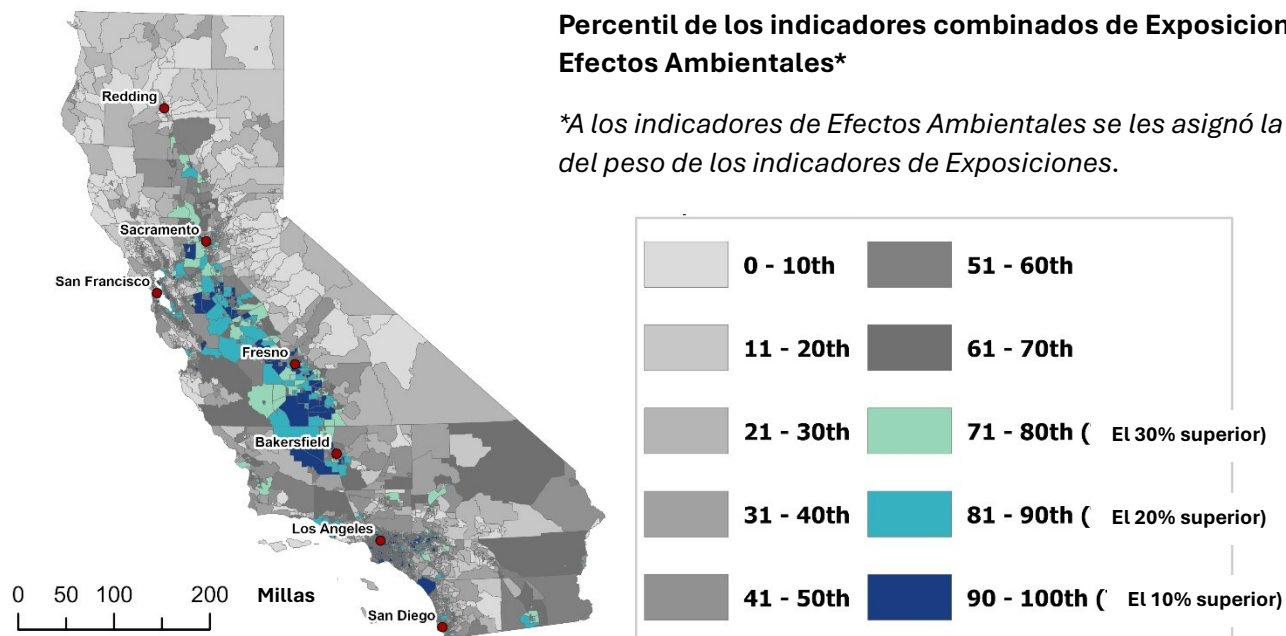
Puntajes para la Carga de la Contaminación

El mapa en la siguiente página muestra los puntajes de contaminación divididos en deciles.

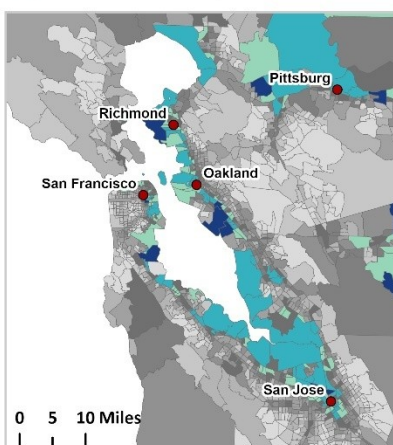
Carga de contaminación

Percentil de los indicadores combinados de Exposiciones y Efectos Ambientales*

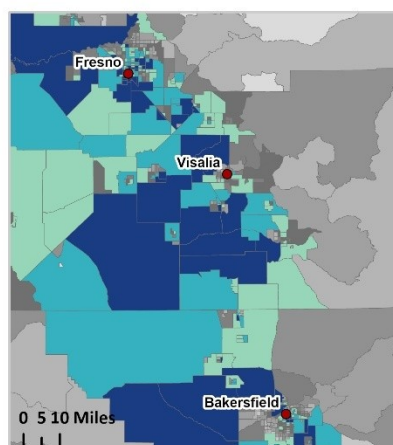
*A los indicadores de Efectos Ambientales se les asignó la mitad del peso de los indicadores de Exposiciones.



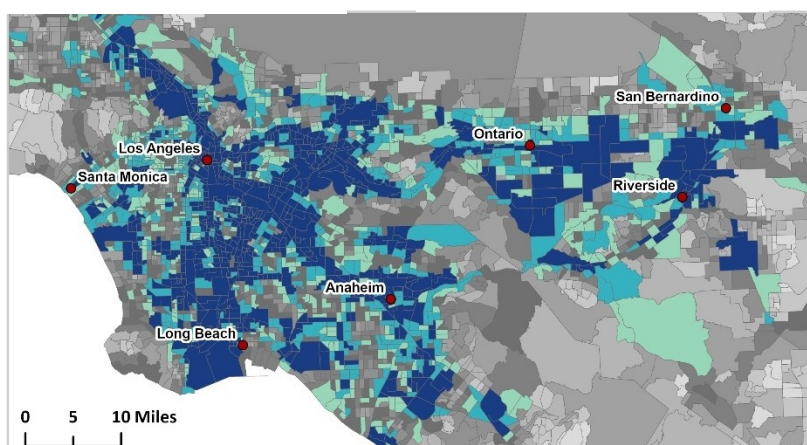
Área de Sacramento



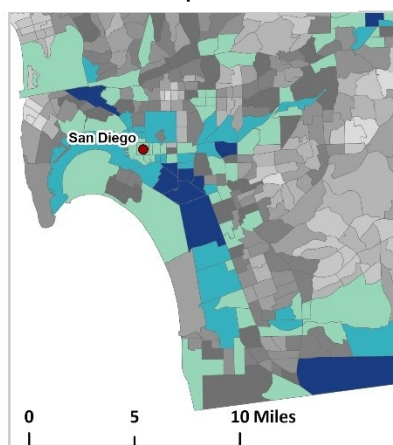
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Características de la Población: Indicadores de Población Sensible

ASMA

El asma es una enfermedad pulmonar crónica que se caracteriza por una falta de aliento episódica, sibilancia, tos y una sensación de opresión en el pecho. Aunque no se entienden muy bien las causas del asma, está bien establecido que la exposición al tráfico y los contaminantes en el aire de exteriores, incluyendo el material particulado, el ozono y el humo de escape de motores a diésel pueden resultar en un ataque de asma. Más de tres millones de personas en California tienen asma actualmente y cerca de seis millones lo han tenido en algún momento de su vida. Los niños, los ancianos y las personas en California de bajos ingresos sufren de manera desproporcionada el asma (Alcala et al., 2018). Aunque el asma bien controlada puede manejarse como una enfermedad crónica, el asma puede ser una condición que pone en peligro la vida y las visitas al departamento de emergencias (ED) con motivo del asma constituyen un resultado muy serio, tanto para el paciente como para el sistema médico. El asma se incluye como un indicador de poblaciones sensibles porque refleja una mayor susceptibilidad a los efectos dañinos de ciertas exposiciones medioambientales.

Indicador

Tasa modelada espacialmente, ajustada por la edad, de visitas al ED con motivo del asma por 10,000 (promediado durante 2022 a 2023).

Fuente de los Datos

Departamento de Emergencias (ED) y Conjuntos de Datos de Alta de Pacientes (PDD, por sus siglas en inglés) del Departamento de Información y Acceso a la Atención Médica (HCAI, por sus siglas en inglés) de California

Desde el 2005, los hospitales autorizados por el Estado de California para dar servicios médicos de emergencia están obligados a reportar al HCAI todas las visitas al ED. Las instalaciones propiedad del gobierno federal, incluyendo los hospitales de la Administración de Veteranos y de Servicios de Salud Pública, no tienen la obligación de reportar. El conjunto de datos del ED incluye información sobre el diagnóstico principal que puede usarse para identificar qué pacientes visitaron el ED debido al asma. Se excluyó el año 2021 debido a reducciones anómalas en las visitas al ED durante la pandemia de COVID-19, las cuales no reflejaban el riesgo subyacente de asma.

<https://hcai.ca.gov/data/data-and-reports/>

Razonamiento

El asma aumenta la sensibilidad de un individuo a los contaminantes. Los contaminantes del aire, incluyendo el material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el humo de escape de motores a diésel pueden activar síntomas entre los asmáticos (Bronte-Moreno et al., 2023; Meng et al., 2012; Tiotiu et al., 2020; Zhou et al., 2024). Se ha demostrado que los niños que viven en áreas de alta contaminación asociada con el tráfico en California sufren tasas significativamente más elevadas de asma (McConnell et al., 2010). El material particulado de los motores a diésel ha demostrado exacerbar los síntomas de asma en niños con asma (Spira-Cohen et al., 2011). Un estudio de niños de bajos recursos que desarrollaron asma encontró que hubo un aumento en el diagnóstico de asma después de aumentos en la contaminación del aire ambiental (Wendt et al.,

2014). La exposición a ciertos pesticidas también puede activar la sibilancia, la tos y la sensación de opresión en el pecho (Gilden et al., 2023; Hernandez et al., 2011) e incrementar el riesgo de morbilidad por asma en niños con asma (Benka-Coker et al., 2020; Gilden et al., 2023). El asma puede aumentar la susceptibilidad a enfermedades respiratorias, tales como la neumonía y la influenza (Kloepfer et al., 2012). Por ejemplo, un estudio determinó que cuando los niveles de contaminación por partículas en el ambiente son altos, las personas con asma tienen el doble de riesgo de ser hospitalizadas por neumonía en comparación con las personas que no sufren de asma (Zanobetti et al., 2000).

Las tasas de asma son un buen indicador de la sensibilidad de la población a los estresores medioambientales debido a que se ha encontrado que el asma tanto lo ocasionan como lo empeoran los contaminantes (Guarnieri and Balmes, 2014; Tiotiu et al., 2020; Zhou et al., 2024). La severidad de los síntomas y la probabilidad de que se requiera atención hospitalaria disminuyen con el acceso periódico a la atención médica y a los medicamentos para el asma (Grineski et al., 2010; Mirabelli et al., 2024). Las visitas al ED relacionadas con el asma proporcionan una subestimación del total de casos de asma porque no todos los casos requieren atención de emergencia, especialmente si los individuos reciben cuidado preventivo, evitan los desencadenantes del asma y realizan mantenimiento de la enfermedad. Sin embargo, existe un monitoreo estatal limitado de otros indicadores, como visitas planificadas o no planificadas al médico, que podrían proporcionar una mejor indicación de la carga total de la enfermedad. Usar esos casos que requieren de atención médica de emergencia como un indicador tiene como beneficio que se capturen algunos de los aspectos del acceso a la atención médica y pueden considerarse como un marcador de los estresores tanto medioambientales como sociales. Los sesgos potenciales al usar las visitas al ED como un indicador de la sensibilidad incluyen la posibilidad de que las poblaciones de una condición socioeconómica más baja o en zonas rurales más aisladas quizás no tengan acceso a instalaciones de atención médica cercanas. En cambio, las poblaciones que carecen de un seguro de salud quizás acuden a los departamentos de emergencias para recibir atención básica.

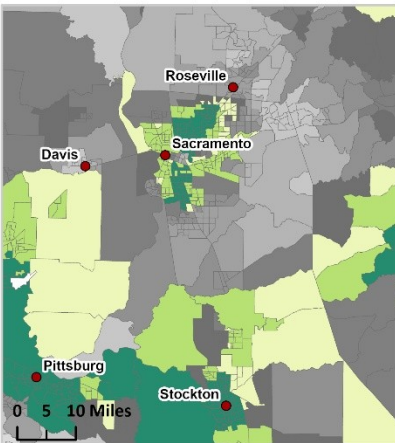
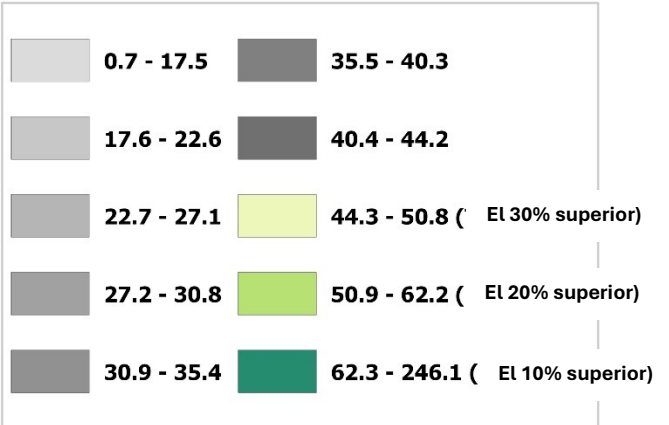
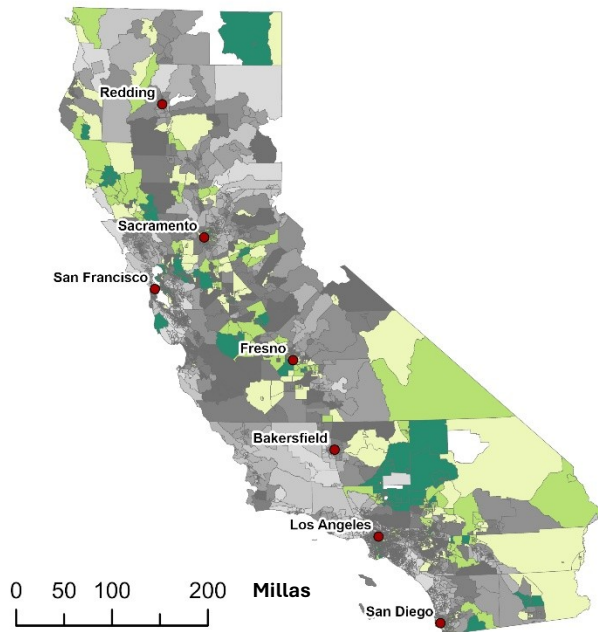
Método

- Localización de California desarrolló los métodos originales en los que se basó el siguiente análisis.
- Se solicitaron registros de visitas al ED y hospitalizaciones (PDD) de pacientes con diagnóstico principal relacionado con asma al HCAI para 2022 y 2023.
 - Las visitas por asma se identificaron usando el código J45 de la Clasificación Internacional de Enfermedades (ICD, por sus siglas en inglés).
 - Las hospitalizaciones fueron incluidas si la hospitalización se describe como originada en el ED del mismo hospital.
 - Solo se incluyeron pacientes con códigos postales residenciales dentro de California.

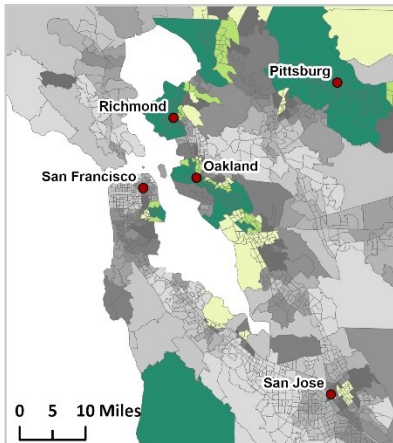
- Las tasas de visitas al ED por asma ajustadas por edad se calcularon usando datos de población estratificados por grupos de edad de cinco años de ESRI para cada código postal.
- Las tasas ajustadas por edad se modelaron espacialmente para todos los códigos postales poblados usando una técnica que incorpora información tanto de tasas locales como estatales (Mollié, 1996).
- Los códigos postales con menos de 12 casos totales durante los años considerados fueron marcados como no confiables y sus tasas modeladas fueron excluidas del análisis.
- A las manzanas censales del censo de 2020 con población mayor a cero se les asignó tasas promediando las tasas modeladas de los códigos postales con los que se intersectaban.
- Las tasas de los tramos censales se calcularon tomando el promedio ponderado por población de las tasas de las manzanas censales contenidas en cada tramo censal.
- Se ordenaron los tramos censales conforme a la tasa modelada espacialmente, y se les asignó percentiles con base en su posición en la distribución.

Asma

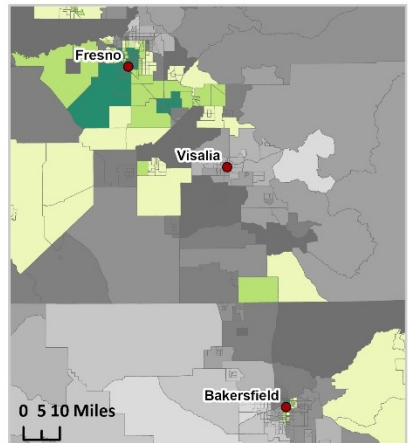
Tasa ajustada por edad y modelada espacialmente de visitas a la sala de emergencia debido al asma por cada 10,000 personas (2022-2023)



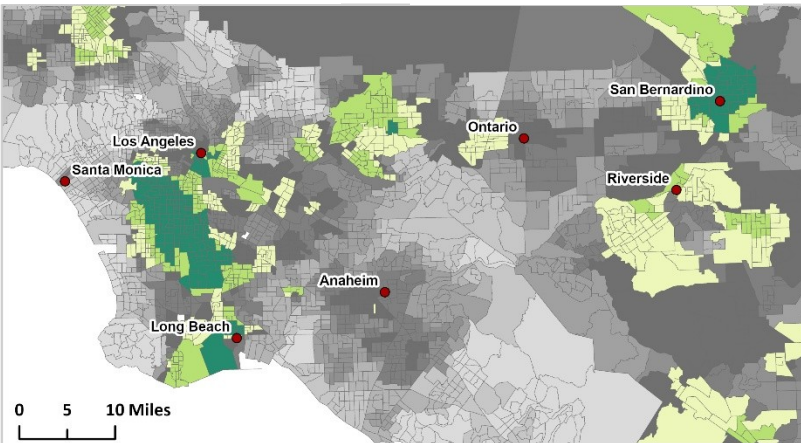
Área de Sacramento



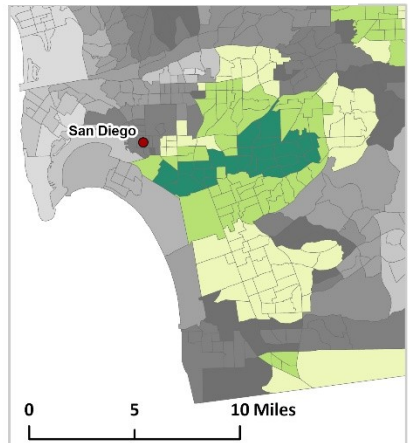
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alcala E, Cisneros R, Capitman JA. 2018. Health care access, concentrated poverty, and pediatric asthma hospital care use in California's San Joaquin Valley: A multilevel approach. *Journal of Asthma* 55:1253–1261; doi:[10.1080/02770903.2017.1409234](https://doi.org/10.1080/02770903.2017.1409234).
- Benka-Coker W, Loftus C, Karr C, Magzamen S. 2020. Association of Organophosphate Pesticide Exposure and a Marker of Asthma Morbidity in an Agricultural Community. *Journal of agromedicine* 25:106–114; doi:[10.1080/1059924X.2019.1619644](https://doi.org/10.1080/1059924X.2019.1619644).
- Bronte-Moreno O, González-Barcala F-J, Muñoz-Gall X, Pueyo-Bastida A, Ramos-González J, Urrutia-Landa I. 2023. Impact of Air Pollution on Asthma: A Scoping Review. *Open Respiratory Archives* 5:100229; doi:[10.1016/j.opresp.2022.100229](https://doi.org/10.1016/j.opresp.2022.100229).
- Gilden RC, Harris RL, Friedmann EJ, Han M, Hackney AJ, Olorunyemi E, et al. 2023. Systematic Review: Association of Pesticide Exposure and Child Wheeze and Asthma. *Current Pediatric Reviews* 19:169–178; doi:[10.2174/1573396318666220510124457](https://doi.org/10.2174/1573396318666220510124457)
- Grineski SE, Staniswalis JG, Peng Y, Atkinson-Palombo C. 2010. Children's asthma hospitalizations and relative risk due to nitrogen dioxide (NO₂): effect modification by race, ethnicity, and insurance status. *Environmental Research* 110:178–88; doi:[10.1016/j.envres.2009.10.012](https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.10.012).
- Guarnieri M, Balmes JR. 2014. Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet* 383: 1581–1592.
- Hernandez AF, Parron T, Alarcon R. 2011. Pesticides and asthma. *Current opinion in allergy and clinical immunology* 11:90–6; doi:[10.1097/ACI.0b013e3283445939](https://doi.org/10.1097/ACI.0b013e3283445939).
- Kloepfer KM, Olenec JP, Lee WM, Liu G, Vrtis RF, Roberg KA, et al. 2012. Increased H1N1 infection rate in children with asthma. *American journal of respiratory and critical care medicine* 185:1275–9; doi:[10.1164/rccm.201109-1635OC](https://doi.org/10.1164/rccm.201109-1635OC).
- McConnell R, Islam T, Shankardass K, Jerrett M, Lurmann F, Gilliland F, et al. 2010. Childhood incident asthma and traffic-related air pollution at home and school. *Environmental health perspectives* 118: 1021–1026.
- Meng YY, Wilhelm M, Ritz B, Balmes JR, Lombardi C, Bueno A, et al. 2012. Is disparity in asthma among Californians due to higher pollutant exposures, greater susceptibility, or both? 1–128.
- Mirabelli MC, Teklehaimanot H, Bryant-Stephens T. 2024. CDC's National Asthma Control Program: Public Health Actions to Reduce the Burden of Asthma. *Prev Chronic Dis* 21; doi:[10.5888/pcd21.240344](https://doi.org/10.5888/pcd21.240344).
- Mollié A. 1996. Bayesian mapping of disease. *Markov chain Monte Carlo in practice* 1: 359–379.
- Spira-Cohen A, Chen LC, Kendall M, Lall R, Thurston GD. 2011. Personal exposures to traffic-related air pollution and acute respiratory health among Bronx schoolchildren with asthma. *Environ Health Perspect* 119:559–565; doi:[10.1289/ehp.1002653](https://doi.org/10.1289/ehp.1002653).

- Tiotiu AI, Novakova P, Nedeva D, Chong-Neto HJ, Novakova S, Steiropoulos P, et al. 2020. Impact of Air Pollution on Asthma Outcomes. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17:6212; doi:[10.3390/ijerph17176212](https://doi.org/10.3390/ijerph17176212).
- Wendt JK, Symanski E, Stock TH, Chan W, Du XL. 2014. Association of short-term increases in ambient air pollution and timing of initial asthma diagnosis among medicaid-enrolled children in a metropolitan area. *Environmental Research* 131:50–58; doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.02.013>.
- Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. 2000. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environmental health perspectives* 108: 841–5.
- Zhou X, Sampath V, Nadeau KC. 2024. Effect of air pollution on asthma. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology* 132:426–432; doi:[10.1016/j.anai.2024.01.017](https://doi.org/10.1016/j.anai.2024.01.017)

ENFERMEDAD CARDIOVASCULAR

La enfermedad cardiovascular (CVD) se refiere a las condiciones que involucran vasos bloqueados o estrechos que pueden conducir a un ataque al corazón u otros problemas cardíacos. La CVD es la causa principal de muerte tanto en California como en los Estados Unidos. El infarto agudo de miocardio (AMI, por sus siglas en inglés), conocido comúnmente como ataque al corazón, es el accidente cardiovascular más común. Aunque muchas personas sobreviven y regresan a su vida normal después de un ataque al corazón, la calidad de vida y la supervivencia a largo plazo pueden ser reducidas y estas personas son altamente vulnerables a presentar accidentes cardiovasculares futuros.

Existen muchos factores de riesgo para desarrollar CVD incluyendo dieta, falta de ejercicio, tabaquismo y contaminación del aire. En declaraciones científicas realizadas por la Asociación Americana del Corazón, existe una fuerte evidencia de que la contaminación del aire contribuye a la morbilidad y mortalidad cardiovascular (Brook et al., 2010; Pope III et al., 2006). La exposición a corto plazo a la contaminación del aire y específicamente a el material particulado ha demostrado incrementar el riesgo de mortalidad cardiovascular poco después de un ataque al corazón. Existe también evidencia creciente de que la exposición a largo plazo a la contaminación ambiental puede dar como resultado la muerte prematura en personas que han tenido un ataque al corazón. Adicionalmente para las personas con un AMI previo, los efectos de la contaminación en la enfermedad cardiovascular pueden ser más intensos en la vejez y en personas con problemas de salud preexistentes.

Indicador

Tasa modelada espacialmente, ajustada por la edad, de visitas al departamento de emergencias (ED) con motivo de un AMI por 10,000 (promediado durante 2021 a 2023).

Fuente de los Datos

Departamento de Emergencias (ED) y Conjuntos de Datos de Alta de Pacientes (PDD, por sus siglas en inglés) del Departamento de Información y Acceso a la Atención Médica (HCAI, por sus siglas en inglés) de California

Desde el 2005, los hospitales autorizados por el Estado de California para dar servicios médicos de emergencia están obligados a reportar al HCAI todas las visitas al ED. Las instalaciones propiedad del gobierno federal, incluyendo los hospitales de la Administración de Veteranos y de Servicios de Salud Pública, no tienen la obligación de reportar. El conjunto de datos del ED incluye información sobre el diagnóstico principal que puede usarse para identificar si un paciente visitó el ED debido a un ataque al corazón.

<https://hcai.ca.gov/data/data-and-reports/>

Razonamiento

Estudios recientes han demostrado que los individuos con enfermedad cardíaca preexistente o un AMI responden de modo diferente a los efectos de la contaminación que los individuos sin enfermedad cardíaca. Específicamente, los individuos que han tenido un AMI pueden tener un mayor riesgo de morir después de incrementos de exposición, tanto a corto como a largo plazo, a

la contaminación del aire. Un artículo reciente sobre el asunto de los efectos de la contaminación del aire en subpoblaciones sensibles encontró que el riesgo relativo de morir en días con altos niveles de contaminación era mayor para personas con enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC), pulmonía y enfermedad cardíaca existente o embolia (Schwartz, 1994).

Múltiples estudios han encontrado que la exposición a altos niveles de contaminación del aire incrementó el riesgo de morir después de un AMI. Los efectos de la exposición a corto plazo a material particulado (MP) gruesa con diámetro <10 micrones (MP 10) o a contaminación del aire asociada con el tráfico, después de un AMI incrementaron significativamente el riesgo de morir, en un estudio de cohortes de casi 4,000 personas en Massachusetts (von Klot et al., 2009), en un estudio europeo de diversas ciudades de más de 25,000 personas (Berglund et al., 2009), y entre más de 65,000 residentes ancianos en Illinois (Bateson and Schwartz, 2004).

La influencia de la exposición a largo plazo a la contaminación sobre la supervivencia después de un AMI también ha sido evaluada. Un estudio de cohortes examinó la mortalidad por más de 10 años de casi 9,000 pacientes con un AMI previo y encontró incrementos significativos en la mortalidad no accidental para cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en material particulado fina (MP 2,5) (Chen et al., 2016). Esto sugiere que la exposición a largo plazo a material particulado puede desempeñar un papel en la reducción de la probabilidad de supervivencia después de un ataque al corazón (Chen et al., 2016). También se ha encontrado que la exposición a largo plazo a MP 2,5 ambiental puede aumentar el riesgo de CVD en mujeres de mediana edad (Broadwin et al., 2019). Además, la exposición a gases ambientales dentro de los estándares actuales de calidad del aire nacional puede aumentar los riesgos de CVD en mujeres de mediana edad (Basu et al., 2017). Otro estudio encontró que la exposición a largo plazo a MP 2,5 fue asociada con mortalidad por enfermedad cardíaca isquémica y embolia, con exceso de riesgo incluso por debajo del estándar de los EE. UU. para exposición a MP 2,5 (Hayes et al., 2020). Un estudio reciente también encontró que los aumentos en la exposición a MP 2,5 en adultos con prehipertensión se asociaron con una progresión agravada de la hipertensión a CVD y la consiguiente muerte (Zhang et al., 2023). Muchos de estos estudios sobre los efectos de la contaminación del aire en sobrevivientes de AMI han examinado si se han observado diferentes efectos por raza o etnia. A la fecha, no han sido encontradas diferencias significativas.

Las visitas al ED por ataques al corazón no capturan toda la carga de personas que viven con CVD porque no todos los pacientes con CVD sufren un ataque al corazón. Sin embargo, hay información limitada sobre personas con CVD, y, por lo tanto, se seleccionaron las visitas al ED por un ataque al corazón como un buen indicador de CVD. La selección de visitas al ED por un AMI probablemente capture prácticamente toda la carga de ataques al corazón porque la naturaleza abrupta y la severidad del evento harían que la mayoría de los individuos acudieran al ED.

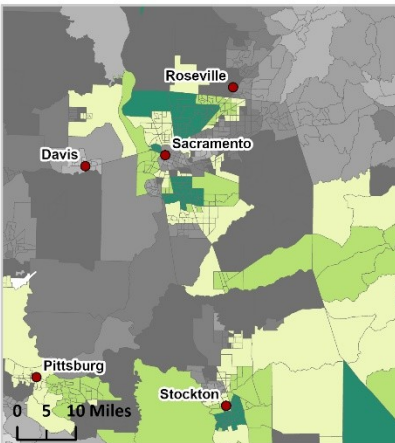
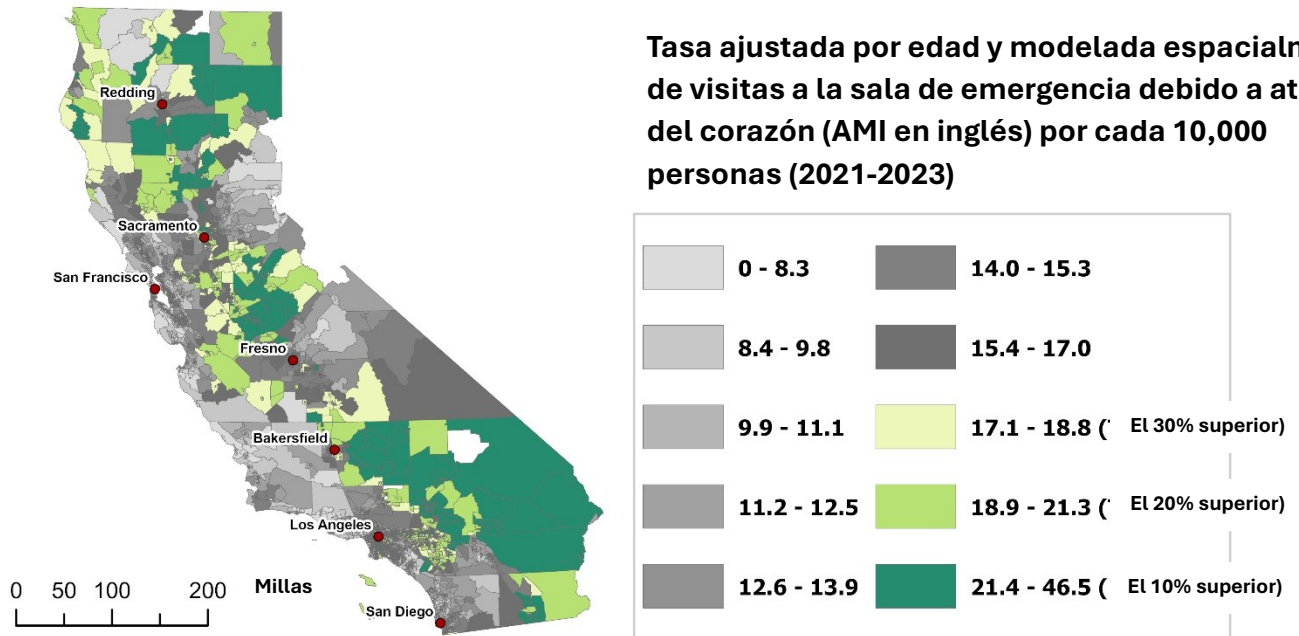
Método

- Localización de California desarrolló los métodos originales en los que se basó el siguiente análisis.
- Se solicitaron registros de visitas al ED y hospitalizaciones (PDD) de pacientes con diagnóstico principal relacionado con el AMI al HCAI para 2022 y 2023.

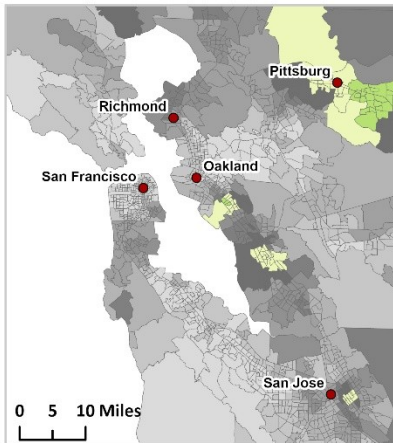
- Las visitas por AMI se identificaron usando los códigos I21 e I22 de la Clasificación Internacional de Enfermedades (ICD, por sus siglas en inglés).
 - Las hospitalizaciones fueron incluidas si la hospitalización se describe como originada en el ED del mismo hospital.
 - Solo se incluyeron pacientes con códigos postales residenciales dentro de California.
- Las tasas de visitas al ED por AMI ajustadas por edad se calcularon usando datos de población estratificados por grupos de edad de cinco años de ESRI para cada código postal.
- Las tasas ajustadas por edad se modelaron espacialmente para todos los códigos postales poblados usando una técnica que incorpora información tanto de tasas locales como estatales (Mollié, 1996).
- Los códigos postales con menos de 12 casos totales durante los años considerados fueron marcados como no confiables y sus tasas modeladas fueron excluidas del análisis.
- A las manzanas censales del censo de 2020 con población mayor a cero se les asignó tasas promediando las tasas modeladas de los códigos postales con los que se intersectaban.
- Las tasas de los tramos censales se calcularon tomando el promedio ponderado por población de las tasas de las manzanas censales contenidas en cada tramo censal.
- Se ordenaron los tramos censales conforme a la tasa modelada espacialmente, y se les asignó percentiles con base en su posición en la distribución.

Enfermedad cardiovascular

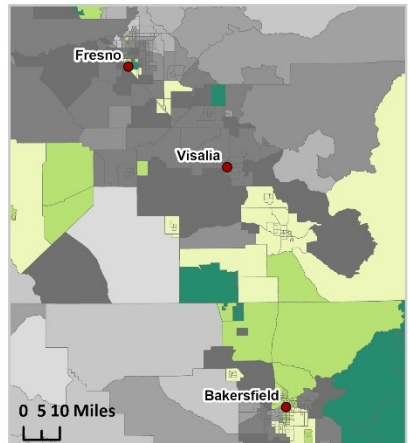
Tasa ajustada por edad y modelada espacialmente de visitas a la sala de emergencia debido a ataques del corazón (AMI en inglés) por cada 10,000 personas (2021-2023)



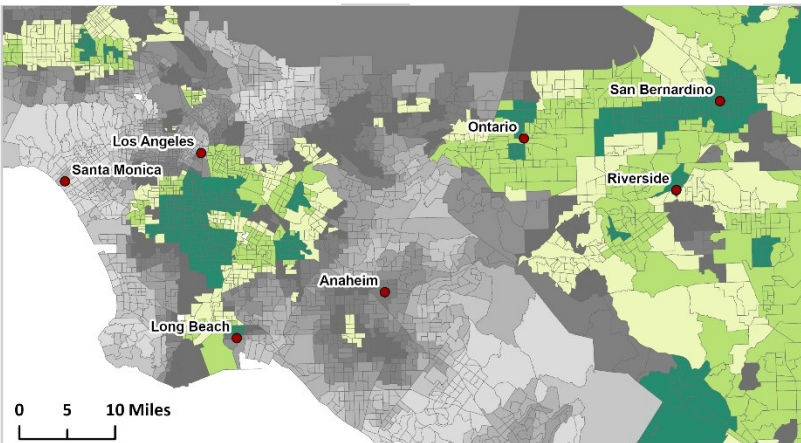
Área de Sacramento



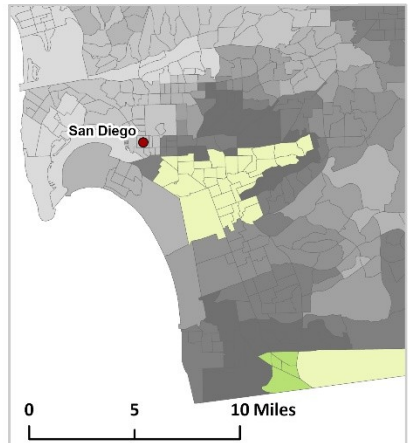
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Basu R, Malig B, Broadwin R, Ebisu K, Gold EB, Qi L, et al. 2017. Association between gaseous air pollutants and inflammatory, hemostatic and lipid markers in a cohort of midlife women. *Environment international* 107: 131–139.
- Bateson TF, Schwartz J. 2004. Who is sensitive to the effects of particulate air pollution on mortality? A case-crossover analysis of effect modifiers. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 15: 143–9.
- Berglind N, Bellander T, Forastiere F, von Klot S, Aalto P, Elosua R, et al. 2009. Ambient air pollution and daily mortality among survivors of myocardial infarction. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 110–118.
- Broadwin R, Basu R, Malig B, Ebisu K, Gold EB, Qi L, et al. 2019. Associations between fine particulate matter and changes in lipids/lipoproteins among midlife women. *Science of The Total Environment* 654: 1179–1186.
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope III CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, et al. 2010. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121: 2331–2378.
- Chen H, Burnett RT, Copes R, Kwong JC, Villeneuve PJ, Goldberg MS, et al. 2016. Ambient fine particulate matter and mortality among survivors of myocardial infarction: population-based cohort study. *Environmental health perspectives* 124: 1421–1428.
- Hayes RB, Lim C, Zhang Y, Cromar K, Shao Y, Reynolds HR, et al. 2020. PM_{2.5} air pollution and cause-specific cardiovascular disease mortality. *International journal of epidemiology* 49: 25–35.
- Mollié A. 1996. Bayesian mapping of disease. *Markov chain Monte Carlo in practice* 1: 359–379.
- Pope III Ca, Muhlestein JB, May HT, Renlund DG, Anderson JL, Horne BD. 2006. Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. *Circulation* 114: 2443–2448.
- Schwartz J. 1994. What are people dying of on high air pollution days? *Environmental Research* 64: 26–35.
- Von Klot S, Gryparis A, Tonne C, Yanosky J, Coull BA, Goldberg RJ, et al. 2009. Elemental carbon exposure at residence and survival after acute myocardial infarction. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 547–554.
- Zhang S, Qian ZM, Chen L, Zhao X, Cai M, Wang C, et al. 2023. Exposure to Air Pollution during Pre-Hypertension and Subsequent Hypertension, Cardiovascular Disease, and Death: A Trajectory Analysis of the UK Biobank Cohort. *Environmental Health Perspectives* 131:017008; doi:[10.1289/EHP10967](https://doi.org/10.1289/EHP10967).

DIABETES

La diabetes mellitus (DM) es una condición de salud a largo plazo en la que el cuerpo no puede controlar correctamente los niveles de azúcar en la sangre, lo que puede llevar a problemas de salud graves. En California, casi el 11% de los adultos tienen DM diagnosticada, y casi la mitad muestran signos de prediabetes o DM tipo 2 no diagnosticada (Taylor et al., 2019). La DM es especialmente común entre los grupos de personas latina, afroamericanas y nativas americanas (Taylor et al., 2019). Existen dos tipos principales de DM: DM tipo 1 (T1D) y DM tipo 2 (T2D). En la T1D, el sistema inmunitario del cuerpo ataca por error a las células del páncreas que producen insulina, una hormona que ayuda a reducir el azúcar en sangre (CDC, 2024). En la T2D, que es la forma más común de diabetes, el cuerpo se vuelve resistente a la insulina con el tiempo y el páncreas no puede satisfacer la demanda, lo que conduce a niveles altos de azúcar en sangre (CDC, 2024). Aunque normalmente no es posible identificar la causa exacta de un caso individual de DM, la investigación ha mostrado que múltiples factores, incluyendo la exposición a contaminantes medioambientales, una dieta deficiente e inactividad física, contribuyen a esta condición (ElSayed et al., 2023). Las poblaciones de bajos ingresos tienen mayor riesgo porque enfrentan desafíos como acceso limitado a alimentos saludables, atención médica y lugares seguros para hacer ejercicio (McAlexander et al., 2022). Si no se trata, la DM puede llevar a problemas graves de salud como daño en los riñones y pérdida de visión. La exposición a la contaminación empeora los resultados de salud en individuos con diabetes.

Indicador

Prevalencia basada en modelo de diabetes en adultos (≥ 18 años), 2021.

Fuente de los Datos

PLACES: Datos Locales para una Mejor Salud, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC)

Muchas agencias de salud pública locales dependen de modelado estadístico para determinar la carga relativa de una condición de salud en áreas geográficas pequeñas, como tramos censales, para priorizar efectivamente recursos escasos de salud pública. PLACES, una colaboración de ciencia de datos entre los CDC, la Robert Wood Johnson Foundation y la CDC Foundation satisface esta necesidad a escala nacional. PLACES genera sus estimados usando datos de participantes individuales de las iteraciones más recientes (2021 y 2022) del Sistema de Vigilancia de Factores de Riesgo Conductuales (BRFSS, por sus siglas en inglés) de los CDC, el sistema de encuestas de salud telefónicas más grande del mundo, para crear un modelo de probabilidad de que un individuo tenga una condición de salud particular, típicamente basado en información demográfica básica disponible en el censo de los EE.UU. (p. ej., edad, sexo y raza/etnia). Este modelo se usa luego para predecir cuántas personas en una población probablemente tengan la condición, según la distribución de esos factores demográficos en la población.

<https://www.cdc.gov/places/index.html>

Razonamiento

La exposición a contaminantes del aire relacionados con el tráfico, como material particulado (MP) fina y dióxido de nitrógeno (NO₂), y otros contaminantes medioambientales, se ha vinculado con un mayor riesgo de aparición de diabetes tipo 2 (Bowe et al., 2018). Por ejemplo, en una cohorte de más de 1.7 millones de veteranos estadounidenses, un aumento de 10 µg/m³ en la exposición a MP 2,5 se asoció con un incremento del 15% en el riesgo de diabetes, con efectos significativos observados incluso a bajas concentraciones (Bowe et al., 2018). De manera similar, un estudio con 11,208 participantes en áreas suburbanas y rurales encontró que un aumento de 5 µg/m³ en MP 2,5 durante dos años se relacionó con la aparición de diabetes (McAlexander et al., 2022). A nivel molecular, se ha demostrado que la exposición a material particulado fina perjudica la función de la insulina y el metabolismo de la glucosa, posiblemente mediante estrés oxidativo e inflamación, promoviendo una resistencia a la insulina y la aparición de diabetes tipo 2 (Rajagopalan et al., 2018). Estudios de cohorte han explorado estas vías biológicas; por ejemplo, un estudio de 314 niños latinos en Los Ángeles encontró que la exposición al NO₂ y la MP 2,5 redujo la sensibilidad a la insulina y afectó la función de las células β pancreáticas (Alderete et al., 2017). Otro estudio con 1,775 mujeres en Alemania vinculó la contaminación relacionada con el tráfico con un mayor riesgo de diabetes tipo 2, probablemente mediante procesos inflamatorios (Krämer et al., 2010).

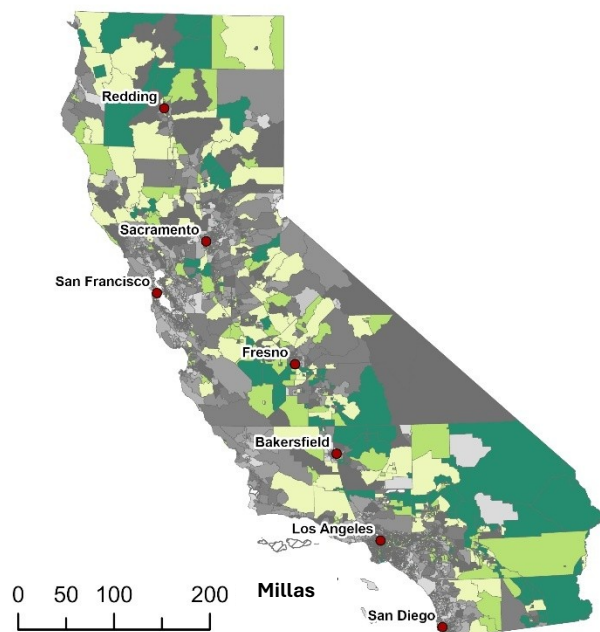
También se sabe que la exposición a la contaminación empeora los resultados de salud en individuos que ya tienen diabetes, lo que respalda la inclusión de la diabetes como un indicador de sensibilidad de la población a la exposición a la contaminación. El aumento de la exposición a la contaminación del aire se ha asociado con una progresión de la T2D, complicaciones (incluyendo hospitalizaciones por enfermedad cardiovascular) y mortalidad (Bonanni et al., 2024; Wu et al., 2022; Zanobetti and Schwartz, 2002). Por ejemplo, en un gran estudio retrospectivo de registros de muertes en California, un aumento de 10 µg/m³ en MP 2,5 se asoció con un aumento del 2.4% en la mortalidad relacionada con diabetes (Ostro et al., 2006), con varios estudios posteriores que apoyaron este hallazgo para MP 2,5 y otros contaminantes en otras regiones y países (Feng et al., 2024; Goldberg et al., 2006; Wu et al., 2021; Zeka et al., 2006). La proximidad a sitios de desechos tóxicos también se ha asociado con mayores tasas de hospitalización por diabetes (Kouznetsova et al., 2007).

Método

- PLACES de los CDC estima la prevalencia de la diabetes en adultos a nivel de tramo censal de la siguiente manera. Primero, se usó el Sistema de Vigilancia de Factores de Riesgo Conductuales (BRFSS) de 2021 y 2022 del CDC para crear un modelo de probabilidad de diabetes. Específicamente, la condición de la diabetes se modeló como la variable de resultado en un modelo de regresión logística multinivel, que incluyó las siguientes variables como predictores: edad, sexo, raza/etnia y nivel educativo a nivel individual; porcentaje de adultos por debajo del 150% del nivel de pobreza federal a nivel de condado según la Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS) de 5 años; y efectos aleatorios a nivel estatal y de condado.
- El modelo ajustado se aplicó luego a los conteos poblacionales a nivel de manzana censal del censo decenal de 2020 para calcular la prevalencia de la diabetes predicha en cada manzana censal. La prevalencia estimada se obtuvo multiplicando la probabilidad de

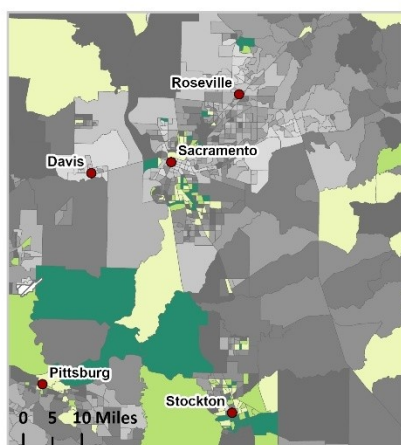
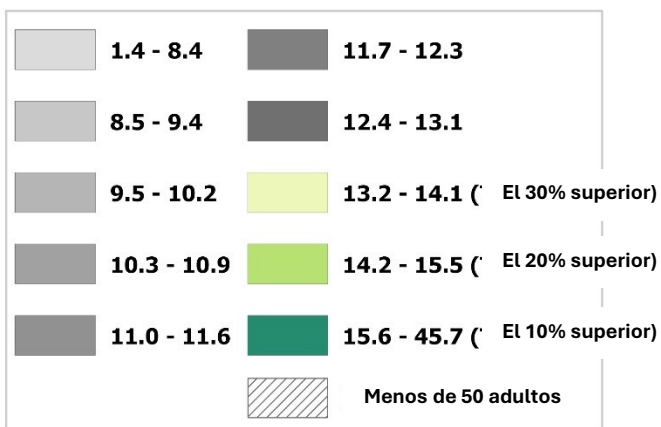
diabetes del modelo en la manzana por la población adulta total de la manzana. Esta prevalencia a nivel de la manzana censal se agregó luego a nivel de tramo censal.

- Estudios de validación internos y externos mostraron correlaciones fuertes/moderadas entre los estimados basados en modelos y los estimados directos de encuestas a nivel estatal, a nivel de condado y a nivel de localidad (Wang, 2017; 2018; Zhang et al., 2015).
- Los estimados para todos los tramos censales de California se ordenaron de menor a mayor y se les asignó un percentil según este ordenamiento.

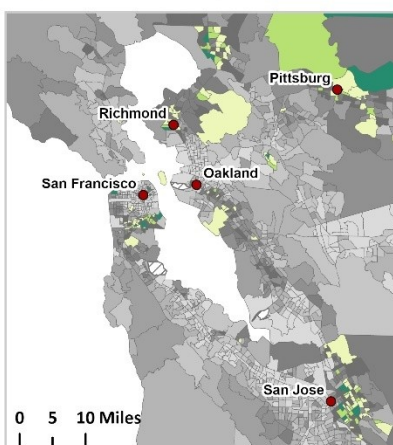


Prevalencia de la diabetes

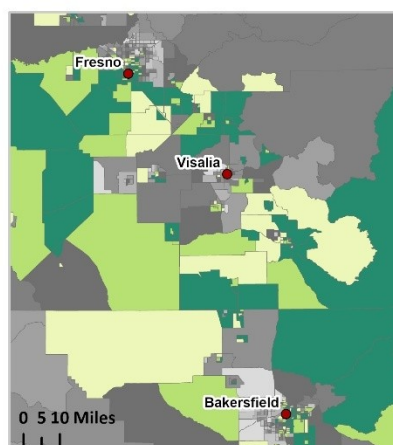
Prevalencia basada en un modelo de diabetes en adultos mayores de 18 años (2021)



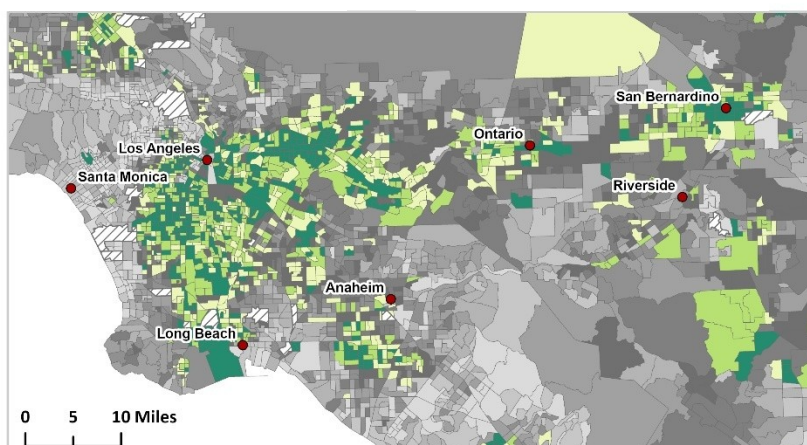
Área de Sacramento



Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alderete TL, Habre R, Toledo-Corral CM, Berhane K, Chen Z, Lurmann FW, et al. 2017. Longitudinal Associations Between Ambient Air Pollution With Insulin Sensitivity, β -Cell Function, and Adiposity in Los Angeles Latino Children. *Diabetes* 66:1789–1796; doi:[10.2337/db16-1416](https://doi.org/10.2337/db16-1416).
- Bonanni LJ, Wittkopp S, Long C, Aleman JO, Newman JD. 2024. A review of air pollution as a driver of cardiovascular disease risk across the diabetes spectrum. *Front Endocrinol (Lausanne)* 15:1321323; doi:[10.3389/fendo.2024.1321323](https://doi.org/10.3389/fendo.2024.1321323).
- Bowe B, Xie Y, Li T, Yan Y, Xian H, Al-Aly Z. 2018. The 2016 global and national burden of diabetes mellitus attributable to PM_{2.5} air pollution. *Lancet Planet Health* 2:e301–e312; doi:[10.1016/S2542-5196\(18\)30140-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(18)30140-2).
- CDC. 2024. Diabetes Basics. Diabetes. Available: <https://www.cdc.gov/diabetes/about/index.html> [accessed 2 September 2025].
- ElSayed NA, Aleppo G, Aroda VR, Bannuru RR, Brown FM, Bruemmer D, et al. 2023. Introduction and Methodology: Standards of Care in Diabetes-2023. *Diabetes Care* 46:S1–S4; doi:[10.2337/dc23-Sint](https://doi.org/10.2337/dc23-Sint).
- Feng H, Yang Y, Ye H, Xu J, Zhao M, Jin Y, et al. 2024. Associations between PM_{2.5} Components and Mortality of Ischemic Stroke, Chronic Obstructive Pulmonary Disease and Diabetes in Beijing, China. *Toxics* 12:381; doi:[10.3390/toxics12060381](https://doi.org/10.3390/toxics12060381).
- Goldberg MS, Burnett RT, Yale J-F, Valois M-F, Brook JR. 2006. Associations between ambient air pollution and daily mortality among persons with diabetes and cardiovascular disease. *Environ Res* 100:255–267; doi:[10.1016/j.envres.2005.04.007](https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.04.007).
- Kouznetsova M, Huang X, Ma J, Lessner L, Carpenter DO. 2007. Increased rate of hospitalization for diabetes and residential proximity of hazardous waste sites. *Environ Health Perspect* 115:75–79; doi:[10.1289/ehp.9223](https://doi.org/10.1289/ehp.9223).
- Krämer U, Herder C, Sugiri D, Strassburger K, Schikowski T, Ranft U, et al. 2010. Traffic-Related Air Pollution and Incident Type 2 Diabetes: Results from the SALIA Cohort Study. *Environmental Health Perspectives* 118:1273–1279; doi:[10.1289/ehp.0901689](https://doi.org/10.1289/ehp.0901689).
- McAlexander TP, Malla G, Uddin J, Lee DC, Schwartz BS, Rolka DB, et al. 2022. Urban and rural differences in new onset type 2 diabetes: Comparisons across national and regional samples in the diabetes LEAD network. *SSM Popul Health* 19:101161; doi:[10.1016/j.ssmph.2022.101161](https://doi.org/10.1016/j.ssmph.2022.101161).
- Ostro B, Broadwin R, Green S, Feng W-Y, Lipsett M. 2006. Fine Particulate Air Pollution and Mortality in Nine California Counties: Results from CALFINE. *Environ Health Perspect* 114:29–33; doi:[10.1289/ehp.8335](https://doi.org/10.1289/ehp.8335).
- Rajagopalan S, Brook RD. 2012. Air pollution and type 2 diabetes: mechanistic insights. *Diabetes* 61:3037–3045; doi:[10.2337/db12-0190](https://doi.org/10.2337/db12-0190)

- Taylor R, Al-Mrabeh A, Sattar N. 2019. Understanding the mechanisms of reversal of type 2 diabetes. *Lancet Diabetes Endocrinol* 7:726–736; doi:[10.1016/S2213-8587\(19\)30076-2](https://doi.org/10.1016/S2213-8587(19)30076-2)
- Wang Y. 2017. Comparison of Methods for Estimating Prevalence of Chronic Diseases and Health Behaviors for Small Geographic Areas: Boston Validation Study, 2013. *Prev Chronic Dis* 14; doi:[10.5888/pcd14.170281](https://doi.org/10.5888/pcd14.170281).
- Wang Y. 2018. Using 3 Health Surveys to Compare Multilevel Models for Small Area Estimation for Chronic Diseases and Health Behaviors. *Prev Chronic Dis* 15; doi:[10.5888/pcd15.180313](https://doi.org/10.5888/pcd15.180313).
- Wu C, Yan Y, Chen X, Gong J, Guo Y, Zhao Y, et al. 2021. Short-term exposure to ambient air pollution and type 2 diabetes mortality: A population-based time series study. *Environmental Pollution* 289:117886; doi:[10.1016/j.envpol.2021.117886](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117886).
- Wu Y, Zhang S, Qian SE, Cai M, Li H, Wang C, et al. 2022. Ambient air pollution associated with incidence and dynamic progression of type 2 diabetes: a trajectory analysis of a population-based cohort. *BMC Med* 20:375; doi:[10.1186/s12916-022-02573-0](https://doi.org/10.1186/s12916-022-02573-0).
- Zanobetti A, Schwartz J. 2002. Cardiovascular damage by airborne particles: are diabetics more susceptible? *Epidemiology* 13:588–592; doi:[10.1097/00001648-200209000-00016](https://doi.org/10.1097/00001648-200209000-00016).
- Zeka A, Zanobetti A, Schwartz J. 2006. Individual-Level Modifiers of the Effects of Particulate Matter on Daily Mortality. *Am J Epidemiol* 163:849–859; doi:[10.1093/aje/kwj116](https://doi.org/10.1093/aje/kwj116).
- Zhang X, Holt JB, Yun S, Lu H, Greenlund KJ, Croft JB. 2015. Validation of Multilevel Regression and Poststratification Methodology for Small Area Estimation of Health Indicators From the Behavioral Risk Factor Surveillance System. *Am J Epidemiol* 182:127–137; doi:[10.1093/aje/kwv002](https://doi.org/10.1093/aje/kwv002).

INFANTES CON BAJO PESO AL NACER

A los infantes que nacen pesando menos de 2,500 gramos (aproximadamente 5.5 libras) se los clasifica de bajo peso al nacer (LBW, por sus siglas en inglés), una condición que está asociada con un mayor riesgo de problemas posteriores de salud, así como también de mortalidad infantil. La mayoría de los infantes de LBW son pequeños debido a que nacieron temprano, pero los infantes que nacen a término (después de 37 semanas completas de embarazo) también pueden ser de LBW si su crecimiento se vio restringido durante el embarazo. El estado de nutrición, la falta de cuidados prenatales, el estrés y el que la madre fume son factores de riesgo conocidos para el LBW. Los estudios también sugieren que la exposición medioambiental al plomo, la contaminación del aire, los contaminantes tóxicos del aire, la contaminación por el tráfico, los pesticidas y los bifenilos policlorados (PCB, por sus siglas en inglés) están todos vinculados con el LBW. Estos niños están en mayor riesgo de padecer condiciones de salud crónicas que podrían hacerlos más sensibles a la exposición medioambiental después de nacer.

Indicador

Porcentaje de nacimientos de bajo peso al nacer (promediado a lo largo de 2017 a 2023)

Fuente de los Datos

Archivo Completo de Nacimientos en California (CCBF, por sus siglas en inglés), Departamento de Salud Pública de California (CDPH) Solicitud de Estadísticas Vitales (VSA, por sus siglas en inglés)

El Centro de Estadísticas e Informática de la Salud del CDPH es responsable de la custodia y distribución de los registros de nacimiento en el estado. Se recopilan datos médicos relacionados con un nacimiento, así como información demográfica relacionada con el infante, la madre y el padre, a partir de los certificados de nacimiento. Los identificadores personales no se divulgan públicamente para proteger la confidencialidad. Los datos fueron solicitados y manejados en cumplimiento con el Comité de Protección de Sujetos Humanos del Estado de California.

<https://www.cdph.ca.gov/Programs/CHSI/Pages/Data-Applications.aspx>

Razonamiento

El LBW se considera un marcador clave de la salud general de la población. Nacer con un peso bajo expone al individuo a un mayor riesgo de sufrir condiciones en su salud que subsecuentemente los puede hacer más sensibles a la exposición medioambiental. Por ejemplo, los niños que nacen con peso bajo tienen mayor riesgo de desarrollar trastornos de sibilancias por asma en la niñez (Belbasis et al., 2016). El LBW también puede incrementar el riesgo de sufrir de enfermedades del corazón (Belbasis et al., 2016), lo cual puede predisponer a la persona a la mortalidad asociada con la contaminación del aire por partículas o por calor excesivo (Ban et al., 2017; Shah et al., 2013). También existe evidencia de que los niños que nacen antes de tiempo o con bajo peso al nacer tienen un mayor riesgo de desarrollar ADHD y otros problemas de conducta, en comparación con los niños que nacen casi o con peso de nacimiento normal (Franz et al., 2018).

El riesgo de tener peso bajo al nacer se ve incrementado por ciertas exposiciones medioambientales y factores sociales y, por lo tanto, puede ser considerado como un marcador

del impacto combinado que tienen los estresores medioambientales y sociales. Por ejemplo, la exposición a material particulado fina, al tráfico pesado y a contaminantes tóxicos del aire tales como el benceno, el xileno y el tolueno ha sido vinculada con LBW en California (Basu et al., 2014; Ghosh et al., 2012). Adicionalmente, las mujeres negras no hispanas y las mujeres hispanas se encuentran en mayor riesgo de tener hijos con LBW que las mujeres caucásicas no hispanas; aun entre aquellas con una situación socioeconómica, cuidados prenatales y factores de riesgo conductuales comparables (Almeida et al., 2018).

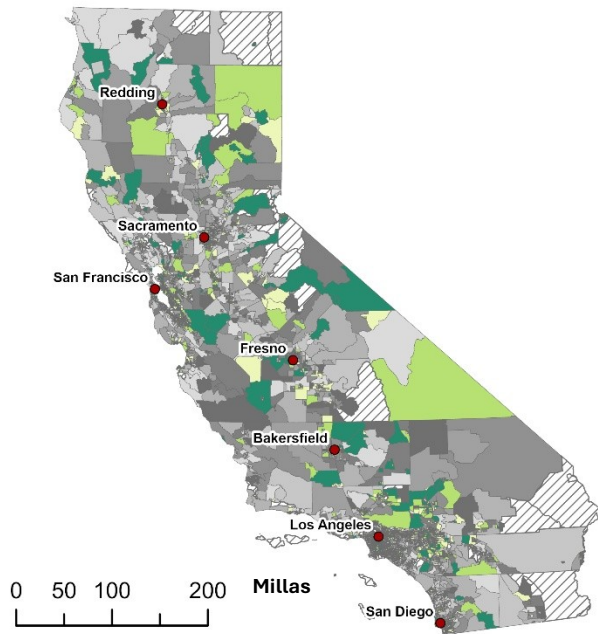
Se ha asociado el vivir en proximidad a las supercarreteras o carreteras con tráfico pesado con un mayor riesgo de LBW en bebés nacidos a término (Laurent et al., 2016). Se determinó que las mujeres latinas que han sido expuestas a pesticidas en California en comunidades de trabajadores agrícolas de bajos ingresos se encuentran en riesgo de tener un bebé con LBW, pequeño para su edad gestacional y cuya circunferencia de cabeza sea más pequeña que la circunferencia promedio, un indicador del desarrollo del cerebro (Harley et al., 2011). Un estudio reciente determinó que la proximidad a desarrollos de petróleo y gas en áreas rurales estaba asociada con un incremento en las probabilidades de LBW (Tran et al., 2020; Willis et al., 2021). Existe también una asociación significativa entre el calor, el ozono y el material particulado fina, con resultados adversos del embarazo, incluyendo LBW (Bekkar et al., 2020; Niu et al., 2022).

Adicional a estos factores de riesgo medioambientales, el LBW está influenciado considerablemente también por ciertas características demográficas. Las mujeres de 40 a 54 años de edad tienen el doble de probabilidades de tener un bebé con LBW en comparación con las mujeres de 20 a 24 años, y las mujeres afroamericanas tienen una prevalencia 2.4 veces mayor de tener un bebé con LBW en comparación con las mujeres caucásicas (Ratnasiri et al., 2018).

Método

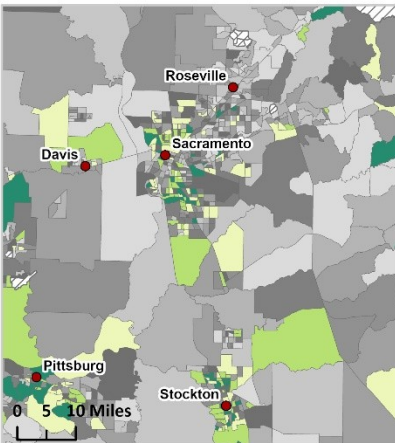
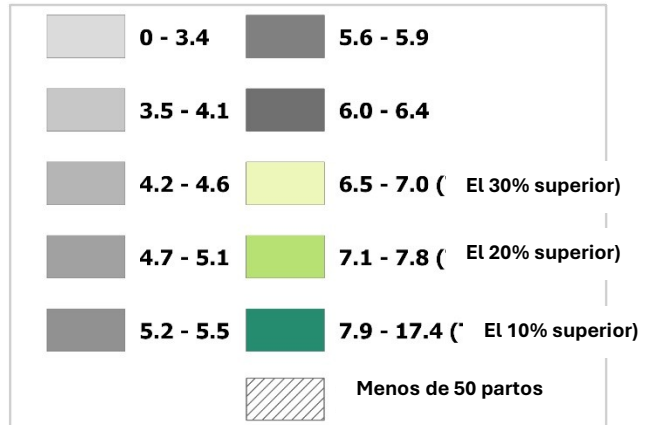
- Se obtuvieron datos de todos los nacimientos en California ocurridos entre 2017 y 2023 de la VSA del CDPH.
- Se excluyeron del análisis los nacimientos fuera del estado, los nacimientos de personas sin dirección conocida (incluyendo los apartados postales), los nacimientos de bebés múltiples (más de un solo bebé) y los nacimientos con una combinación improbable de edad gestacional y peso al nacer (Alexander et al., 1996).
 - Estas exclusiones dieron como resultado porcentajes más bajos de LBW a nivel estatal que aquellos reportados por otras organizaciones que no aplicaron este criterio.
- Los nacimientos se codificaron como LBW si el peso registrado al nacer era inferior a 2,500 gramos.
- Se geocodificó los nacimientos con base en la dirección de la madre en el momento del nacimiento.
 - Un número pequeño de direcciones (menos del 1%) no pudieron ser geocodificadas y se las excluyó.
- Los nacimientos geocodificados se asignaron al tramo censal en el que se encontraban.

- Para cada tramo censal, el porcentaje de LBW se calculó dividiendo el total de nacimientos con LBW por el total de nacimientos y multiplicando por 100.
- Los estimados que se obtienen de lugares con pocos nacimientos se consideran no confiables debido a que frecuentemente producen valores mucho más altos o bajos que lo esperado y pueden variar mucho de un año a otro. Por esta razón, fueron excluidos los tramos censales con menos de 50 nacimientos vivos durante siete años (2017 a 2023). El porcentaje de bajo peso al nacer fue estimado usando siete años de datos para minimizar el número de tramos censales excluidos.
- Los tramos censales fueron ordenados por porcentaje de LBW y se les asignó percentiles en base a su posición en la distribución.

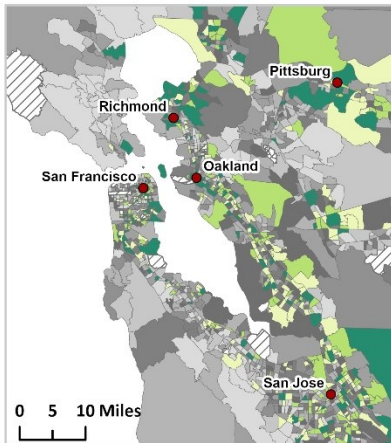


Infantes de bajo peso al nacer

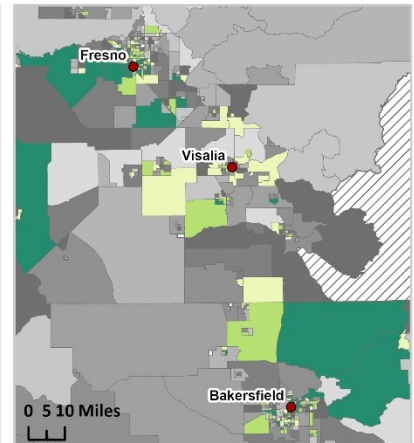
Porcentaje de partos de bajo peso al nacer (2017-2023)



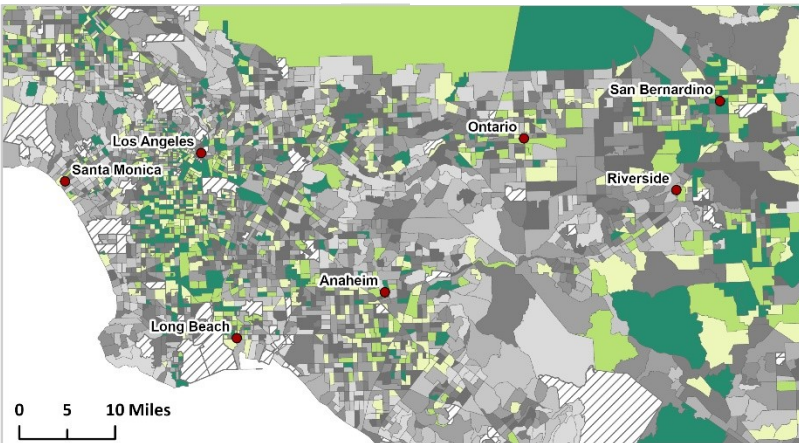
Área de Sacramento



Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Alexander GR, Himes JH, Kaufman RB, Mor J, Kogan M. 1996. A United States National Reference for Fetal Growth. *Obstetrics & Gynecology* 87: 163.
- Almeida J, Bécares L, Erbetta K, Bettegowda VR, Ahluwalia IB. 2018. Racial/ethnic inequities in low birth weight and preterm birth: the role of multiple forms of stress. *Maternal and child health journal* 22: 1154–1163.
- Ban J, Xu D, He MZ, Sun Q, Chen C, Wang W, et al. 2017. The effect of high temperature on cause-specific mortality: A multi-county analysis in China. *Environment international* 106: 19–26.
- Basu R, Harris M, Sie L, Malig B, Broadwin R, Green R. 2014. Effects of fine particulate matter and its constituents on low birth weight among full-term infants in California. *Environmental Research* 128:42–51; doi:[10.1016/j.envres.2013.10.008](https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.10.008).
- Bekkar B, Pacheco S, Basu R, DeNicola N. 2020. Association of Air Pollution and Heat Exposure With Preterm Birth, Low Birth Weight, and Stillbirth in the US: A Systematic Review. *JAMA Network Open* 3:e208243–e208243; doi:[10.1001/jamanetworkopen.2020.8243](https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.8243).
- Belbasis L, Savvidou MD, Kanu C, Evangelou E, Tzoulaki I. 2016. Birth weight in relation to health and disease in later life: an umbrella review of systematic reviews and meta-analyses. *BMC medicine* 14: 147.
- Franz AP, Bolat GU, Bolat H, Matijasevich A, Santos IS, Silveira RC, et al. 2018. Attention-deficit/hyperactivity disorder and very preterm/very low birth weight: a meta-analysis. *Pediatrics* 141.
- Ghosh JK, Wilhelm M, Su J, Goldberg D, Cockburn M, Jerrett M, et al., 2012. Assessing the influence of traffic-related air pollution on risk of term low birth weight on the basis of land-use-based regression models and measures of air toxics. *American journal of epidemiology* 175:1262–74; doi:[10.1093/aje/kwr469](https://doi.org/10.1093/aje/kwr469).
- Harley KG, Huen K, Aguilar Schall R, Holland NT, Bradman A, Barr DB, et al. 2011. Association of organophosphate pesticide exposure and paraoxonase with birth outcome in Mexican-American women. *PloS One* 6:e23923; doi:[10.1371/journal.pone.0023923](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023923)
- Laurent O, Hu J, Li L, Kleeman MJ, Bartell SM, Cockburn M, et al. 2016. Low birth weight and air pollution in California: Which sources and components drive the risk? *Environment international* 92: 471–477.
- Niu Z, Habre R, Chavez TA, Yang T, Grubbs BH, Eckel SP, et al. 2022. Association Between Ambient Air Pollution and Birth Weight by Maternal Individual- and Neighborhood-Level Stressors. *JAMA Netw Open* 5:e2238174; doi:[10.1001/jamanetworkopen.2022.38174](https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2022.38174).
- Ratnasiri AW, Parry SS, Arief VN, DeLacy IH, Halliday LA, DiLibero RJ, et al. 2018. Recent trends, risk factors, and disparities in low birth weight in California, 2005–2014: a retrospective study. *Maternal health, neonatology and perinatology* 4: 15.

Shah AS, Langrish JP, Nair H, McAllister DA, Hunter AL, Donaldson K, et al. 2013. Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet* 382: 1039–1048.

Tran KV, Casey JA, Cushing LJ, Morello-Frosch R. 2020. Residential Proximity to Oil and Gas Development and Birth Outcomes in California: A Retrospective Cohort Study of 2006–2015 Births. *Environmental health perspectives* 128: 067001.

Willis MD, Hill EL, Boslett A, Kile ML, Carozza SE, Hystad P. 2021. Associations between Residential Proximity to Oil and Gas Drilling and Term Birth Weight and Small-for-Gestational-Age Infants in Texas: A Difference-in-Differences Analysis. *Environmental Health Perspectives* 129:077002; doi:[10.1289/EHP7678](https://doi.org/10.1289/EHP7678).

Características de la Población: Indicadores de Factores Socioeconómicos

NIVEL EDUCATIVO

El nivel educativo es un elemento importante de la condición socioeconómica y es un determinante social para la salud. Numerosos estudios sugieren que la educación está asociada con exposiciones más bajas a los contaminantes medioambientales que dañan la salud. La información relativa al nivel educativo es recolectada anualmente en la Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS). En contraste con el censo decenal, las encuestas de la ACS toman una muestra pequeña de la población de los Estados Unidos para estimar información económica y social más detallada de la población del país.

Indicador

El porcentaje de la población mayor a 25 años con educación menor al nivel medio superior (un estimado de 5 años, 2019 a 2023).

Fuente de los Datos

Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS), Oficina del Censo de los EE. UU.

La ACS es una encuesta continua de la población de los Estados Unidos llevada a cabo por la Oficina del Censo de los Estados Unidos y ha reemplazado a la forma larga del censo decenal. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una muestra de la población e incluye información más detallada acerca de los factores socioeconómicos, como el nivel educativo. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2019-2023. Los datos se encuentran disponibles usando el sitio de Internet de descarga de datos del Censo de los EE. UU. y a través de la API de la Oficina del Censo de los EE. UU. Los datos se encuentran disponibles en los siguientes enlaces:

<https://data.census.gov/>

<https://data.census.gov/cedsci/>

Razonamiento

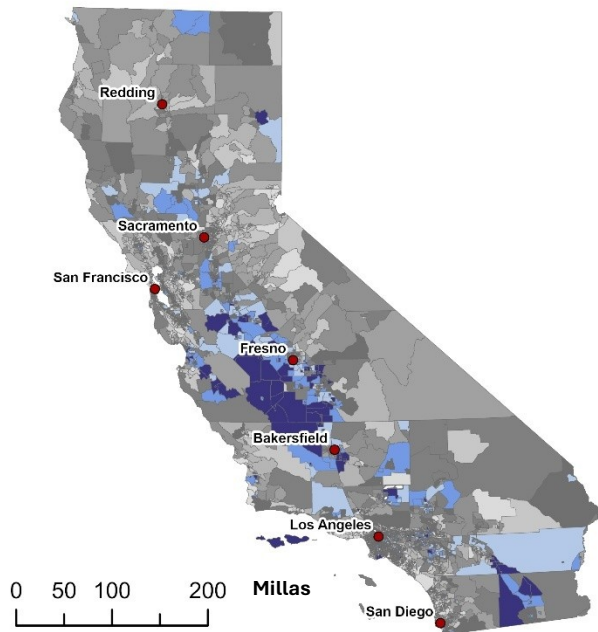
El nivel educativo es un importante pronosticador independiente de la salud (Cutler and Lleras-Muney, 2006; Hahn and Truman, 2015; Zajacova and Lawrence, 2018). Los individuos con más baja educación en los Estados Unidos tienen una menor esperanza de vida (Balaj et al., 2024; Sasson, 2016), son más propensos a tener obesidad (Cohen et al., 2013) y son más propensos a presentar desórdenes psiquiátricos (Erickson et al., 2016) en comparación con individuos con más alta educación. La educación es a menudo asociada inversamente con el grado de exposición a la contaminación en interiores y exteriores. Varios estudios han asociado el nivel educativo con la susceptibilidad a los impactos que tienen los contaminantes medioambientales en la salud. Por ejemplo, los individuos sin una educación a nivel medio superior parecen tener mayor riesgo de mortalidad asociada con la contaminación ambiental por partículas que quienes cuentan con una educación a nivel medio superior (Krewski et al., 2000). También existe evidencia de que los efectos de la contaminación del aire relacionada al tráfico en enfermedades respiratorias,

incluyendo el asma en la niñez, son más severos en las comunidades que tienen un menor nivel educativo (Cakmak et al., 2006; Neidell, 2004; Shankardass et al., 2009). En estudios que evalúan los riesgos relacionados a la contaminación ambiental en resultados adversos del nacimiento, las madres con un nivel educativo bajo se encontraron ser más vulnerables (Ha et al., 2014; Thayamballi et al., 2020). Si bien existe una asociación positiva entre el nivel educativo y la salud, las minorías raciales y étnicas obtienen menores beneficios a la salud del nivel educativo que los blancos (Assari, 2018; Bell et al., 2020).

No se entienden de manera completa las maneras en que un nivel educativo más bajo puede disminuir la condición de la salud, pero podrían incluir dificultades económicas, estrés, menos oportunidades de trabajo, la falta de apoyo social y un acceso reducido a recursos que protegen la salud, tales como la atención médica, iniciativas que promueven la prevención y el bienestar general y los alimentos nutritivos. En un estudio de mujeres embarazadas en Ámsterdam, fumar y la exposición al humo del tabaco en el medioambiente demostraron ser situaciones comunes entre mujeres con un menor nivel educativo. El riesgo de tener un bebé de bajo peso al nacer, prematuro y pequeño para su edad gestacional también demostró ser significativamente mayor para estas mujeres (van den Berg et al., 2012). Un repaso de estudios que vinculan los estresores sociales con los efectos de la exposición a sustancias químicas en la salud determinó que el nivel educativo estaba relacionado a la mortalidad y a la incidencia de asma y enfermedades respiratorias por la exposición a la contaminación del aire por partículas y el dióxido de azufre (Lewis et al., 2011). Un estudio de adultos mayores, de entre 70 y 79 años, encontró que aquellos que tenían una escolaridad menor a preparatoria (high school) tenían una longitud significativamente menor de los telómeros de sus leucocitos, el cual es un marcador genético asociado al estrés, que aquellos con más escolaridad (Adler et al., 2013).

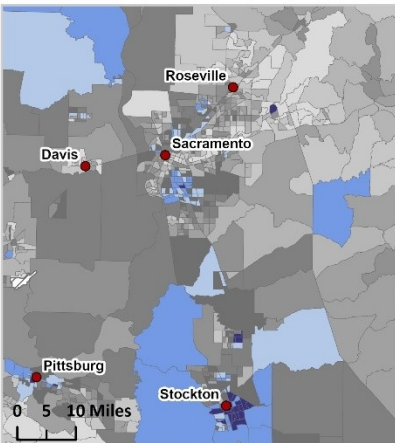
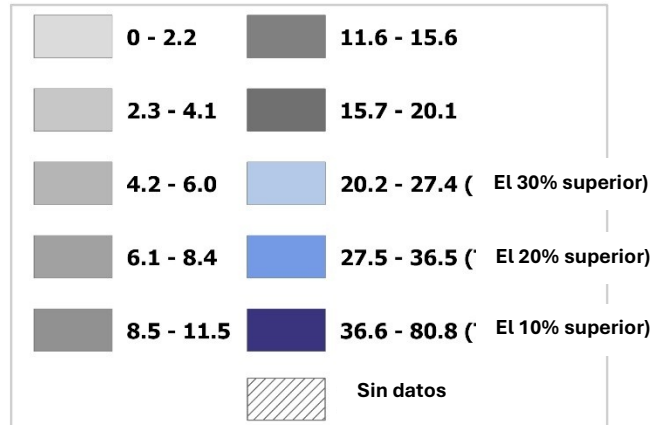
Método

- Los datos se obtuvieron de los estimados de 5 años de la ACS 2019-2023 a través de la API de datos de la Oficina del Censo de los EE. UU. a nivel de tramo censal para el estado de California. Se descargaron datos sobre cada nivel educativo (es decir, sin educación, educación preescolar, niveles de grado desde Kindergarten hasta 11.º, y 12.º grado sin diploma) para la población mayor de 25 años que alcanzó ese nivel máximo de educación.
- Para cada tramo censal, se sumaron los datos de la población mayor de 25 años con menos de educación preparatoria (high school) y luego se dividieron por la población total mayor de 25 años para crear un porcentaje final de nivel educativo para el tramo censal.
- Los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

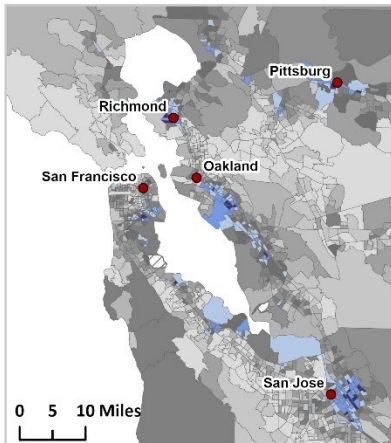


Nivel educativo

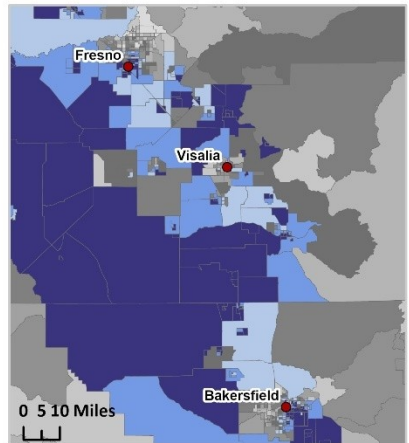
Porcentaje de la población con mas de 25 anos de edad con menos de una educación de secundaria (high school en inglés) (2019-2023)



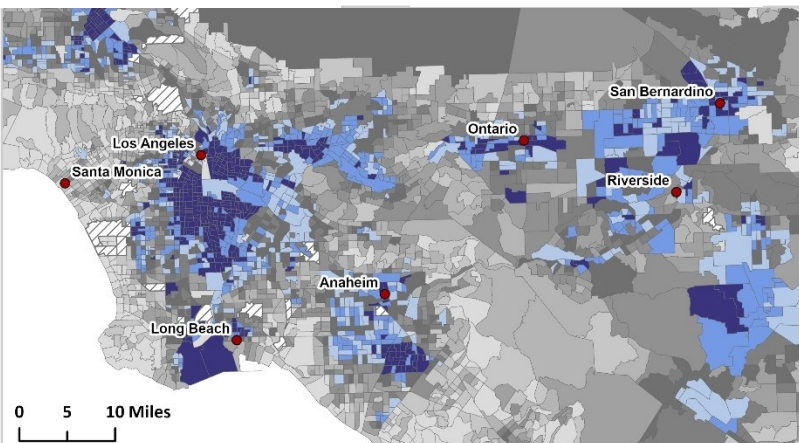
Área de Sacramento



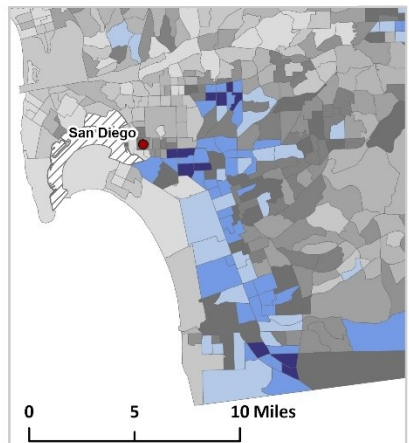
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Adler N, Pantell MS, O'Donovan A, Blackburn E, Cawthon R, Koster A, et al. 2013. Educational attainment and late life telomere length in the Health, Aging and Body Composition Study. *Brain, behavior, and immunity* 27:15–21; doi:[10.1016/j.bbi.2012.08.014](https://doi.org/10.1016/j.bbi.2012.08.014).
- Assari S. 2018. Blacks' diminished return of education attainment on subjective health; mediating effect of income. *Brain Sciences* 8: 176.
- Balaj M, Henson CA, Aronsson A, Aravkin A, Beck K, Degail C, et al. 2024. Effects of education on adult mortality: a global systematic review and meta-analysis. *The Lancet Public Health* 9:e155–e165; doi:[10.1016/s2468-2667\(23\)00306-7](https://doi.org/10.1016/s2468-2667(23)00306-7).
- Bell CN, Sacks TK, Tobin CST, Thorpe Jr RJ. 2020. Racial Non-equivalence of Socioeconomic Status and Self-rated Health among African Americans and Whites. *SSM-population health* 10: 100561.
- Cakmak S, Dales RE, Judek S. 2006. Respiratory health effects of air pollution gases: modification by education and income. *Archives of environmental & occupational health* 61:5–10; doi:[10.3200/aeoh.61.1.5-10](https://doi.org/10.3200/aeoh.61.1.5-10).
- Cohen AK, Rai M, Rehkopf DH, Abrams B. 2013. Educational attainment and obesity: a systematic review. *Obesity Reviews* 14: 989–1005.
- Cutler DM, Lleras-Muney A. 2006. Education and health: evaluating theories and evidence.
- Erickson J, El-Gabalawy R, Palitsky D, Patten S, Mackenzie CS, Stein MB, et al. 2016. Educational attainment as a protective factor for psychiatric disorders: findings from a nationally representative longitudinal study. *Depression and anxiety* 33: 1013–1022.
- Ha S, Hu H, Roussos-Ross D, Haidong K, Roth J, Xu X. 2014. The effects of air pollution on adverse birth outcomes. *Environmental Research* 134: 198–204.
- Hahn RA, Truman BI. 2015. Education Improves Public Health and Promotes Health Equity. *International Journal of Health Services* 45:657–678; doi:[10.1177/0020731415585986](https://doi.org/10.1177/0020731415585986).
- Krewski D, Burnett RT, Goldberg MS, Hoover K, Siemiatycki J, Jerrett M, et al. 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of particulate air pollution and mortality. Cambridge, MA: Health Effects Institute 295.
- Lewis AS, Sax SN, Wason SC, Campleman SL. 2011. Non-chemical stressors and cumulative risk assessment: an overview of current initiatives and potential air pollutant interactions. *International journal of environmental research and public health* 8:2020–73; doi:[10.3390/ijerph8062020](https://doi.org/10.3390/ijerph8062020).
- Neidell MJ. 2004. Air pollution, health, and socio-economic status: the effect of outdoor air quality on childhood asthma. *Journal of health economics* 23:1209–36; doi:[10.1016/j.jhealeco.2004.05.002](https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2004.05.002).
- Sasson I. 2016. Trends in life expectancy and lifespan variation by educational attainment: United States, 1990–2010. *Demography* 53: 269–293.

Shankardass K, McConnell R, Jerrett M, Milam J, Richardson J, Berhane K. 2009. Parental stress increases the effect of traffic-related air pollution on childhood asthma incidence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:12406–11; doi:[10.1073/pnas.0812910106](https://doi.org/10.1073/pnas.0812910106).

Thayamballi N, Habiba S, Laribi O, Ebisu K. 2020. Impact of Maternal Demographic and Socioeconomic Factors on the Association Between Particulate Matter and Adverse Birth Outcomes: a Systematic Review and Meta-analysis. *Journal of Racial and Ethnic Health Disparities* 1–13.

van den Berg G, van Eijdsden M, Vrijkotte TG, Gemke RJ. 2012. Educational inequalities in perinatal outcomes: the mediating effect of smoking and environmental tobacco exposure. *PloS one* 7:e37002; doi:[10.1371/journal.pone.0037002](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0037002).

Zajacova A, Lawrence EM. 2018. The relationship between education and health: reducing disparities through a contextual approach. *Annual review of public health* 39: 273–289.

CARGA DE LOS COSTOS DE LA VIVIENDA

El costo y disponibilidad de vivienda es un determinante importante del bienestar. Los hogares con ingresos más bajos pueden invertir una proporción mayor de su ingreso en vivienda. A la incapacidad de los hogares para costear bienes necesarios no relativos a la vivienda después de pagar por refugio se la conoce como pobreza inducida por vivienda. California tiene muy altos costos de vivienda en relación con la mayor parte del país, lo que hace que sea difícil para muchas personas acceder a una vivienda adecuada. Dentro de California, el costo de vida varía significativamente y depende ampliamente del costo, disponibilidad y demanda de vivienda.

Áreas en donde los hogares de bajos ingresos pueden estar presionados por altos costos de vivienda pueden ser identificadas a través de los datos de la Estrategia Integral de Acceso a la Vivienda (CHAS) de Vivienda y Desarrollo Urbano (HUD). Medimos los hogares que ganan menos del 80% del Ingreso Medio Familiar del Área del HUD por condado y que pagan más del 50% de sus ingresos en costos de vivienda. El indicador toma en cuenta el costo de vida regional tanto para propietarios como para inquilinos e incorpora el costo de los servicios. Los datos de la CHAS se calculan de la Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS) de la Oficina del Censo de los EE. UU.

Indicador

Carga de los Costos de la Vivienda. Porcentaje de hogares en un tramo censal que son tanto de bajos ingresos (ganando menos del 80% del Ingreso Medio Familiar del Área del HUD) como cargados severamente por los costos de vivienda (pagando más del 50% de su ingreso en costos de vivienda) (estimados de 5 años, del 2017 al 2021).

Fuente de los Datos

Estrategia Integral de Asequibilidad de Vivienda (CHAS), Vivienda y Desarrollo Urbano (HUD)

La ACS es una encuesta continua de la población de los Estados Unidos llevada a cabo por la Oficina del Censo de los Estados Unidos y ha reemplazado a la forma larga del censo decenal. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una submuestra de la población e incluye información más detallada acerca de los factores socioeconómicos. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Cada año, el HUD recibe tabulaciones personalizadas de datos de la ACS de la Oficina del Censo de los Estados Unidos. Estos datos, conocidos como datos de la "CHAS" (Estrategia Integral de Asequibilidad de Vivienda), demuestran la extensión de los problemas de vivienda y las necesidades de vivienda, particularmente para los hogares de bajos ingresos. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel de tramo censal son los estimados de 5 años para el período del 2017 al 2021. Los datos se encuentran disponibles en la página de Internet de usuarios del HUD. Los datos están disponibles en el siguiente enlace:

<https://www.huduser.gov/portal/datasets/cp.html>

Razonamiento

El acceso a la vivienda es una parte importante en el marco de condiciones sociales y económicas que conforman la salud y el bienestar de los individuos (Braubach, 2011; Marmot et al., 2008). Las variables socioeconómicas pueden influenciar la respuesta a contaminantes o modificar el efecto de la exposición a la contaminación. Diversos estudios científicos han examinado la relación entre el nivel de ingreso, la exposición a la contaminación y los resultados de salud. Individuos con bajo ingreso expuestos a altos niveles de contaminación del aire tienen tasas más altas de mortalidad que Individuos con ingresos mayores (Finkelstein et al., 2003). Niños de familias de bajos ingresos tienen tasas más altas de hospitalización por asma cuando se exponen a contaminantes del aire (Neidell, 2004).

Los hogares de bajos ingresos y financieramente vulnerables que enfrentan altos costos de vivienda sufren desproporcionadamente de resultados negativos de salud física y mental (Grewal et al., 2024). Las viviendas que sufren altas cargas de renta por periodos más largos de tiempo están asociadas con mayores carencias (Susin, 2007). Las altas cargas de renta pueden significar una mayor probabilidad de posponer servicios médicos por razones económicas (Pollack et al., 2010). Las altas cargas de renta también están asociadas con peores condiciones de salud autoreportadas (Meltzer y Schwartz, 2016). Las situaciones de alta carga de costo de vivienda y de falta de acceso a la vivienda también pueden contribuir a la inestabilidad residencial, al incremento a la vulnerabilidad a problemas de salud agudos y crónicos, a empeorar el estrés y la depresión, y pueden derivar en bajos resultados educativos en los niños (Baker et al., 2020; Grewal et al., 2024; Harkness and Newman, 2005; Meltzer and Schwartz, 2016; Newman and Holupka, 2016).

La fracción de hogares de bajos ingresos que pagan más del 30 por ciento de su ingreso en gastos de vivienda se ha duplicado en los EE. UU. desde la década de 1960 (Chan and Jush, 2017). En 2022, un récord de 22.4 millones de hogares se vio afectado por los costos de alquiler, 12.1 millones de esos hogares gastando más del 50% de sus ingresos en vivienda, representando en total la mitad de todos los hogares inquilinos en los EE. UU. (Joint Center for Housing Studies, 2024). Los hogares con carga de renta en los EE. UU. son desproporcionadamente no blancos y de muy bajos ingresos. Una investigación de disparidades raciales en la carga del costo de la vivienda en los EE. UU. determinó que los hogares de personas negras tenían significativamente más probabilidades de sufrir la carga del costo de la vivienda que los hogares de personas blancas durante cada año, entre 1981 y 2017 (Hess et al., 2020).

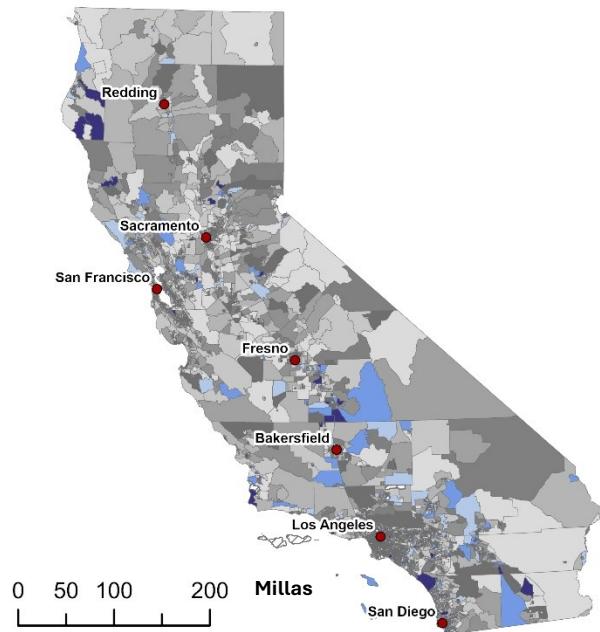
Las diferencias geográficas en los costos de vivienda no se tienen en cuenta en la medición de la pobreza oficial calculada por la Oficina del Censo de los Estados Unidos. Investigadores han encontrado que los hogares que rentan en el oeste de los EE. UU. tienen mayor probabilidad de sufrir una carga de renta alta que aquellos que rentan en otras áreas de los EE. UU., tales como el medio oeste o el sur (Colburn and Allen, 2018). California tiene algunos de los costos de vivienda más altos en la nación, así como diferencias sustanciales en costos de vivienda dentro del estado (Bentz, 2025; Legislative Analyst's Office, 2015).

La carga de costos de vivienda considera las diferencias en costos de inquilinos o propietarios a lo largo de las diferentes áreas de California. Al restringir la medición a hogares de bajos ingresos en

una base condado por condado, la medición mantiene el enfoque en aquellos que son más vulnerables económicamente en regiones geográficas específicas de California.

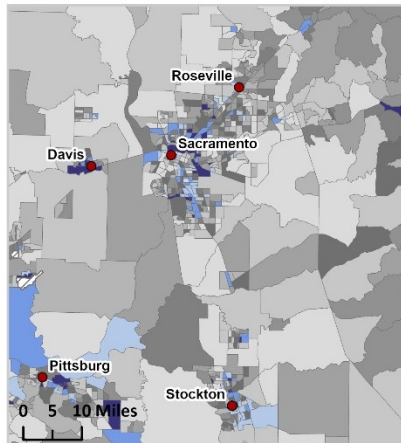
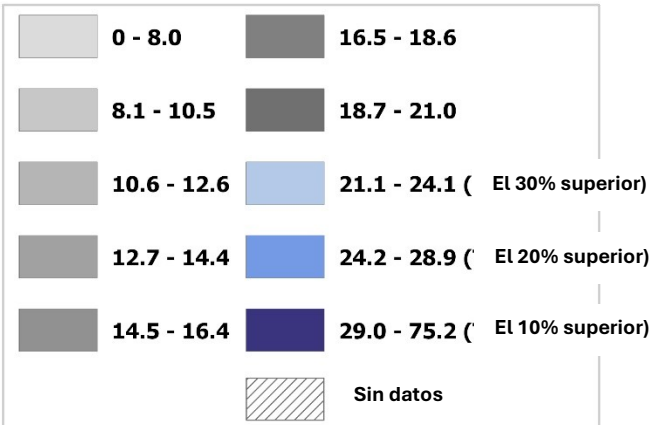
Método

- De la CHAS del HUD de 2013 a 2017, un conjunto de datos que contiene cargas de costos para hogares por categoría de porcentaje de ingreso medio familiar ajustado del HUD (HAMFI) se descargó por tramo censal para el Estado de California.
- Se analizaron los datos para cada tramo censal para estimar la cantidad de hogares con ingresos por hogar menores al 80% de la media del condado y con costos de inquilino o propietario que exceden el 50% del ingreso del hogar. Se calculó entonces el porcentaje del total de viviendas en cada tramo censal que son tanto de bajos ingresos como con carga de los costos de la vivienda.
- Los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

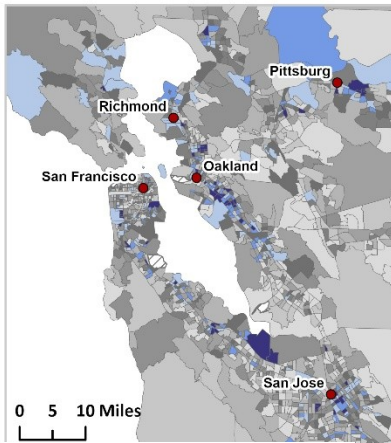


Carga de los costos de la vivienda

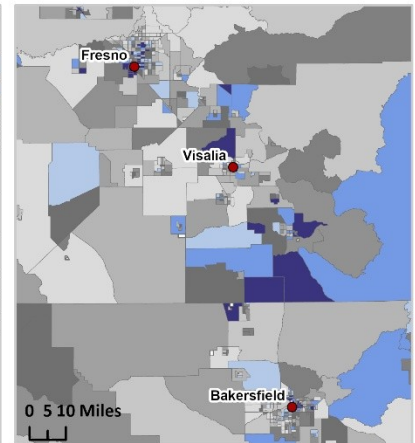
Porcentaje de hogares de bajos recursos cargados por los costos de la vivienda (2017-2021)



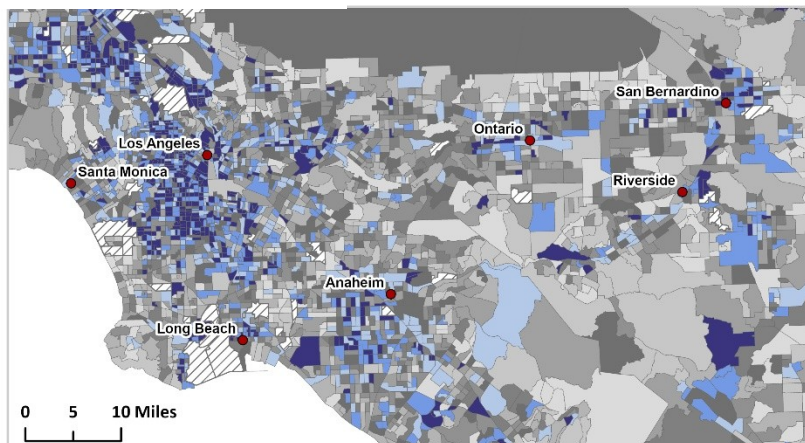
Área de Sacramento



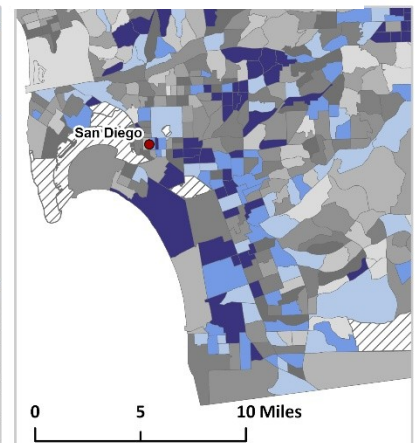
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Baker E, Lester L, Mason K, Bentley R. 2020. Mental health and prolonged exposure to unaffordable housing: a longitudinal analysis. *Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology* 55:715–721; doi:[10.1007/s00127-020-01849-1](https://doi.org/10.1007/s00127-020-01849-1).
- Bentz A. 2025. California Housing Affordability Tracker (1st Quarter 2025).
- Braubach M. 2011. Key challenges of housing and health from WHO perspective. *International journal of public health* 56: 579–580.
- Chan S, Jush GK. 2017. 2017 National Rental Housing Landscape: Renting in the Nation’s Largest Metros. NYU Furman Center.
- Colburn G, Allen R. 2018. Rent burden and the Great Recession in the USA. *Urban Studies* 55: 226–243.
- Finkelstein MM, Jerrett M, DeLuca P, Finkelstein N, Verma DK, Chapman K, et al. 2003. Relation between income, air pollution and mortality: a cohort study. *CMAJ* 169: 397–402.
- Grewal A, Hepburn KJ, Lear SA, Adshade M, Card KG. 2024. The impact of housing prices on residents’ health: a systematic review. *BMC public health* 24:931; doi:[10.1186/s12889-024-18360-w](https://doi.org/10.1186/s12889-024-18360-w).
- Harkness J, Newman SJ. 2005. Housing affordability and children’s well-being: Evidence from the national survey of America’s families. *Housing Policy Debate* 16: 223–255.
- Hess C, Colburn G, Crowder K, Allen R. 2020. Racial disparity in exposure to housing cost burden in the United States: 1980–2017. *Housing Studies* 1–21.
- Joint Center for Housing Studies. 2024. The State of the Nation’s Housing 2024.
- Legislative Analyst’s Office. 2015. California’s high housing costs: Causes and consequences. Sacramento, CA: Legislative Analyst’s Office.
- Marmot M, Friel S, Bell R, Houweling TA, Taylor S, Commission on Social Determinants of Health. 2008. Closing the gap in a generation: health equity through action on the social determinants of health. *The Lancet* 372: 1661–1669.
- Meltzer R, Schwartz A. 2016. Housing affordability and health: evidence from New York City. *Housing Policy Debate* 26: 80–104.
- Neidell MJ. 2004. Air pollution, health, and socio-economic status: the effect of outdoor air quality on childhood asthma. *Journal of health economics* 23:1209–1236; doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2004.05.002>.
- Newman S, Holupka CS. 2016. Housing affordability and children’s cognitive achievement. *Health Affairs* 35: 2092–2099.
- Pollack CE, Griffin BA, Lynch J. 2010. Housing Affordability and Health Among Homeowners and Renters. *American journal of preventive medicine* 39:515–521; doi:<https://doi.org/10.1016/j.amepre.2010.08.002>.

Susin S. 2007. Duration of rent burden as a measure of need. *Cityscape: A Journal of Policy Development and Research* 9: 157–174.

AISLAMIENTO LINGÜÍSTICO

El aislamiento lingüístico es un importante determinante social de la salud. La Oficina del Censo de los EE. UU. usa el término “aislamiento lingüístico” para medir los hogares en los que todos los miembros de 14 años de edad o más tienen, por lo menos, alguna dificultad para hablar inglés. Las comunidades con altos niveles de aislamiento lingüístico pueden enfrentar barreras para acceder a información de salud, servicios públicos y participar de manera efectiva en procesos regulatorios. La ACS recopila información anualmente sobre el uso de idiomas. En contraste con el censo decenal, las encuestas de la ACS toman una muestra pequeña de la población de los Estados Unidos para estimar información económica y social más detallada de la población del país.

Indicador

El porcentaje de hogares con dominio limitado del inglés, (2019 al 2023).

Fuente de los Datos

Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS), Oficina del Censo de los EE. UU.

La Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS) es una encuesta continua de la población de los Estados Unidos llevada a cabo por la Oficina del Censo de los Estados Unidos y ha reemplazado a la forma larga del censo decenal. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una muestra de la población e incluye información más detallada acerca de los factores socioeconómicos, como el aislamiento lingüístico. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2019-2023. Los datos se encuentran disponibles usando el sitio de Internet de descarga de datos del Censo de los EE. UU. y a través de la API de la Oficina del Censo de los EE. UU. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<https://data.census.gov/>

Razonamiento

De acuerdo con la más reciente ACS 2019 al 2023 de la Oficina del Censo de los EE. UU., cerca del 44% de las personas en California hablan en casa un idioma diferente al inglés, el 17% de la población del estado habla inglés “no muy bien”, y el 8% de los hogares en California están aislados lingüísticamente. El no poder hablar inglés bien puede ser un determinante clave del acceso de un individuo a la atención médica, su utilización y los resultados generales de salud (Flores and Tomany-Korman, 2008; Kim et al., 2011; Kimbro et al., 2014; Rasi, 2020). En California, se demostró que el aislamiento lingüístico está significativamente asociado con mayores estancias hospitalarias y tasas de mortalidad para pacientes pediátricos oncológicos al controlar otros factores (Ennett et al., 2024).

Las personas con un inglés limitado tienen menor probabilidad de tener un seguro de salud o una fuente habitual de atención, en comparación con los angloparlantes (Lu and Myerson, 2020).

También tienen menos probabilidades de tener atención médica regular y más probabilidades de reportar dificultades al obtener información o consejos médicos que los angloparlantes (Lu and Myerson, 2020). La comunicación es esencial para muchos pasos en el proceso para obtener servicios de salud, y las personas que hablan un inglés limitado pueden demorar la atención a su salud porque carecen de información importante sobre los síntomas y los servicios disponibles (Shi et al., 2009). Quienes no hablan inglés también tienen menores probabilidades de recibir servicios de salud mental cuando los necesitan (Kim et al., 2011; Sentell et al., 2007). Debido a que en California las personas que no hablan inglés se encuentran concentradas en comunidades étnicas de minorías, su dominio limitado del inglés puede contribuir a empeorar las disparidades étnicas y raciales en la condición de su salud y su discapacidad (Sentell et al., 2007).

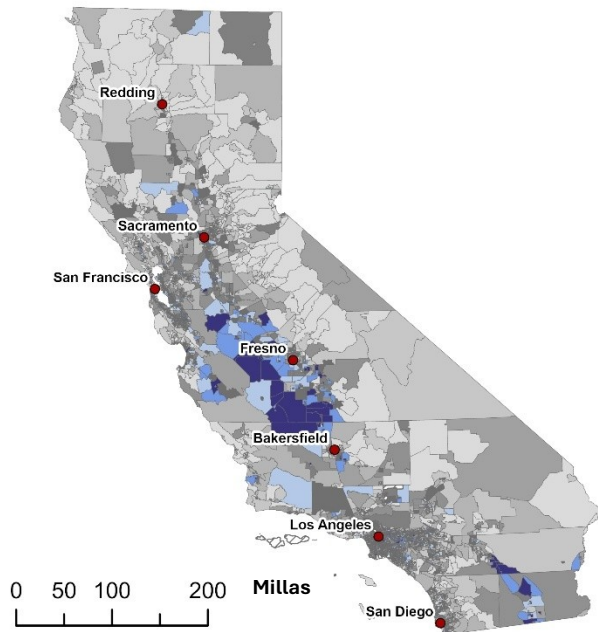
El aislamiento lingüístico también es un indicador de la capacidad de una comunidad de participar en los procesos de toma de decisiones y la posibilidad de navegar dentro del sistema político. Un estudio que examinó la accesibilidad lingüística del proceso de planeación sustentable en los EE. UU. encontró que únicamente 13 de las 28 ciudades más pobladas en los EE. UU. contaba con herramientas de traducción en la web o con documentos traducidos disponibles para sus planes de sustentabilidad (Teron, 2016). También es importante destacar, sin embargo, que las comunidades aisladas lingüísticamente pueden también contar con un mayor capital cultural comunitario, lo cual puede reducir algunos de los resultados negativos asociados con el aislamiento lingüístico. El aislamiento lingüístico comunitario se asocia con la reducción de la brecha de aprovechamiento entre estudiantes del 10.º grado en los EE. UU. cuyo idioma de origen no es el inglés, debido potencialmente al capital cultural comunitario (Drake, 2014).

El dominio limitado del inglés a menudo resulta en discriminación racial, donde tanto las dificultades para hablar el idioma y la discriminación están asociadas al estrés, a una baja condición socioeconómica y a una menor calidad de vida (Gee and Ponce, 2010). Además, las personas con un inglés limitado que viven en áreas que no son enclaves étnicos (áreas con idioma y cultura compartidos) pueden ser objetivo de violencia. Los migrantes latino@s que se mudan a áreas en los EE. UU. que no son enclaves étnicos sufren de mayores tasas de homicidios que aquellos que se mudan a enclaves étnicos (Feldmeyer et al., 2016; Shihadeh and Barranco, 2010). El aislamiento lingüístico también dificulta la capacidad del sector de salud pública de poder reducir las disparidades raciales y étnicas ya que los individuos que no hablan inglés participan en el monitoreo de la salud pública a tasas muy bajas, aun cuando los servicios de traducción están disponibles (Link et al., 2006).

En caso de una emergencia, tal como una emisión o derrame accidental de sustancias químicas, los hogares que están aislados lingüísticamente quizás no reciban a tiempo la información sobre una evacuación o las órdenes de permanecer albergados en el mismo lugar, y pueden quedar expuestos a riesgos de la salud que las personas que hablan inglés pueden evitar más fácilmente (Nepal et al., 2012). Adicionalmente, se relacionó de manera independiente al aislamiento lingüístico tanto a la proximidad a una instalación del Inventario de Liberación de Sustancias Tóxicas (TRI) y a los riesgos de cáncer de la Evaluación Nacional de Sustancias Tóxicas en el Aire (NATA) en un análisis del Área de la Bahía de San Francisco, lo que sugiere que las comunidades aisladas lingüísticamente pueden estar sufriendo una porción mayor de los riesgos a la salud que representan los peligros de la contaminación del aire (Pastor Jr et al., 2010).

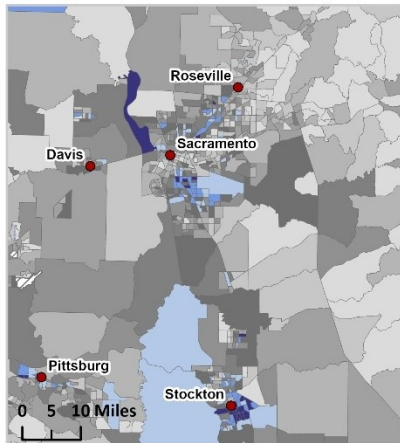
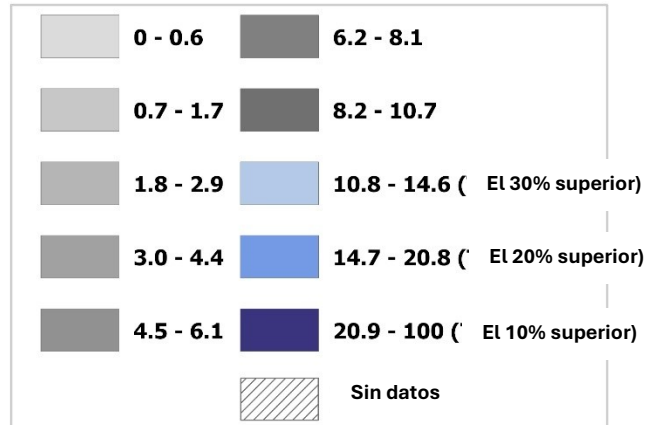
Método

- Los datos para cada grupo racial/étnico que contienen el número de hogares con inglés limitado se obtuvieron de los estimados de 5 años de la ACS 2019-2023 a través de la API de datos de la Oficina del Censo de los EE. UU. a nivel de tramo censal para el estado de California. “Aislamiento lingüístico” se refiere a hogares en los que ningún individuo de 14 años o más habla inglés bien.
- Para cada tramo censal, se sumó el número de hogares lingüísticamente aislados en todos los grupos raciales/étnicos y se dividió por el número total de hogares en el tramo para calcular el porcentaje de hogares lingüísticamente aislados.
- Los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

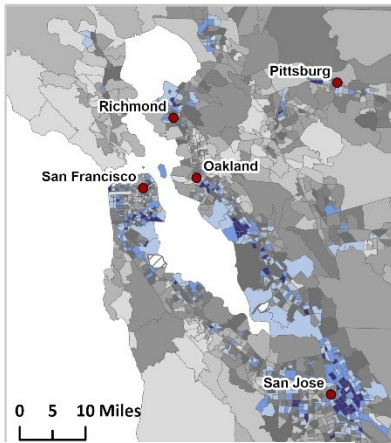


Aislamiento lingüístico

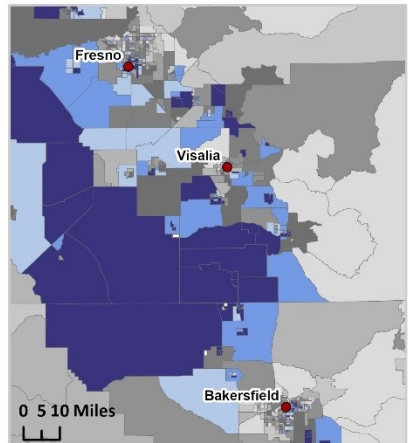
Porcentaje de hogares con dominio limitado del inglés (2019-2023)



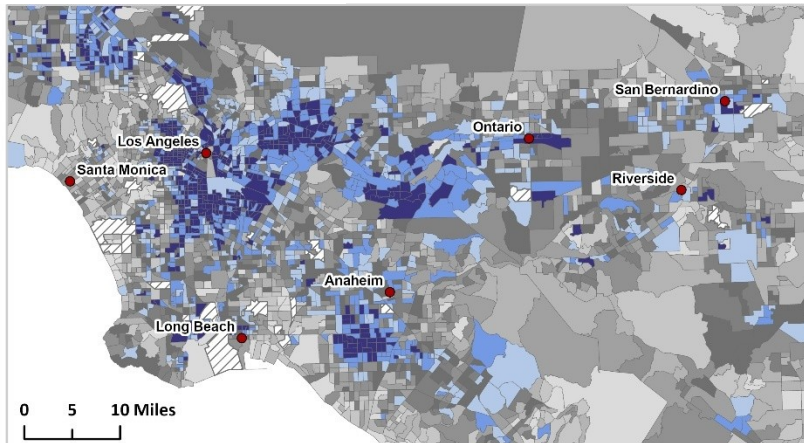
Área de Sacramento



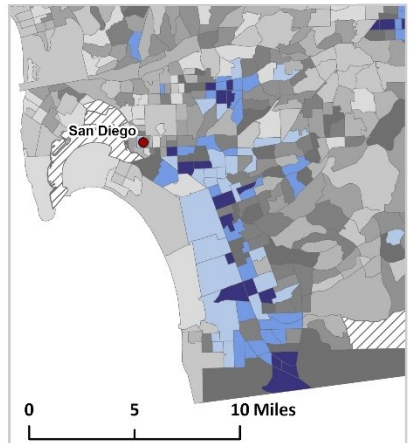
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Drake TA. 2014. The Effect of Community Linguistic Isolation on Language-Minority Student Achievement in High School. *Educational Researcher* 43:327–340; doi:[10.3102/0013189X14547349](https://doi.org/10.3102/0013189X14547349).
- Ennett S, Das A, Burcham M, Fitzgerald R, Boville B, Rajasekaran S, et al. 2024. Linguistic isolation correlates with length of stay and mortality for pediatric oncology patients in California. *Cancer Medicine* 13; doi:[10.1002/cam4.7371](https://doi.org/10.1002/cam4.7371).
- Feldmeyer B, Harris CT, Lai D. 2016. Language Use and Violence: Assessing the Relationship Between Linguistic Context and Macrolevel Violence. *Sociological Forum* 31:267–290; doi:[10.1111/socf.12246](https://doi.org/10.1111/socf.12246).
- Flores G, Tomany-Korman SC. 2008. The Language Spoken at Home and Disparities in Medical and Dental Health, Access to Care, and Use of Services in US Children. *Pediatrics* 121:e1703–e1714; doi:[10.1542/peds.2007-2906](https://doi.org/10.1542/peds.2007-2906).
- Gee GC, Ponce N. 2010. Associations Between Racial Discrimination, Limited English Proficiency, and Health-Related Quality of Life Among 6 Asian Ethnic Groups in California. *Am J Public Health* 100:888–895; doi:[10.2105/AJPH.2009.178012](https://doi.org/10.2105/AJPH.2009.178012)
- Kim G, Aguado Loi CX, Chiriboga DA, Jang Y, Parmelee P, Allen RS. 2011. Limited English proficiency as a barrier to mental health service use: A study of Latino and Asian immigrants with psychiatric disorders. *Journal of Psychiatric Research* 45:104–110; doi:[10.1016/j.jpsychires.2010.04.031](https://doi.org/10.1016/j.jpsychires.2010.04.031)
- Kimbrow RT, Gorman BK, Schachter A. 2012. Acculturation and Self-Rated Health among Latino and Asian Immigrants to the United States. *Social Problems* 59:341–363; doi:[10.1525/sp.2012.59.3.341](https://doi.org/10.1525/sp.2012.59.3.341).
- Link MW, Mokdad AH, Stackhouse HF, Flowers NT. 2005. Race, Ethnicity, and Linguistic Isolation as Determinants of Participation in Public Health Surveillance Surveys. *Prev Chronic Dis* 3: A09.
- Lu T, Myerson R. 2020. Disparities in Health Insurance Coverage and Access to Care by English Language Proficiency in the USA, 2006–2016. *J GEN INTERN MED* 35:1490–1497; doi:[10.1007/s11606-019-05609-z](https://doi.org/10.1007/s11606-019-05609-z).
- Nepal V, Banerjee D, Perry M, Scott D. 2012. Disaster Preparedness of Linguistically Isolated Populations: Practical Issues for Planners. *Health Promotion Practice* 13:265–271; doi:[10.1177/1524839910384932](https://doi.org/10.1177/1524839910384932).
- Pastor Jr M, Morello-Frosch R, Sadd J. 2010. Air pollution and environmental justice: Integrating indicators of cumulative impact and socio-economic vulnerability into regulatory decision-making.
- Rasi S. 2020. Impact of language barriers on access to healthcare services by immigrant patients: A systematic review. *Asia Pacific Journal of Health Management* 15:35–48; doi:[10.3316/ielapa.057892660325679](https://doi.org/10.3316/ielapa.057892660325679).

Sentell T, Shumway M, Snowden L. 2007. Access to Mental Health Treatment by English Language Proficiency and Race/Ethnicity. J GEN INTERN MED 22:289–293; doi:[10.1007/s11606-007-0345-7](https://doi.org/10.1007/s11606-007-0345-7).

Shi L, Lebrun LA, Tsai J. 2009. The influence of English proficiency on access to care. Ethnicity & Health 14:625–642; doi:[10.1080/13557850903248639](https://doi.org/10.1080/13557850903248639)

Shihadeh ES, Barranco RE. 2010. Latino Immigration, Economic Deprivation, and Violence: Regional Differences in the Effect of Linguistic Isolation. Homicide Studies 14:336–355; doi:[10.1177/1088767910371190](https://doi.org/10.1177/1088767910371190).

Teron L. 2016. Sustainably Speaking: Considering Linguistic Isolation in Citywide Sustainability Planning. Sustainability 9:289–294; doi:[10.1089/sus.2016.29072.lt](https://doi.org/10.1089/sus.2016.29072.lt).

POBREZA

La pobreza es un importante determinante social de la salud. Numerosos estudios han sugerido que las poblaciones empobrecidas tienen mayores probabilidades que las poblaciones más acaudaladas de experimentar resultados de salud adversos cuando son expuestas a la contaminación medioambiental. La información relativa a la pobreza es recolectada anualmente en la Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS). En contraste con el censo decenal, las encuestas de la ACS toman una muestra pequeña de la población de los Estados Unidos para estimar información económica y social más detallada de la población del país.

Indicador

Porcentaje de la población que vive dos veces por debajo del nivel federal de pobreza (estimado de 5 años del 2019 al 2023).

Fuente de los Datos

Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS), Oficina del Censo de los EE. UU.

La ACS es una encuesta continua de la población de los Estados Unidos llevada a cabo por la Oficina del Censo de los Estados Unidos y ha reemplazado a la forma larga del censo decenal. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una submuestra de la población e incluye información más detallada acerca de los factores socioeconómicos, como la pobreza. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2019-2023.

La Oficina del Censo usa los umbrales de ingresos que dependen del tamaño de la familia para determinar la condición de pobreza de una persona durante el año anterior. Por ejemplo, si una familia de cuatro con dos niños tiene un ingreso total de menos de \$30,900 durante el 2023, se considera que todos los miembros de esa familia viven por debajo del nivel de pobreza federal. Se usó un umbral de dos veces el nivel federal de pobreza para este análisis debido a que el costo de vida en California es más alto que en muchas otras partes del país. Adicionalmente, los métodos para determinar los umbrales federales de pobreza no han cambiado desde la década de 1980, a pesar de los incrementos en el costo de vida. Los datos se encuentran disponibles usando el sitio de Internet de descarga de datos del Censo de los EE. UU. y a través de la API de la Oficina del Censo de los EE. UU. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<https://data.census.gov/cedsci/>

Razonamiento

La riqueza influye en la salud al determinar las condiciones de vida, la nutrición, la ocupación y el acceso a los servicios de salud de una persona y a otros recursos promotores de la salud. Las comunidades de bajos ingresos enfrentan una doble amenaza a su salud (Morello-Frosch and Shenassa, 2006). En primer lugar, presentan una exposición más alta a los peligros y contaminantes medioambientales (Hajat et al., 2015). Y, en segundo lugar, presentan una mayor

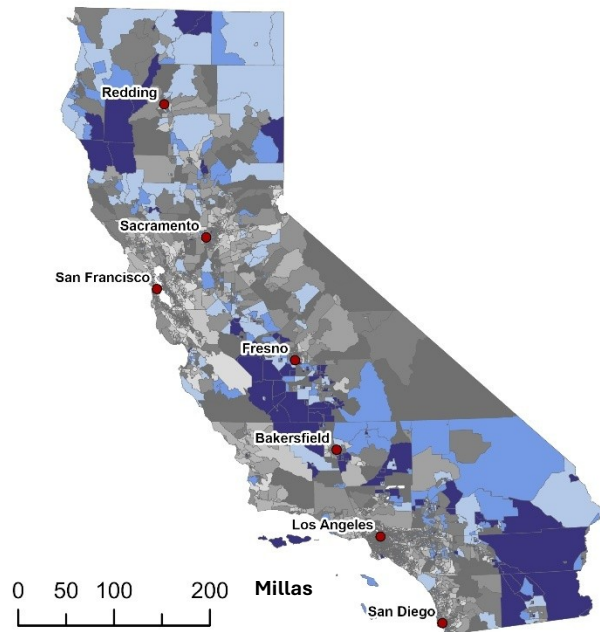
susceptibilidad a tener mala salud debido a factores como el estrés crónico y psicosocial (Bell et al., 2013; Clougherty et al., 2014; Marmot and Wilkinson, 2005).

Los estresores psicosociales, como las aglomeraciones sociales, los trastornos sociales/familiares, la discriminación racial y la inseguridad económica son más comunes en vecindarios de bajos ingresos (Bernard et al., 2007). Estos factores se combinan para crear disparidades de salud medioambiental en comunidades de bajos ingresos (Santiago et al., 2011). Por ejemplo, un estudio de 2017 llevado a cabo en los EE. UU. encontró que los estresores sociales del vecindario, como la percepción de ruptura del orden y el control social, los edificios abandonados, la basura y los lotes baldíos, incrementaron la asociación entre material particulado fina y menor función cognitiva en adultos mayores (Ailshire et al., 2017). Otros estudios, incluyendo uno llevado a cabo en el Valle de San Joaquín en California, encontró que la contaminación del aire y el material particulado asociadas con el tráfico tenían un efecto mayor de nacimientos prematuros y bajo peso al nacer entre madres de vecindarios con una condición socioeconómica (SES, por sus siglas en inglés) baja (Padula et al., 2014; Yi et al., 2010; Zeka et al., 2008).

La contaminación del aire también tiene un impacto importante en la mortalidad (Di et al., 2017; Forastiere et al., 2007; Josey et al., 2023; Kioumourtoglou et al., 2015), la enfermedad cardíaca (Carlsson et al., 2016) y el asma infantil (Kravitz-Wirtz et al., 2018; Meng et al., 2012) en las comunidades de bajos ingresos. Un estudio de niños en el Centro de California encontró que los niños de hogares de bajos ingresos experimentan de manera desproporcionada hospitalizaciones posiblemente prevenibles por condiciones que normalmente se tratan en instalaciones ambulatorias (p. ej., asma, neumonía, condiciones con vacunas disponibles) (Lessard et al., 2016). Las cargas subyacentes diferenciales de las enfermedades preexistentes y la coexposición a múltiples contaminantes son otros factores que pueden contribuir a una mayor susceptibilidad en comunidades de bajos ingresos (O'Neill et al., 2003).

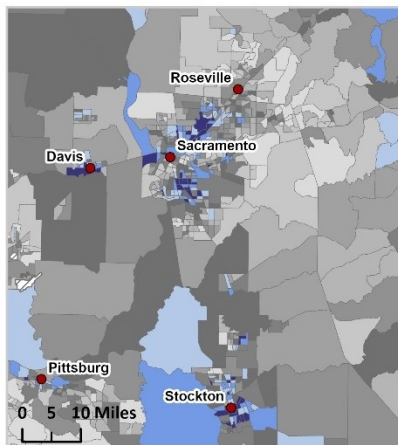
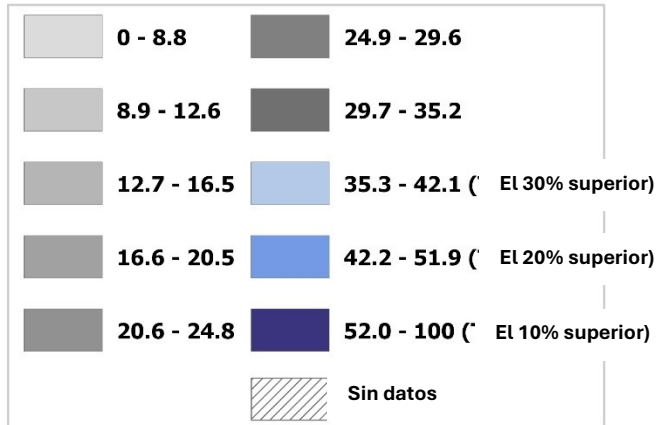
Método

- Se obtuvo un conjunto de datos que contiene el número de individuos por debajo del 200 por ciento del nivel de pobreza federal a partir de los estimados de 5 años de la ACS 2019-2023 a través de la API de datos de la Oficina del Censo de los EE. UU. a nivel de tramo censal para el estado de California.
- Se dividió el número de individuos que se encuentran 200% debajo del nivel de pobreza por la población total para quienes se determinó la condición de pobreza.
- Los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

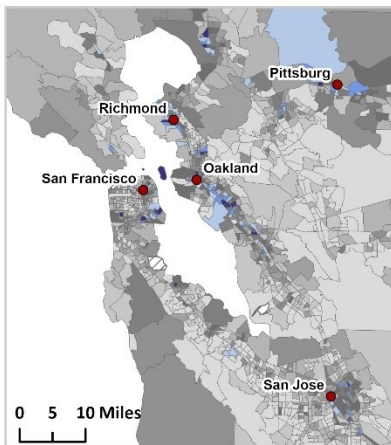


Pobreza

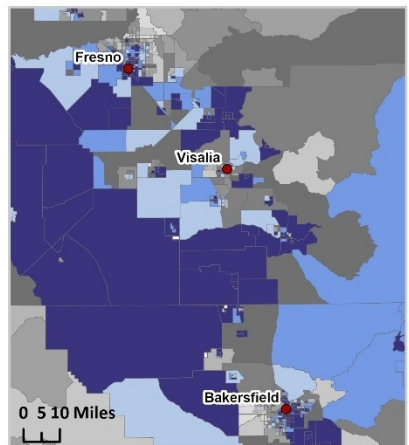
Porcentaje de la población que vive dos veces por debajo del nivel federal de pobreza (2019-2023)



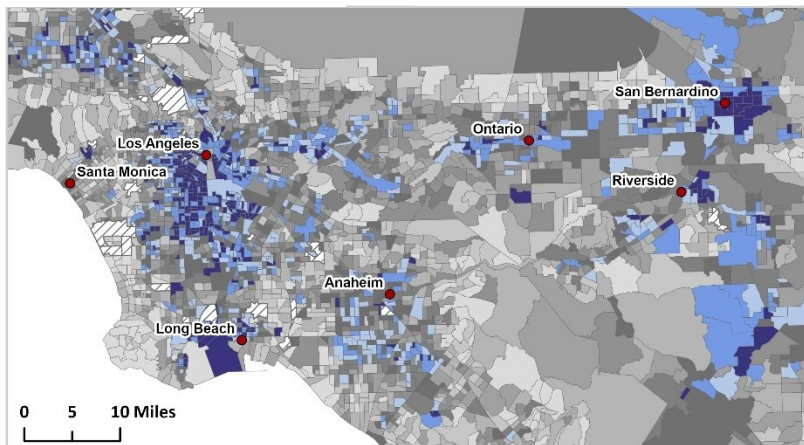
Área de Sacramento



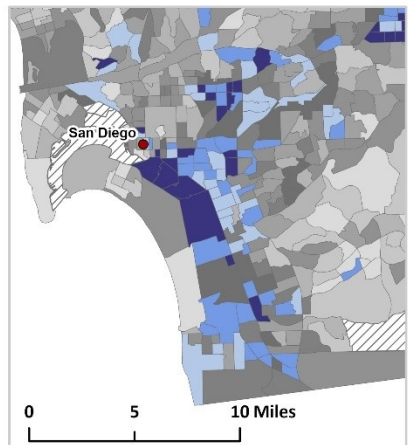
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

Fuentes

- Ailshire J, Karraker A, Clarke P. 2017. Neighborhood social stressors, fine particulate matter air pollution, and cognitive function among older US adults. *Social science & medicine* 172: 56–63.
- Bell ML, Zanobetti A, Dominici F. 2013. Evidence on Vulnerability and Susceptibility to Health Risks Associated With Short-Term Exposure to Particulate Matter: A Systematic Review and Meta-Analysis. *American journal of epidemiology* 178:865–876; doi:[10.1093/aje/kwt090](https://doi.org/10.1093/aje/kwt090).
- Bernard P, Charafeddine R, Frohlich KL, Daniel M, Kestens Y, Potvin L. 2007. Health inequalities and place: a theoretical conception of neighbourhood. *Social science & medicine* 65: 1839–1852.
- Carlsson AC, Li X, Holzmann MJ, Wändell P, Gasevic D, Sundquist J, et al. 2016. Neighbourhood socioeconomic status and coronary heart disease in individuals between 40 and 50 years. *Heart* 102:775–782; doi:[10.1136/heartjnl-2015-308784](https://doi.org/10.1136/heartjnl-2015-308784).
- Clougherty JE, Shmool JLC, Kubzansky LD. 2014. The Role of Non-Chemical Stressors in Mediating Socioeconomic Susceptibility to Environmental Chemicals. *Current environmental health reports* 1:302–313; doi:[10.1007/s40572-014-0031-y](https://doi.org/10.1007/s40572-014-0031-y).
- Di Q, Wang Y, Zanobetti A, Wang Y, Koutrakis P, Choirat C, et al. 2017. Air pollution and mortality in the Medicare population. *New England Journal of Medicine* 376:2513–2522; doi:[10.1056/nejmoa1702747](https://doi.org/10.1056/nejmoa1702747).
- Forastiere F, Stafoggia M, Tasco C, Picciotto S, Agabiti N, Cesaroni G, et al. 2007. Socioeconomic status, particulate air pollution, and daily mortality: differential exposure or differential susceptibility. *American journal of industrial medicine* 50:208–16; doi:[10.1002/ajim.20368](https://doi.org/10.1002/ajim.20368).
- Hajat A, Hsia C, O'Neill MS. 2015. Socioeconomic Disparities and Air Pollution Exposure: a Global Review. *Current environmental health reports* 2:440–450; doi:[10.1007/s40572-015-0069-5](https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5).
- Josey KP, Delaney SW, Wu X, Nethery RC, Desouza P, Braun D, et al. 2023. Air Pollution and Mortality at the Intersection of Race and Social Class. *New England Journal of Medicine* 388; doi:[10.1056/nejmsa2300523](https://doi.org/10.1056/nejmsa2300523).
- Kioumourtoglou M-A, Schwartz J, James P, Dominici F, Zanobetti A. 2015. PM_{2.5} and mortality in 207 US cities. *Epidemiology (Cambridge, Mass)* 1; doi:[10.1097/ede.0000000000000422](https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000422)
- Kravitz-Wirtz N, Teixeira S, Hajat A, Woo B, Crowder K, Takeuchi D. 2018. Early-Life Air Pollution Exposure, Neighborhood Poverty, and Childhood Asthma in the United States, 1990–2014. *International journal of environmental research and public health* 15:1114; doi:[10.3390/ijerph15061114](https://doi.org/10.3390/ijerph15061114).
- Lessard LN, Alcala E, Capitman JA. 2016. Pollution, Poverty, and Potentially Preventable Childhood Morbidity in Central California. *The Journal of Pediatrics* 168:198–204; doi:[10.1016/j.jpeds.2015.08.007](https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2015.08.007).

- Marmot M, Wilkinson RG. 2005. Social organisation, stress and health. In: *Social determinants of health*. Oxford University Press.
- Meng YY, Wilhelm M, Ritz B, Balme JR, Lombardi C, Bueno A, et al. 2012. Is disparity in asthma among Californians due to higher pollutant exposures, greater susceptibility, or both?
- Morello-Frosch R, Shenassa ED. 2006. The environmental “riskscape” and social inequality: implications for explaining maternal and child health disparities. *Environmental health perspectives* 114: 1150–1153.
- O’Neill MS, Jerrett M, Kawachi I, Levy JJ, Cohen AJ, Gouveia N, et al. 2003. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environmental health perspectives* 111: 1861–70.
- Padula AM, Mortimer KM, Tager IB, Hammond SK, Lurmann FW, Yang W, et al. 2014. Traffic-related air pollution and risk of preterm birth in the San Joaquin Valley of California. *Annals of epidemiology* 24: 888–895. e4.
- Santiago CD, Wadsworth ME, Stump J. 2011. Socioeconomic status, neighborhood disadvantage, and poverty-related stress: Prospective effects on psychological syndromes among diverse low-income families. *Journal of Economic Psychology* 32:218–230; doi:[10.1016/j.joep.2009.10.008](https://doi.org/10.1016/j.joep.2009.10.008).
- Yi O, Kim H, Ha E. 2010. Does area level socioeconomic status modify the effects of PM10 on preterm delivery? *Environmental Research* 110: 55–61.
- Zeka A, Melly SJ, Schwartz J. 2008. The effects of socioeconomic status and indices of physical environment on reduced birth weight and preterm births in Eastern Massachusetts. *Environmental health : a global access science source* 7: 60.

DESEMPLEO

Puesto que la condición de bajo nivel socioeconómico frecuentemente va de la mano con altos índices de desempleo, la tasa de desempleo es un factor comúnmente usado para describir a comunidades desfavorecidas. A nivel individual, el desempleo es una fuente de estrés, lo cual está implicado en la mala salud que reportan los residentes de tales comunidades. La falta de empleo y el bajo ingreso resultante frecuentemente obligan a que las personas vivan en vecindarios con niveles más altos de contaminación y de degradación medioambiental.

Indicador

Porcentaje de la población de más de 16 años de edad que está desempleada y que es elegible para la fuerza laboral. Se excluye a los jubilados, a los estudiantes, a las amas de casa, a personas institucionalizadas excepto los prisioneros, a aquellos que no están buscando un empleo y al personal militar que está en servicio activo (estimado de 5 años de 2019 a 2023).

Fuente de los Datos

Encuesta de la Comunidad Estadounidense (ACS), Oficina del Censo de los EE. UU.

La ACS es una encuesta continua de la población de los EE. UU. llevada a cabo por la Oficina del Censo de los EE. UU. A diferencia del censo decenal que intenta encuestar a toda la población y recopila una cantidad limitada de información, la ACS emite sus resultados anualmente con base en una submuestra de la población e incluye información más detallada acerca de los factores socioeconómicos, como el desempleo. Se reúnen múltiples años de datos a fin de proporcionar estimados más confiables para áreas geográficas con poblaciones pequeñas. Los resultados más recientes que están disponibles a nivel del tramo censal son los estimados a 5 años para el periodo de 2019-2023. Los datos se encuentran disponibles usando el sitio de Internet de descarga de datos del Censo de los EE. UU. y a través de la API de la Oficina del Censo de los EE. UU. Los datos se encuentran disponibles en el siguiente enlace:

<https://data.census.gov/cedsci/>

Razonamiento

El desempleo tiene una amplia gama de efectos en la salud, lo cual contribuye a la carga sobre las comunidades vulnerables. Se ha demostrado que tiene un impacto negativo en la salud mental y física. Las tasas altas de desempleo están asociadas con la mortalidad general, así como con la mortalidad específica debido a accidentes de transporte, envenenamientos (los cuales incluyen sobredosis de drogas), angustia psicológica y suicidios (Gordon and Sommers, 2016; Paul and Moser, 2009; Picchio and Ubaldi, 2024; Ruhm, 2015). El desempleo está asociado también con aumentos en la morbilidad física, así como a la mortalidad. Los impactos negativos del desempleo en la salud, especialmente en la salud mental, aumentan con la duración del desempleo, lo que puede contribuir a un ciclo de desempleo (Herbig et al., 2013; Picchio and Ubaldi, 2024).

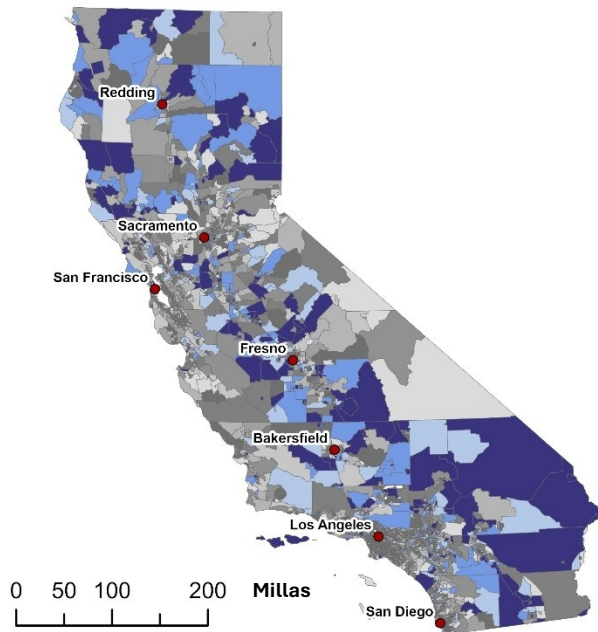
El desempleo ha demostrado estar asociado con los efectos biológicos del estrés. Comparado con los hombres que están empleados constantemente, los hombres que experimentan desempleo a largo plazo tienen una longitud más corta de los telómeros de leucocitos, lo cual está asociado con el estrés doméstico (Ala-Mursula et al., 2013). Un metaanálisis en el RU encontró que los

marcadores inflamatorios, con frecuencia asociados con el estrés, estuvieron elevados en personas que buscaban trabajo en estudios entre 1998 y 2012 (Hughes et al., 2017). En otro estudio, los individuos desempleados tenían contenido de cortisol más alto en sus muestras de cabello, comparados con individuos empleados (Dettenborn et al., 2010). Este estrés puede provocar mala salud, incrementar la susceptibilidad a los efectos tóxicos de la contaminación y una capacidad reducida para hacer frente y recuperarse de los efectos adversos de las exposiciones medioambientales (DeFur et al., 2007). Finalmente, los desempleados a menudo carecen de recursos, como ingresos y seguro adecuado, para buscar atención médica para condiciones de salud mientras son tratables o continuar con recetas médicas necesarias, lo que lleva a peores resultados de salud, incluidos aquellos causados por contaminantes medioambientales (Nguyen et al., 2022; Samoli et al., 2019; Te t and Kageleiry, 2014).

También existe evidencia de que la salud de un individuo es, al menos en parte, determinada por factores del vecindario y de la región. El desempleo es usado frecuentemente como sustituto de las privaciones del vecindario, lo que está asociado con la exposición a la contaminación, así como a la mala salud (Voigtlander et al., 2010). Estudios acerca de los factores socioeconómicos del vecindario han encontrado que el estrés es un factor importante en la mala salud informada entre los residentes de comunidades desfavorecidas, y tanto el estrés económico como el emocional son resultado directo del desempleo (Turner, 1995).

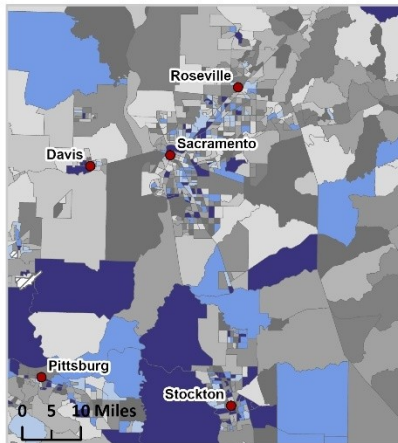
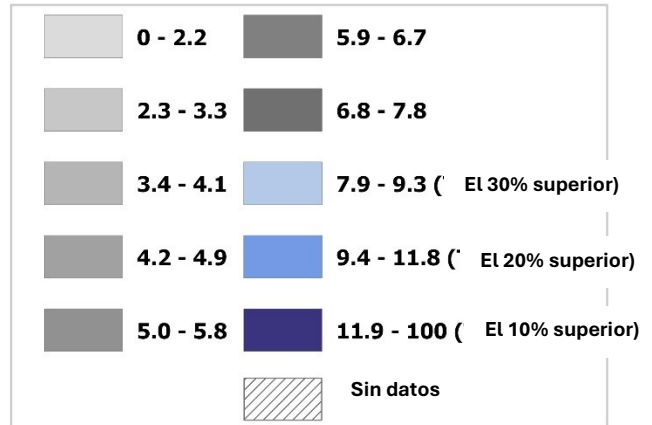
Método

- Se obtuvo un conjunto de datos que contiene la tasa de desempleo de los estimados de 5 años de la ACS 2019-2023 a través de la API de datos de la Oficina del Censo de los EE. UU. a nivel de tramo censal para el estado de California.
- La Oficina del Censo calcula la tasa de desempleo dividiendo la “Población Desempleada en la Fuerza Laboral Civil” por la “Población de la Fuerza Laboral Civil” y luego lo convierte en un porcentaje.
- Los tramos censales se ordenaron y se les asignó percentiles según su posición en la distribución.

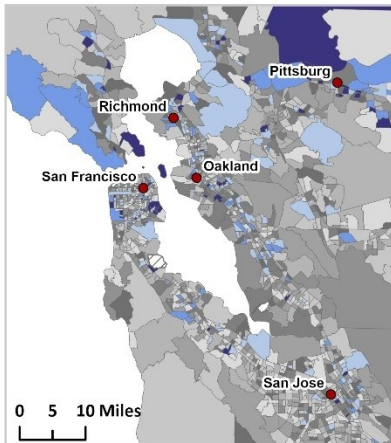


Desempleo

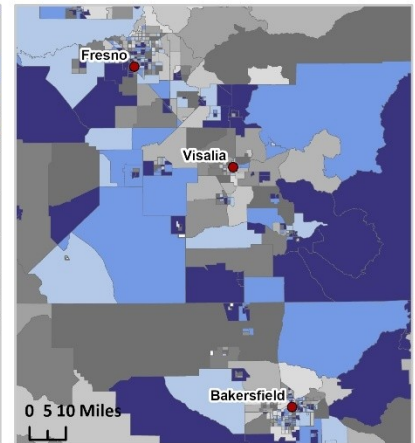
Porcentaje de la población con más de 16 años de edad que está desempleada y que es elegible para la fuerza laboral (2019-2023)



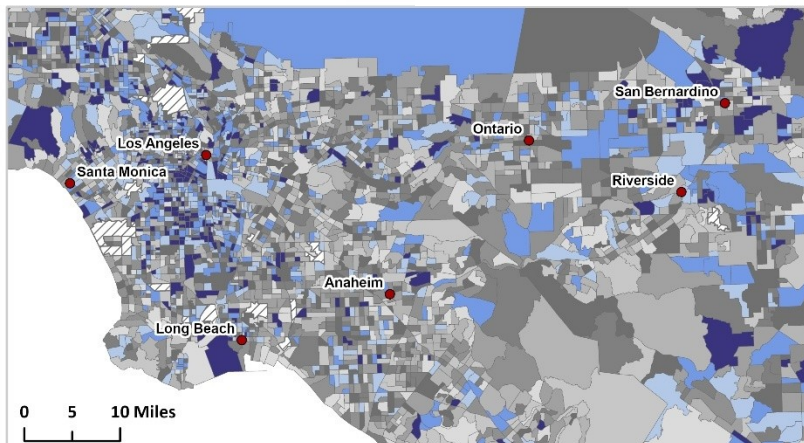
Área de Sacramento



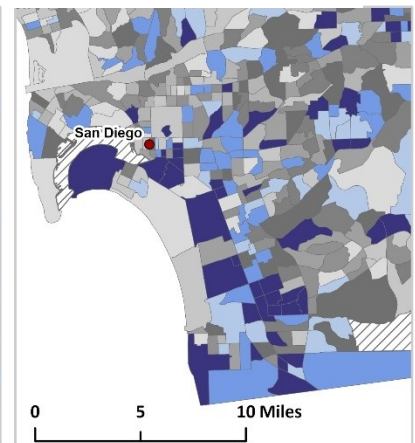
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

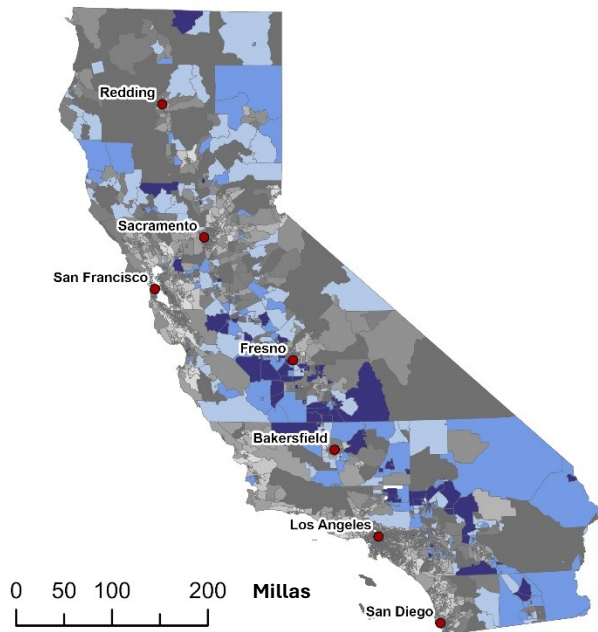
Fuentes

- Ala-Mursula L, Buxton JL, Ek E, Koironen M, Taanila A, Blakemore AI, et al. 2013. Long-term unemployment is associated with short telomeres in 31-year-old men: an observational study in the northern Finland birth cohort 1966. *PloS one* 8:e80094; doi:[10.1371/journal.pone.0080094](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080094).
- DeFur PL, Evans GW, Cohen Hubal EA, Kyle AD, Morello-Frosch RA, Williams DR. 2007. Vulnerability as a function of individual and group resources in cumulative risk assessment. *Environmental health perspectives* 115:817–24; doi:[10.1289/ehp.9332](https://doi.org/10.1289/ehp.9332).
- Dettenborn L, Tietze A, Bruckner F, Kirschbaum C. 2010. Higher cortisol content in hair among long-term unemployed individuals compared to controls. *Psychoneuroendocrinology* 35:1404–1409; doi:<https://doi.org/10.1016/j.psyneuen.2010.04.006>.
- Gordon SH, Sommers BD. 2016. Recessions, poverty, and mortality in the United States: 1993–2012. *American Journal of Health Economics* 2: 489–510.
- Herbig B, Dragano N, Angerer P. 2013. Health in the Long-Term Unemployed. *Deutsches Ärzteblatt international*; doi:[10.3238/arztebl.2013.0413](https://doi.org/10.3238/arztebl.2013.0413).
- Hughes A, Kumari M, McMunn A, Bartley M. 2017. Unemployment and inflammatory markers in England, Wales and Scotland, 1998–2012: Meta-analysis of results from 12 studies. *Brain, behavior, and immunity* 64:91–102; doi:<https://doi.org/10.1016/j.bbi.2017.03.012>.
- Nguyen A, Guttentag A, Li D, Meijgaard JV. 2022. The Impact of Job and Insurance Loss on Prescription Drug use: A Panel Data Approach to Quantifying the Health Consequences of Unemployment During the Covid-19 Pandemic. *International Journal of Health Services* 52:312–322; doi:[10.1177/00207314221078749](https://doi.org/10.1177/00207314221078749).
- Paul KI, Moser K. 2009. Unemployment impairs mental health: Meta-analyses. *Journal of Vocational behavior* 74: 264–282.
- Picchio M, Ubaldi M. 2024. Unemployment and health: A meta-analysis. *Journal of Economic Surveys* 38:1437–1472; doi:[10.1111/joes.12588](https://doi.org/10.1111/joes.12588).
- Ruhm CJ. 2015. Recessions, healthy no more? *Journal of health economics* 42: 17–28.
- Samoli E, Stergiopoulou A, Santana P, Rodopoulou S, Mitsakou C, Dimitroulopoulou C, et al. 2019. Spatial variability in air pollution exposure in relation to socioeconomic indicators in nine European metropolitan areas: A study on environmental inequality. *Environmental pollution* 249:345–353; doi:[10.1016/j.envpol.2019.03.050](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.050).
- Te t N, Kageleiry A. 2014. State-Level Unemployment and the Utilization of Preventive Medical Services. *Health Services Research* 49:186–205; doi:[10.1111/1475-6773.12091](https://doi.org/10.1111/1475-6773.12091).
- Turner JB. 1995. Economic Context and the Health Effects of Unemployment. *Journal of Health and Social Behavior* 36:213–229; doi:[10.2307/2137339](https://doi.org/10.2307/2137339).

Voigtlander S, Berger U, Razum O. 2010. The impact of regional and neighbourhood deprivation on physical health in Germany: a multilevel study. BMC public health 10:403; doi:[10.1186/1471-2458-10-403](https://doi.org/10.1186/1471-2458-10-403).

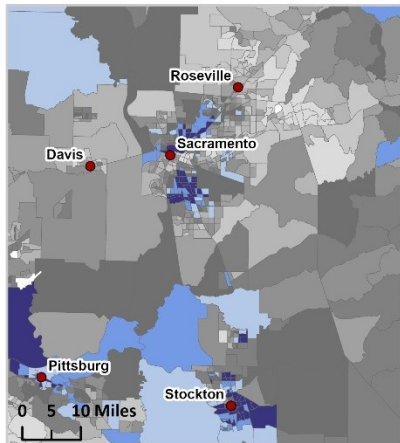
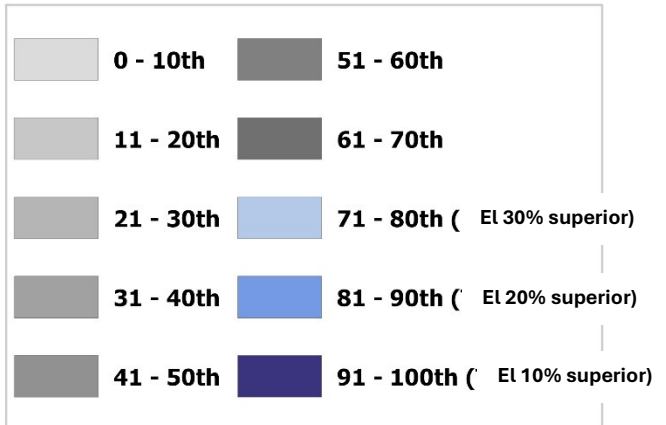
Puntajes para las Características de la Población

El mapa en la siguiente página muestra los puntajes para las Características de la Población divididos en deciles.

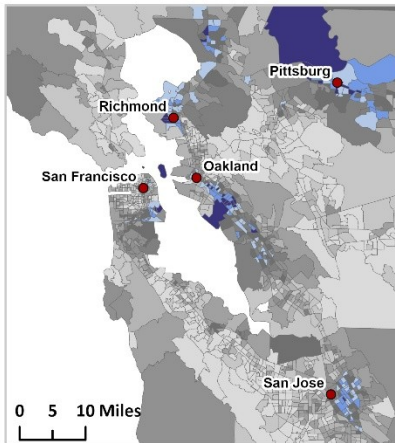


Características de la población

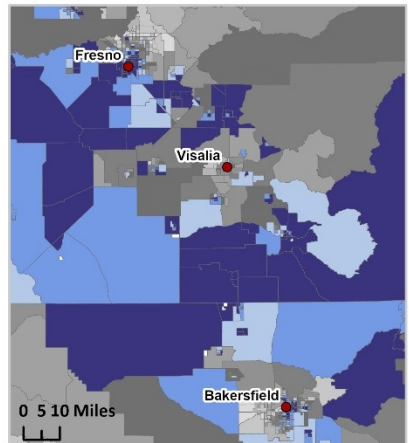
Percentil de los indicadores combinados de las Poblaciones Sensibles y Factores Socioeconómicos



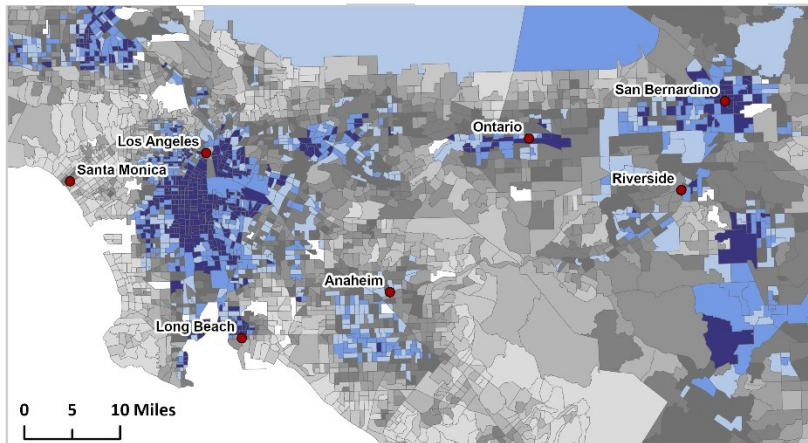
Área de Sacramento



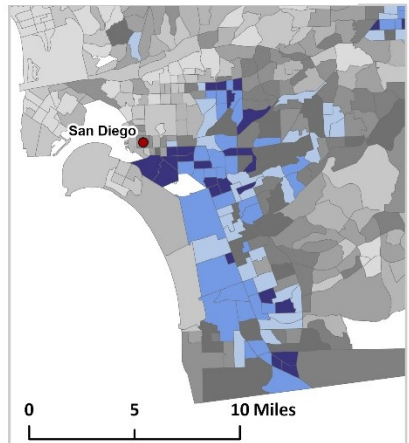
Área de San Francisco



Valle de San Joaquin



Área de Los Ángeles



Área de San Diego

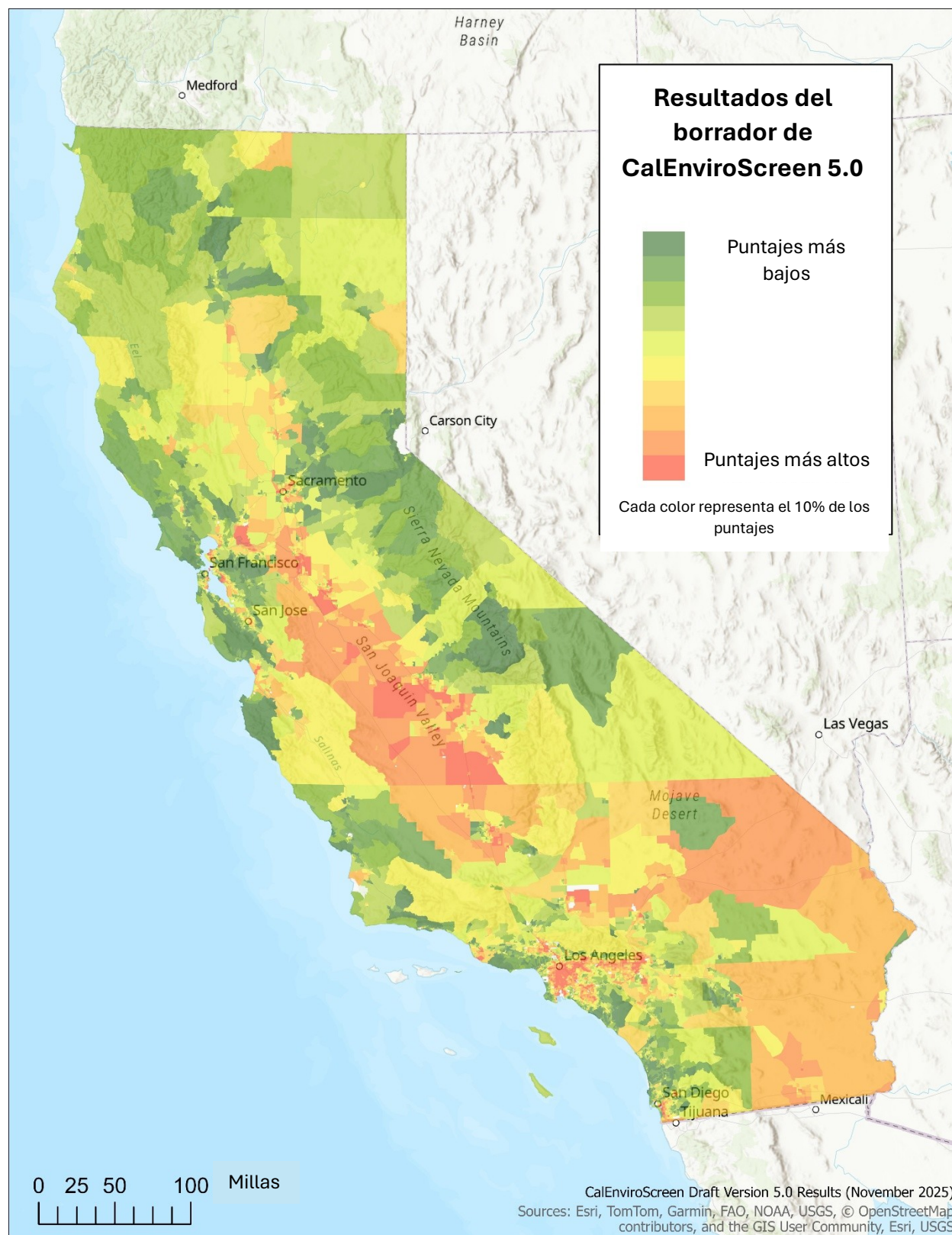
RESULTADOS DE CALENVIROSCREEN

Los mapas en las siguientes páginas representan puntajes relativos de los tramos censales de California, usando la metodología CalEnviroScreen que se describe en este reporte. Los tramos censales que tienen colores rojos más oscuros tienen los puntajes CalEnviroScreen más altos, y por lo tanto tienen cargas por contaminación y sensibilidades poblacionales relativamente altas. Los tramos censales que tienen con colores verdes más claros tienen puntajes más bajos, y, de manera correspondiente, cargas y sensibilidades menores.

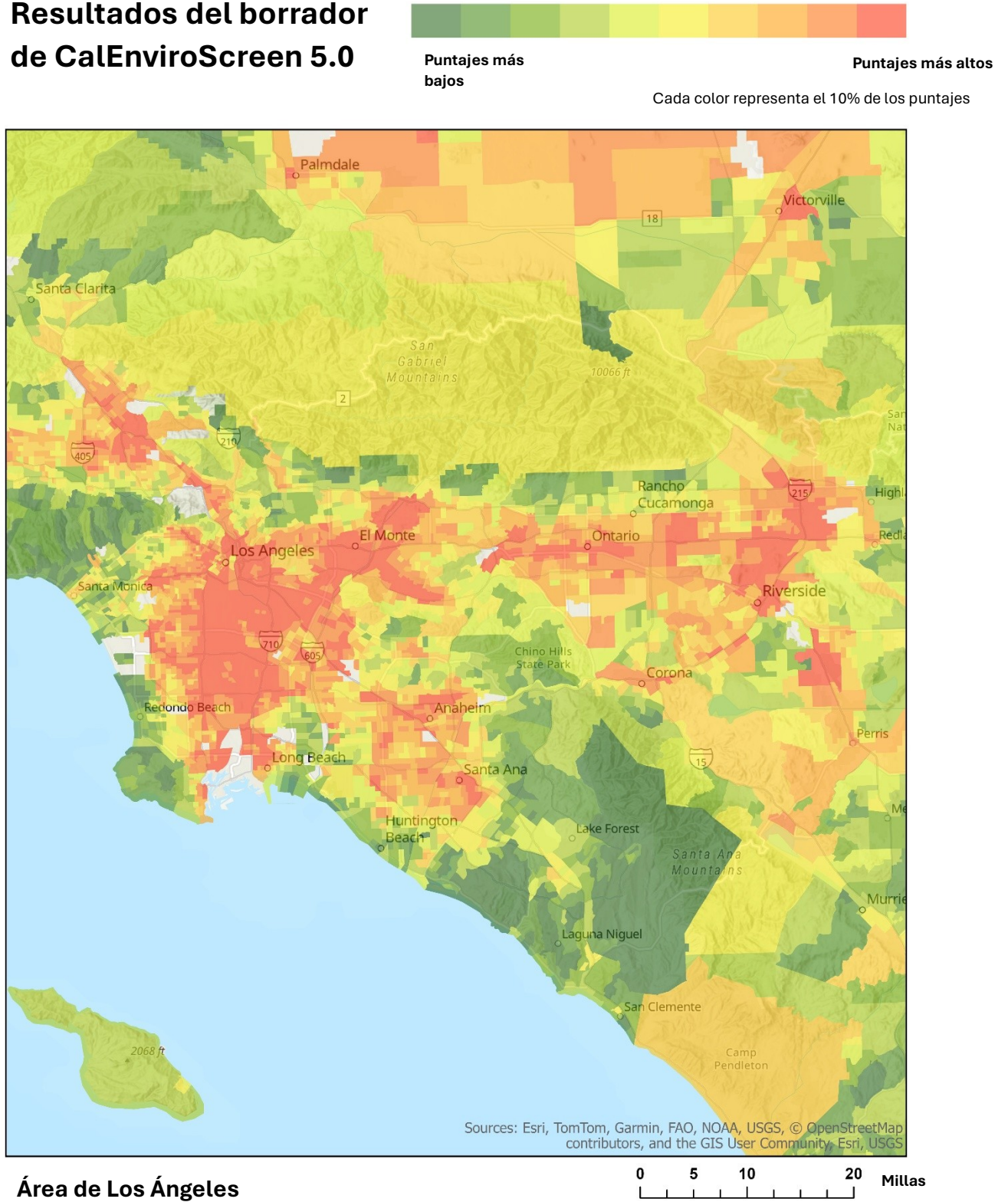
Los mapas de regiones específicas en el estado (Los Ángeles, San Francisco, San Diego, el Valle de San Joaquín, Sacramento y la región de Imperial y Coachella) son “acercamientos” del mapa a nivel estatal y se tiene la intención de que proporcionen mayor claridad en la asignación relativa de puntajes a los tramos censales en esas regiones. Los colores en estos mapas reflejan la asignación relativa de puntajes en los tramos censales individuales a través de todo el estado.

Los puntajes numéricos para cada tramo censal, así como también los puntajes para los indicadores individuales en cada tramo censal, pueden encontrarse en Internet en la página de CalEnviroScreen en: <http://oehha.ca.gov/calenviroscreen>.

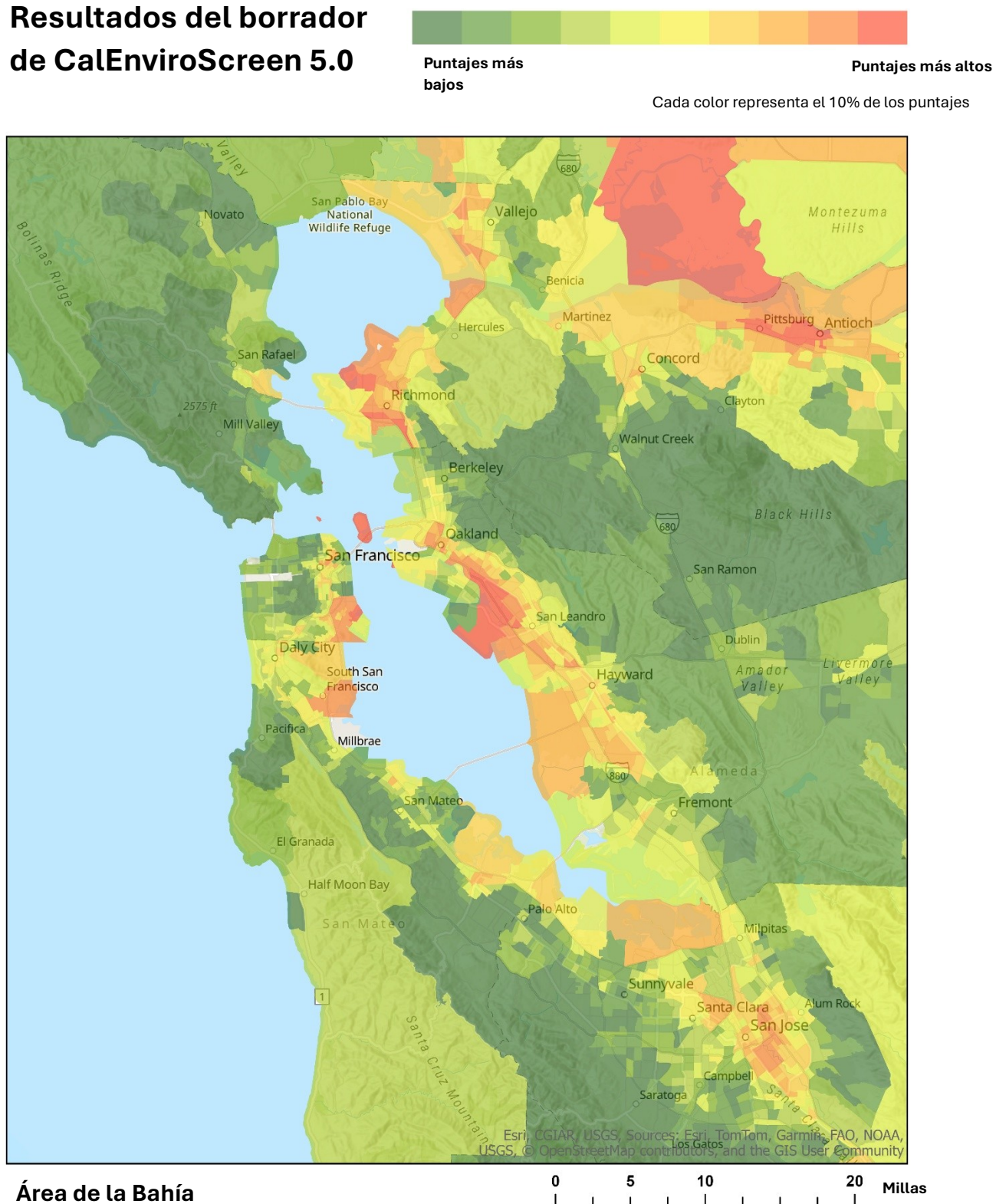
Esta información está disponible en formato de una hoja de cálculo de Microsoft Excel y como una aplicación de mapeo en Internet.



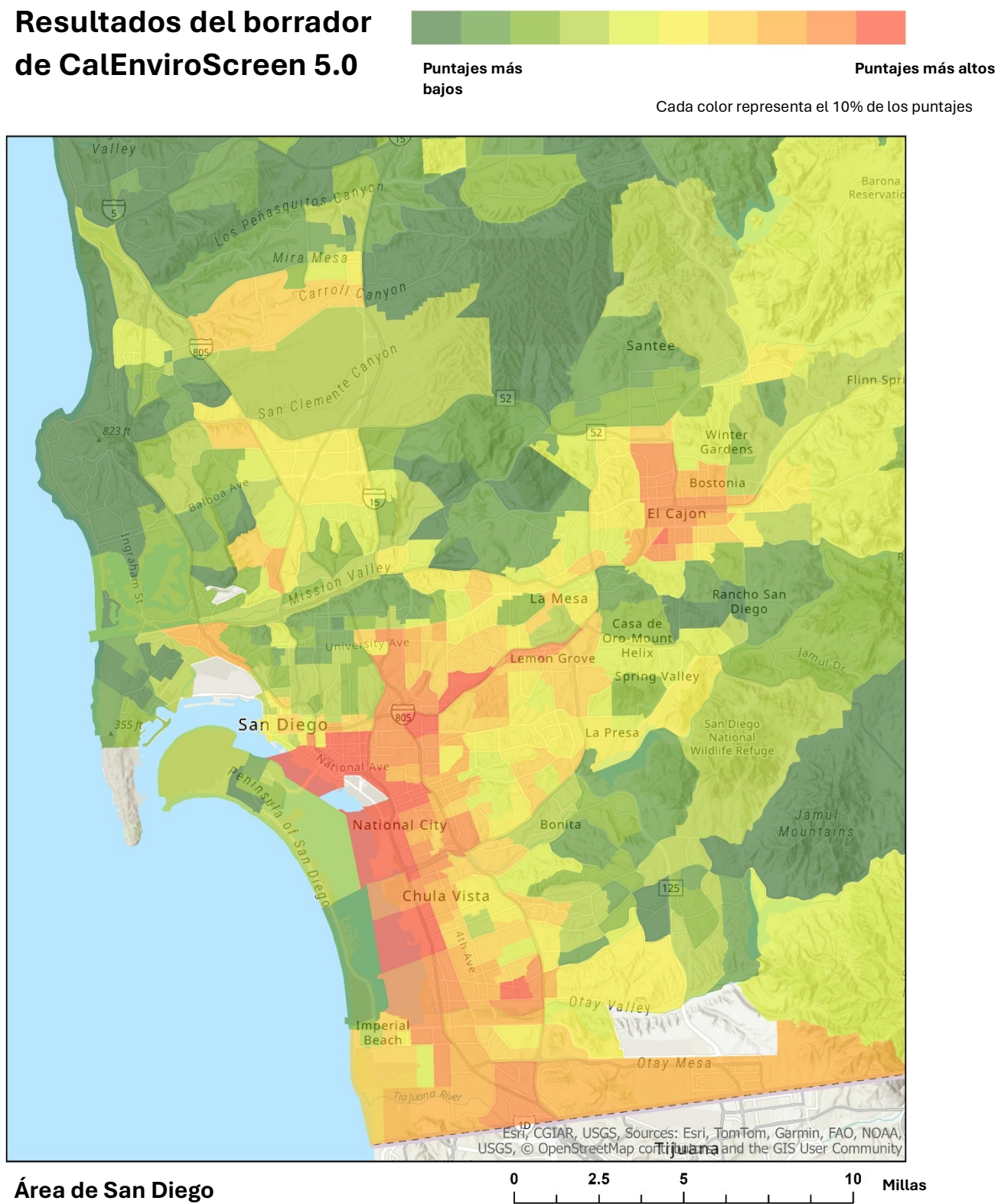
Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



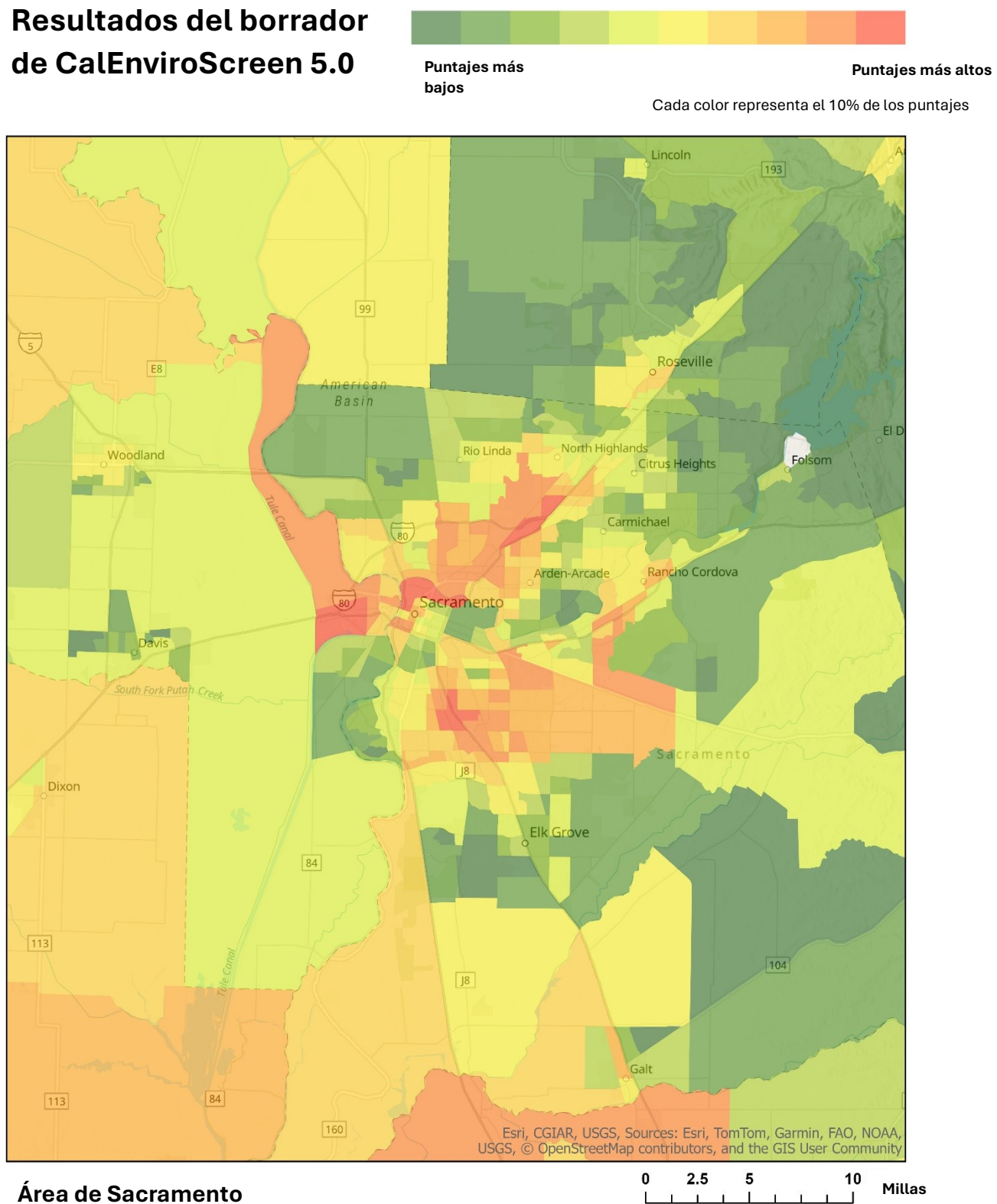
Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



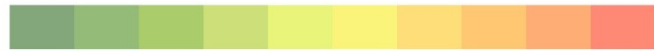
Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



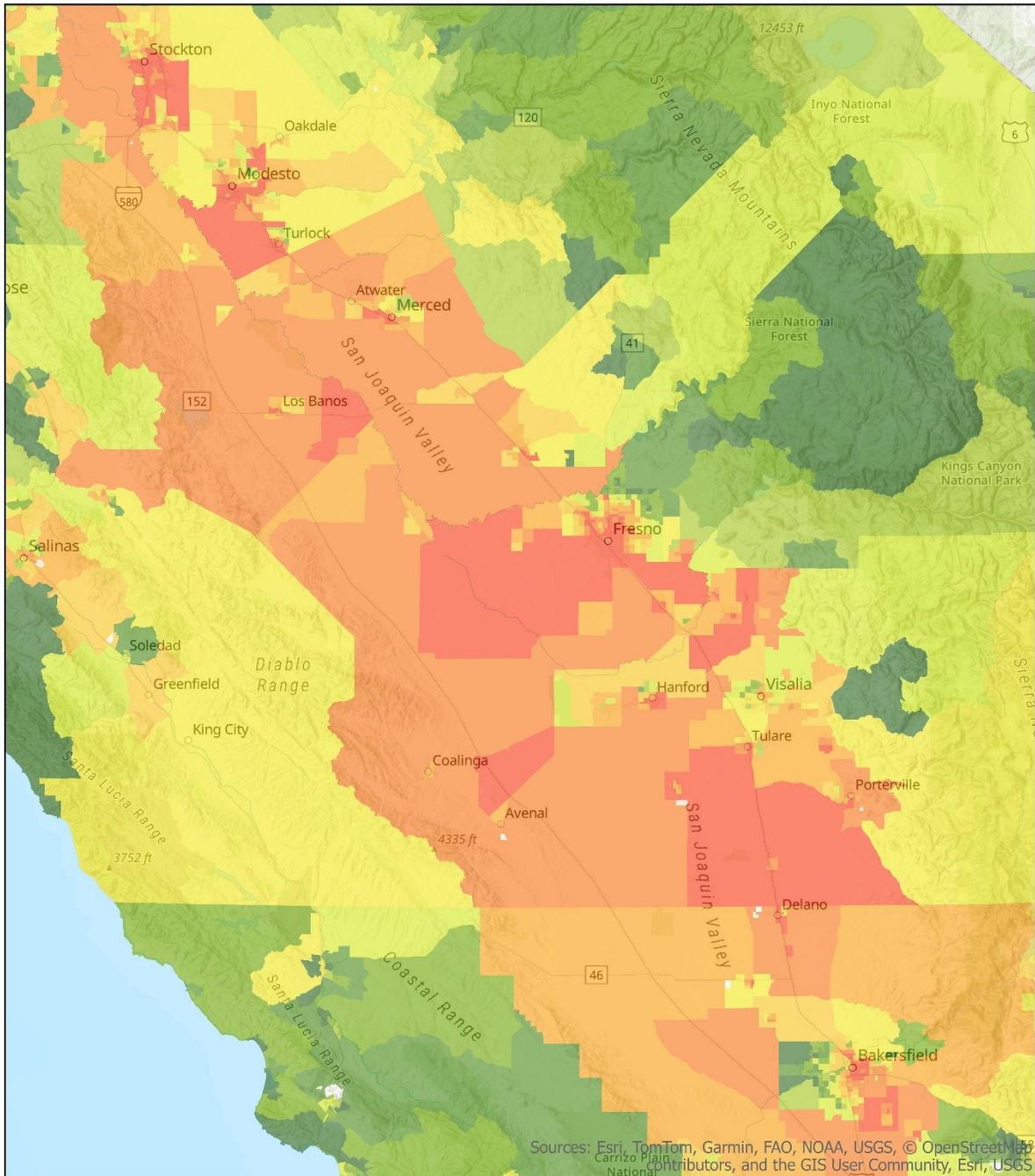
Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



Puntajes más
bajos

Puntajes más altos

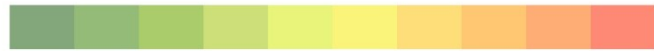
Cada color representa el 10% de los puntajes



Valle de San Joaquín

0 15 30 60 Millas

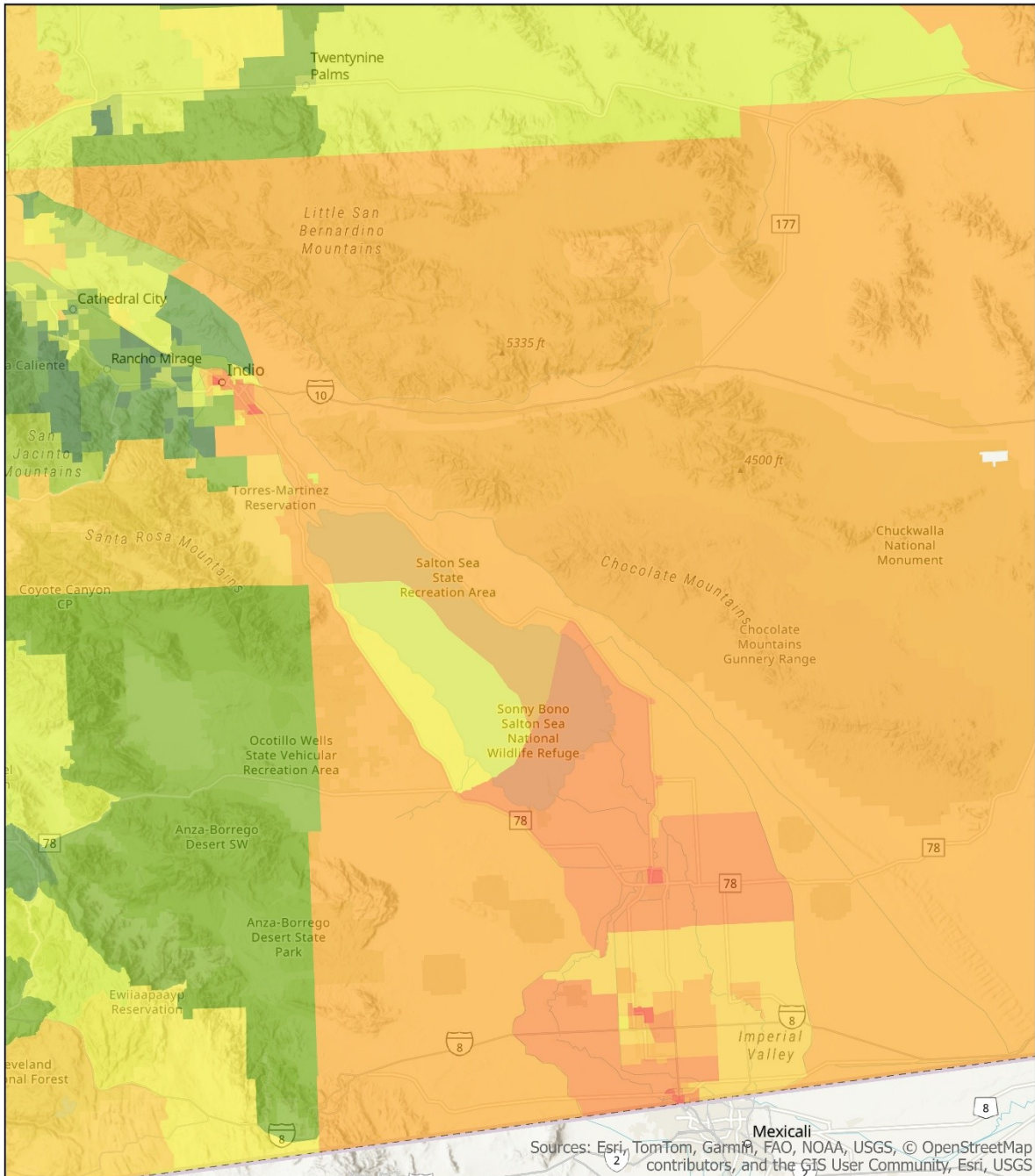
Resultados del borrador de CalEnviroScreen 5.0



Puntajes más
bajos

Puntajes más altos

Cada color representa el 10% de los puntajes



Área de la Valle Imperial

0 5 10 20 Millas

Sources: Esri, TomTom, Garmin, FAO, NOAA, USGS, © OpenStreetMap contributors, and the GIS User Community, Esri, USGS