



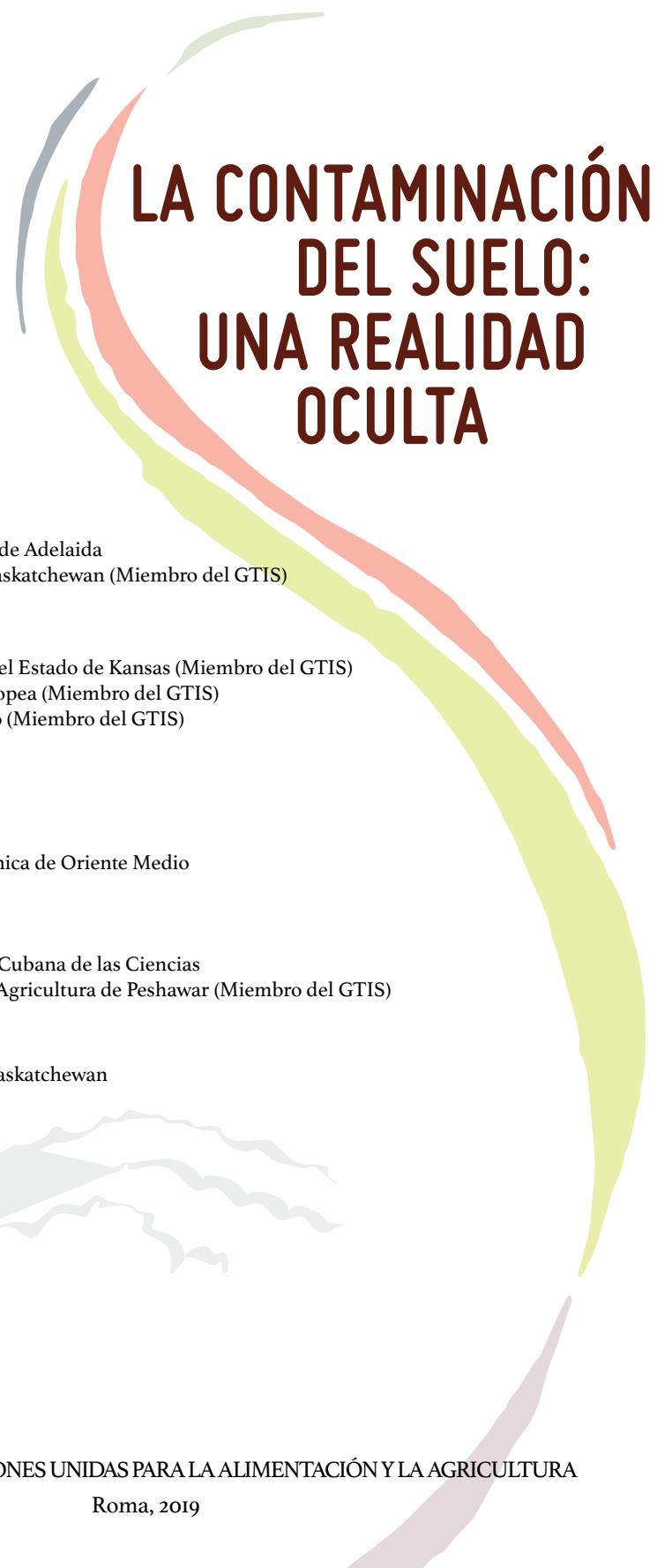
Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura



LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA







LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Autores

Natalia Rodríguez Eugenio, FAO

Michael McLaughlin, Universidad de Adelaida

Daniel Pennock, Universidad de Saskatchewan (Miembro del GTIS)

Reviewers

Gary M. Pierzynski, Universidad del Estado de Kansas (Miembro del GTIS)

Luca Montanarella, Comisión Europea (Miembro del GTIS)

Juan Comerma Steffensen, Retirado (Miembro del GTIS)

Zineb Bazza, FAO

Ronald Vargas, FAO

Colaboradores

Kahraman Ünlü, Universidad Técnica de Oriente Medio

Eva Kohlschmid, FAO

Oxana Perminova, FAO

Elisabetta Tagliati, FAO

Olegario Muñiz Ugarte, Academia Cubana de las Ciencias

Amanullah Khan, Universidad de Agricultura de Peshawar (Miembro del GTIS)

Edición, diseño y publicación

Leadell Pennock, Universidad de Saskatchewan

Matteo Sala, FAO

Isabelle Verbeke, FAO

Giulia Stanco, FAO

Traducción al español

Carmen Corona de Alba

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA

Roma, 2019

Cita requerida:

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. 2019. *La contaminación del suelo: una realidad oculta*. Roma, FAO.

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, ni sobre sus autoridades, ni respecto de la demarcación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

Las opiniones expresadas en este producto informativo son las de su(s) autor(es), y no reflejan necesariamente los puntos de vista o políticas de la FAO.

ISBN 978-92-5-131639-9

© FAO, 2019



Algunos derechos reservados. Esta obra se distribuye bajo licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 3.0 Organizaciones intergubernamentales (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/deed.es>).

De acuerdo con las condiciones de la licencia, se permite copiar, redistribuir y adaptar la obra para fines no comerciales, siempre que se cite correctamente, como se indica a continuación. En ningún uso que se haga de esta obra debe darse a entender que la FAO refrenda una organización, productos o servicios específicos. No está permitido utilizar el logotipo de la FAO. En caso de adaptación, debe concederse a la obra resultante la misma licencia o una licencia equivalente de Creative Commons. Si la obra se traduce, debe añadirse el siguiente descargo de responsabilidad junto a la referencia requerida: "La presente traducción no es obra de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). La FAO no se hace responsable del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en [idioma] será el texto autorizado".

Todo litigio que surja en el marco de la licencia y no pueda resolverse de forma amistosa se resolverá a través de mediación y arbitraje según lo dispuesto en el artículo 8 de la licencia, a no ser que se disponga lo contrario en el presente documento. Las reglas de mediación vigentes serán el reglamento de mediación de la Organización Mundial de la Propiedad Intelectual <http://www.wipo.int/amc/en/mediation/rules> y todo arbitraje se llevará a cabo de manera conforme al reglamento de arbitraje de la Comisión de las Naciones Unidas para el Derecho Mercantil Internacional (CNUDMI).

Materiales de terceros. Si se desea reutilizar material contenido en esta obra que sea propiedad de terceros, por ejemplo, cuadros, gráficos o imágenes, corresponde al usuario determinar si se necesita autorización para tal reutilización y obtener la autorización del titular del derecho de autor. El riesgo de que se deriven reclamaciones de la infracción de los derechos de uso de un elemento que sea propiedad de terceros recae exclusivamente sobre el usuario.

Ventas, derechos y licencias. Los productos informativos de la FAO están disponibles en la página web de la Organización (<http://www.fao.org/publications/es>) y pueden adquirirse dirigiéndose a publications-sales@fao.org. Las solicitudes de uso comercial deben enviarse a través de la siguiente página web: www.fao.org/contact-us/licence-request. Las consultas sobre derechos y licencias deben remitirse a: copyright@fao.org.

ÍNDICE

Resumen ejecutivo	vi
Glosario	viii
I ¿Qué es la contaminación del suelo?	I
I.1 Introducción	I
I.2 Contaminación del suelo de origen puntual y difusa	3
I.2.1 Contaminación puntual	3
I.2.2 Contaminación difusa	4
I.3 Fuentes de los contaminantes del suelo	6
I.3.1 Fuentes geogénicas naturales	6
I.3.2 Fuentes antropogénicas	7
I.3.2.1 Actividades industriales	9
I.3.2.2 Minería	9
I.3.2.3 Infraestructuras urbanas y de transportes	10
I.3.2.4 Generación y eliminación de desechos y aguas residuales	12
I.3.2.5 Actividades militares y guerras	13
I.3.2.6 Actividades agrícolas y ganaderas	15
I.4 Principales contaminantes en suelos	19
I.4.1 Metales pesados y metaloides	20
I.4.2 Nitrógeno y fósforo	20
I.4.3 Plaguicidas	22
I.4.4 Hidrocarburos aromáticos policíclicos	26
I.4.5 Persistent organic pollutants	28
I.4.6 Radionúclidos	31
I.4.7 Contaminantes emergentes	32

1.4.8 Microorganismos patógenos	37
1.4.9 Bacterias y genes resistentes a los antimicrobianos	39
1.5 Interacción de los contaminantes con los componentes del suelo	40
1.5.1 Adsorción de los contaminantes	40
1.5.2 Biodisponibilidad, movilidad y degradación de los contaminantes	41
2 Los impactos de la contaminación del suelo en la cadena alimentaria y los servicios ecosistémicos	47
2.1 Contaminación del suelo, absorción por las plantas y contaminación de la cadena alimentaria	48
2.2 Impacto de la contaminación del suelo causada por la agricultura en los servicios ecosistémicos	51
2.2.1 Fertilizantes sintéticos	51
2.2.3 Acidificación y pérdida de cultivos	52
2.2.4 Plaguicidas	52
2.2.5 Estiércol	53
2.2.6 Residuos urbanos en la agricultura	53
2.3 Riesgos para la salud humana asociados a la contaminación del suelo	55
2.3.1 Vías de exposición de los seres humanos a los contaminantes del suelo y sus efectos en la salud humana	56
2.3.2 Los suelos como depósito de bacterias y genes de resistencia a antimicrobianos	60
3 Manejo y remediación de suelos contaminados	67
3.1 Enfoques de la evaluación de riesgos	67
3.2 Principales técnicas para remediar los emplazamientos contaminados	75
3.3 Cambios en las prácticas agronómicas para minimizar la contaminación de la cadena alimentaria y los impactos en los servicios ecosistémicos	80

3.3.1 Fertilizantes	80
3.3.2 Plaguicidas	81
3.3.3 Metales	82
3.3.4 Metaloides	85
3.3.5 Radionúclidos	85
4 Estudios de caso sobre contaminación y remediación de suelos	87
4.1 Remediación mediante atenuación natural mejorada de emplazamientos contaminados con alp en misiones de campo de la onu: estudio de caso de la operación de naciones unidas en costa de marfil (onuci)	87
4.2 Enfoques contemporáneos de la remediación de suelos contaminados con petróleo en la zona de la taiga de siberia occidental	88
4.3 Fitoestabilización asistida: una técnica eficaz de remediación de relaves en el sureste de españa	90
Referencias	92

RESÚMEN EJECUTIVO

El término “contaminación del suelo” se refiere a la presencia en el suelo de un químico o una substancia fuera de sitio y/o presente en una **concentración más alta de lo normal** que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo al que no están destinados. La contaminación del suelo con frecuencia no puede ser directamente evaluada o percibida visualmente, convirtiéndola en un peligro oculto.

El Estado del Informe Mundial sobre Recursos del Suelo (SWSR) identificó la contaminación del suelo como una de las principales amenazas para el suelo que afectan los suelos del mundo y los servicios a los ecosistemas que éstos proporcionan.

Las preocupaciones sobre la contaminación del suelo van en aumento en todas las regiones. En fechas recientes, la Asamblea Ambiental de las Naciones unidas (UNEA-3) adoptó una resolución que clama por acciones aceleradas y por ayuda para abordar y manejar la contaminación del suelo. Este consenso, logrado por más de 170 países, es un claro signo de la importancia global de la contaminación del suelo y de la voluntad de estos países de desarrollar soluciones concretas para abordar las causas e impactos de esta enorme amenaza.

Las principales fuentes antropogénicas de la contaminación del suelo son los químicos utilizados en, en producidos como subproductos de actividades industriales, residuos domésticos, ganaderos y municipales (incluyendo aguas residuales), agroquímicos y productos derivados del petróleo. Estos químicos son liberados al ambiente accidentalmente, por ejemplo, por derrames petroleros o filtración de vertederos o, intencionalmente, como sucede con el uso de fertilizantes y plaguicidas, irrigación con aguas residuales no tratadas o aplicación al suelo de lodos residuales. La contaminación del suelo también proviene de la deposición atmosférica de la fundición, transporte, pulverización de aplicaciones de plaguicidas y de la combustión incompleta de muchas sustancias, así como de la deposición de radionúclidos de pruebas de armas atmosféricas y accidentes nucleares. Han surgido nuevas preocupaciones sobre contaminantes emergentes como son productos farmacéuticos, interruptores endocrinos, hormonas y toxinas, entre otros, así como contaminantes biológicos como micro-contaminantes en suelos que incluyen bacterias y virus.

Con base en evidencia científica, la contaminación del suelo puede degradar gravemente los principales servicios a los ecosistemas provistos por el suelo. La contaminación del suelo reduce la seguridad alimentaria al reducir los rendimientos agrícolas debido a los niveles tóxicos de los contaminantes y al ocasionar que las cosechas producidas en suelos contaminados sean peligrosas para el consumo de animales y humanos. Muchos contaminantes (incluyendo los principales nutrientes como nitrógeno y fósforo) son transportados del suelo a las aguas superficiales y a las aguas subterráneas, ocasionando daño ambiental a través de la eutrofización y problemas directos a la salud humana por agua para consumo contaminada. Los contaminantes también dañan directamente a los microorganismos del suelo y a organismos mayores que viven en el suelo y por tanto afectan la biodiversidad del suelo y el servicio que prestan los organismos afectados.

Los resultados de la investigación científica demuestran que la contaminación del suelo afecta directamente la salud humana. Los riesgos para la salud humana surgen de la contaminación de elementos como el arsénico, el plomo y el cadmio, de químicos orgánicos como los BPC (bifenilos policlorados) y los HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) y productos farmacéuticos como antibióticos. Los riesgos para la salud asociados a la generalizada contaminación del suelo por radionúclidos del desastre de Chernóbil en 1986 son un recuerdo perdurable para muchas personas.

El saneamiento de los suelos contaminados es esencial y prosiguen las investigaciones para desarrollar métodos de rehabilitación novedosos y científicos. Los enfoques de evaluación de riesgos son similares en todo el mundo y consisten en una serie de pasos que deben tomarse para identificar y evaluar si las substancias naturales o creadas por el hombre son las responsables de

la contaminación del suelo, así como la medida en que la contaminación está planteando un riesgo para el ambiente y la salud humana. Los métodos de rehabilitación física cada vez más costosos como la inactivación o el secuestro de químicos en vertederos están siendo sustituidos por métodos biológicos con base científica como la degradación microbiana o la fito-rehabilitación mejoradas.

El *Mapa Mundial de Suelos* de FAO recomienda a los gobiernos nacionales instrumentar regulaciones sobre contaminación del suelo y limitar la acumulación de contaminantes más allá de los niveles establecidos a fin de garantizar la salud y el bienestar humanos, un ambiente saludable y alimentos seguros. También se exhorta a los gobiernos a facilitar la rehabilitación de suelos contaminados que excedan los niveles establecidos para proteger la salud de los humanos y el medio ambiente. También es esencial limitar la contaminación de fuentes agrícolas mediante la instrumentación global de prácticas de manejo de suelo sustentables.

Este libro tiene por objeto resumir la última tecnología en contaminación del suelo e identificar los principales contaminantes y sus fuentes que afectan la salud humana y el medio ambiente poniendo especial énfasis en aquéllos que están presentes en los sistemas agrícolas y que llegan al ser humano a través de la cadena alimenticia. El libro concluye con algunos casos de estudio de las técnicas de mayor disponibilidad para evaluar y rehabilitar suelos contaminados.

Este libro fue desarrollado dentro del marco del Simposio Global sobre Contaminación del Suelo (GSOP18) que identifican los principales vacíos de conocimiento en contaminación del suelo en todo el mundo y sirven como base para futuras discusiones.



GLOSARIO

Contaminante: substancia o agente presente en el suelo como resultado de la actividad humana (ISO, 2013).

Filtración: la disolución y movimiento de substancias disueltas por el agua (ISO, 2013).

Material primario: El material original (mineral y/o orgánico) del que se desarrolló el suelo por procesos pedogenéticos.

Contaminante orgánico persistente (COP): Compuestos sintetizados basados en carbono de productos agroquímicos e industriales que generalmente se biodegradan muy pobemente y la mayoría de los cuales se bioacumularán en los tejidos de los organismos. Algunos plaguicidas son COP como las Dibenzodioxinas policloradas (DPDP) y los Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP).

Suelo: la capa superior de la corteza terrestre transformada por la erosión y por procesos físico-químicos y biológicos. Está compuesto de partículas minerales, materia orgánica, agua, aire organismos vivientes organizados en horizontes genéticos de suelo (ISO, 2013).

Funciones de los ecosistemas del suelo: descripción de la importancia de los suelos para los humanos y el medio ambiente. Algunos ejemplos son: (1) el control de ciclos de substancias y energía dentro de los ecosistemas; (2) la base para la vida de plantas, animales y el hombre; (3) la base para la estabilidad de construcciones y caminos; (4) la base para la agricultura y la silvicultura; (5) transportador del reservorio genético; (6) documento de la historia natural y (7) documento arqueológico y paleo-ecológico (ISO, 2013).

Salud del Suelo: la capacidad constante del suelo para funcionar como un sistema vivo determinante dentro de los sistemas y las fronteras de uso del suelo para sustentar la productividad biológica, promover la calidad de los medios de aire y agua y mantener la salud de plantas, animales y humanos (Doran, Stamatidis and Haberern, 2002).

Servicios del ecosistema del suelo: la capacidad de los procesos y componentes naturales para proveer de bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa o indirectamente (Groot, 1992).

Seguridad alimentaria: se define como disponibilidad, acceso, utilización y estabilidad del suministro de alimentos.

Contaminación del suelo: ocurre cuando la concentración de un químico o substancia es más alta de la que ocurriría de manera natural pero que no necesariamente causa daño (este volumen).

Contaminación del suelo: se refiere a la presencia de un producto químico o substancia fuera de lugar y/o presente a una concentración más alta de lo normal que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo al que no está destinado (este volumen)



1 | ¿QUÉ ES LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO?

1.1 | INTRODUCCIÓN

El término “contaminación del suelo” se refiere a la presencia en el suelo de un químico o una sustancia fuera de sitio y/o presente en una concentración más alta de lo normal que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo al que no está destinado. (FAO y GTIS, 2015). Aunque la mayoría de los contaminantes tiene origen antropogénico, algunos contaminantes pueden ocurrir naturalmente en los suelos como componentes de minerales y pueden ser tóxicos en concentraciones altas. Con frecuencia, la contaminación del suelo no puede ser evaluada directamente o percibida visualmente, convirtiéndola en un peligro oculto.

La cantidad y diversidad de contaminantes se encuentra en constante incremento a causa del desarrollo agroquímico e industrial. Esta diversidad y la transformación en los suelos por la actividad biológica de los componentes orgánicos en diversos metabolitos, hacen que los estudios de suelos para identificar a los contaminantes sean complejos y costosos. Los efectos de la contaminación del suelo también dependen de las propiedades de éste, ya que controlan la movilidad, biodisponibilidad y tiempo de residencia de los contaminantes (FAO y GTIS, 2015).

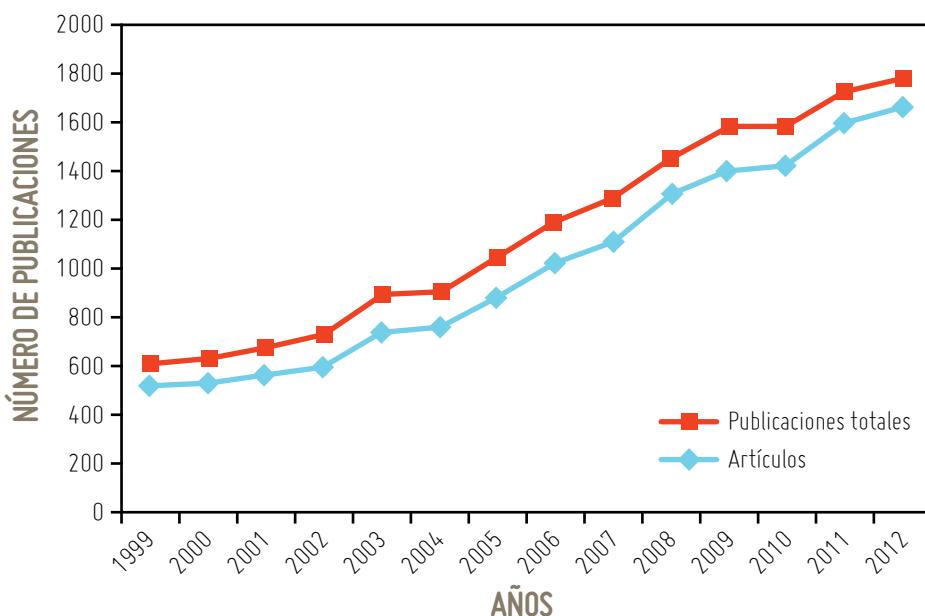
La industrialización, las guerras, la minería y la intensificación en la agricultura han dejado un legado de suelos contaminados en todo el mundo (Bundschuh *et al.*, 2012; DEA, 2010, EEA, 2014; Luo, *et al.*, 2009, SSR, 2010). Desde la expansión urbana, el suelo ha sido utilizado como vertedero de desechos sólidos y líquidos. Se consideraba que una vez enterrados y fuera de la vista, los contaminantes no representarían riesgo alguno para la salud humana o el medio ambiente y que de alguna forma desaparecerían (Swartjes, 2011). Las principales fuentes de contaminación del suelo son antropogénicas, lo que resulta en la acumulación de contaminantes del suelo que pueden alcanzar niveles preocupantes (Cachada, Rocha-Santos y Duarte, 2018).

La contaminación del suelo es un tema alarmante. Ha sido identificada como la tercera amenaza más importante a las funciones del suelo en Europa y Eurasia, cuarta en África del Norte, quinta en Asia, séptima en Pacífico del Noroeste, octava en Norteamérica y novena en el África Sub-Sahariana y Latinoamérica (FAO y GTIS, 2015). La presencia de ciertos contaminantes también puede producir desequilibrios en los ciclos de nutrientes y la acidificación del suelo, dos aspectos importantes en muchas partes del mundo, tal como han sido identificados en el Informe del Estado Mundial de los Recursos del Suelo (FAO y GTIS, 2015).

La única estimación global de la contaminación del suelo fue realizada en la década de los 90 por el Centro Internacional de Referencia e Información sobre Suelos (ISRIC por sus siglas en inglés) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) que estimaba que 22 millones de hectáreas estaban afectadas por contaminación del suelo (Oldeman, 1991). Datos más recientes, sin embargo, indican que este número podría subestimar la naturaleza y alcance del problema. Los intentos nacionales por estimar el alcance de la contaminación ambiental han sido emprendidos principalmente en los países desarrollados. De acuerdo con el Ministerio de Protección Ambiental de China, 19 por ciento de sus suelos agrícolas se considera están contaminados (CCICED, 2015). Existen aproximadamente 3 millones de emplazamientos potencialmente contaminados en la Zona Económica Europea y los países colaboradores de los Balcanes Occidentales (EEA-39) (EEA, 2014) y más de 1 300 emplazamientos categorizados como contaminados se incluyen en la Lista de Prioridades Nacionales del Superfondo en Estados Unidos de América (US EPA, 2013). En Australia, se estima que el número total de emplazamientos contaminados

asciende a 80 000 (DECA, 2010). Aunque estos números son informativos y nos ayudan a comprender los efectos de ciertas actividades en los suelos, no reflejan el alcance total de la contaminación de suelos en todo el mundo y ponen de relieve la falta de información disponible y las diferencias en el registro de emplazamientos contaminados en las distintas regiones geográficas (Panagiotakis y Dermatas, 2015). En los países con ingresos bajos y medios, la falta de datos e información hace que uno de los mayores problemas globales sea invisible para la comunidad internacional. Con este panorama, es evidente que existe una urgente necesidad de llevar a cabo una evaluación global de contaminación del suelo.

Afortunadamente, la conciencia de la importancia de la contaminación del suelo está creciendo alrededor del mundo, lo que conduce a un aumento en la investigación sobre la evaluación y remediación de la contaminación del suelo (Figura 1). La Carta Mundial de Suelos revisada (FAO, 2015B) recomienda que los gobiernos nacionales pongan en marcha regulaciones sobre contaminación del suelo y la limitación de la acumulación de contaminantes más allá de los niveles establecidos con el fin de garantizar la salud y el bienestar humanos. También se exhorta a los gobiernos a facilitar la remediación de suelos contaminados que excedan los niveles establecidos para proteger la salud de los humanos y el medio ambiente. La contaminación del suelo ocupó el primer plano en la Quinta Asamblea Plenaria de la Alianza Mundial por el Suelo (GSP, 2017). Recientemente, la Asamblea Ambiental de las Naciones Unidas (UNEA-3) adoptó una resolución que requiere de acciones aceleradas y colaboración para abordar y manejar la contaminación del suelo en el marco del Desarrollo Sostenible. Este consenso, alcanzado por más de 170 países, es un claro signo de la importancia global de la contaminación y de la voluntad de dichos países para desarrollar soluciones concretas para atacar los problemas de contaminación (PNUMA, 2018). A nivel nacional, muchos países alrededor del mundo han adoptado o están adoptando actualmente regulaciones nacionales para proteger sus suelos, prevenir la contaminación y para abordar problemas históricos de contaminación. Durante la presidencia de Estonia del Consejo de la Unión Europea en la segunda mitad de 2017, el suelo se convirtió en uno de los principales temas en las discusiones europeas, centrándose en el papel clave que juegan los suelos en la producción alimentaria. En China, la preocupación por la contaminación del suelo ha aumentado en los últimos años, en parte debido a que este problema está directamente relacionado con la salud humana. Otros países en desarrollo también han adoptado recientemente regulaciones para impedir y controlar la contaminación del suelo y para determinar la calidad de éste (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2009; MINAM, 2017; MMA, 2013).



El término “contaminación del suelo” frecuentemente ha sido usado como sinónimo de la polución del suelo. El Grupo Técnico Intergubernamental de Suelos (GTIS) bajo la Alianza Mundial por el Suelo (AMS) ha formalizado la definición de ambos términos (FAO y GTIS, 2015). La contaminación del suelo ocurre cuando la concentración de un químico o sustancia es más alta de la que ocurriría naturalmente sin que necesariamente se cause un daño. La polución del suelo, por otro lado, se refiere a la presencia de un químico o sustancia fuera de sitio y/o presente en concentraciones más altas de lo normal que tiene efectos adversos sobre cualquier organismo al que no está destinado.

Un problema es la dificultad para establecer la definición de “concentraciones normales”. Puede ser relativamente sencillo establecer concentraciones peligrosas para sustancias hechas por el hombre que no se presentan naturalmente en el suelo, pero esta labor es más compleja cuando se trata de metales pesados y metaloides, los cuales pueden tener como origen la meteorización de rocas y minerales. En ese caso, es necesario tener en cuenta el material original, el clima y la tasa de meteorización antes de establecer los umbrales. Por otro lado, el uso de la tierra y las prácticas de manejo pueden afectar los niveles de fondo de las sustancias que se presentan en los suelos. Al hacer referencia a los niveles recomendados, existen muchas diferencias de un país a otro y entre regiones, no solo con respecto al valor en sí sino también por el nombre utilizado para definirlo, pudiendo referirse a ellos como valores de referencia, valores de umbral, concentraciones aceptables, objetivos fijados, valores de intervención, valores de limpieza y muchos otros (Beyer, 1990; Carlo *et al.*, 2007; Jennings, 2013). Por esta razón, realizar un estudio global sobre el estado actual de la contaminación del suelo y hacer comparaciones es extremadamente complejo. Sin embargo, éste es uno de los principales desafíos al hacer una evaluación regional o global de la contaminación del suelo.

El consenso entre los científicos sobre conceptos y definiciones ayudaría a los legisladores y a las partes interesadas a identificar otras estrategias y técnicas empleadas en diferentes partes del mundo para evaluar y combatir la contaminación del suelo. El uso de un lenguaje común y simplificado también llevaría a una mejor comprensión del tema de la contaminación del suelo.

1.2 | CONTAMINACIÓN DEL SUELO DE ORIGEN PUNTUAL Y DIFUSA

La contaminación del suelo, como se ha mencionado anteriormente, puede resultar tanto de actividades planeadas como involuntarias. Estas actividades pueden incluir la introducción directa de contaminantes en el suelo, así como procesos ambientales complejos que pueden llevar a una contaminación indirecta del suelo a través del agua o de la deposición atmosférica (Tarazona, 2014). En las secciones siguientes se describen los diferentes tipos de contaminación del suelo.

1.2.1 | CONTAMINACIÓN PUNTUAL

La contaminación del suelo puede ser causada por un evento específico o una serie de eventos dentro de un área determinada en la que los contaminantes son liberados al suelo y la fuente e identidad de la contaminación son fácilmente identificadas. Este tipo de contaminación se conoce como contaminación puntual. Las actividades antropogénicas representan las principales fuentes de contaminación de tipo puntual. Entre los ejemplos destacan los emplazamientos de antiguas fábricas, la eliminación inadecuada de desechos y aguas residuales, vertederos no controlados, aplicación excesiva de agroquímicos, derrames de muchos tipos entre otros. Las actividades como la minería y la fundición que se realizan usando normas ambientales pobres son también fuentes de contaminación por metales pesados en muchas regiones del mundo (Lu *et al.*, 2015; Mackay *et al.*, 2013; Podolský *et al.*,

2015; Strzebońska, Jarosz-Krzemińska y Adamiec, 2017). Otros ejemplos de contaminación puntual son los hidrocarburos aromáticos y los metales tóxicos relacionados con productos petroleros. Los emplazamientos afectados varían de filtraciones de instalaciones de tanques en Groenlandia, que causaron que los niveles de hidrocarburos aromáticos y metales tóxicos excedieran los criterios de calidad ambientales de Dinamarca (Fritt-Rasmussen *et al.*, 2012) hasta filtraciones accidentales de los tanques de almacenamiento de la refinería de petróleo de Teherán (Bayat *et al.*, 2016).

La contaminación puntual es muy común en las zonas urbanas. Los suelos adyacentes a las carreteras presentan altos niveles de metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y otros contaminantes (Kim *et al.*, 2017; Kumar y Kothiyal, 2016; Venuti, Alfonsi y Cavallo, 2016; Zhang *et al.*, 2015b). Los vertederos antiguos o ilegales, en los que los desechos no son eliminados correctamente o de acuerdo con su toxicidad (por ej.: baterías o desechos radiactivos), así como la disposición de lodos de depuradora y aguas residuales también pueden ser una fuente importante de contaminación puntual (Baderna *et al.*, 2011; Bauman-Kaszubska y Sikorski, 2009; Swati *et al.*, 2014). Finalmente, la contaminación puntual causada por actividades industriales puede representar riesgos para la salud humana. Por ejemplo, más de 5 000 terrenos baldíos en China están afectando actualmente la salud de sus habitantes (Yang *et al.*, 2014). Los terrenos baldíos urbanos, ubicados en los centros urbanos, lugares que en su día albergaron actividades industriales que desde entonces han sido reubicadas.

1.2.2 | CONTAMINACIÓN DIFUSA

La contaminación difusa es una contaminación que se propaga por áreas muy extensas, se acumula en el suelo y no tiene una fuente única o fácilmente identificable. La contaminación difusa se presenta donde la emisión, transformación y dilución de contaminantes en otros medios ha ocurrido previamente a su transferencia al suelo (FAO y GTIS. 2015). La contaminación difusa implica el transporte de los contaminantes a través de sistemas de aire-suelo-agua. Por lo tanto, es necesario realizar análisis complejos que involucran a estos tres compartimentos a fin de evaluar adecuadamente este tipo de contaminación (Geissen *et al.*, 2015). Por esta razón, la contaminación difusa es difícil de analizar y puede ser difícil rastrear y delimitar su extensión espacial. Muchos de los contaminantes que causan la contaminación puntual pueden estar involucrados en la contaminación difusa, ya que su destino en el medio ambiente no se ha comprendido bien (Grathwohl y Ham 2013). Los ejemplos de contaminación difusa son numerosos y pueden incluir actividades relacionadas con la energía y armas nucleares; la eliminación incontrolada de desechos y los efluentes contaminados liberados en cuencas o cerca de éstas; la aplicación en los suelos de lodos de depuradora; el uso agrícola de plaguicidas y fertilizantes que también añaden metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, nutrientes en exceso y agroquímicos que son transportados corriente abajo por las aguas de escorrentía; inundaciones; transporte y deposición atmosféricas y/o erosión del suelo (Figura 2). La contaminación difusa tiene un impacto importante en el medio ambiente y en la salud humana aunque generalmente se desconoce su gravedad y alcance.

Se ha demostrado ampliamente que las capas superiores del suelo están enriquecidas en muchos metales y otros elementos vinculados a la deposición atmosférica de fuentes naturales y antropogénicas (Blaser *et al.*, 2000. Steinnes *et al.*, 1997. Steiness, Berg y Uggerud. 2011). Casi todos los suelos del hemisferio norte contienen radionúclidos en concentraciones más altas que el nivel de fondo, inclusive en áreas remotas de Norteamérica y Asia Oriental. Debido a las lluvias radiactivas que siguieron al catastrófico accidente de Chernóbil, habrá presencia de radionúclidos en los suelos por siglos (Fesenko *et al.*, 2007). Se necesitarán 50 años para lograr una reducción del 50 por ciento de los radionúclidos como $^{239/240}\text{Pu}$ ó ^{241}Am en zonas que están hasta a 200 kilómetros de distancia de Chernóbil.

Debido a estos tipos distintos de contaminación de diversas fuentes, es necesario un aumento en los esfuerzos científicos y técnicos para desarrollar nuevos métodos para medir, monitorear y comprender mejor los procesos de deposición atmosférica y el alcance de la contaminación difusa.

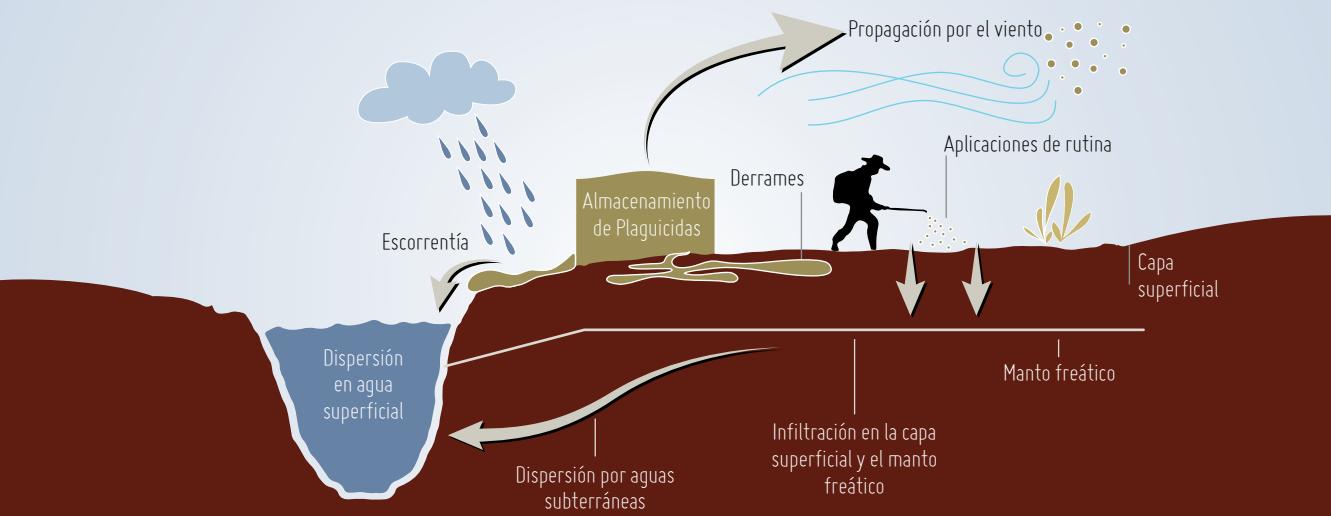


Figura 2. Trayectoria de transporte de los plaguicidas en el medio ambiente. Fuente: FAO. 2000

1.3 | FUENTES DE LOS CONTAMINANTES DEL SUELO

1.3.1 | FUENTES GEOGÉNICAS NATURALES

Es fundamental separar los valores de fondo y valores iniciales al definir el alcance de la contaminación en áreas en las que la legislación ambiental no ha establecido aún límites para la intervención para todas las matrices ambientales (Albanese *et al.*, 2007). Los valores de fondo indican un contenido natural geogénico mientras que los valores iniciales indican el contenido real de un elemento en el medio ambiente en cualquier punto dado (Reimann, Filzmoser y Garrett, 2005; Salminen y Gregorauskiene, 2000).

Las concentraciones de fondo en los suelos de una región estarán fuertemente relacionadas con la fracción pedo-geoquímica y la dinámica del medio que llevó a la formación de suelo. El uso de promedios o intervalos globales es, por tanto, inapropiado para determinar los niveles de fondo a escalas regionales o locales (Horckmans *et al.*, 2005; Paye, Mello y Melo, 2012). Por ejemplo, el contenido de los metales pesados en suelos puede variar de dos a tres órdenes de magnitud, considerando la variación natural de la concentración de elementos traza según el tipo de roca madre (Shacklette y Boerngen, 1984).

Diversos materiales parentales del suelo son fuente natural de ciertos metales pesados y otros elementos como los radionúclidos y éstos pueden representar un riesgo para el medio ambiente y la salud humana en concentraciones elevadas. La contaminación por arsénico (As) es uno de los principales problemas ambientales en todo el mundo. Las fuentes naturales de As incluyen erupciones volcánicas (Albanese *et al.*, 2007) y la meteorización de minerales que contienen As y yacimientos minerales (Díez *et al.*, 2009), pero también zonas mineralizadas naturalmente de arsenopirita (gossans) formadas por la meteorización de rocas con contenido de sulfuros (Scott, Ashley y Lawie, 2001). Muchos de estos minerales presentan una alta variabilidad espacial y muchos de ellos pueden encontrarse en concentraciones más altas en capas más profundas (Li *et al.*, 2017). Sin embargo, el As es poco bioaccesible cuando procede de fuentes naturales (Juhasz *et al.*, 2016).

Los suelos y las rocas también son fuentes naturales del gas radiactivo Radón (Rn). La difusión del radón desde las capas más profundas hacia la superficie está controlada, en parte, por la estructura del suelo y su porosidad (Hafez y Awad, 2016). La radioactividad natural alta es común en rocas ígneas ácidas, principalmente en rocas ricas en feldespatos y rocas ricas en illita (Blume *et al.*, 2016). Gregorić *et al.*, encontraron mayores emisiones de radón en los suelos que contienen carbonatos que en cualquier otro tipo de suelo o roca (Gregorić *et al.*, 2013). Los datos de referencia para otros radionúclidos en rocas y suelos aparecen en la Tabla 1.

Tabla 1. Actividades específicas de radionúclidos naturales en rocas y suelos (dados en Bq kg⁻¹). Fuente Blume *et al.*, 2016.

Roca/suelo	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Areniscas	461	35	4
Rocas arcillosas	876	n.d.	41
Esquisto (Franconia)	1000	3000	60
Carbonatos	97	<10	5
Rocas ígneas ácidas	997	37	52
Rocas ígneas básicas	187	10	8
Suelo desarrollado de loes	n.d.	41	54
Suelos desarrollados sobre granitos	~1100	65–75	38–72

Suelos desarrollados sobre cuarcita	~300	54–56	63–70
Suelos desarrollados de filita	n.d.	40–70	50–80

Los eventos naturales como las erupciones volcánicas o incendios forestales también pueden causar contaminación natural cuando se liberan al ambiente muchos elementos tóxicos. Estos elementos tóxicos incluyen compuestos tipo dioxinas (Deardorff, Karch y Holm 2008) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs). Se identificaron altos niveles de metales pesados en suelos volcánicos de la isla Reunión que pueden asociarse a una actividad volcánica activa, principalmente mercurio (Hg), o con la meteorización del material parental, en la que los altos niveles de cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni) y zinc (Zn) tienen un origen pedo-geoquímico (Doelsch, Saint Macary y Van de Kerchove, 2006). También se reportó el hallazgo de altos niveles de Cr y Ni en suelos volcánicos de Indonesia, asociados a orígenes pedo-geoquímicos (Anda. 2012). Sin embargo, esta contaminación natural normalmente no ocasiona problemas ambientales debido a la capacidad regeneradora y la capacidad de adaptación de las plantas (Kim, Choi y Chang. 2011). Los problemas surgen cuando los ecosistemas están sujetos a presiones externas que alteran su resiliencia y capacidad de respuesta.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos también pueden presentarse naturalmente en los suelos. Normalmente son de origen cosmogénico y son relativamente comunes en las muestras de polvo cósmico y meteoritos. (Basile, Middleditch y Oró. 1984, Li, 2009), o se derivan de los procesos de alteración diagenética de las ceras contenidas en la materia orgánica del suelo (Trendel *et al.*, 1989). La producción biogénica de HAPs es favorecida bajo conducciones reductoras (Thiele y Brümmer, 2002).

Los asbestos que se producen naturalmente (NOA por sus siglas en inglés), son minerales fibrosos que se producen naturalmente en suelos formados a partir de rocas ultramáficas, especialmente serpentinás y anfíboles. El principal riesgo asociado con los NOA es la exposición a la inhalación por los humanos a causa de las actividades de extracción, aunque su presencia natural en los suelos representa un riesgo insignificante para el medio ambiente. Sin embargo, los NOA pueden ser dispersados fácilmente por la erosión eólica y su movilización dependerá de las características del material que contiene los asbestos, las propiedades del suelo, la humedad y las condiciones climatológicas locales (Swartjes y Trup, 2008). Los problemas ambientales causados por los NOA surgen cuando éstos son liberados de los suelos cercanos a las zonas urbanas, dado a que los asbestos son sustancias carcinógenas, por lo que suponen un riesgo muy alto para la salud humana durante su inhalación (Lee *et al.*, 2008).

1.3.2 | FUENTES ANTROPOGÉNICAS

Siglos de actividades antropogénicas han resultado en un problema generalizado de contaminación del suelo en todo el mundo (Budschuh *et al.*, 2012; DEA, 2010; EEA, 2014; FAO y GTIS, 201. Luo *et al.*, 2009; SSR. 2010).

Las principales fuentes antropogénicas de contaminación del suelo son los químicos usados o producidos como derivados de actividades industriales, desechos domésticos y municipales, incluyendo las aguas residuales, los agroquímicos y los productos derivados del petróleo (Figura 3). Estos químicos son liberados al medio ambiente accidentalmente, por ejemplo los procedentes de derrames de petróleo o de la lixiviación desde los vertederos, o intencionalmente, como sucede con el uso de fertilizantes y plaguicidas, irrigación con aguas residuales no tratadas o la aplicación en suelos de lodos de depuradora.



Figura 3. Rutas potenciales interrelacionadas para la contaminación química sub-superficial. Fuente: Yaron, Dror y Berkowitz, 2012.

1.3.2.1 | ACTIVIDADES INDUSTRIALES

El rango de químicos utilizados en las actividades industriales es muy amplio, como lo es su impacto en el medio ambiente.

Las actividades industriales liberan contaminantes a la atmósfera, el agua y el suelo. Los contaminantes gaseosos y los radionúclidos son liberados a la atmósfera y pueden ingresar al suelo directamente a través de la lluvia ácida o la deposición atmosférica; las antiguas áreas industriales pueden estar contaminadas por el almacenamiento incorrecto de químicos o la descarga directa de desechos al suelo; el agua y otros fluidos usados para enfriamiento en las plantas de energía térmica y muchos otros procesos industriales pueden ser descargados en ríos, lagos y océanos, ocasionando contaminación térmica y arrastrando metales pesados y cloruros que afectan a la vida acuática y a otros cuerpos de agua. Los metales pesados procedentes de actividades antropogénicas son también frecuentes en plantas industriales y pueden surgir de polvos y derrames de materias primas, desechos, productos finales, cenizas de carburantes e incendios (Alloway, 2013).

De acuerdo con la Directiva Europea relativa a la prevención y control integrados de la contaminación (IPPC) (EC, 1996), las actividades potencialmente contaminantes pueden ser agrupadas en seis categorías principales: 1) industrias energéticas; 2) producción y procesamiento de metales; 3) industria mineral; 4) industria química e instalaciones químicas; 5) manejo de desechos y 6) otras actividades (que incluyen la producción de papel y cartón, la fabricación de fibras o textiles, el curtido de cueros y pieles, los mataderos, la avicultura intensiva o la crianza de cerdos, las instalaciones que usan solventes orgánicos y la producción de carbón o grafito) (García-Pérez *et al.*, 2007).

La salinización, otra de las principales amenazas para los suelos globales, afecta a muchos de los suelos que están próximos a ciertas actividades industriales, principalmente las asociadas a cloros y álcalis, textiles, vidrio, producción de hule, procesamiento de cuero animal y curtido de pieles, procesamiento de metales, farmacéuticos, perforación de petróleo y gas, fabricación de pigmentos, fabricación de cerámica y producción de jabón y detergentes (Saha *et al.*, 2017).

1.3.2.2 | MINERÍA

La minería ha tenido un gran impacto en el suelo, el agua y la biota desde la antigüedad (FAO y GTIS, 2015). Pueden encontrarse muchos ejemplos documentados de suelos fuertemente contaminados por las actividades mineras en todo el mundo (Alloway, 2013).

La fundición de metales para separar los minerales ha introducido muchos contaminantes al suelo. Las instalaciones mineras y de fundición liberan enormes cantidades de metales pesados y otros elementos tóxicos al medio ambiente; éstos persisten durante períodos prolongados, mucho después del término de estas actividades (Ogunele *et al.*, 2017).

Los desechos tóxicos de la minería son almacenados en estériles, los cuales están formados principalmente por partículas finas que pueden tener diferentes concentraciones de metales pesados. Estas partículas contaminadas pueden ser dispersadas por la acción de la erosión hídrica y eólica, pudiendo alcanzar suelos agrícolas. Por ejemplo, Mileusnić *et al.*, encontraron altos niveles de plomo y cobre en campos agrícolas ubicados cerca de una presa de estériles en Namibia (Mileusnić *et al.*, 2014). Las concentraciones tóxicas de cromo y níquel también fueron encontradas en suelos agrícolas cerca de los residuos de una mina abandonada de cromita y asbestos en la India y en las cosechas cultivadas en esos suelos, lo que resultó en un alto riesgo para la salud de humanos y ganado (Kumar y Maiti, 2015).

El uso de rocas de fosfato, que son naturalmente ricas en radioactividad para la producción de fertilizantes, genera un sub-producto llamado yeso fosforado que mantiene casi el 80 por ciento de su radioactividad original debido a productos de desintegración de ^{238}U como el radón, ^{226}Ra , y el polonio, ^{210}Po . Estas industrias generan una fuente de contaminación radioactiva que constituye una amenaza para los ecosistemas y organismos circundantes (Bolívar, García-Tenorio y García-León, 1995).

La extracción de petróleo y gas representa una importante fuente de contaminación puntual de suelos, debido a derrames de petróleo crudo y salmueras. Las salmueras tienen altos niveles de salinidad y también pueden contener elementos trazas tóxicos y materiales radioactivos que se presentan naturalmente. Los derrames de salmuera están muy extendidos; por ejemplo, Lauer *et al.*, indican que han ocurrido aproximadamente 3 900 derrames de salmuera asociados a la producción no convencional de petróleo y gas (incluyendo el *fracking*) en la región de Bakken en Dakota del Norte desde 2007 (Lauer, Harkness y Vengosh, 2016). Los derrames de petróleo crudo procedentes de los campos de pozos y de los gaseoductos también son una importante fuente de contaminación del suelo en las zonas de producción de petróleo.

1.3.2.3 | INFRAESTRUCTURAS URBANAS Y DE TRANSPORTES

El desarrollo generalizado de infraestructura como viviendas, carreteras y vías férreas ha contribuido considerablemente a la degradación ambiental. Sus efectos negativos más evidentes sobre el suelo son el sellado del suelo y la ocupación del territorio. Además de estas conocidas amenazas para el suelo, otro de los principales impactos de las actividades de infraestructuras es la entrada en los suelos de diferentes contaminantes. A pesar de ser una gran amenaza, la contaminación del suelo por actividades de infraestructura ha recibido una atención muy escasa en términos de planificación y evaluación de impactos.

Las actividades vinculadas al transporte dentro y en torno a centros urbanos constituyen una de las principales fuentes de contaminación del suelo, no solo por las emisiones de los motores de combustión interna que alcanzan suelos ubicados a más de 100 metros de distancia por la deposición atmosférica y por derrames de petróleo, sino también por las actividades y los cambios generales resultantes de éstas (Mirsal, 2008). Las salpicaduras generadas por el tráfico durante las lluvias y la escorrentía, que pueden ser significativas si el sistema de drenaje no recibe un buen mantenimiento, pueden reubicar partículas ricas en metales pesados procedentes de la corrosión de las partes metálicas de los vehículos, de los neumáticos y de la abrasión del pavimento (Venuti, Alfonsi y Cavallo, 2016; Zhang *et al.*, 2015b) y otros contaminantes como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, el caucho y los compuestos derivados del plástico (Kumar y Rothiyal, 2016; Wawer *et al.*, 2015). La contaminación del suelo asociada a carreteras y autopistas es especialmente importante en los suelos urbanos y periurbanos y puede representar una amenaza importante cuando se da la producción de alimentos en las zonas adyacentes. La deposición foliar y la absorción y transferencia por las raíces a los tejidos aéreos de metales pesados biodisponibles son los principales procesos observados en los suelos adyacentes a las carreteras (Hashim *et al.*, 2017; Kim *et al.*, 2017; Zhan *et al.*, 2015b). El pastoreo en suelos adyacentes a las carreteras también es bastante común, y la ingesta de suelo y plantas contaminados constituye una transferencia dietética potencial de contaminantes que afectan la salud animal y humana (Cruz *et al.*, 2014).

Una importante fuente heredada de la contaminación del suelo asociada al transporte es la contaminación por plomo procedente de las gasolinas con plomo. Mielke y Reagan citan en su investigación que más de 10 millones de toneladas de plomo fueron transferidas al medio ambiente global a través de la flota de vehículos de motor, de las cuales 5,9 millones de toneladas corresponden a los Estados Unidos de América (Mielkey Reagan, 1998). La contaminación del suelo resultante se concentró a lo largo de las carreteras y fue especialmente alta en las principales áreas urbanas.

La eliminación de desechos municipales en vertederos, sean ilegales o no, y las aguas residuales no tratadas y liberadas al medio ambiente son fuentes importantes de metales pesados, compuestos orgánicos poco biodegradables y otros contaminantes que ingresan a suelo. En la mayoría de los países desarrollados, estrictas regulaciones controlan la eliminación y reciclado de desechos, sólidos y líquidos (EC., 1986; US Federal Register, 1993), pero existen países en los que el tratamiento y la eliminación de residuos todavía representan un riesgo para el medio ambiente y para la salud humana.

Muchos químicos domésticos, particularmente los usados en cantidades voluminosas como los detergentes y los productos para el cuidado personal (PPCP por sus siglas en inglés), también terminan como residuos sanitarios. Los biosólidos generados tras el tratamiento de las aguas residuales pueden ser importantes reservorios para muchos PPCP y su aplicación a los suelos puede introducir potencialmente estos contaminantes a los medios terrestres y acuáticos. El uso histórico y continuo de DDT para el control de vectores transmisores de enfermedades como la malaria ha llevado a la contaminación de suelos en áreas urbanas y periurbanas (Mansouri *et al.*, 2017).

Las pinturas a base de plomo son una importante fuente heredada de contaminación por plomo (Pb) en zonas urbanas. Los suelos se contaminan cuando la pintura a base de plomo es pulverizada y se convierte en polvo o pequeñas gotas durante las renovaciones o demoliciones y posteriormente entra al medio ambiente (Mielke y Reagan, 1998). En los Estados Unidos de América se usó aproximadamente la misma cantidad de toneladas de plomo en gasolina con plomo entre 1929 y 1989 que en pigmentos de pintura blanca con plomo entre 1884 y 1989, con un pico máximo en el uso de pinturas a base de plomo en el periodo 1920-29 (Mielke y Reagan. 1998).

Los plásticos son también una importante fuente de contaminación. Se usan ampliamente en empaque de alimentos, bolsas para compras y numerosos artículos domésticos, como cepillos de dientes, bolígrafos, limpiadores faciales y muchos otros artículos comunes. Los plásticos tienen una fuerte presencia en el medio ambiente a nivel global. Son, en general, extremadamente persistentes en el medio ambiente y se acumulan extensamente en océanos y vertederos, pero también en suelos en los que se ubican las fábricas productoras. Normalmente se considera que los polímeros son bioquímicamente inertes y que no representan una amenaza para el medio ambiente. Los monómeros o los pequeños oligómeros no reactivos pueden, sin embargo, estar presentes en el material plástico, ya que las reacciones de polimerización raras veces concluyen (Araujo *et al.*, 2002). Los monómeros más peligrosos, clasificados como carcinógenos o los que son tanto carcinógenos como mutagénicos, son aquéllos que pertenecen a las familias de los poliuretanos, los poliacrilonitrilos, al cloruro de polivinilo, las resinas epóxicas y los copolímeros estirénicos (Lithner, Larsson y Dave, 2011). Además, varios miles de aditivos diferentes como los retardantes de llama bromados, los ftalatos y los compuestos de plomo, se usan en la producción de plásticos. Muchos de estos aditivos son considerados dañinos, con trastornos demostrados en la función endocrina y efectos carcinogénos y mutagénicos en los organismos vivos (Darnerud, 2003; Heudorf, Mersch-Sundermann y Angerer, 2007; Lithner, Larsson y Dae, 2011). Todos los plásticos, desde la macroescala a la nanoescala, están en riesgo de ser lixiviados y de absorber sustancias peligrosas como los contaminantes orgánicos persistentes y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (Björnsdotter, 2015). También pueden acumular grandes cantidades de metales pesados (Mato *et al.*, 2001). El tamaño y la superficie son factores importantes que influyen sobre la lixiviación y la conducta de adsorción: cuanto más pequeña es la partícula, mayor es la proporción entre superficie y volumen. La capacidad para liberar o retener compuestos es por tanto más alta para las partículas pequeñas que para las grandes.

Los plásticos pueden llegar al suelo y a los sistemas acuáticos a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales, pero también pueden ser transportados y suspendidos por el viento desde los vertederos causando su amplia dispersión. En los campos agrícolas en los que se emplea la cobertura con plásticos, se encuentra disponible en el suelo una fuente abundante de material plástico. La presencia y efectos del plástico en los organismos y ecosistemas acuáticos están bien documentados (Brownne *et al.*, 2008. Thompson, 2004); sin embargo, todavía es necesario evaluar los riesgos para la salud humana y los ecosistemas terrestres por el uso de polímeros y productos plásticos (Lithner, Larsson y Dave, 2011, Rillig, 2012; Rocha-Santos y Duarte, 2015). Casi no se han realizado estudios sobre el destino de los plásticos en el suelo.

1.3.2.4 | GENERACIÓN Y ELIMINACIÓN DE DESECHOS Y AGUAS RESIDUALES

A medida que aumenta la población global, también aumenta la generación de desechos. En los países en desarrollo y los subdesarrollados, las altas tasas de crecimiento de la población y el aumento en la producción de desechos y lodos, combinados con la falta de servicios municipales a cargo del manejo de desechos, crean una situación peligrosa. De acuerdo con un informe del Banco Mundial (Hoornweg y Bhada-Tata, 2012), se estimó la producción global de desechos sólidos municipales en 1 300 millones de toneladas por año en 2012, los cuales varían de 0,45 kg por persona/día en el África Subsahariana a 2,2 kg por habitante y año en los países pertenecientes a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE). Las predicciones para el futuro son preocupantes ya que se espera que la producción de desechos aumente a 2 200 millones de toneladas para el año 2025.

La eliminación de desechos municipales en vertederos y la incineración son las dos formas más comunes de manejar los desechos. En ambos casos, muchos contaminantes, como los metales pesados, los hidrocarburos poliaromáticos, los compuestos farmacéuticos, los productos para el cuidado personal y sus derivados, se acumulan en el suelo (Swati *et al.*, 2014) procedentes directamente de los lixiviados de los vertederos que pueden estar contaminando el suelo y las aguas subterráneas o de la lluvia de cenizas de las plantas de incineración (Mirsal, 2008). Baderna *et al.*, descubrieron una compleja mezcla de contaminantes en los lixiviados de los vertederos que altera la calidad del agua subterránea y a su vez afecta la cadena alimentaria. (Baderna *et al.*, 2011).

Los establecimientos que reciclan las baterías de plomo han sido identificados como las principales fuentes de contaminación del suelo en todo el mundo. Esto sucede especialmente en África, donde la industria de las baterías de plomo se ha expandido notablemente en los últimos años y seguirá creciendo, pero donde las regulaciones son débiles o inexistentes (Gottesfeld *et al.*, 2018). La proximidad a las comunidades de las industrias de las baterías de plomo y las plantas de reciclaje representan un alto riesgo para la salud humana, como quedó demostrado por las muestras de sangre en las que los niveles de plomo excedieron los criterios de nivel de detección (Agencia para Sustancias Tóxicas y al Registro de Enfermedades de Estados Unidos, 2011; Zahran *et al.*, 2013).

El siglo XXI ha producido mejoras en la comunicación e importantes desarrollos tecnológicos. La producción de equipos eléctricos y electrónicos está creciendo rápidamente en el mundo y continuará haciéndolo, y los países en desarrollo se convertirán en los mayores productores dentro de la siguiente década (Robinson, 2009). Sin embargo, una vez que los dispositivos se vuelven obsoletos o dejan de funcionar, eventualmente se convierten en desechos. Los desechos electrónicos contienen valiosos elementos como el cobre y el oro, pero también muchas otras sustancias peligrosas que hacen imposible tratarlos de forma similar a los desechos urbanos regulares. En Europa y Norteamérica, la mayoría de los desechos electrónicos no se reciclan (Barba-Gutiérrez, Adenson-Díaz y Hopp, 2008; Sthiannopkao y Wong, 2013), mientras que los desechos electrónicos se han convertido en

una fuente de ingreso en los países en desarrollo o los países industrializados emergentes. Italia *et al.*, reportaron altas concentraciones de metales pesados y de metaloides raros (In, Sb, Bi) en una planta de reciclaje de desechos electrónicos en Ghana, indicando que estos metaloides deberían ser incluidos en los enfoques de evaluación de riesgos (Itai *et al.*, 2014). Sin embargo, los centros formales de reciclaje comprenden únicamente el 25 por ciento de la industria, y los desechos electrónicos son mayormente reciclados en sectores informales que utilizan técnicas primitivas como el quemado de cables para obtener el cobre. Estas técnicas liberan una multitud de sustancias peligrosas (retardantes de llama, compuestos similares a las dioxinas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados) sin tomar en cuenta medidas protectoras para el medio ambiente o para la salud humana (Perkins *et al.*, 2014).

El uso de lodos de depuradora como enmiendas orgánicas puede ser beneficioso, ya que agrega materia orgánica y nutrientes a los suelos. Sin embargo, si dichos lodos no han sido tratados antes de su aplicación, muchos contaminantes como los metales pesados pueden acumularse en el suelo y eventualmente ingresar en la cadena alimentaria. En Europa, el uso de lodos de depuradora está regulado, pero esto no sucede en todas partes.

El uso de aguas residuales tratadas para irrigación agrícola es común en las regiones áridas y semiáridas como solución a la escasez de agua (Jefatura de Estado, 2001, Keraita y Drechsel, 2004; Uzen, 2016). En Israel, por ejemplo, más del 80 por ciento de las aguas residuales municipales tratadas son reusadas (Katz, 2016) y 26 por ciento de la producción de vegetales en Pakistán es irrigada usando aguas residuales (Ensink *et al.*, 2004). El uso de aguas residuales recicladas en las regiones áridas de España ha atendido el tema del déficit del agua, pero es también una forma de agregar nutrientes y ha llevado a un aumento en la productividad de las cosechas (Dorta-Santos *et al.*, 2014). El uso de aguas residuales puede, sin embargo, ser un problema en los países en los que las pautas sobre la calidad del agua y la legislación son inexistentes. El uso indebido de aguas residuales puede llevar a la deposición de metales pesados, sales, PPCP y patógenos, si éstos no son totalmente eliminados durante el tratamiento o en casos en los que las aguas residuales quedan sin tratamiento (Dalkmann *et al.*, 2014; Flores-Magdaleno *et al.*, 2011; Pedrero *et al.*, 2010).

1.3.2.5 | ACTIVIDADES MILITARES Y GUERRAS

Hasta el siglo XX, la mayoría de los conflictos fueron de magnitud local y tenían un impacto relativamente pequeño en los suelos. Sin embargo, la guerra moderna hace uso de armas de destrucción no degradables y de químicos que pueden permanecer en los suelos afectados durante siglos una vez terminado el conflicto (FAO y GTIS, 2015). La naturaleza de los suelos puede ser modificada considerablemente por las actividades bélicas tanto en tiempos de guerra como en tiempos de paz debido a actividades militares como pruebas en campos de tiro. La recuperación total y algunas veces parcial de estos suelos puede llevar muchos años y, en algunos casos, incluso siglos (Certini, Scalenghe y Woods, 2013).

La Primera y Segunda Guerra Mundial dejaron a Europa con una importante herencia de contaminación (minas terrestres, restos de municiones y residuos de químicos, agentes biológicos tóxicos y radioactivos) no solo en los campos de batalla, sino también en lugares como las zonas de disparos, los barracones y los almacenes de armamento. Este legado hizo que los suelos de algunas de estas zonas se volvieran inadecuados para cualquier tipo de explotación o prestación de servicios. Aproximadamente 110 millones de minas y otra artillería no explotada se encuentran diseminadas en 64 países en todos los continentes como vestigios de guerras que ocurrieron desde principios del siglo XX y hasta nuestros días (Kobayashi, 2012).

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

La eliminación de municiones y la falta de cuidado en su fabricación a causa de la urgencia de la situación al momento de su producción, puede contaminar los suelos por largos períodos de tiempo. Existe poca evidencia publicada sobre este tipo de contaminación, en gran parte debido a las restricciones de los gobiernos de muchos países sobre la publicación de material relativo a la guerra. En Berlín, por ejemplo, más de mil hectáreas presentaron altos niveles de contaminación (Schafer, 1995); la Isla Ruinar, en el oeste de Escocia, todavía se encuentra contaminada con esporas de ántrax que fueron usadas como armas biológicas potenciales, a pesar de los esfuerzos de remediación (Szasz, 1995; OMS, 2008). El gas mostaza almacenado durante la Segunda Guerra Mundial también ha contaminado algunos lugares por más de 50 años (Watson y Griffin, 1992).



1.3.2.6 | ACTIVIDADES AGRÍCOLAS Y GANADERAS

Las diferentes fuentes agrícolas de contaminantes del suelo incluyen productos agroquímicos, como fertilizantes, estiércol animal, y plaguicidas (Figura 4). Los metales traza contenidos en estos agroquímicos, como Cu, Cd, Pb y Hg, también se consideran contaminantes del suelo ya que pueden perjudicar el metabolismo de las plantas y disminuir la productividad de los cultivos. Las fuentes de agua utilizadas para el riego también pueden causar contaminación del suelo si consisten en aguas residuales agrícolas, industriales o urbanas. El exceso de N y los metales pesados no sólo son una fuente de contaminación del suelo, sino que además suponen una amenaza para la seguridad alimentaria, la calidad del agua y la salud humana cuando entran en la cadena alimentaria (FAO y GTIS, 2015).



Figura 4. Fuentes agrícolas de contaminación del suelo.

Las fuentes de contaminación puntual en entornos agrícolas incluyen derrames accidentales de hidrocarburos usados como combustibles para máquinas o de agroquímicos durante sus etapas de transporte y almacenamiento.

Como se mencionó anteriormente, la producción ganadera también puede ser una fuente de contaminación, especialmente si los desechos no son manejados ni eliminados adecuadamente: la orina y las heces pueden contener parásitos y sustancias médicas que pueden persistir y acumularse en el suelo (Zhan *et al.*, 2015a). Muchas sustancias médicas son lipolíticas y no se degradan fácilmente y por lo tanto tienen el potencial de ser retenidas en el lodo o en el estiércol, los cuales a su vez pueden ser usados como fertilizante. Dicha retención puede afectar en gran medida a los microorganismos y otros organismos beneficiosos del suelo (Halling-Sorensen *et al.*, 1998).

La aplicación excesiva de fertilizantes y estiércol o el uso ineficiente de los principales nutrientes (N y P) en los fertilizantes, son los principales contribuyentes a los problemas ambientales vinculados a la agricultura (Kanter, 2018). Estos dos nutrientes son una fuente de contaminación difusa. El N en exceso también puede perderse en la atmósfera a través de las emisiones de gases de efecto invernadero y el exceso de P contribuye a la eutrofización de las fuentes de agua circundantes. El uso excesivo de fertilizantes puede llevar a la salinidad del suelo, a la acumulación de metales pesados, a la eutrofización del agua y a la acumulación de nitrato, los cuales pueden ser una fuente de contaminación ambiental y una amenaza para la salud humana. La industria de fertilizantes también se considera una fuente de metales pesados como Hg, Cd, As, Pb, Cu, Ni y Cu, y radionúclidos naturales como ²³⁸U, ²³²Th y ²¹⁰Po. La manipulación y el manejo adecuado de los fertilizantes es crucial para evitar la contaminación del suelo (Stewart *et al.*, 2005).

La compostura y los residuos animales son una importante fuente de nutrientes. Contribuyen a lograr una economía circular reduciendo los impactos ambientales de los desechos y aumentando el contenido de materia orgánica y nitrógeno en los suelos, reduciendo así las aportaciones externas en los agrosistemas (Shiralipour, McConnell y Smith, 1992). Xia *et al.*, reportaron un aumento general en la producción de cosechas del 4,4 por ciento cuando el estiércol substituyó parcialmente a los fertilizantes sintéticos (Xia *et al.*, 2017). La sustitución mejoró las absorciones de N y otros nutrientes por los cultivos y redujo de manera significativa las pérdidas de N por volatilización, erosión y lixiviación, debido principalmente a su propiedad de liberación lenta de nutrientes y a la promoción de la inmovilización microbiana del N biodisponible. Sin embargo, el aumento en el rendimiento depende del tipo de estiércol y de los cultivos considerados (Wang *et al.*, 2016; Xia *et al.*, 2017). Además, la compostura y el estiércol son grandes fuentes de materia orgánica (Zhao *et al.*, 2014b).

Un informe reciente de la División de Producción y Protección Vegetal de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) documentó que la producción global de estiércol de todo el ganado aumentó en un 66 por ciento, de 73 a 124 millones de toneladas de N, de 1961 a 2016, con un aumento en la aplicación de estiércol a los suelos de 18 a 28 toneladas de N, y la contribución de N del estiércol dejado en la pastura aumentó de 48 a 86 millones de toneladas de N (Raffa *et al.*, 2018).

A pesar de su beneficio potencial para la agricultura, existe suficiente evidencia científica del aumento en contenido de metales pesados, patógenos y residuos de antibióticos veterinarios, que puede llevar a una proliferación de bacterias resistentes a los antimicrobianos en los suelos enmendados con estiércol animal. Los metales pesados en el estiércol animal proceden principalmente del alimento (Nicholson *et al.*, 1999), mientras que los antibióticos se utilizan para prevenir y tratar enfermedades y como promotores del crecimiento (Kumar *et al.*, 2005). Nicholson *et al.*, realizaron un inventario en campos agrícolas en Inglaterra y Gales para determinar las principales fuentes de metales pesados (Nicholson *et al.*, 2003). Después de la deposición atmosférica, que es la principal fuente, el estiércol animal y los

lodos de depuradora fueron identificados como fuentes importantes de contaminación. Estos fueron especialmente importantes para la contaminación por Zn, Cu, Ni, Pb y Cr (Nicholson *et al.*, 1999, Wang *et al.*, 2016).

Los plaguicidas son sustancias, o mezclas de sustancias, destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga que cause daño o interfiera con la producción, procesamiento, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, madera y productos de madera (FAO, 2006). Los plaguicidas son un subconjunto del abanico global de plaguicidas. Han sido liberados al medio ambiente intencionalmente a mayor escala desde la Segunda Guerra Mundial, cuando se descubrieron las propiedades insecticidas del DDT. El uso de plaguicidas ha ayudado a brindar alimento a una población en aumento en forma similar a la aplicación de nutrientes; sin embargo, el uso excesivo de plaguicidas puede tener efectos negativos sobre la salud humana y el medio ambiente (Popp, Peto y Nagy, 2013, FAO y GTIS, 2017). Los efectos negativos sobre los organismos del suelo han sido ampliamente estudiados (Bünemann, Schwenke y Van Zwieten, 2006; Jacobsen y Hjelmsø, 2014; Komárek *et al.*, 2010; Nguyen *et al.*, 2016; Ockleford *et al.*, 2017; Puglisi, 2012), y se han relacionado ciertos problemas de salud con la exposición a plaguicidas y otros agroquímicos (Bhatia *et al.*, 2005). La mayor amenaza para la salud humana la representa la exposición a niveles de dosis bajos a lo largo de la vida (OMS, 1993), ya que los efectos directos a corto plazo de dicha exposición no son obvios.

Considerando la necesidad de tener esfuerzos coordinados con respecto a los químicos peligrosos, se adoptó la Convención de Róterdam el 10 de septiembre de 1998. Su meta es promover una responsabilidad compartida y esfuerzos cooperativos entre las Partes en el comercio internacional de químicos peligrosos y plaguicidas a fin de proteger la salud humana y el medio ambiente de un daño potencial. La Convención contribuye al uso ambientalmente racional de dichos químicos, al facilitar el intercambio de información sobre sus características, proveer de un proceso de toma de decisiones nacionales sobre su importación y exportación y difundir estas decisiones entre las Partes.

El beneficio de la Convención es impedir el comercio indeseable de los químicos incluidos en el procedimiento de consentimiento informado previo legalmente vinculante (PIC por sus siglas en inglés). Permite a los gobiernos miembros alertarse entre ellos sobre los peligros potenciales, mediante el intercambio de información sobre químicos prohibidos o severamente restringidos y tomar decisiones informadas sobre ellos. Hace que el comercio internacional de químicos peligrosos sea más transparente y menos vulnerable al abuso a través de sus disposiciones sobre notificación de exportaciones, alentando el etiquetado armonizado de los químicos exportados. La Convención también pide la prestación de asistencia técnica para ayudar a establecer las infraestructuras y la capacidad necesarias para el manejo seguro de los químicos.

El Código Internacional de Conducta en el Manejo de Plaguicidas (FAO, 2003) provee un marco voluntario y unos estándares para el manejo de plaguicidas a lo largo de su ciclo de vida. El Código va dirigido primordialmente a las autoridades gubernamentales y a la industria de plaguicidas, pero es también relevante para otras partes interesadas. El Código está respaldado por directrices y herramientas técnicas, por ejemplo, la Herramienta de Registro (<http://www.fao.org/pesticide-registration-toolkit/en/>) y la Herramienta para el Manejo Ambiental para Plaguicidas Obsoletos (EMTK por sus siglas en inglés).

Las existencias de plaguicidas obsoletos, innecesarios y prohibidos continúan representando una amenaza para la salud humana, el medio ambiente y el desarrollo sostenible de las regiones en las que se encuentran. Las razones para la acumulación de reservas de plaguicidas obsoletos están bien documentadas. Incluyen un pobre almacenamiento y manejo de existencias de plaguicidas, prohibiciones internacionales sobre el uso de plaguicidas dañinos, donaciones extemporáneas de plaguicidas, exceso de pedidos y suministro y adquisición de existencias estratégicas de plaguicidas para control de plagas

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

migratorias que posteriormente no son usados en su totalidad o no son necesarios. Las existencias de plaguicidas con frecuencia son almacenadas bajo condiciones muy pobres, lo que resulta en el deterioro de los recipientes y en filtración hacia el medio ambiente circundante, afectando en última instancia a la calidad del suelo y del agua subterránea. Los volúmenes 1-4 de la serie EMTK de la FAO fueron diseñados para auxiliar a los países en el manejo de riesgos de las existencias de plaguicidas obsoletos. El volumen 6 fue diseñado para proveer de métodos prácticos que ayuden a los países en la formulación de estrategias para el manejo de terrenos contaminados por plaguicidas. Como la reducción de riesgos depende en gran medida de la precisión de la investigación *in situ* y está asociada a la evaluación de riesgos, este documento está destinado a ser usado en estrecha conjunción con el Volumen 5, cuyos resultados son críticos en el diseño de planes de gestión ambiental de los terrenos contaminados por plaguicidas.

Otras fuentes de contaminación agrícola incluyen la contaminación por arsénico debido a operaciones de alimentación animal concentradas (CAFOs por sus siglas en inglés), residuos plásticos usados como coberturas, uso de aguas subterráneas contaminadas para irrigación, y muchas más. Liu *et al.*, y Craig *et al.*, estudiaron la contaminación de suelos causada por la avicultura y la ganadería, y ambos encontraron niveles importantes de metales pesados procedentes de las operaciones de ganadería y avicultura (Cang *et al.*, 2004, Liu *et al.*, 2015).



1.4 | PRINCIPALES CONTAMINANTES EN SUELOS

La emisión de contaminantes al medio ambiente, como ya se ha mencionado, suele proceder de procesos antropogénicos. Incluso si algunos elementos y compuestos se encuentran de forma natural en los suelos, las intervenciones humanas son las principales causantes de la contaminación del suelo. Las siguientes secciones analizan sólo un pequeño subconjunto de los contaminantes más comunes que afectan a las áreas agrícolas, y las propiedades que hacen que estos compuestos sean contaminantes. Los contaminantes han sido divididos por sus características químicas, pero algunas de las categorías presentadas aquí se superponen. Swartjes propuso una categorización sistemática de los contaminantes (Figura 5) que puede ser útil para una mejor comprensión. (Swartjes, 2011).

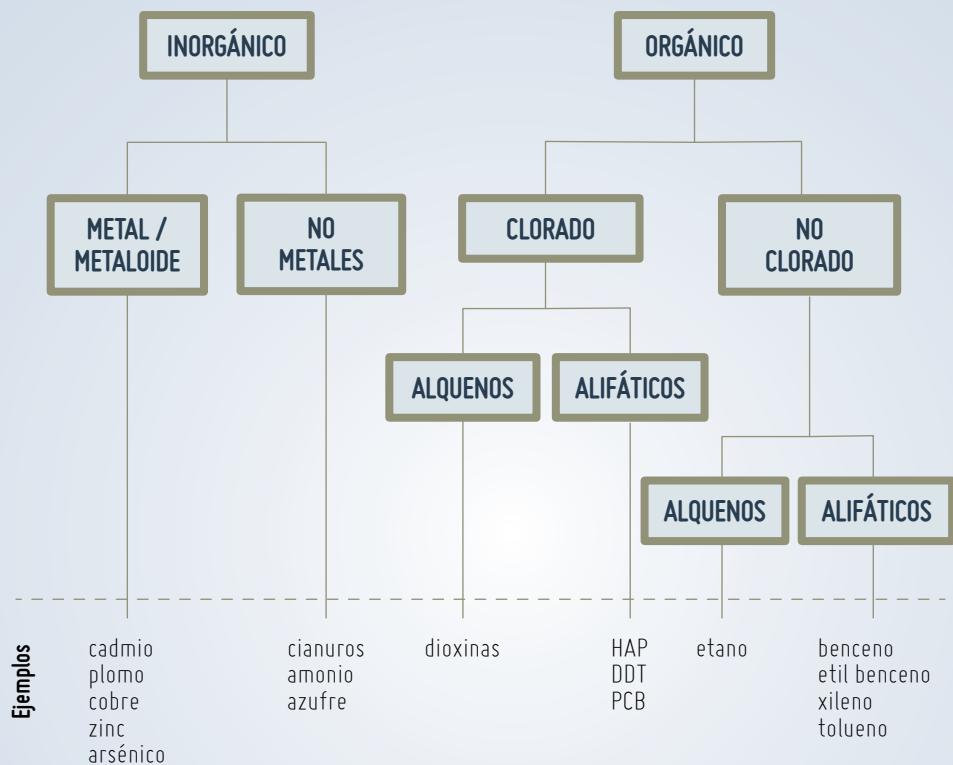


Figura 5. Categorización sistemática de los principales contaminantes en suelos. Fuente: Swartjes. 2011.

1.4.1 | METALES PESADOS Y METALOIDES

El término “metales pesados” se refiere al grupo de metales y metaloides de masa relativamente alta ($>4,5 \text{ g/cm}^3$) como Pb, Cd, Cu, Hg, Sn y Zn, que pueden causar problemas de toxicidad. Otros no metales que con frecuencia son considerados conjuntamente con los metales pesados incluyen As, antimonio (Sb) y selenio (Se) (Kemp, 1998). Estos elementos aparecen de forma natural en bajas concentraciones en suelos. Muchos de ellos son micronutrientes esenciales para plantas, animales y humanos, pero en concentraciones altas pueden causar fitotoxicidad y dañar la salud humana a causa de su naturaleza no biodegradable, que causa que se acumulen fácilmente en los tejidos y organismos vivos.

Las principales fuentes antropogénicas de los metales pesados son las áreas industriales, los estériles de minas, la eliminación de desechos con alto contenido metálico, la gasolina y las pinturas con plomo, la aplicación de fertilizantes, el estiércol, los lodos de depuradora, los plaguicidas, la irrigación con aguas residuales, los residuos de combustión de carbón, los derrames de petroquímicos y la deposición atmosférica de diferentes fuentes (Alloway, 2013).

Los metales pesados son el tipo de contaminantes más persistentes y complejos para remediar en la naturaleza. No solamente degradan la calidad de la atmósfera, de los cuerpos de agua y de los cultivos de alimentos, sino que también amenazan la salud y bienestar de animales y seres humanos. Los metales se acumulan en los tejidos de los organismos vivos, ya que, a diferencia de la mayoría de los compuestos orgánicos, no están sujetos a degradación metabólica. Entre los metales pesados, Zn, Ni, Co y Cu son relativamente más tóxicos para las plantas, y As, Cd, Pb, Cr y Hg son relativamente más tóxicos para los animales superiores (McBride, 1994).

Los elementos más importantes atendiendo a la contaminación de la cadena alimentaria son As, Cd, Hg, Pb y Se (McLaughlin, Parker y Clarke, 1999). Las principales fuentes de As en suelos son los compuestos agroquímicos y las actividades de minería y fundición, pero también pueden introducirse a través del estiércol procedente del ganado alimentado con aditivos ricos en As. Algunos materiales parentales de los suelos son ricos en As y, por tanto, su meteorización también puede ser una fuente de As en altas concentraciones.

Los metales traza presentes en plaguicidas inorgánicos (basados en Cu) y orgánicos representan un importante problema ambiental y toxicológico (Komárek *et al.*, 2010). El Cu es fácilmente inmovilizado por la materia orgánica del suelo (MOS) y los (hidro)óxidos de Fe- y Mn-, permaneciendo en altas concentraciones en las capas superiores de los suelos. Sin embargo, se ha encontrado Cu derivado de fungicidas en grandes cantidades en la fracción potencialmente disponible del suelo (Pietrzak y McPhail, 2004).

1.4.2 | NITRÓGENO Y FÓSFORO

El Nitrógeno (N) es un componente esencial de todas las estructuras vivas como las proteínas, el ADN, el ARN, las hormonas, las enzimas y las vitaminas. Se presenta tanto en formas orgánicas como inorgánicas y en muchos estados de oxidación diferentes. Sus formas disponibles difieren dependiendo del organismo específico. Las formas no reactivas, como el nitrógeno gaseoso (N_2), pueden ser asimiladas a través de la actividad microbiana. Las plantas necesitan compuestos con mayor disponibilidad química como el amonio (NH_4^+) y el nitrato (NO_3^-), mientras que los animales requieren formas complejas como los aminoácidos y los ácidos nucleicos (Yaron, Dror y Berkowitz, 2012).

El fósforo (P) es uno de los principales macronutrientes para todos los organismos vivos. Forma parte de las moléculas biológicas como el ADN y el ARN, y se usa para transportar energía celular vía el trifosfato de adenosina (ATP).

Para alimentar a la creciente población y para abastecer las necesidades de nutrientes de todos los suelos pobres del mundo, se adoptaron ampliamente a lo largo del siglo veinte las adiciones de N, P y potasio (K) mediante el uso de fertilizantes sintéticos (Tilman *et al.*, 2002). La demanda de fertilizantes ha aumentado globalmente (Figura 6), sustentada por el crecimiento económico mundial, lo que ha llevado a una aplicación excesiva de fertilizantes siguiendo la idea de “cuanto más, mejor”. De acuerdo con FAO, los pronósticos indican que el consumo global de fertilizantes para 2018 alcanzará 200 millones de toneladas y más del 50 por ciento del consumo global de fertilizantes estará concentrado en China, Estados Unidos de América e India (FAO, 2015a). Sin embargo, no existe una correlación lineal entre el aumento en la cantidad de fertilizante aplicado a los suelos agrícolas y el aumento en la producción de las cosechas; contrariamente, los incrementos podrían resultar en una baja eficiencia en el uso de nutrientes y a su vez en rendimientos más bajos en las cosechas (Hossain *et al.*, Zhu *et al.*, 2005) y podría causar graves problemas ambientales (Good y Beatty, 2011, Vitousek *et al.*, 2009, Withers *et al.*, 2014).

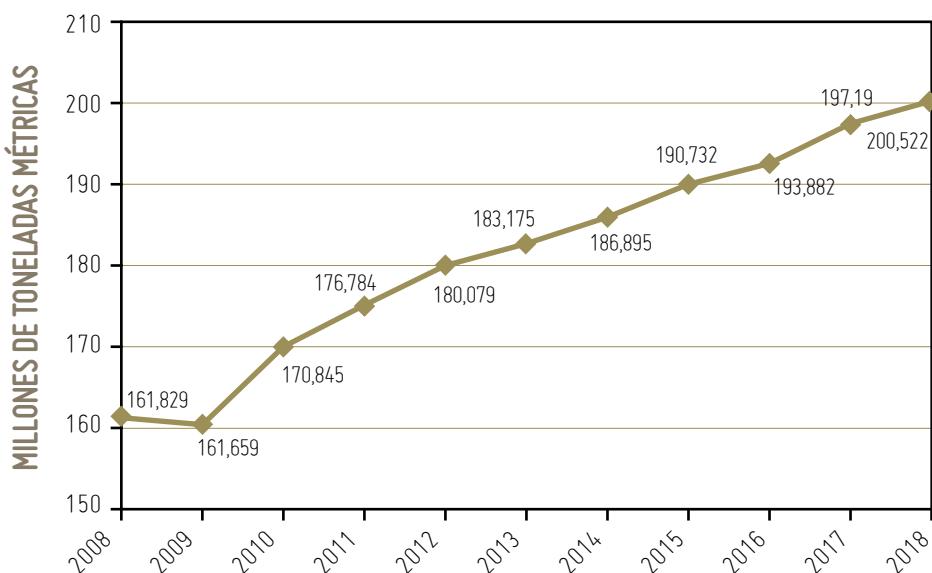


Figura 6. Consumo global de fertilizantes sintéticos. Fuente FAO. 2015a.

El nitrógeno y el fósforo se convierten en contaminantes cuando son aplicados en exceso a los suelos agrícolas en forma de fertilizantes o en áreas de producción ganadera intensiva (Carpenter *et al.*, 1998; Torrent, Barberis y Gil-Sotres, 2007). Estos nutrientes pueden filtrarse a las aguas subterráneas o ser transportados a los cuerpos de agua superficiales por la escorrentía, causando eutrofización o llevando a altas concentraciones de nitratos que causan problemas ambientales y de salud humana (EC, 1991; Frumin y Gildeeva, 2014; Pretty *et al.*, 2003; Yaron, Dror y Berkowitz, 2012). Muchos metales pesados también han sido documentados en fertilizantes de fosfato y nitrato incluyendo As, Cd, Cr, Hg, Pb y Zn (Brevik, 2013).

Aunque los nutrientes son esenciales para la producción de cosechas, cuando son aplicados en exceso pueden tener efectos negativos sobre los rendimientos. El nitrógeno aumenta la producción de clorofila, y la energía para el desarrollo de flores y el alargamiento de raíces es reorientada hacia la proliferación del follaje, causando desórdenes en las plantas y haciéndolas más vulnerables a los ataques de patógenos. También puede afectar al equilibrio de los nutrientes en la cosecha (Hao *et al.*, 2003). La contaminación por nitrógeno influye sobre la descomposición de la materia orgánica del suelo, ya que afecta a la

composición y las actividades de la comunidad microbiana (Bragazza *et al.*, 2006; Luo *et al.*, 2017; Shen *et al.*, 2010; Zhou y Zhang, 2014) así como a la acidez y salinidad del suelo (Han *et al.*, 2015).

1.4.3 | PLAGUICIDAS

Los plaguicidas son aplicados para reducir las pérdidas en las cosechas a causa de plagas de insectos, malas hierbas y patógenos, y así garantizar el suministro global de alimentos (FAO y GTIS, 2017). Los plaguicidas incluyen, en forma enunciativa y no limitativa, fungicidas, herbicidas, rodenticidas, molusquicidas, nematicidas y reguladores del crecimiento de las plantas.

Según las estimaciones, sin el uso de plaguicidas, las pérdidas de las cosechas oscilarían de 32 por ciento para los cereales al 78 por ciento en la producción de frutas (Cai, 2008). Los plaguicidas se aplican no solo a las tierras agrícolas; también tienen gran importancia en la protección de la salud humana, por ejemplo, para el control sanitario de plagas de enfermedades transmitidas por vectores. También se usan para mantener a las infraestructuras libres de insectos dañinos y malas hierbas, como sucede con la prevención del ataque de construcciones de madera por las termitas o para mantener las cunetas de las carreteras y las vías del tren limpias para ayudar a evitar accidentes (Aktar, Sengupta y Chowdhury, 2009). Su uso no está distribuido en forma homogénea en todo el mundo, principalmente por su costo y porque las pestes varían según la región climática y la geográfica. De acuerdo con FAOSTAT, la Base de Datos Corporativa para Datos Estadísticos Substantivos de FAO (FAOSTAT, 2016), algunos países de ingresos bajos y medios aumentaron su consumo de plaguicidas en la última década. Bangladesh, por ejemplo, cuadruplicó el uso de plaguicidas, mientras que Ruanda y Etiopía aumentaron el suyo más de seis veces. Esta cantidad aumentó a diez veces en el Sudán (Figura 7). Una vez más, el problema surge cuando ocurre un mal uso de los plaguicidas: al ser aplicados en cantidades superiores a las necesarias y mediante el uso de prácticas que contribuyen a su propagación en el medio ambiente, como sucede al rociarlos con equipo de aplicación no apropiado, sin mantenimiento o no calibrado o cuando se usan aviones en vastas regiones, afectando a los habitantes y a los organismos para los que no están destinados (Carvalho, 2017).



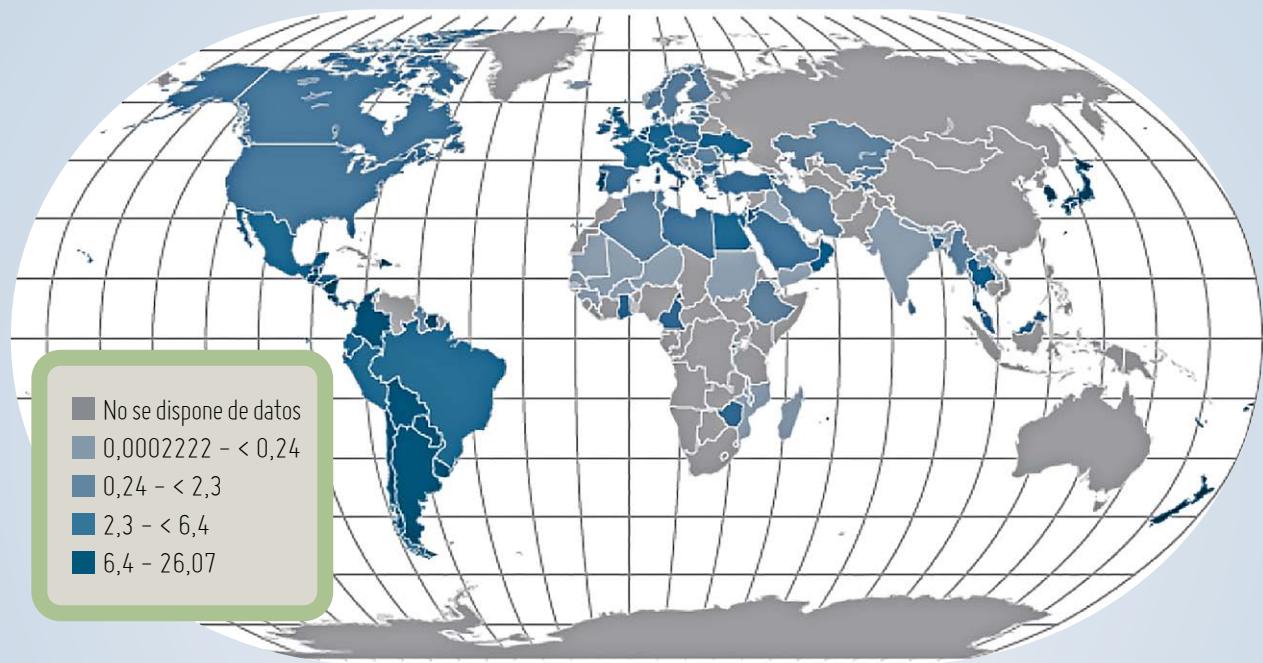


Figura 7. Uso de plaguicidas por hectárea de tierra arable, kg/ha, durante los años 2007–2012. Fuente: FAO, 2015c.



Los plaguicidas pueden ser moléculas sintéticas orgánicas o inorgánicas. Se clasifican en base a sus estructuras químicas, su modo de acción, su forma de entrada al organismo y sus organismos objetivo. Sus efectos toxicológicos sobre las plagas dependen de su composición química, que a su vez afecta su interacción con los componentes del suelo (Singh, 2012). De acuerdo con su estructura química, los plaguicidas pueden dividirse en doce grupos distintos, mencionando a continuación los principales plaguicidas en cada grupo:

- **compuestos organoclorados:** DDT, Metoxicloro, Clordano, Dicofol, BHC/HCH, Aldrin, Endosulfan, Heptacloro, Metoxicloro, Clordano, Dicofol;
- **compuestos organofosforados:** Paration, Malation, Monocrotofós, Clorpirifos, Quinalfos, Forato, Diazinon, Fenitrotión, Acefato, Dimetoato, Fentión, Isofenfos, Fosfamidón, Temefos, Triazophos;
- **carbamatos:** Aldicarb, Oxamilo, Carbarilo, Carbofuran, Carbosulfán, Metomilo, Metiocarb, Propoxur, Primicarb;
- **piretroides:** Aletrinas, Deltametrina, Resmetrina, Cipermetrina, Permetrina, Fenvalerato, Piretro;
- **neonicotinoides:** Acetamiprid, Imidacloprid, Nitenpiram, Tiametoxan;
- **compuestos de organoestaño:** Acetato de Trifenilestaño, Cloruro de Trivenilestaño, Hidróxido de Triclohexilestaño; Azociclotina;
- **compuestos organomercuriales:** Cloruro de Etilmercúrico, Bromuro de Fenil Mercurio;
- **fungicidas ditiocarbamados:** Zineb, Maneb, Mancozeb, Ziram;
- **compuestos de benzimidazol:** Benomil, Carbendazim, Tiofanato de Metilo;
- **compuestos de clorfenoxi:** 2,4-D, TCDD, DCPA, 2,4,5-T, 2,4-DB, MCPA, MCPP;
- **dipiridilios:** Paraquat, Diquat, y
- **diversos:** DNOC, Bromoxilo, Simazina, Triazamato

Algunos de los plaguicidas mencionados anteriormente son también contaminantes orgánicos persistentes (COP) y se discutirán más ampliamente a continuación.

Algunos plaguicidas también están asociados a la contaminación de suelos por metales pesados. El informe reciente del Grupo Técnico Intergubernamental de Suelos (GTIS) sobre el impacto de los productos para la protección de plantas en las funciones del suelo y los servicios ecosistémicos puso en realce el grave impacto de los fungicidas a base de cobre en gusanos y en la biomasa microbiana. Estos fungicidas se usan ampliamente en la viticultura orgánica para controlar las enfermedades fúngicas de las viñas (FAO y GTIS, 2017).

La persistencia, conducta y movilidad de los plaguicidas también son extremadamente variadas como lo son los mecanismos involucrados en su degradación y retención en los suelos (Figura 8): adsorción-desorción, volatilización, degradación química y biológica, absorción por las plantas y filtración (Aria-Estévez *et al.*, 2008).



Figura 8. Comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente. Fuente: Singh, 2012

1.4.4 | HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son un grupo de contaminantes orgánicos semi-volátiles persistentes.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos representan un amplio grupo de moléculas físicamente diferentes, constituidas por dos o más anillos de benceno no substituidos fusionados cuando se comparte un par de átomos de carbonos entre ellos. Los HAP más frecuentes son antraceno, fluoranteno, naftaleno, pireno, fenantreno y benzopireno (Lerda, 2011). La solubilidad en agua tan baja de los HAP y las lentas tasas de transferencia de masa con la fase sólida, pueden limitar su disponibilidad para los microorganismos, impidiendo así la atenuación natural por procesos microbianos. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos se acumulan en los suelos debido a su persistencia e hidrofobicidad y tienden a ser retenidos en el suelo durante períodos de tiempo prolongados. Por esta razón, la mayoría de los HAP son componentes de los COP y son diseminados en el aire, el agua, los suelos y los sedimentos (Lin *et al.*, 2013). Los HAP de bajo peso molecular, con dos o tres anillos, son volátiles y están presentes principalmente en la atmósfera, mientras que aquéllos de peso molecular medio y alto se dividen entre la atmósfera y las partículas, dependiendo de la temperatura (Srogi, 2007).

La combustión incompleta de carbón, gas, petróleo y basura; la pirólisis de materiales orgánicos por industrias, agricultura y tráfico; los procesos de alteración diagenética de la materia orgánica (MO) natural; la irrigación con aguas residuales a largo plazo; la reutilización de lodos residuales y el uso de fertilizantes en la producción agrícola, resultan todos ellos en altas concentraciones de HAP en los suelos agrícolas (Conte *et al.*, 2001) (Figura 9). Por ejemplo, en los bosques occidentales alemanes, los sitios de minería de lignito a cielo abierto fueron identificados como las principales fuentes de HAP con bajo peso molecular (Aichner *et al.*, 2013) mientras que Khalili *et al.* identificaron HAP de dos y tres anillos como los principales productos originados de fuentes de emisión múltiples, incluyendo hornos de coque, motores diésel y de gasolina y la combustión de madera (Khalili, Scheff y Holsen, 1995). Las emisiones del tráfico y la combustión de combustibles fósiles son las principales fuentes identificadas de HAP en las zonas urbanas (Fabia Ska *et al.*, 2016; Keyte, Harrison y Lammel, 2013).

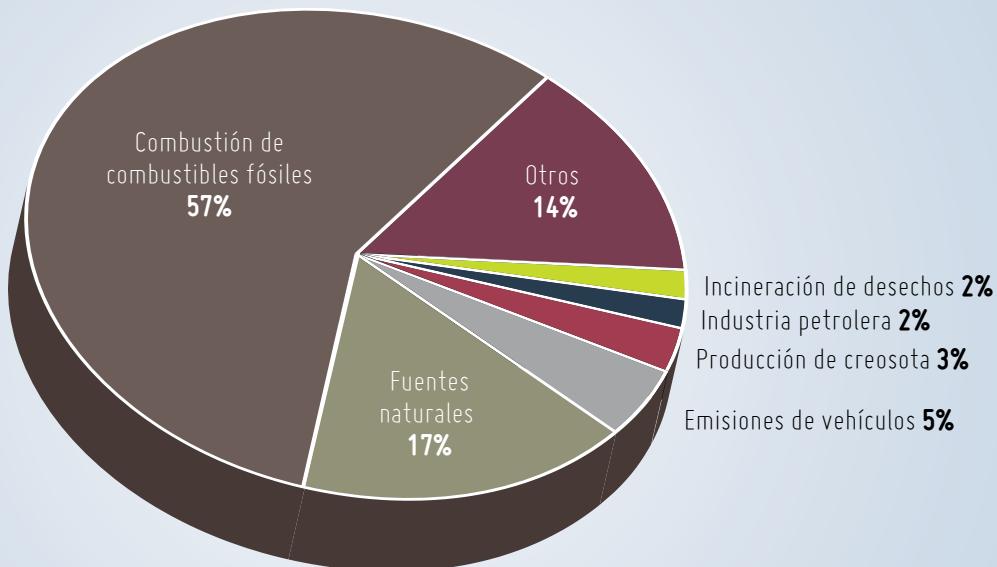


Figura 9. Fuentes de emisiones globales de HAP. Fuente Kuppusamy *et al.*, 2017.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos han llamado la atención debido a su alta toxicidad, su capacidad mutagénica y carcinógena y su amplia presencia en el medio ambiente (EFSA, 2008). Aunque existen muchos HAP, los científicos y los legisladores se han centrado en 16 compuestos que han sido identificados como carcinógenos (EC, 2011; US EPA, 1984). En fechas recientes, sin embargo, muchas partes interesadas apoyan la aplicación de regulaciones más amplias que incluyan no solamente otros HAP tóxicos sino también compuestos aromáticos heterocíclicos y derivados de alquilo (Andersson y Achten, 2015). En un análisis global del patrón de distribución de HAP en suelos, Wilcke descubrió que Alemania y la República Checa se encuentran más contaminados con HAP que todas las demás partes del mundo sujetas a estudio, como China, la Federación Rusa, Tailandia, Estados Unidos de América, Brasil y Ghana (Wilcke, 2007). En un estudio más reciente, Loganathan y Lam descubrieron concentraciones más altas de HAP en suelos de la India en comparación con las de África, la República Islámica de Irán, Brasil, la Federación Rusa, Canadá y Australia (Loganathan y Lam, 2012). Por lo tanto, los HAP son contaminantes omnipresentes en los suelos, pero su concentración varía dependiendo de la distancia de la fuente de contaminación, las propiedades del suelo y las condiciones climáticas.

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos que entran en el suelo pueden ser atenuados o degradados por una serie de procesos físico-químicos y biológicos como la volatilización y/o la foto-oxidación a la atmósfera, la sorción irreversible a la materia orgánica del suelo, lixiviación al agua subterránea, la pérdida abiotica (influencia de la fluctuación de la temperatura estacional diaria), la absorción por las plantas o la degradación microbiana (Okere, 2011; Šmídová *et al.*, 2012). La presencia de HAP en los alimentos no procesados es muy baja y se rige por su relativa solubilidad en agua y disolventes orgánicos. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos se acumulan en los tejidos lipídicos de plantas y animales, pero no tienden a acumularse en los tejidos vegetales con un alto contenido de agua. En general, se produce una transferencia limitada del suelo a las hortalizas de raíz (Abdel-Shafy y Mansour, 2016).

1.4.5 | PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS

Los contaminantes orgánicos persistentes (COP) son sustancias químicas que persisten en el medio ambiente, sufren bioacumulación a través de la cadena alimentaria y tienen efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente (PNUMA, 2011). Existen varios miles de COP y sus orígenes son numerosos, ya que han sido usados en la agricultura, en el control de enfermedades, en la manufactura y en muchos procesos industriales. Los COP incluyen compuestos aromáticos clorados y bromados como los policlorobifenilos (PCB) que han sido útiles en una variedad de aplicaciones industriales, por ejemplo, en transformadores eléctricos y grandes condensadores, como fluidos hidráulicos y de intercambio de calor, y como aditivos para pinturas y lubricantes; igualmente, los plaguicidas órgano-clorados como el DDT y sus metabolitos, que todavía se usan para controlar los mosquitos que transmiten la malaria en algunos lugares del mundo. Otros químicos, producidos de forma involuntaria, como las dioxinas (dibenzo-p-dioxinas y furanos policlorados) que resultan de algunos procesos industriales y de la combustión (incineración de desechos municipales y médicos y de la quema de residuos domésticos de patio trasero) también se incluyen en esta categoría (US EPA, 2014b).

Los contaminantes orgánicos persistentes son principalmente compuestos hidrofóbicos y lipofílicos y por tanto presentan gran afinidad con la materia orgánica y las membranas lípidas de las células y por ello pueden ser almacenados en tejido graso (Jones y de Voogt, 1999). La Convención de Estocolmo, un tratado global para proteger a los humanos y al medio ambiente contra la contaminación por COP, tiene una lista de más de 20 COP hasta ahora (Convención de Estocolmo, 2018). Los contaminantes orgánicos persistentes ingresan a la cadena alimentaria al acumularse en los tejidos grasos de los organismos vivos, y se concentran más a medida que pasan de un organismo al siguiente en un proceso conocido como “biomagnificación” (Vasseur y Cossu-Leguille, 2006). Los contaminantes orgánicos persistentes también tienen alta movilidad; pueden penetrar fácilmente en agua en su fase gaseosa durante el clima cálido y volatilizarse de los suelos hacia la atmósfera. Esto puede conducir posteriormente a su deposición a muchas millas de distancia del punto de liberación, a medida que las temperaturas se enfrián (Schmidt, 2010). Entre los ejemplos de contaminación de COP a través de la movilidad se incluye el descubrimiento de cantidades significativas de COP en regiones aisladas en el Ártico (AMAP, 1997; Muir y de Wit, 2010). Por regla general, cuanto más clorada esté la molécula, será menos soluble en agua y menos volátil. Los bifenilos policlorados son absorbidos en forma deficiente por las plantas, pero son susceptibles de bioacumulación por los animales, principalmente en el tejido adiposo y la leche humana (Passatore *et al.*, 2014).

Desde la publicación del libro *Silent Spring* (Primavera Silenciosa) (Carson, 2002), una multitud de estudios se ha centrado en los efectos de los COP sobre los organismos vivos y el medio ambiente (de Boer y Fiedler, 2013; Cetin, 2016; Muir y de Wit, 2010; Mwakalapa *et al.*, 2018; Prestt, Jefferies y Moore, 1970; Ratcliffe, 1970; Vasseur y Cossu-Leguille, 2006). Sin embargo, todavía existe una falta de información sobre la presencia de COP en suelos en los países en desarrollo (Filedler *et al.*, 2013). Puede esperarse que la contaminación por COP sea de importancia en los vertederos de los países en desarrollo de Asia, considerando el pobre manejo de los desechos municipales y el extenso uso de dichos químicos en el pasado (Minh *et al.*, 2006).

A finales de la década de los setenta la mayoría de los gobiernos habían prohibido la producción de los BPC, pero aún persiste una extensa contaminación ambiental (Figura 10) como consecuencia de derrames y filtraciones accidentales debido a su inadecuado transporte, almacenamiento y eliminación (Jones y de Voogt, 1999; Passatore *et al.*, 2014). A pesar de que su uso y producción se han reducido de forma significativa desde la adopción de la Convención de Estocolmo, los COP persisten en el ambiente, afectando la seguridad alimentaria, la salud y el medio ambiente durante muchas más generaciones (Odabasi *et al.*, 2016). El acuerdo global y los crecientes esfuerzos y la cooperación para eliminar los COP de los suelos son esenciales para impedir la futura contaminación de cosechas y animales.

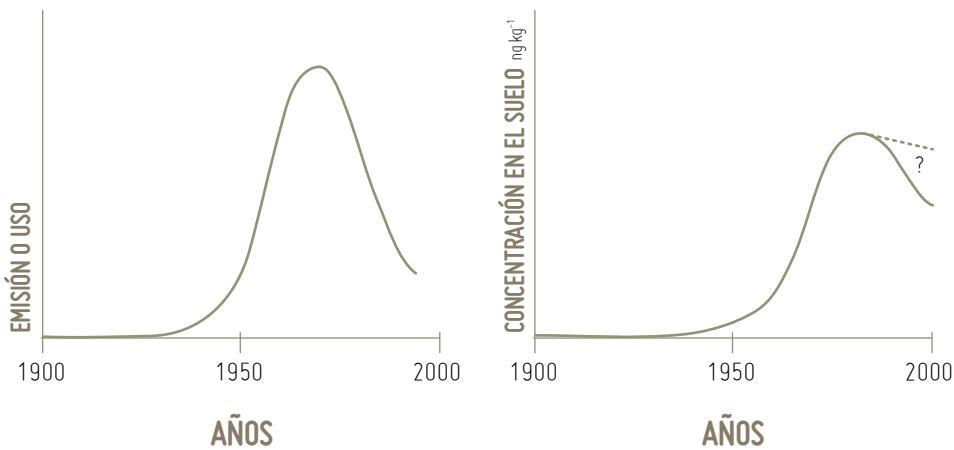


Figura 10. (a) Tasa de producción/uso de COPs en Norteamérica y Europa y (b) persistencia de COP en suelos.
Fuente: Jones y de Voogt, 1999.

Los suelos son el principal reservorio ambiental para estos contaminantes persistentes. En ellos, los COP forman enlaces estables con la materia orgánica del suelo, donde permanecen en forma no extraíble. Sin embargo, los cambios en las condiciones ambientales del suelo pueden modificar las tasas de división de los COP en el suelo, haciendo que se vuelvan fácilmente extraíbles. Por ejemplo, un aumento de 1° C en la temperatura del aire produce un aumento en la volatilización de los COP de los suelos del 8 por ciento (Komprda *et al.*, 2013). Las temperaturas frías favorecen la deposición de los COP (Guzzella *et al.*, 2011) y los suelos forestales pueden acumular COP durante largos períodos de tiempo debido a su alto contenido de carbono orgánico (Kukučka *et al.*, 2009). Las distribuciones latitudinales de estos compuestos (Figura 11) como consecuencia de los gradientes de temperatura han sido descritos como una respuesta a un “efecto de destilación global” (Wania y MacKay, 1996).

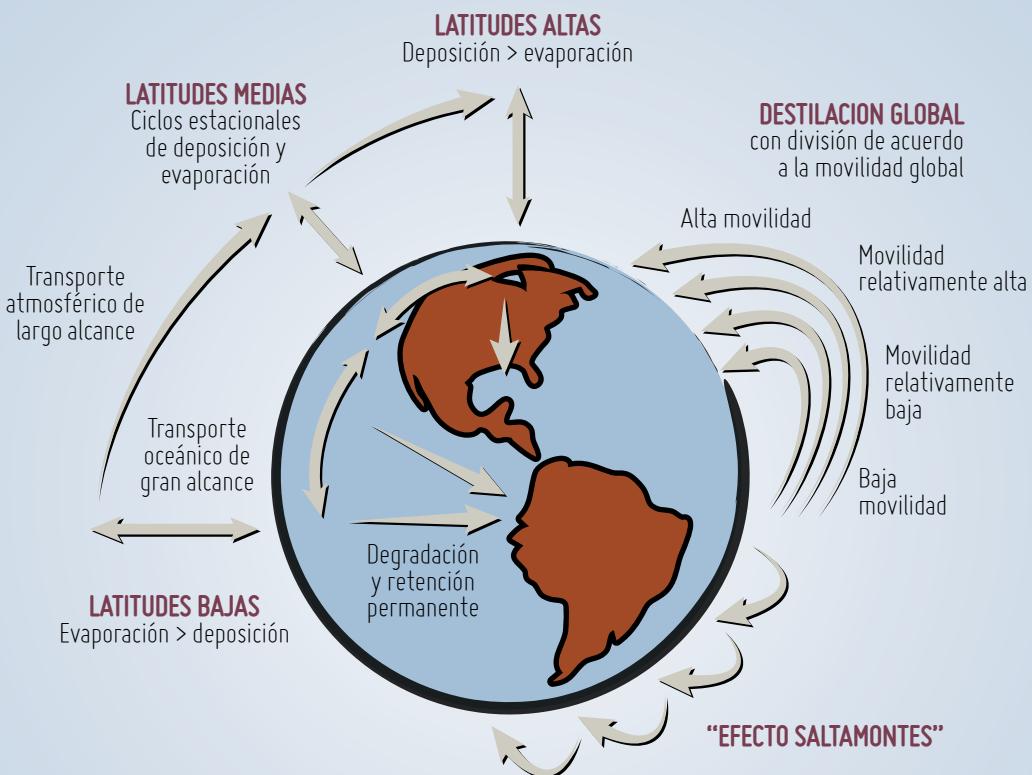


Figura 11. Progreso de migración de los COP. Fuente: Wania y MacKay. 1996.

Los compuestos alquílicos per- y poli-fluorados (CAPPF) representan una clase de químicos hechos por el hombre que están llamando la atención recientemente por su abundancia en el medio ambiente. Su presencia ha sido confirmada en suelos, agua y sangre humana en todo el planeta (Giesy y Kannan, 2001; Kannan *et al.*, 2004; Rankin *et al.*, 2016). Los CAPPF han sido utilizados extensamente durante las últimas décadas en operaciones de entrenamiento militar (en espumas para extinción de incendios y chapado metálico) (Lindstrom, Strynar y Libelo, 2011) y en usos comerciales (como en la producción de Gore-TexTM y TeflonTM) (Bossi, Dam y Rigét, 2015). Se incluyen en esta categoría diversos compuestos químicos; son altamente resistentes a la degradación y se bioacumulan en la cadena alimentaria dando como resultado la biomagnificación (Giesy y Kannan, 2001, Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, 2014c). Los CAPPF fueron incluidos en la Convención de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes en 2009 por sus efectos potencialmente dañinos en la salud humana y su alta persistencia en el organismo, que se ha estimado en 100 días en ratas de laboratorio, pero en más de cinco años en humanos (Wang *et al.*, 2009).

1.4.6 | RADIONÚCLIDOS

Los radionúclidos están presentes en el medio ambiente tanto de forma natural como de origen antropogénico (Mehra *et al.*, 2010; Navas, Soto y Machín, 2002). La emisión de radiación ionizante durante la desintegración de átomos activos es la principal ruta de contaminación de los radionúclidos, considerando su prolongada vida media (Tabla 2).

Tabla 2. Características de los mayores radionúclidos que se presentan en el suelo. Fuente: Zhu y Shaw, 2000.

Isótopo	Vida media (años)	Radiación principal	Se presenta principalmente en
^{14}C	$5,7 \times 10^3$	β^-	Forma natural y en reactor nuclear
^{40}K	$1,3 \times 10^9$	β^-	Forma natural
^{90}Sr	28	β^-	Reactor nuclear
^{134}Cs	2	β^-, γ	Reactor nuclear
^{137}Cs	30	β^-, γ	Reactor nuclear
^{239}Pu	$2,4 \times 10^4$	α , X-rays	Reactor nuclear

Los radionúclidos de origen natural y antropogénico más comunes encontrados en suelos son ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , ^{90}Sr y ^{137}Cs (Walova, Kandler y Wallner, 2012). Las fuentes antropogénicas de contaminación nuclear incluyen las consecuencias globales de los ensayos de armas nucleares atmosféricas durante los decenios centrales del siglo pasado, las operaciones realizadas por instalaciones nucleares y la industria no nuclear (por ej., centrales eléctricas de carbón, manejo y disposición de desechos nucleares y minería de minerales radioactivos (Ćujić *et al.*, 2015), fertilizantes minerales (Schnug y Lottermoser, 2013; Ulrich *et al.*, 2014; Van Kauwenbergh, 2010) y accidentes nucleares (Isla de las Tres Millas, Estados Unidos de América (1979); Chernóbil, Ucrania, Repúblicas Socialistas Soviéticas (1986); Goiânia, Brasil (1987); Tokaimura (1999) y Fukushima (2011) Japón).

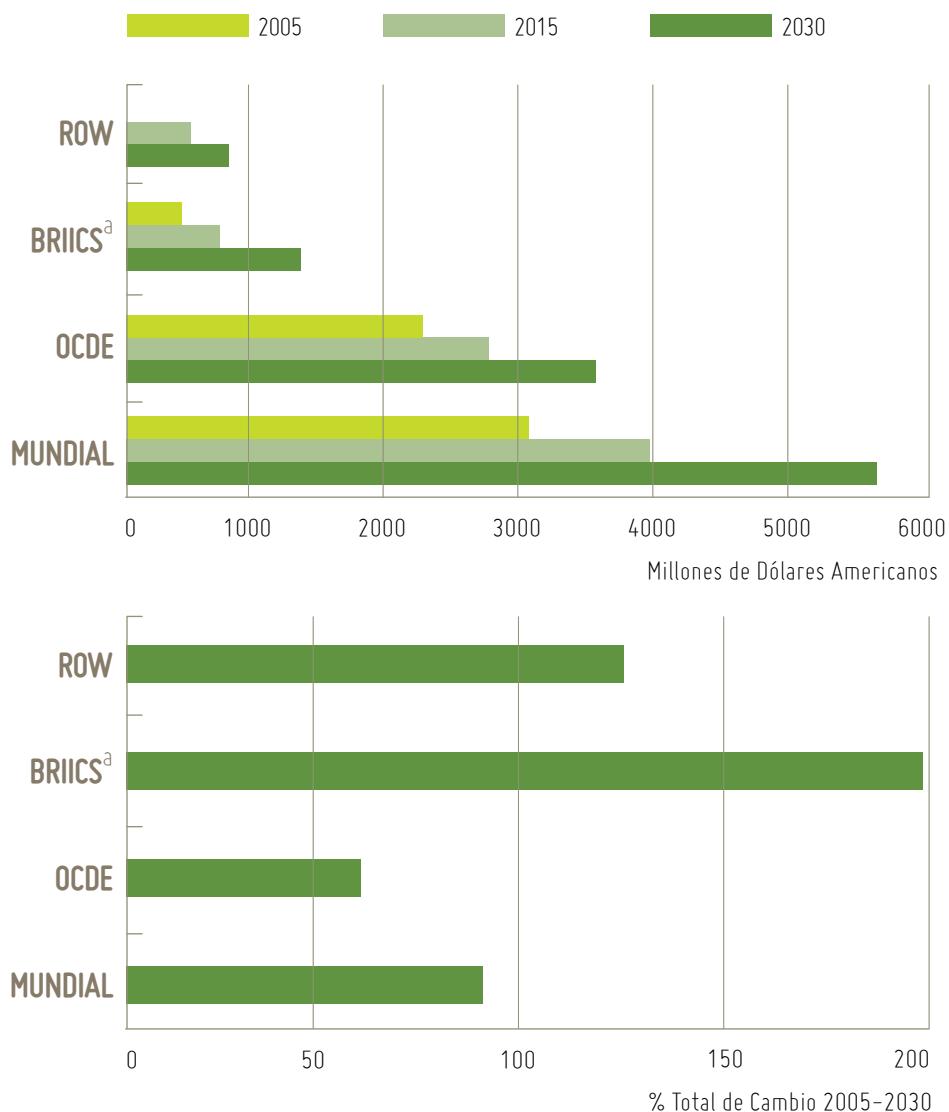
Los radionúclidos en el suelo son absorbidos por las plantas, confiriéndoles disponibilidad para una mayor redistribución dentro de la cadena alimentaria (Zhu y Shaw, 2000). Por ejemplo, después del accidente de Fukushima, se ha llevado a cabo una estricta vigilancia de los productos agrícolas para garantizar la salubridad alimentaria (Nihei, 2013). La vigilancia demostró una rápida disminución en el contenido de radionúclidos en los productos vegetales pero también descubrió que los radionúclidos seguían estando biodisponibles en los suelos mucho después de la contaminación inicial (Absalom *et al.*, 1999; Falciglia *et al.*, 2014; Yablokov, Nesterenko y Nesterenko, 2009). Aunque se recomienda ampliamente la remoción del suelo superficial después de un accidente radioactivo mayor, esto puede resultar imposible en zonas extensas ya que generaría una gran cantidad de desechos radioactivos. Por dicha razón, las áreas agrícolas son frecuentemente abandonadas durante muchos años. Deben aplicarse medidas correctivas agrícolas para reducir la transferencia de radionúclidos a la cadena alimentaria y facilitar el retorno de los suelos potencialmente afectados a su uso agrícola (Vandenhove y Turcanu, 2011). También se ha hecho un análisis de la transferencia de radionúclidos a productos alimenticios de origen animal (Howard *et al.*, 2009; Štrok y Smodiš, 2012), pero los mecanismos involucrados todavía no son totalmente claros o no han sido bien comprendidos.

1.4.7 | CONTAMINANTES EMERGENTES

Los contaminantes emergentes (CE) se refieren a un gran número de químicos que son sintéticos o que se presentan naturalmente y que han aparecido recientemente en el medio ambiente y no son monitoreados comúnmente (Geissen *et al.*, 2015). Tienen el potencial de ingresar al medio ambiente y producir efectos adversos, conocidos o presuntos, sobre la ecología o la salud humana. Los contaminantes emergentes bien podrían convertirse en contaminantes de preocupación emergente, ya que nuevos hechos o información han demostrado que están planteando un riesgo para el medio ambiente y la salud humana (Sauvé y Desrosiers, 2014). Los contaminantes emergentes abarcan químicos como los productos farmacéuticos, los disruptores endócrinos, las hormonas y las toxinas, entre otros, y los contaminantes biológicos como los micro-contaminantes en suelos que incluyen bacterias y virus.

La producción antropogénica de químicos ha experimentado un rápido crecimiento en todo el mundo desde la década de los setenta. En la Unión Europea, la industria química produjo 319 millones de toneladas de químicos peligrosos y no peligrosos en 2016. De éstos, se estimó que 117 millones de toneladas eran peligrosas para el medio ambiente (EUROSTAT, 2018). Las proyecciones indican que la producción global aumentará cada año aproximadamente en 3,4 por ciento hasta 2030 (Figura 12), y los países no pertenecientes a la OCDE contribuirán todavía más a esta producción en el futuro (OCDE, 2008). La producción y el uso de químicos peligrosos se han reducido a lo largo de los últimos diez años; sin embargo, las incertidumbres que aún persisten y la falta de información de muchos países en desarrollo, hacen imposible concluir que los riesgos para el medio ambiente y la salud humana han sido reducidos con éxito.





a) Incluye a Indonesia y Sudáfrica

Figura 12. Proyección de producción de químicos por región para el periodo 2005–2030. Fuente OCDE 2008.

Como ejemplo, propiedades como la conducta de adsorción de los productos farmacéuticos puede variar ampliamente entre diferentes tipos de suelo ya que su aparición tanto en forma ionizada como no ionizada afecta su interacción con diferentes compuestos del suelo (ter Laak *et al.*, 2006). La abundancia de un gran número de contaminantes emergentes potencialmente tóxicos en el medio ambiente refuerza la necesidad de comprender mejor su aparición, destino e impacto ecológico (Petrie, Barden y Kasprzyk-Hordern, 2015).

Como las fuentes de los CE son variadas y numerosas, su naturaleza y sus propiedades físicas y químicas también son diversas. Estas incluyen volatilidad, polaridad, capacidad de adsorción, persistencia y su interacción con el medio ambiente. Los principales grupos de contaminantes orgánicos emergentes que afectan los suelos agrícolas se describen a continuación.

Los productos farmacéuticos y para el cuidado personal (PFCP) son una clase de contaminantes químicos emergentes que han sido usados extensamente durante décadas. Existen más de 4000 productos farmacéuticos y químicos, incluyendo fármacos, agentes de diagnóstico, cosméticos, fragancias, suplementos nutricionales y aditivos usados en muchos artículos de limpieza para el hogar. Muchos PFCP son compuestos biológicamente activos (Boxall *et al.*, 2012), diseñados para interactuar con los procesos hormonales o los tejidos vivos; por esta razón, es importante conocer el destino, los efectos y riesgos potenciales cuando son liberados al medio ambiente.

Desde los últimos años de la década de los noventa, ha sido reportada cada vez con mayor frecuencia en todo el mundo, la detección de PFCP en matrices ambientales (Buser, Poiger y Müller, 1999; Hamscher *et al.*, 2004, Heberer, 2002; Jones, Voulvouli y Lester, 2001). Los PFCP ingresan a las corrientes urbanas de aguas residuales, pero no son eliminados eficientemente mediante las tecnologías de tratamiento convencionales (Miège *et al.*, 2009) y terminan acumulándose en los lodos. Se ha descubierto que los biosólidos municipales son un reservorio para muchos PFCP y su aplicación en el suelo como fertilizantes puede introducir estos compuestos al medio ambiente, causando daño a los microorganismos beneficiosos y afectando los ciclos de los nutrientes. Se dispone de información limitada sobre las concentraciones de PFCP en suelos enmendados con biosólidos, aun cuando su persistencia en el suelo es importante (Wu, Spongberg y Witter, 2009. Wu *et al.*, 2010). Otro problema asociado a los PFCP es la presencia de agentes antimicrobianos y su potencial para promover la resistencia bacteriana en el medio ambiente (Walsh *et al.*, 2003).

Los posibles efectos de la exposición a largo plazo a los PFCP continúan siendo relativamente desconocidos, pero eventualmente pueden resultar en toxicidad crónica para el suelo y los organismos acuáticos (Chalew y Halden, 2009). La presencia de PFCP ha sido vinculada al desarrollo de bacterias resistentes a los antibióticos, a la feminización de los peces machos y a la genotoxicidad en organismos acuáticos (Daughton y Ternes, 1999). Es necesario hacer más estudios de campo para desarrollar una evaluación de riesgos confiable para los PPCP (Walters, McClellan y Halden, 2010) así como para las bacterias y los genes resistentes a los antimicrobianos (Sun *et al.*, 2018). La Asamblea General de las Naciones Unidas ha reconocido la necesidad de abordar la resistencia antimicrobiana y reducir los residuos antimicrobianos en los suelos (Naciones Unidas, 2016).

La presencia e implicaciones de los residuos de antibióticos en el medio ambiente es una preocupación emergente. Los antibióticos, los fungicidas y otras drogas son ingeridas diariamente por los humanos y se administran extensivamente al ganado para promover el crecimiento y reducir o prevenir enfermedades. Es bien sabido que los productos farmacéuticos son absorbidos después de ser administrados y sufren reacciones metabólicas (por ej.: hidroxilación, división o gluconización) para producir metabolitos que pueden ser aún más dañinos que los compuestos originales o ser transformados nuevamente en los compuestos activos originales (Díaz-Cruz y Barceló, 2005). Grandes fracciones de los medicamentos no son asimilados ni metabolizados y son excretados en heces u orina. Por lo tanto, las medicinas son liberadas continuamente a las aguas residuales urbanas y mediante el estiércol animal. Cuando el estiércol y los lodos residuales son aplicados a las tierras agrícolas como fertilizantes, o cuando las aguas residuales tratadas se usan para irrigación agrícola, las cosechas son expuestas a los antibióticos que pueden persistir en los suelos de unos pocos a varios cientos de días. Se ha documentado que ciertos antibióticos, específicamente las tetraciclinas, la amoxicilina y las fluoroquinolonas pueden ser absorbidas por las plantas de cultivo (Azanu *et al.*, 2016), mientras que otros PFCP, como el miconazol (fungicida) y la fluoxetina (antidepresivo), no se encuentran presentes en las cosechas, a pesar de su persistencia en el suelo (Gottschall *et al.*, 2012).

Los plastificantes son aditivos usados para aumentar la flexibilidad o plasticidad, como el bisfenol A (BPA por sus siglas en inglés) o los ftalatos, y son particularmente reconocidos como disruptores endocrinos (Ghisari y Bonefeld-Jorgensen, 2009). Los plastificadores ya han sido prohibidos o reglamentados en forma más estricta (CRF, 2017; CE 2006; NICNAS, 1989, Tw EPA, 2014). Los ésteres de ftalato (PAE por sus siglas en inglés) son ampliamente usados como plastificantes y están presentes en muchos productos como aceites lubricantes, partes de automóviles, pinturas, pegamentos, repelentes de insectos, películas fotográficas, perfumes y empaques para alimentos. Los PAE y los BPA se encuentran en muchos suelos agrícolas cerca de zonas urbanas o periurbanas, procedentes de la aplicación de lodos residuales, del uso agrícola de películas plásticas, del uso de aguas residuales urbanas para irrigación o por deposición atmosférica (Tran *et al.*, 2015; Zeng *et al.*, 2008). Se sabe que los ftalatos y BPA compiten con las hormonas endógenas en la unión con sus receptores específicos o causando daño a su síntesis y metabolismo (Craig, Wang y Flaws, 2011). Se han detectado tanto ftalatos como BPA en alimentos y en humanos y ya han sido incluidos en la lista de agentes tóxicos en las regulaciones internacionales (Gobierno Australiano, 2018, CE, 2006, UNECE, 2011, EPA EU, 2012, Yen, Lin-Tan y Lin, 2011).

Otros dos grupos importantes de contaminantes emergentes son las nanopartículas manufacturadas (NPM) y los sub-productos de tratamientos. El número de productos que contiene o requiere de NPM ha aumentado en gran medida en las últimas décadas y están presentes en más de mil productos, incluyendo aditivos en pinturas, cosméticos, textiles, papeles, plásticos y alimentos (Fiorino, 2010). También se usan en textiles para producir telas autolimpiables, repelentes al agua y el polvo, y resistentes a los antimicrobianos, los rayos ultravioletas y a la abrasión. Las nanopartículas manufacturadas se aplican deliberadamente en restauración de suelos con el fin de reducir el impacto tanto de los contaminantes orgánicos como de los inorgánicos y también son liberadas involuntariamente en el suelo a través de otras vías diversas (Pan y Xing, 2012).

El comportamiento y las interacciones de los NPM con la matriz del suelo y con las excreciones biológicas y los microorganismos (Figura 13) todavía no han sido comprendidos del todo (Nel *et al.*, 2006). Esto se debe a la falta de información disponible sobre sus propiedades, como la solubilidad, la conformación física, la forma y la carga superficial. La transformación de las nanopartículas manufacturadas antes y después de su ingreso al medio ambiente, como sucede con las modificaciones superficiales por ácidos húmicos, las interacciones con cationes y la disolución, pueden controlar su destino en el medio ambiente (Liang *et al.*, 2013). Consecuentemente el manejo de riesgos del EP sigue siendo fragmentado y estático (Geissen *et al.*, 2015). Los sub-productos de tratamiento son generados cuando el tratamiento del agua (potable o aguas residuales) generan nuevos productos a partir de la reacción entre los reactivos y los componentes de la matriz o cuando las reacciones de los contaminantes objetivo son incompletas y se generan algunos sub-productos que pueden tener cierta toxicidad residual (Handy *et al.*, 2008).

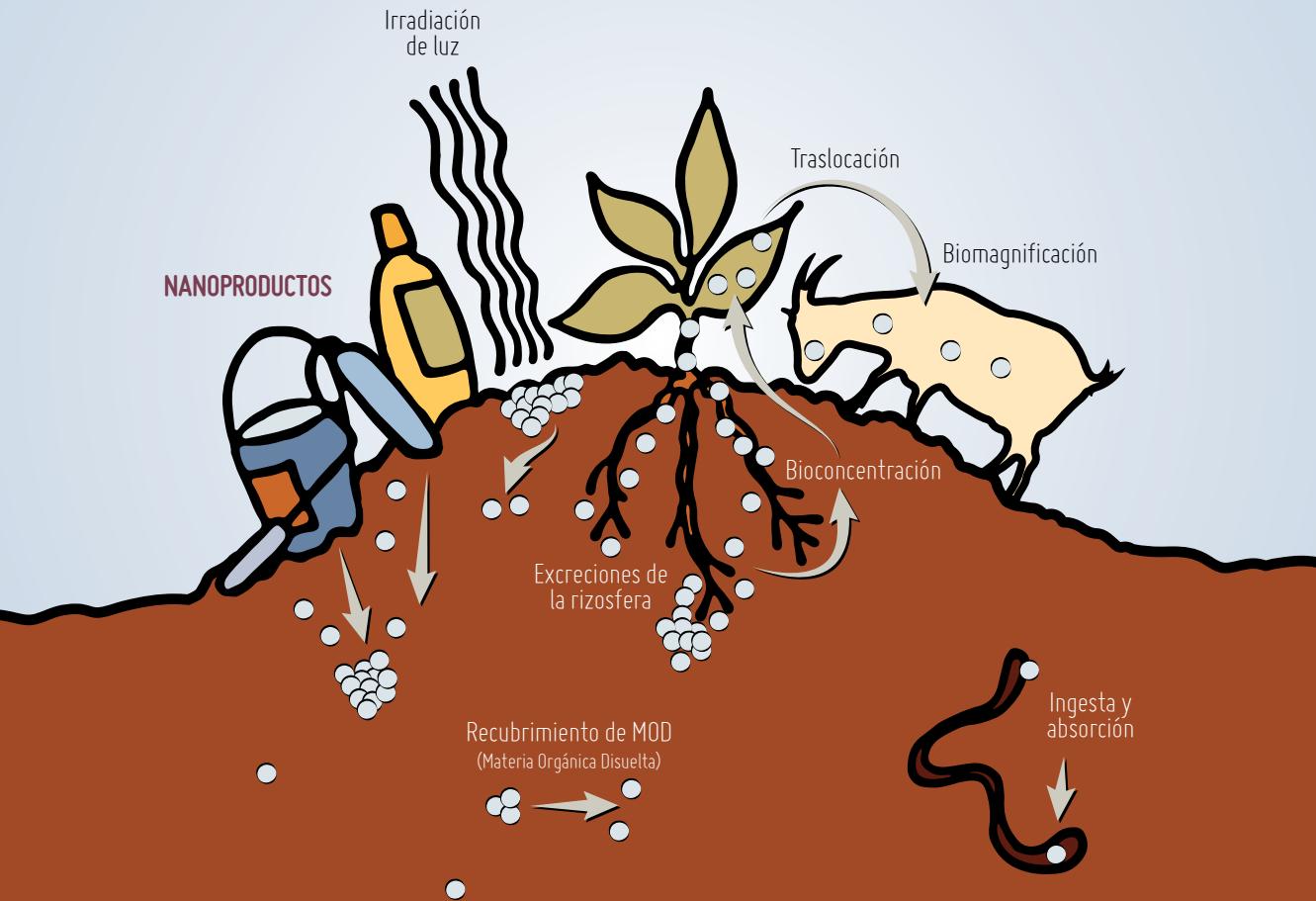


Figura 13. Procesos químicos y biológicos de las nanopartículas manufacturadas en el suelo. Fuente: Pan y Xing, 2012

Las nanopartículas manufacturadas tienen un efecto tóxico sobre los organismos a través de cuatro mecanismos principales: la generación de especies reactivas del oxígeno que causan estrés oxidativo; la alteración de las propiedades de permeabilidad de la membrana celular, lo que interfiere con las actividades fisiológicas; la alteración del proceso de transferencia de electrones y finalmente, la modificación de la conformación de las proteínas, que perturba la transferencia de bioseñales y la formación de los genes (Pan y Xing, 2012).

Las preocupaciones por la seguridad del suministro y la interrupción del ciclo bioquímico del fósforo han promovido la búsqueda de productos nuevos, más sostenibles y comercializables. Los nuevos enfoques de una economía circular promueven el uso de fertilizantes orgánicos y de fertilizantes basados en residuos, como la estruvita (precipitado de amonio-magnesio procedente de las corrientes de aguas residuales, fertilizante de liberación lenta), el biocarbón o las cenizas (de los lodos residuales). Estas nuevas categorías de productos fertilizantes tienen por objeto reciclar los nutrientes que de otra forma se hubieran perdido. Sin embargo, aún no se han establecido normas de calidad para estos productos que garanticen su aplicación segura a la tierra y las cosechas. Éstos pueden contener metales pesados y residuos similares a los PFCP (hormonas, etc.) con efectos adversos sobre el medio ambiente. Se predice que su producción y comerciabilidad aumentarán globalmente en una a dos décadas. La Unión Europea, por ejemplo, está abordando este nuevo desafío mediante la adopción de un nuevo plan de acción sobre la economía circular (CE, 2015) y planea regular, entre otras cosas, el contenido de contaminantes en el marco del Nuevo Reglamento de Fertilizantes de la Unión Europea (Vollaro, Galioto y Viaggi, 2017).

1.4.8 | MICROORGANISMOS PATÓGENOS

Debido a la vasta biodiversidad y biomasa de los organismos, con más de 10 000 especies por metro cuadrado y toneladas de biomasa bacteriana por hectárea (Comisión Europea, Centro Conjunto de Investigación e Iniciativa Global sobre Biodiversidad del Suelo, 2016), existe una gran competitividad por los recursos en el suelo. Algunos organismos han desarrollado defensas químicas excretando compuestos que pueden matar o interferir con el crecimiento de otros microorganismos que se encuentran con estos compuestos. De estos organismos, la vasta mayoría no plantea ninguna amenaza para la salud humana, sino que funciona para proveer numerosos servicios ecosistémicos que surgen a través de la multitud de interacciones complejas entre los organismos del suelo y el suelo mismo. Algunos de estos organismos, sin embargo, pueden ser dañinos para los humanos al causar enfermedades transmitidas por el suelo. Actúan como patógenos oportunistas que se benefician de individuos susceptibles, como aquellos inmunodeprimidos, o como patógenos obligados que deben infectar a los humanos para completar su ciclo de vida (Van der Putten *et al.*, 2010). Algunos de estos organismos pueden ser capaces de vivir en el suelo durante extensos períodos de tiempo antes de infectar a los humanos que entran en contacto con suelos contaminados, mientras que otros requieren que la infección ocurra más o menos de inmediato una vez que abandonan al huésped anterior.

Van der Putten *et al.*, definieron las enfermedades humanas transmitidas por el suelo como “enfermedades humanas resultantes de cualquier patógeno o parásito cuya transmisión puede proceder del suelo, aun en ausencia de otros individuos infecciosos” (Van der Putten *et al.*, 2011). Presentaron una lista exhaustiva de patógenos, diferenciando entre aquéllos que son verdaderos organismos del suelo (organismos patógenos edáficos) y los que pueden sobrevivir en los suelos durante períodos prolongados de tiempo como estructuras resistentes a pesar de que sean patógenos obligados (patógenos transmitidos por el suelo) (Tabla 3).

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Tabla 3. Enfermedades infecciosas producidas por el suelo (en negritas) y sus agentes causantes (itálicas)

Fuente: Van der Putten *et al.*, 2011.

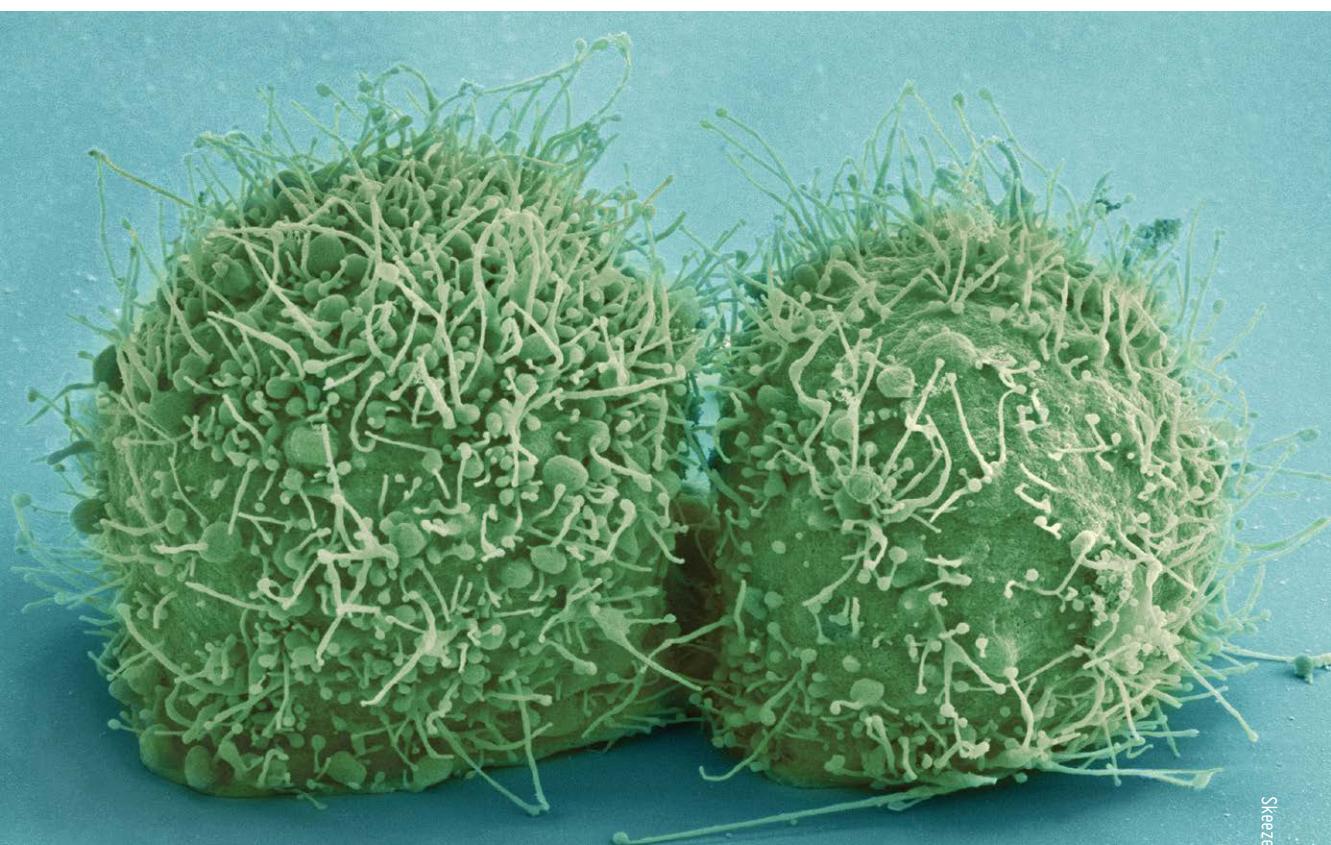
Organismos patógenos edáficos	Patógenos Transmitidos por el Suelo
Actinomicetona (por ej. <i>Actinomyces israelii</i>)	Poliovirus
Antrax: <i>Bacillus anthracis</i>	Hantavirus
Botulismo: <i>Clostridium butulinum</i>	Fiebre Q: <i>Coxiella burnetii</i>
Campilobacteriosis: por ej. <i>Campylobacter jejuni</i>	Enfermedad de Lyme: <i>Borrelia sp.</i>
Leptospirosis: por ej. <i>Leptospira interrogans</i>	Ascariasis: <i>Ascaris lumbricoides</i>
Listeriosis: <i>Listeria monocytogenes</i>	Anquilostoma: por ej. <i>Ancylostoma duodenale</i>
Tétanos: <i>Clostridium tetani</i>	Enterobiasis (Lombriz intestinal)
Tularemia: <i>Francisella tularensis</i>	Estrongiloidiasis: por ej. <i>Strongyloides stercoralis</i>
Gas Gangrena: <i>Clostridium perfringens</i>	Tricuriasis (Tricocéfalos): <i>Trichuris trichiura</i>
Yersiniosis: <i>Yersinia enterocolitica</i>	Echinococcosis: por ej. <i>Echinococcus multilocularis</i>
Aspergilosis: <i>Aspergillus sp.</i>	Triquinelosis: <i>Trichinella spiralis</i>
Blastomicosis: por ej. <i>Blastomyces dermatitidis</i>	Amebiasis: <i>Entamoeba histolytica</i> Balantidiasis: <i>Balantidium coli</i>
Coccidioidomicosis: por ej. <i>Coccidiodes immitis</i>	Cryptosporidiosis: por ej. <i>Cryptosporidium parvum</i>
Histoplasmosis: <i>Histoplasma capsulatum</i>	Ciclosporiasis: <i>Cyclospora cayetanensis</i>
Esporotricosis: <i>Sporothrix schenckii</i>	Giardiasis: <i>Giardia lamblia</i>
Mucormicosis: por ej. <i>Rhizopus sp</i>	Isosporiasis: <i>Isospora belli</i>
Micotoma: por ej. <i>Nocardia sp.</i>	Toxoplasmosis: <i>Toxoplasma gondii</i>
Estrongiloidiasis: por ej. <i>Strongyloides stercoralis</i>	Shigelosis: por ej. <i>Shigella dysenteriae</i> , <i>Pseudomonas Aeruginosa</i> , <i>Escherichia coli</i>
	Salmonelosis: por ej. <i>Salmonella enterica</i>

Algunos patógenos pueden proceder de las heces animales, y el suelo representa la principal vía de contaminación a través del contacto dérmico o el contacto con agua y alimentos contaminados (Ercumen *et al.*, 2017). Los helmintos, un tipo de gusanos parásitos, están presentes en las heces humanas y contaminan el suelo en áreas con higiene pobre. La Organización Mundial de la Salud (OMS) estimó que 2,000 millones de personas están infectadas por helmintos transmitidos por el suelo en todo el mundo (OMS, 2001b). Prácticas agrícolas inseguras como la irrigación con aguas residuales domésticas no tratadas y las enmiendas del suelo con estiércol de ganado tratado incorrectamente son usadas muy comúnmente por pequeños agricultores, principalmente en los países en desarrollo, pero éstas son prácticas que también pueden afectar a los países desarrollados (Allende y Monaghan, 2015; Ongeng *et al.*, 2011; du Plessis, Duvenage y Korsten, 2015; Scallan *et al.*, 2011). El consumo de frutas y verduras crudos o mínimamente procesados como la lechuga, la espinaca y la zanahoria ha aumentado de manera importante debido a su importancia para una dieta saludable. Sin embargo, cuando se producen usando prácticas inadecuadas pueden convertirse en una fuente de patógenos entéricos según lo demostró el número creciente de infecciones humanas asociadas al consumo de productos frescos (Beuchat, 2002; Ingham *et al.*, 2004). El contacto con suelos contaminados ha sido identificado como fuente potencial de contaminación alimentaria (Khandaghi, Razavilar y Barzgari, 2010).

1.4.9 | BACTERIAS Y GENES RESISTENTES A LOS ANTIMICROBIANOS.

Bacteria are very adaptable genetically, and when confronted repeatedly with antibiotics, mutational changes can occur, changes that lead to resistance to the antibiotic. The increased and widespread use of antibiotics is therefore developing antibiotic-resistant bacteria in the environment (Rensing and Pepper, 2006). The other way microbes can become resistant is through the transference of foreign antibiotic resistant genes (Rensing and Pepper, 2006) naturally present in soils or from bacteria introduced by agricultural practices (e.g. animal husbandry, human wastewater disposal, improperly composted manures) or from domesticated and wild animal faecal droppings to the soil microbiome communities (FAO, 2016). Antimicrobial resistance (AMR) is one of the major issues facing society: AMR infections currently claim around 50 000 lives each year in Europe and the United States of America, and by 2050, if the issue is not tackled, it has been predicted that they will kill more people than cancer, and cost, globally, more than the size of the current global economy (O'Neill, 2014). The recent worldwide enrichment and spread of highly resistant pathogenic bacteria in the micro-biosphere has largely been driven by human activities, including the extensive use and misuse of antibiotics in human and veterinary medicine and in agriculture (Witte, 1998).

Antimicrobials are often administered to livestock for growth promotion, prophylaxis, and disease treatment (Joy *et al.*, 2013). Estimated global antimicrobial consumption in the livestock sector in 2010 was 63 151 tonnes (FAO, 2016). However, a substantial portion of the antimicrobials administered to livestock are not absorbed by the animals (Sarmah, Meyer and Boxall, 2006). Once animal manure is applied to the land, the fate of manure-originating antimicrobials in soil and their subsequent transport by runoff will also be affected by the compounds' sorption properties to soil particles (Sassman and Lee, 2005).



1.5 | INTERACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES CON LOS COMPONENTES DEL SUELO

Uno de los principales servicios ecosistémicos provistos por el suelo es el filtrado, amortiguación y transformación de los contaminantes inorgánicos y orgánicos. Esta función esencial garantiza la buena calidad de las aguas subterráneas y una producción segura de alimentos (Blum, 2005). Cuando los contaminantes ingresan al suelo, sufren procesos físicos, fisicoquímicos, microbiológicos y bioquímicos que los retienen, reducen o degradan.

Entre las características importantes del suelo que afectan el comportamiento de los contaminantes están la mineralogía del suelo y el contenido de la arcilla (textura del suelo); la cantidad de materia orgánica del suelo (MOS); el pH (acidez) del suelo; los niveles de humedad y la temperatura. Las propiedades de los contaminantes son también muy importantes e incluyen el tamaño, forma, estructura molecular, solubilidad, distribución de cargas y naturaleza ácido-base de la molécula (Gevao, Semple y Jones, 2000).

1.5.1 | ADSORCIÓN DE LOS CONTAMINANTES

La adsorción es un proceso mediante el cual las moléculas de un fluido interactúan con un sólido y son retenidas en el sólido durante un tiempo (Navarro, Vela y Navarro, 2007). La adsorción puede ser de naturaleza química (como sucede con el enlace iónico y de hidrógeno) o puramente físico (como sucede con las fuerzas van der Waals).

Los iones o moléculas que son cargados positivamente (catiónicos) participan en un intercambio de cationes en las superficies cargadas. La materia orgánica del suelo (MOS) y los minerales de arcilla son la fuente de los sitios de intercambio de cationes en el suelo, y la capacidad del intercambio catiónico (CIC) de diversas fracciones de MOS y de los tipos de minerales de arcilla difieren enormemente. Los iones o moléculas cargados negativamente (aniónicos) están generalmente unidos más débilmente al suelo y reaccionan con la MOS principalmente a través de puentes de hidrógeno y el intercambio de ligandos (Gevao, Semple y Jones, 2000). Los estados de oxidación de algunos iones o moléculas pueden pasar de estados catiónicos a neutrales o aniónicos en respuesta al pH de la solución del suelo; por lo tanto, su adsorción en el suelo depende del pH. Además, algunas moléculas pueden ganar o perder protones y por tanto mostrar un comportamiento ácido o básico; la adsorción de estas moléculas también depende del pH. Finalmente, los cambios ante la presencia o ausencia de oxígeno debido a las condiciones cambiantes de la humedad del suelo (es decir, el estado de oxidación-reducción de los suelos) también origina cambios en los estados de oxidación de algunos iones y compuestos y puede ser un importante control de la movilidad de estos contaminantes.

Los puentes de hidrógeno representan un importante mecanismo de adsorción para los pesticidas no iónicos que presentan polaridad (por ej.: distribución asimétrica de carga eléctrica en una molécula). Muchos plaguicidas son tanto no iónicos como no polares y reaccionan con la MOS a través de fuerzas físicas van der Waals. Estas fuerzas son las más potentes para los iones que están en contacto cercano con la superficie o pueden adherirse a la superficie; por tanto, el tamaño y estructura del plaguicida constituyen un importante control en su adsorción (Gevao, Semple y Jones, 2000). Igualmente, las moléculas no polares no son atraídas hacia las moléculas de agua y por tanto son típicamente insolubles en ésta (es decir, hidrofóbicas). Algunos compuestos no polares e hidrofóbicos experimentan reacciones extensas y complejas con la MOS que conducen a su secuestro a largo plazo. Por ejemplo, el DDT es altamente insoluble y tiene una fuerte afinidad con la MOS, lo que explica en parte la gran persistencia del DDT en el medio ambiente (Mansouri *et al.*, 2017).

Es posible hacer algunas generalizaciones bien establecidas sobre la adsorción de los contaminantes y las propiedades del suelo. En primer lugar, el contenido de materia orgánica en el suelo (especialmente el contenido de humus altamente reactivo) es el principal regulador de la adsorción. La materia orgánica del suelo ofrece tanto sitios cargados para las reacciones iónicas como estructuras altamente complejas que aumentan los procesos de adsorción. La materia orgánica disuelta también puede interactuar con las nanopartículas cambiando sus propiedades superficiales y su estado de agregación, incrementando con ello la movilidad y biodisponibilidad de las nanopartículas (Pan y Xing, 2012; Wang *et al.*, 2011). En segundo lugar, el contenido de arcilla y la naturaleza de los minerales de arcilla tienen un fuerte control secundario sobre la adsorción. Estudios realizados en todo el mundo han demostrado que la fracción fina del suelo muestra una mayor tendencia a la adsorción iónica que los suelos de grano grueso. Como la fracción fina contiene partículas de suelo con grandes áreas superficiales como los minerales de arcilla, los oxihidróxidos de hierro y manganeso y los ácidos húmicos (Bradl, 2004). El tipo de mineral de arcilla presente es importante al comparar suelos de una región templada con los de los trópicos –el suelo de los trópicos puede estar altamente erosionado, con arcillas de baja actividad cuya carga es altamente dependiente del pH (Lewis *et al.*, 2016)–. En tercer lugar y derivado de las primeras dos generalizaciones, los suelos arenosos con bajo contenido de materia orgánica presentan un riesgo particular para la filtración de contaminantes debido a la escasez de lugares de adsorción.

1.5.2 | BIODISPONIBILIDAD, MOVILIDAD Y DEGRADACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

La biodisponibilidad se refiere a las interacciones físicas, químicas y biológicas que determinan la exposición de los organismos a los químicos asociados a los suelos (Comité sobre la Biodisponibilidad de Contaminantes en Suelos y Sedimentos, 2002).

Metales

La capacidad de adsorción del suelo tiene un efecto importante en la biodisponibilidad de los metales pesados y los metaloides. La captación biológica de metales por la biota del suelo y las plantas ocurre sólo cuando los metales están en forma iónica. Muchos metales se presentan en formas catiónicas simples (Tabla 4), pero algunos como el As y el Cr forman oxianiones más complejos. Los metales son adsorbidos sobre la superficie de materia orgánica muy fina en los suelos (humus), minerales de arcilla, oxihidróxidos de Fe y Mn y algunas sales escasamente solubles como el carbonato de calcio (Morgan, 2013). Se observó una afinidad similar entre los minerales de arcilla y los radionúclidos (van der Graff *et al.*, 2007). Los metales también forman compuestos complejos a través de interacciones con moléculas orgánicas; el Cu tiene una afinidad particular para la formación de dichos compuestos (Morgan, 2013).

Muchos procesos de adsorción de metales son dependientes del pH. La adsorción es más alta en suelos menos ácidos, mientras que las condiciones ácidas favorecen la desorción y la liberación de los metales de nuevo a la solución. Las condiciones anaeróbicas causadas por la saturación de agua también pueden resultar en la desorción de algunos metales.

La adición de enmiendas orgánicas e inorgánicas es muy efectiva para reducir la biodisponibilidad de los metales pesados en los suelos al aumentar el número de sitios de unión y modificar el pH del suelo (Puschenreiter *et al.*, 2005). Entre estas enmiendas se encuentra la compostura, los biosólidos (lodos de depuradora), el estiércol y los subproductos de las actividades industriales. Estas medidas pueden tener muchas implicaciones positivas para el medio ambiente y al mismo tiempo contribuir a la reducción de los desechos. La aplicación de cal aumenta el pH del suelo y reduce la absorción de los metales por las cosechas (Knox *et al.*, 2001).

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Tabla 4. Especies dominantes para los contaminantes metálicos más comunes en suelos. Fuente: Logan (2000).

Elemento	Símbolo	Especies Dominantes en Suelos
Arsénico	As	AsO_3^{2-} , AsO_4^{3-}
Cadmio	Cd	Cd^{2+}
Cromo	Cr	Cr^{3+} , CrO_4^{2-}
Cobre	Cu	Cu^{2+}
Mercurio	Hg	Hg^{2+} , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$
Níquel	Ni	Ni^{2+}
Plomo	Pb	Pb^{2+}
Zinc	Zn	Zn^{2+}

Radionúclidos

El contenido de arcilla, el pH y la materia orgánica también desempeñan un importante papel en la adsorción del ^{137}Cs y otros radionúclidos en los suelos (Absalom, Young y Crout, 1995; Rigol, Vidal y Rauret, 2002). Los microorganismos desempeñan un importante papel en los cambios geoquímicos para los radionúclidos al catalizar las transformaciones químicas en el subsoilo (Turick, Knox y Kuhne, 2013).

El coeficiente de reparto o de partición (K_d) se utiliza para describir la propensión de un radionúclido a ser adsorbido; valores bajos de K_d indican una adsorción más baja del radionúclido.

El cesio no es muy reactivo químicamente y tiene un comportamiento similar en los suelos al del potasio. Tiene una biodisponibilidad mayor en suelos con un contenido bajo de arcilla y en suelos con un alto contenido de caolinita ($K_d = 240$ a 290) pero está fuertemente ligado a minerales de arcillas illíticas ($K_d = 6\,300$ a $8\,300$) (Turick, Knox y Kuhne, 2013).

El yodo tiene múltiples estados de óxido-reducción y por tanto muestra un comportamiento complejo; los estados de oxidación $-I$, $+5$ y el iodo molecular, I_2 , son de gran importancia en los sistemas ambientales. Los valores K_d para suelos minerales fluctúan entre $0,04$ y 81 (Turick, Knox y Kuhne, 2013) y por lo tanto la adsorción de I en los suelos es baja. La adsorción de las especies del yodo parece estar controlada en parte por la MOS y en parte por los óxidos de hierro y aluminio; la adsorción aumenta bajo condiciones más ácidas.

Para el uranio, los estados $+4$ y $+6$ son los más importantes desde una perspectiva biológica. El uranio en el estado $+4$ es casi insoluble y en gran parte inmóvil, mientras que el estado $+6$ es soluble y móvil en el medio ambiente. La adsorción del uranio es fuertemente dependiente del pH. Por ejemplo, para las reacciones entre el U y el mineral apatita, el valor para K_d es 668 a un pH de 4 y $24\,660$ a un pH de 7 (Turick, Knox y Kuhne, 2013).

El plutonio tiene una geoquímica compleja y puede existir en estados de oxidación $+3$, $+4$, $+5$ y $+6$. Generalmente se une fácilmente a las superficies de la matriz del suelo y por tanto queda inmovilizado. También es dependiente del pH, con una adsorción máxima a un pH de 6 (Turick, Knox y Kuhne, 2013).

Plaguicidas

Existe un rango muy grande en la composición y estructura química de los plaguicidas y por tanto en sus interacciones con los componentes del suelo (Gevaao, Semple y Jones, 2000). El coeficiente de distribución (K_d) es la concentración del plaguicida adsorbido por el suelo dividido entre la concentración en la solución. Un valor más alto para el K_d indica que el plaguicida es adsorbido más fuertemente. En muchos suelos la cantidad de materia orgánica presente controla en gran medida la capacidad de adsorción del suelo, y el coeficiente de adsorción (K_{oc}) se calcula dividiendo el valor K_d entre la cantidad de carbono orgánico en el suelo. Cuanto más alto sea el valor K_{oc} , la adsorción del químico será más fuerte y por lo tanto menos móvil será en el medio ambiente. Generalmente, los plaguicidas con altos valores K_{oc} como el glifosato y el endosulfán, y especialmente el DDT, serán relativamente inmóviles, pero otros factores entran en juego (Tabla 5). Por ejemplo, Dores *et al.*, observaron que a pesar de un K_{oc} relativamente alto, tuvo lugar una filtración de endosulfán en los suelos brasileños que examinaron (Dores *et al.*, 2016); atribuyeron esto a trayectorias de flujo preferenciales en los suelos.

Tabla 5. Valores para el coeficiente de adsorción K_{oc} de la literatura.

Fuente: Waughope *et al.*, 2002 excepto para 1 (Farenhorst *et al.*, 2008) y² (Dores *et al.*, 2016).

Químico	K_{oc} mL g ⁻¹	Químico	K_{oc} mL g ⁻¹
2,4-D	20–32	α -Endosulfán ²	8 725–31 992
Atrazina	163–172	β -Endosulfán ²	8 186–31 992
Carbofurán	29,4	Glifosato ¹	10 891–14 863
Clortiamida	98–107	Lindano	10 811–13 400
Clorpirifos ²	1 671–2 896	Malatióñ	20
Dicamba	2,2	Paraquat	20 000
DDT	243 000		

La diversidad y la actividad microbiana, especialmente las bacterias y los hongos, también determinarán la biodisponibilidad de los contaminantes, ya que los microorganismos pueden degradar y transformar ciertos contaminantes, liberando subproductos y afectando a su toxicidad y movilidad (Burgess, 2013). Aunque la mayoría de los plaguicidas tienen novedosas estructuras previamente inéditas en la naturaleza, algunos pueden ser metabolizados por los microorganismos (Topp, 2003). Una vez que se han identificado los microorganismos que pueden degradar los plaguicidas, éstos pueden ser utilizados para inocular y descontaminar los suelos contaminados mediante un proceso de biorremediación.

Igualmente, ha quedado demostrado que las condiciones aeróbicas o anaeróbicas tienen un efecto importante en la persistencia y biodisponibilidad de los contaminantes. Ying, Yu y Kookana, por ejemplo, observaron que la biodegradación del triclocarbán y tricosán, dos antimicrobianos comúnmente presentes en los productos de cuidado personal, ocurre bajo condiciones aeróbicas, pero no bajo condiciones anaeróbicas, donde la persistencia es mucho más prolongada (Ying, Yu y Kookana, 2007). Las bacterias de degradación responsables de la degradación anaeróbica de los compuestos clorados, necesitan tiempo para adaptarse a los productos químicos de interés (Brahushi *et al.*, 2004) y esta adaptación parece ocurrir más rápidamente cuando el contaminante está presente en altas concentraciones, según se observó en dos suelos contaminados adyacentes en los Países Bajos (Middeldorp *et al.*, 2005).

Contaminantes orgánicos persistentes

Por definición los COP son resistentes a la degradación en el suelo debido a factores como una fuerte adsorción, la hidrofobicidad o una estructura que es resistente a la degradación microbiana. Los policlorobifenilos son hidrofóbicos, no polares e inertes, como sucede con los DDPC y los SPFAs. Para los HAP, su grado de hidrofobicidad y reactividad química disminuye con el aumento del peso molecular. Por lo tanto, es difícil hacer una generalización sobre su destino (Burgess, 2013).

Nitrógeno y fósforo

Las diferentes formas de N y su biodisponibilidad y movilidad están muy bien establecidas (Cameron, Di y Moir, 2013). El nitrógeno se encuentra disponible en cuatro formas principales en el suelo: a) en la MOS, b) en los organismos y microorganismos del suelo, c) como iones de amonio (NH_4^+) unidos a las partículas del suelo y d) en formas de N mineral en la solución de suelo incluyendo NH_4^+ , nitratos (NO_3^-) y pequeñas cantidades de nitritos (NO_2^-) (Cameron, Di y Moir, 2013). Las formas disponibles para la absorción por las plantas son el nitrato en suelos aeróbicos y el amonio en los humedales inundados o en suelos ácidos (Krapp, 2015). Como compuesto aniónico, el NO_3^- no es absorbido con fuerza y la lixiviación del nitrato de los suelos representa tanto una pérdida de fertilidad como una amenaza para el medio ambiente y para la salud humana. El nitrato en el agua potable ha sido asociado a metahemoglobinemias en bebés y con cáncer y enfermedades cardíacas (Cameron, di y Moir, 2013). El nitrógeno también se pierde del suelo en forma de gas. La volatilización del amonio está asociada a adiciones de fertilizante de N y con la deposición de orina y heces animales, y el potente gas de efecto invernadero N_2O es liberado en diferentes puntos del ciclo del N, pero las mayores emisiones ocurren por la desnitrificación en suelos saturados.

El fósforo en el suelo existe primordialmente en forma de ortofosfato ($\text{HPO}_4^{2-}, \text{H}_2\text{PO}_4^-$) y en formas orgánicas; también se presenta absorbido, formando complejos superficiales con los óxidos de Fe y Al, otros minerales y con la materia orgánica. El fósforo es fuertemente retenido por la fase sólida y transportado junto con las partículas erosionadas y a través del transporte de estiércol y desechos humanos (Yuan *et al.*, 2018). Las pérdidas de fósforo de las tierras de cultivo por erosión y escorrentía son las principales contribuyentes a los sistemas acuáticos: Yuan estima que las pérdidas de P procedentes de las tierras de cultivo y que terminan en el agua dulce son de 10,4+5,7 Tg P/año y las pérdidas naturales debidas a la erosión en 7,6+3,3 Tg P/año. En su estudio sobre las fuentes de P en los ríos británicos, Civan *et al.* encontraron que las fuentes puntuales de P regularmente contienen cantidades mayores de ortofosfato y más fósforo biológicamente disponible, mientras que las fuentes difusas generalmente fueron absorbidas por partículas (procedentes de la escorrentía de las granjas, el purín de los cerdos y la erosión de los campos) (Civan *et al.*, 2018). En términos generales, se encontró una disminución del 60 por ciento en la concentración media de P reactivo en los ríos británicos desde el máximo observado en 1985, lo que atribuyen a las medidas tomadas en plantas de tratamiento de aguas residuales.





2 | LOS IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO EN LA CADENA ALIMENTARIA Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

La población mundial, que según las predicciones superará los 9 mil millones de habitantes para 2050, requerirá del abasto de alimentos y agua suficientes y de buena calidad (Godfray *et al.*, 2010; McBratney, Field y Koch, 2014). En palabras de Dubois (Dubois, 2011), para 2050 la producción de alimentos se incrementará 70 por ciento en todo el mundo y 100 por ciento en los países en desarrollo, en comparación con los niveles de producción de 2009. Las proyecciones más recientes de la FAO indican que la producción mundial de alimentos crecerá un 60 por ciento entre 2005/07 y 2050 de acuerdo con su escenario de referencia, lo que según datos e información actualizados representa un ajuste a la baja con respecto al incremento de 70 por ciento proyectado para el mismo periodo en 2009. (*World Agriculture Towards 2030/2050: The 2012 revision ESA E Working Paper No. 12-03* <http://www.fao.org/economic/esa/esag/en/>). La cantidad y la calidad nutricional de los alimentos contribuyen a la salud humana. El 95 por ciento de la producción de alimentos depende del suelo (Oliver y Gregory, 2015; FAO, 2015), pero sólo los suelos sanos pueden prestar los servicios ecosistémicos necesarios y asegurar el abasto de alimentos y fibra. La prestación de servicios ecosistémicos ha sido objeto de mucha atención y se define como “la capacidad de procesos y componentes naturales para suministrar bienes y servicios que de manera directa o indirecta satisfagan las necesidades humanas” (Groot, 1992). La seguridad alimentaria se define como “la disponibilidad, acceso, utilización y estabilidad del abasto de alimentos”. La contaminación del suelo reduce la seguridad alimentaria al disminuir el rendimiento agrícola debido a los niveles tóxicos de contaminantes y al hacer que los cultivos producidos sean inseguros para el consumo (FAO y GTIS, 2015).

2.1 | CONTAMINACIÓN DEL SUELO, ABSORCIÓN POR LAS PLANTAS Y CONTAMINACIÓN DE LA CADENA ALIMENTARIA

La figura 14 muestra las vías de contaminación dentro de la cadena alimentaria causada por la transferencia de contaminantes del suelo a través de las plantas.

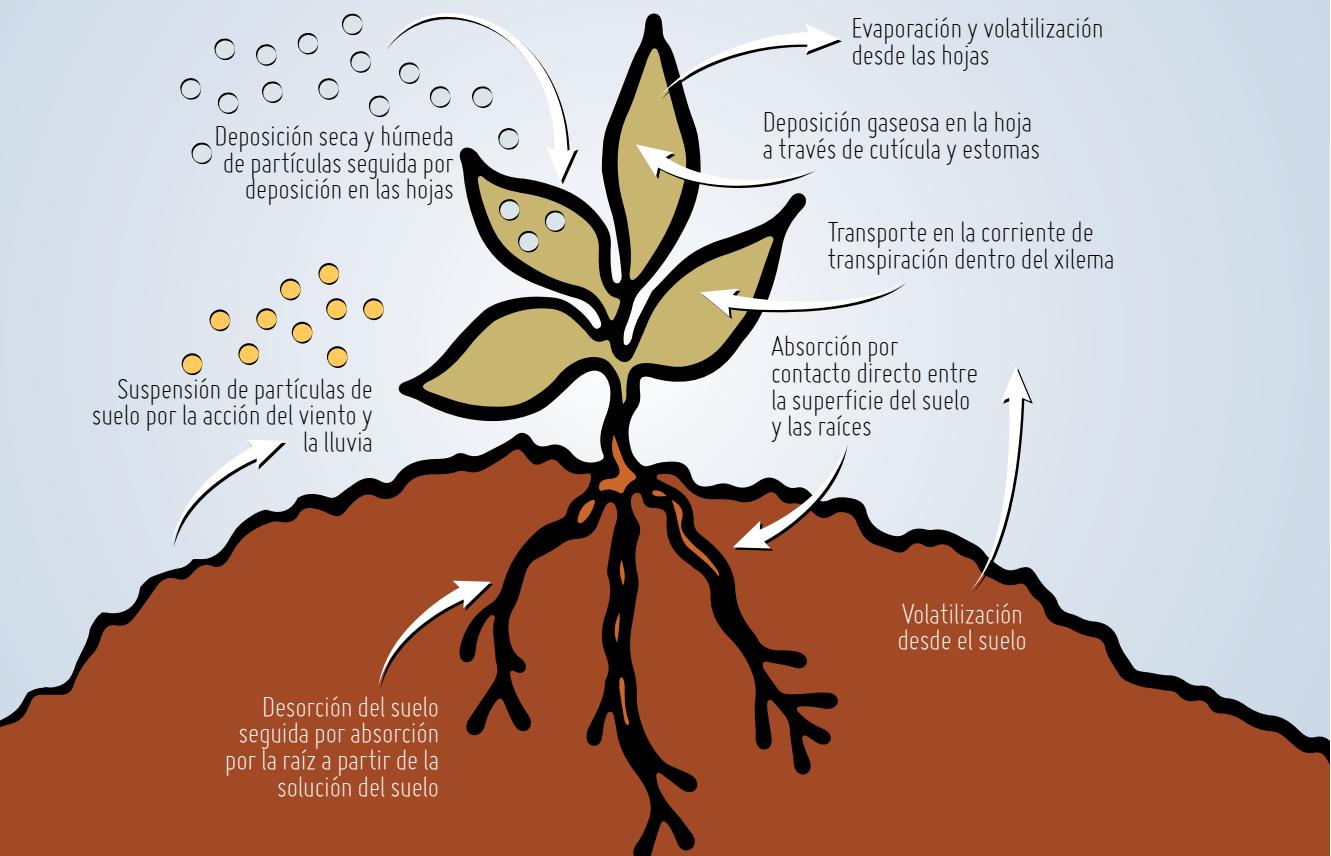


Figura 14. Principales vías de absorción de contaminantes del suelo por las plantas (adaptada de Collins, Fryer y Grosso, 2006).

Si un contaminante, a pesar de ser altamente tóxico para las plantas en concentraciones bajas, no se traslada con facilidad a brotes, frutos o tubérculos al punto de representar un riesgo para animales y seres humanos, es poco probable que ingrese a la cadena alimentaria y se convierta en un riesgo. Hace casi 40 años que Chaney denominó a este concepto “barrera suelo-plantas” para metales y metaloides (Chaney, 1980). Chaney definió cuatro grupos de metales que ingresan a la cadena alimentaria al aplicar lodos de aguas residuales al suelo, en función de su peligro para la salud humana (Tabla 6).

Tabla 6. Metales/metaloides clasificados en grupos según su potencial de riesgo para la cadena alimentaria a través de la absorción por las plantas. Adaptado a partir de: Chaney, 1980.

Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Plata (Ag)	Mercurio (Hg)	Boro (B)	Arsénico (As)
Cromo (Cr)	Plomo (Pb)	Cobre (Cu)	Cadmio (Cd)
Estaño(Sn)		Manganeso (Mn)	Cobalto (Co)
Titanio (Ti)		Molibdeno (Mo)	Molibdeno (Mo)
Itrio (Y)		Níquel (Ni)	Selenio (Se)
Zirconio (Zr)		Zinc (Zn)	Talio (Tl)

El Grupo 1 comprende aquellos elementos con bajo riesgo de contaminación de la cadena alimentaria, ya que no son absorbidos por las plantas al ser poco solubles en el suelo, lo que se traduce en una absorción y transferencia insignificante por la vegetación. Si un alimento presenta concentraciones elevadas de estos elementos, dicha situación por lo general indica contaminación directa por acumulación de tierra o polvo. El Grupo 2 incluye elementos fuertemente adheridos a las superficies del suelo, y a pesar de que pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas, no se trasladan con facilidad a los tejidos comestibles y por lo tanto presentan riesgos mínimos para la salud humana. Sin embargo, estos elementos podrían representar un riesgo para animales herbívoros (o humanos) en caso de ingestión de suelo contaminado. El Grupo 3 lo componen aquellos elementos que las plantas absorben con facilidad, pero que son fitotóxicos a concentraciones que representan poco riesgo para la salud humana. Conceptualmente, la “barrera suelo-plantas” impide que estos elementos contaminen la cadena alimentaria. El Grupo 4 está formado por aquellos elementos con mayor riesgo de contaminación de la cadena alimentaria, ya que llevan riesgos para la salud humana o animal a concentraciones en los tejidos de las plantas que en general no son fitotóxicas. Chaney originalmente clasificó el As en el Grupo 2, pero investigaciones realizadas a lo largo de los últimos 20 años han demostrado que en los sistemas de producción de arroz por anegamiento existe riesgo de transferencia de As a la cadena alimentaria debido a condiciones de bajo redox en las tierras anegadas. Esto incrementa la solubilidad del As facilitando su absorción por el arroz y por ese motivo ahora se le debe clasificar como un elemento de alto riesgo dentro del Grupo 4. La contaminación del suelo con As y Cd es quizás el riesgo más generalizado para la cadena alimentaria en todo el mundo (Grant *et al.*, 1999; McLaughlin, Parker y Clarke, 1999); en el sureste de Asia, por ejemplo, existen vastas áreas de suelos contaminados con As (Meharg, 2004) y Cd (Hu, Cheng y Tao, 2016).

En algunas partes de China se cultivan granos en suelos contaminados con metales pesados y a menudo sucede que los granos producidos en estas tierras se contaminen a su vez con esos metales. De acuerdo con el Diálogo de China, cada año se eliminan alrededor de 12 millones de toneladas de granos contaminados, a un costo para los agricultores de ese país de hasta 20,000 millones de CNY, o aproximadamente 2,570 millones de dólares estadounidenses (Lynn, 2017).

El exceso de metales pesados en el suelo, como arsénico, cadmio, plomo y mercurio, también puede alterar el metabolismo de las plantas y disminuir la productividad de los cultivos, ejerciendo presión en última instancia en las tierras de labranza. Al ingresar a la cadena alimentaria, estos contaminantes también crean riesgos para la seguridad alimentaria, los recursos hídricos, los medios de vida rurales y la salud humana. La absorción y transferencia de metales hacia tejidos aéreos están condicionadas por diferencias genéticas y fisiológicas de las plantas (Chen, Li y Shen, 2004), así como por la concentración de metales en el suelo y el tiempo de exposición (Rizwan *et al.*, 2017; Tozsér, Magura y Simon, 2017). Una vez que los metales penetran en los tejidos vegetales, pueden interferir con varios procesos metabólicos, reduciendo el crecimiento de la planta, causando toxicidad y por último la muerte de la misma. Los principales efectos que se han observado son el decremento en índices de germinación, daño por oxidación, menor elongación de raíces y brotes y alteraciones en el metabolismo de azúcares y proteínas (Ahmad y Ashraf, 2011). Altos niveles de plomo, por ejemplo, aceleran la producción de especies reactivas del oxígeno, causando daño a la membrana lipídica y a la clorofila, lo que conduce a la alteración de los procesos fotosintéticos y al crecimiento general de la planta (Najeeb *et al.*, 2017). El cadmio se puede acumular en diferentes tejidos comestibles (Baldantoni *et al.*, 2016), provocando menor crecimiento de raíces, tallo y hojas, reduciendo la fotosíntesis neta y la eficiencia del uso del agua y alterando la absorción de nutrientes (Rizwan *et al.*, 2017).

Los radionucleidos también pueden presentar un posible riesgo para la calidad de los alimentos en caso de deposición atmosférica en el suelo de radionucleidos provenientes de accidentes de energía nuclear, o de adición de radionucleidos al suelo por medio de fertilizantes o de residuos y subproductos de la industria nuclear (Mortvedt, 1994). En la década de 1950 se identificó por primera vez el potencial de transferencia de radionucleidos del suelo a las plantas y a la cadena alimentaria tanto en áreas restringidas en donde se habían realizado pruebas con armas nucleares como en áreas afectadas por la deposición de lluvia radiactiva provocada por las pruebas con bombas. El accidente nuclear de Chernóbil de 1986 provocó una contaminación generalizada del suelo con radionucleidos (principalmente ^{131}I , ^{134}Cs y ^{137}Cs) (Bell, Minski y Grogan, 1988). El suelo absorbió contaminantes que pasaron a los cultivos de forrajes y después a animales de pastoreo y llevó a que se impusieran restricciones a la venta y sacrificio de ovejas de áreas afectadas del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (Smith *et al.*, 2000). La contaminación generalizada de la cadena alimentaria por los mismos radionucleidos tuvo también lugar después del accidente nuclear de Fukushima en Japón (Berends y Kobayashi, 2012).

En comparación con metales, metaloides y radionucleidos, la huella mundial de los suelos altamente contaminados con contaminantes orgánicos es mucho menor; en este caso la contaminación de la cadena alimentaria se localiza alrededor de centros industriales o urbanos y surge de la reutilización de desechos en el suelo y como legado del uso o eliminación de sustancias químicas orgánicas persistentes y bioacumulativas (principalmente organocloros (OC), policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD), policlorodibenzofuranos (PCDF) y sustancias poli y perfluoroalquiladas (PFAS)). Los niveles de contaminación del suelo generalmente son más bajos que con los metales/metaloides, por lo general en concentraciones menores a mg/kg, en especial en el caso de dioxinas, furanos y compuestos de PFAS.

La vía de absorción de los contaminantes orgánicos hasta llegar a la cadena alimentaria depende de las propiedades del contaminante orgánico en cuestión —principalmente su volatilidad, hidrofobicidad y solubilidad en agua—. Los contaminantes orgánicos hidrofílicos con baja volatilidad (como las PFAS) ingresan a la cadena alimentaria sobre todo mediante absorción por la raíz y transporte a las partes comestibles (Navarro *et al.*, 2017). Por su parte, los contaminantes hidrofóbicos volátiles (como dioxinas, furanos y bifenilos policlorados (BPC)) tienden a acumularse en la cadena alimentaria por medio de absorción atmosférica, ya que por lo general están fuertemente adheridos al suelo

(Collins, Fryer y Grosso, 2006; Simonich y Hites, 1995). No obstante, algunas especies de plantas pueden acumular estos compuestos absorbiéndolos del suelo (Huelster, Mueller y Marschner, 1994). Sun *et al.*, lograron cuantificar contaminantes orgánicos y sus residuos en plantas midiendo la absorción de residuos de ^{14}C (Sun *et al.*, 2018). Numerosos estudios han demostrado la absorción de residuos de plaguicidas a través de varias vías principales. Estos residuos se incorporan a los tejidos vegetales y se transfieren al consumidor final (Randhawa *et al.*, 2014). Sin embargo, a diferencia de metales y metaloides, la incidencia y gravedad de los efectos negativos en la salud humana causados por la contaminación del suelo con sustancias químicas orgánicas está mucho menos documentada o demostrada, quizás por la menor extensión de suelos afectados por este tipo de contaminantes y porque los niveles de contaminación generalmente son más bajos.

La deposición atmosférica y el intercambio de gases a través de los estomas son los principales mecanismos de absorción de COPs por las plantas; posteriormente los contaminantes se trasladan a otros tejidos de la planta y se acumulan en sus ceras y lípidos hidrofóbicos (Odabasi *et al.*, 2016). La cantidad de COPs que las raíces pueden absorber del suelo es limitada, ya que estos contaminantes están fuertemente adheridos a las partículas del suelo (Collins, Fryer y Grosso, 2006). Por esa razón, los suelos pueden considerarse como depósito y fuente de COPs de baja y mediana volatilidad, que pueden ingresar a la cadena alimentaria una vez que las plantas los absorben de la atmósfera. La eficiencia de absorción de COPs a lo largo del tracto gastrointestinal y su dinámica de almacenamiento y liberación están íntimamente ligadas a la del almacenamiento y metabolismo de las grasas (Sweetman, Thomas y Jones, 1999).

2.2 | IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO CAUSADA POR LA AGRICULTURA EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Según informes, el ingreso de contaminantes de manera directa (descarga de efluentes al suelo) o indirecta (riego de cultivos con agua contaminada) contamina vastas extensiones de suelos y aguas subterráneas, afectando tanto a la producción de cultivos como a la salud humana y animal a través de la contaminación de los alimentos (Saha *et al.*, 2017).

Insumos agrícolas como fertilizantes, plaguicidas, antibióticos presentes en abono animal o los utilizados para la prevención de enfermedades y el tratamiento de infecciones en plantas son los principales contaminantes potenciales en tierras de cultivo y plantean retos especiales debido a los constantes cambios en las fórmulas químicas utilizadas (AMS, 2017). La intensificación de la agricultura para producir alimentos, fibra y biocombustibles suficientes ha dado lugar a un patrimonio de suelos contaminados. En China, el contenido de metales pesados ha crecido de manera considerable en los últimos 30 años, con valores que oscilan entre 48 por ciento para Zn a más de 250 por ciento si comparamos el Cd con sus niveles de referencia de 1990 (Zeng, Li y Mei, 2008). Sin embargo, aún no se comprende del todo la transferencia de contaminantes del suelo a las plantas y la pregunta de “¿los alimentos producidos en suelos más sanos también son más nutritivos?” precisa de pruebas científicas más contundentes para que los legisladores, gobiernos y usuarios de la tierra se sumen a la aplicación de prácticas sostenibles y respetuosas del medio ambiente y dejen atrás enfoques más mercantiles.

2.2.1 | FERTILIZANTES SINTÉTICOS

Las prácticas agrícolas modernas aceleran la contaminación del suelo por el uso intensivo de fertilizantes y plaguicidas para aumentar la productividad y reducir las pérdidas en las cosechas. Cuando los contaminantes alcanzan altos niveles en el suelo, no sólo se llevan a

cabo procesos de degradación del suelo, sino que la productividad agrícola también puede resultar afectada. Por lo tanto, además de poner en riesgo la salud humana y el medio ambiente, la contaminación del suelo también puede generar pérdidas económicas.

Se ha identificado al exceso de N en los suelos como la causa principal de acidificación y salinización del suelo debido a la nitrificación y otros procesos de transformación de dicho elemento. En condiciones naturales, el suelo se acidifica muy lentamente, tomando de cientos a millones de años (Guo *et al.*, 2010), pero las prácticas agrícolas aceleran este proceso de manera considerable, sobre todo la fertilización excesiva con N, que reduce el pH del suelo en 0,26 unidades de pH en promedio en diferentes usos del suelo (Lucas *et.al.*, 2011; Tian *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2014a). El análisis de las fuentes de acidificación en suelos agrícolas en China demostró que la acidificación de origen humano impulsada por la fertilización con N es sin duda la causa principal, siendo de 10 a 100 veces superior a la asociada con la deposición ácida (Guo *et al.*, 2010).

2.2.3 | ACIDIFICACIÓN Y PÉRDIDA DE CULTIVOS

La acidificación de suelos agrícolas puede contribuir a una mayor contaminación del suelo, mediante la movilización de metales pesados tóxicos. Si el contenido de nitrógeno aplicado a suelos agrícolas excede los requerimientos de las plantas, la actividad microbiana de nitrificación conducirá a la acumulación de nitratos (NO_3^-) que se pueden filtrar con facilidad a las aguas subterráneas dada su alta solubilidad, contaminándolas (Tian *et al.*, 2015). Al incrementarse la disponibilidad de nutrientes en el suelo, la biomasa y actividad microbiana se incrementa también, pero la biodiversidad microbiana se altera, ocasionando desequilibrio en el ciclo de nutrientes (Lu y Tian, 2017).

El principal riesgo de los fertilizantes de P es la movilización a cuerpos de agua superficiales, ya que según pruebas documentales ocasiona eutrofización de ecosistemas acuáticos en muchas regiones (Stork y Lyons, 2012; Syers, Johnson y Curtin, 2008). El P es transportado hasta las aguas superficiales adsorbido a partículas de suelo erosionado, procedente de cantidades excesivas de fertilizante de P o del uso de abonos animales aplicados cuando las condiciones no son las apropiadas (Sayers, Johnson y Curtin, 2008). Muchas tierras de labranza reciben P en cantidades superiores a las que los cultivos pueden absorber, ocasionando un excedente de P en el suelo, por lo menos a corto plazo (Aarts, Habekotté y Keulen, 2000; Syers, Johnson y Curtin, 2008).

2.2.4 | PLAGUICIDAS

Hace poco el Grupo Técnico Intergubernamental de Suelos (FAO y GTIS, 2017) llevó a cabo una extensa revisión de las investigaciones científicas sobre los efectos del uso de plaguicidas en las funciones del suelo. Las principales pruebas con base científica presentadas en este trabajo demostraron que el rendimiento neto de los agricultores aumentaba cuando aplicaban plaguicidas; no obstante, los beneficios de su uso generalmente se evalúan comparando el uso de plaguicidas sintéticos con el uso de cero plaguicidas, en vez de comparar los plaguicidas sintéticos con el control biológico de las plagas (Cai, 2008). También se ha informado de los impactos negativos asociados de ciertos plaguicidas en organismos y funciones del suelo.

Por ejemplo, algunos plaguicidas organoclorados suprinen la fijación simbiótica de nitrógeno, lo que genera menor producción agrícola (Fabra, 1997; Fox *et al.*, 2007; Santos y Flores, 1995). El informe de la FAO y el GTIS también destaca la falta de conocimientos sobre la relación entre plaguicidas y salud del suelo, principalmente en lo que se refiere a

la contaminación del suelo (FAO y GTIS, 2017). Las acciones internacionales para evaluar el riesgo ecotoxicológico de los plaguicidas y controlar su uso y liberación al medio ambiente, a través de los Convenios de Rotterdam y Estocolmo (PNUMA, 1998, 2001), constituyen un logro importante en la prevención y el control de la contaminación del suelo, pero se necesita todavía más información sobre las interacciones específicas con los componentes del suelo, su movilidad en la matriz del suelo y posible absorción por las plantas, así como su efecto en la producción agrícola (Arias-Estévez *et al.*, 2008). Especialmente en el caso de países con ingresos bajos y medios, no se analizan los efectos ecotoxicológicos de cada compuesto individual dentro de la gran variedad de plaguicidas disponibles en el mercado antes de su autorización (Aktar, Sengupta y Chowdhury, 2009). Por ejemplo, plaguicidas que han sido retirados del mercado en Países con Ingresos Altos (PIA) a causa de sus graves efectos negativos en la salud humana y el medio ambiente con frecuencia siguen registrados en Países con Ingresos Bajos y Medios (PIBM). Teniendo en cuenta que es posible encontrar residuos de plaguicidas a lo largo de todo el ecosistema, son muy importantes los programas de monitoreo de plaguicidas que den seguimiento al nivel de residuos en suelos, aguas superficiales y subterráneas, así como en aguas potables, pero en particular en productos alimenticios. Sin embargo, en muchos países con ingresos bajos y medios no existen tales programas ante la poca capacidad normativa (Brodesser *et al.*, 2006).

2.2.5 | ESTIÉRCOL

La aplicación de estiércol sin tratar puede generar contaminación con metales pesados, lo que no sólo produce efectos negativos en diversos parámetros relativos a la calidad y rendimiento de las plantas, sino que también provoca cambios en el tamaño, composición y actividad de la comunidad microbiana (Yao, Xu y Huang, 2003), afectando el ciclo de los nutrientes y reduciendo la disponibilidad de éstos.

Como antes se mencionó, los antibióticos administrados al ganado en altas cantidades no son bien asimilados en los intestinos de los animales y se excretan en orina y heces. Es así que el estiércol sin tratar puede contener altas cantidades de antibióticos de uso veterinario (AUV) que pueden causar un rápido incremento en la resistencia a los antibióticos en suelos (véase la Sección 2.3.2). El destino y los efectos de los antibióticos en suelos han llamado mucho la atención en los últimos años, debido en parte a los resultados del informe de la comisión O'Neill (O'Neill, 2014), que estima que las infecciones resistentes a los antimicrobianos pueden llegar a ser la causa principal de muerte en el mundo en el año 2050.

Los patógenos intestinales más comunes que ingresan al suelo con el abono y las heces son diversas especies de *Salmonella*, *Campylobacter* y *Escherichia coli*. Los niveles de patógenos se reducen con el tiempo y con las altas temperaturas que se alcanzan durante el almacenamiento antes de la aplicación al suelo (García *et al.*, 2010), pero una vez esparcidos en la tierra los patógenos pueden sobrevivir durante varios meses o años.

2.2.6 | RESIDUOS URBANOS EN LA AGRICULTURA

Considerando que los efectos positivos del uso de enmiendas orgánicas basadas en lodos de depuradora —como la reducción de desechos, el reciclado de nutrientes, el incremento de la fertilidad de los suelos, el mejoramiento de la estructura del suelo y de la capacidad de retención de agua— son mucho más importantes que los negativos, las acciones deben concentrarse en disminuir el contenido de contaminantes en estos lodos y en las aguas residuales usadas para el riego. Como lo destacan Petrie *et al.*, la falta de conocimiento sobre el destino de los nuevos contaminantes y otros contaminantes presentes en aguas

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

residuales y lodos de depuradora sólo se puede resolver analizándolos antes de aplicarlos al suelo (Petrie, Barden y Kasprzyk-Hordern, 2015).

El compostaje y los tratamientos previos reducen el contenido de contaminantes y organismos patógenos presentes en desechos urbanos antes de su aplicación como enmiendas al suelo, además de ser un enfoque económico y respetuoso del medio ambiente para estabilizar los desechos animales y convertirlos en fertilizante orgánico de alto valor. Sin embargo, es común que altos niveles de metales pesados como Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni y sales permanezcan en las enmiendas y afecten las propiedades del suelo, inhibiendo el crecimiento de las plantas (Bolan *et al.*, 2014; Hargreaves, Adl y Warman, 2008; Stasinou y Zabetakis, 2013; Stratton, Barker y Rechcigl, 1995). Dada la composición heterogénea de los biosólidos producidos en diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales, es preciso hacer análisis químicos y biológicos de éstos antes de su aplicación o incorporación al suelo (Bauman-Kaszubska y Sikorski, 2009; Bien, Neczaj y Milczarek, 2013). La limitada biodisponibilidad y absorción por los cultivos de los metales presentes en los biosólidos compostados en comparación con los lodos de depuradora sin tratar, demuestra la necesidad de darles tratamiento previo antes de aplicarlos al suelo (Smith, 2009).



2.3 | RIESGOS PARA LA SALUD HUMANA ASOCIADOS A LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO

Oliver y Gregory identificaron seis riesgos para la salud humana relacionados con el suelo (Oliver y Gregory, 2015). De éstos, tres están relacionados con la contaminación del suelo: riesgos derivados de contaminación por elementos (As, Cd, Pb, etc.), contaminación por sustancias químicas orgánicas (BPC, HAP, COP, etc.) y contaminación por productos farmacéuticos (estrógenos, antibióticos, etc.). Los tres restantes están asociados a patógenos del suelo como ántrax y priones, a deficiencias en micronutrientes y a desnutrición causada por suelos degradados.

Aún no se dilucidan los impactos a largo plazo de la contaminación del suelo en la salud humana y el medio ambiente y se están emprendiendo múltiples acciones para comprender mejor los mecanismos que intervienen en la atenuación natural y los impactos en la salud de los contaminantes tóxicos (Bernhardt y Gysi, 2016). Los suelos urbanos merecen especial atención porque en ellos se concentran las actividades antropogénicas, además de que los patrones de exposición son más complejos dadas las interacciones con otros determinantes de salud como la nutrición, la calidad del aire y el acceso a servicios de salud para la prevención de enfermedades (OMS, 2013). Sin embargo, las áreas no urbanas también están sujetas a diversas fuentes de contaminación, a menudo de fuentes difusas, lo que dificulta dar seguimiento y estimar su extensión y riesgo. Las futuras acciones relativas al control de la contaminación y remediación del suelo deben incluir estas áreas en sus enfoques de evaluación de riesgos.



2.3.1 | VÍAS DE EXPOSICIÓN DE LOS SERES HUMANOS A LOS CONTAMINANTES DEL SUELO Y SUS EFECTOS EN LA SALUD HUMANA

Los principales contaminantes relacionados con el uso industrial, extractivo, urbano y agrícola del suelo se tratan ampliamente en los capítulos previos. Por su parte, esta sección se centrará en los contaminantes del suelo más pertinentes para la salud humana y en sus respectivos riesgos.

La vía de exposición humana a un contaminante del suelo varía dependiendo del propio contaminante y de las condiciones y actividades en un emplazamiento concreto (Shayler, McBride y Harrison, 2009). En general, las personas pueden quedar expuestas a los contaminantes del suelo por medio de la ingestión o consumo de plantas o animales que han acumulado grandes cantidades de estos contaminantes (Khan *et al.*, 2015); a través de la exposición cutánea al hacer uso de espacios como parques y jardines (Chaparro Leal, Guney y Zagury, 2018); o mediante la inhalación de contaminantes del suelo que han sido vaporizados (figura 15). Los seres humanos también pueden resultar afectados a consecuencia de la contaminación secundaria de fuentes de agua y de la deposición de contaminantes atmosféricos (Science Communication Unit, University of the West of England, 2013); en algunas situaciones, el suelo desempeña un importante papel como fuente de contaminantes en estos dos procesos.

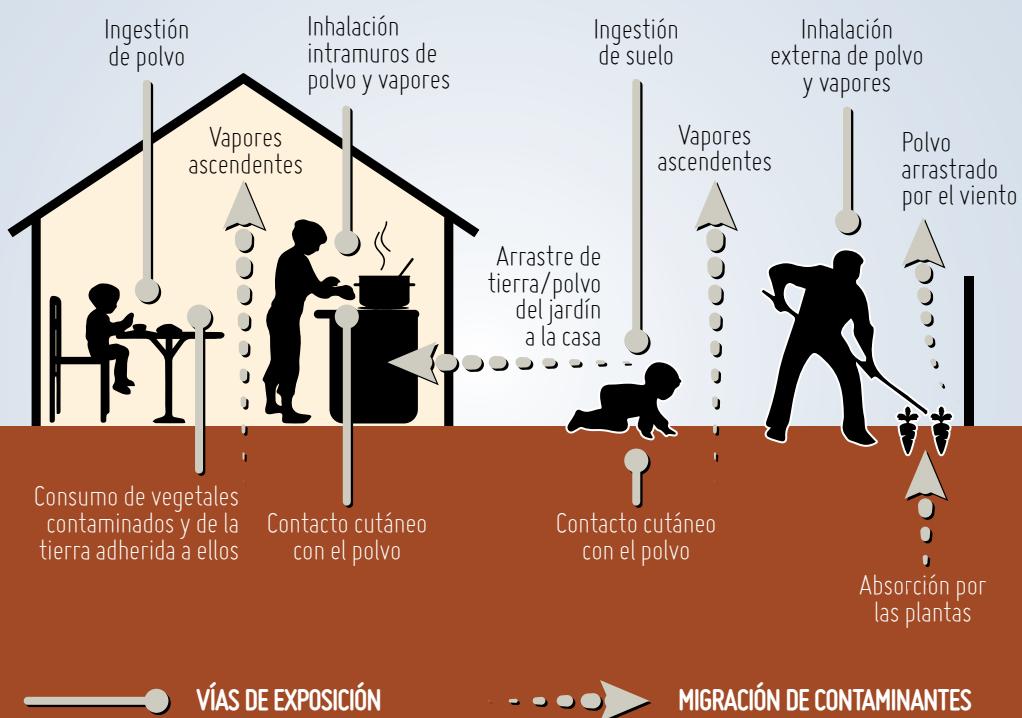


Figura 15. Posibles vías de exposición a la contaminación del suelo en un entorno doméstico. Fuente: EA, 2008.

El Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas de la OMS (OMS, 2010) identificó diez sustancias químicas o grupos de sustancias químicas de gran preocupación para la salud pública, que incluyen contaminantes del suelo como Cd, Pb y Hg, dioxinas y sustancias similares y plaguicidas altamente peligrosos (PAP), cuyos residuos pasan de suelos contaminados a alimentos y cuerpos de agua. Los PAP se definen como aquellos plaguicidas que presentan niveles particularmente altos de riesgos agudos o crónicos para la salud o el medio ambiente de acuerdo con sistemas de clasificación de aceptación internacional o que han sido incluidos en listas de convenios o convenciones internacionales vinculantes y pertinentes. Además, los plaguicidas que presuntamente ocasionen daños graves o irreversibles a la salud o al medio ambiente en condiciones de uso en un país pueden ser considerados y tratados como altamente peligrosos (FAO y OMS, 2016). Todos ellos tienen efectos crónicos causados por la exposición a largo plazo; niños, mujeres embarazadas y personas con desnutrición son las más vulnerables a la exposición a plaguicidas. Los patógenos presentes en el suelo también pueden contaminar los alimentos, creando riesgos para la salud humana. Más de 200 enfermedades —desde diarrea hasta cáncer— están relacionadas con la ingesta de alimentos contaminados (OMS, 2017b) y 24 por ciento de la población del planeta padece infecciones por helmintos transmitidos por el suelo, que ocasionan desequilibrio nutricional y anemia crónica (OMS, 2017a).

La absorción por las plantas de metales presentes en el suelo puede representar un grave riesgo para la salud (Brevik, 2013; Burgess, 2013; Jordão *et al.*, 2006). La absorción a través de las raíces es una de las principales rutas de entrada de metales pesados a la cadena alimentaria y varía dependiendo del nivel de consumo (Pan *et al.*, 2010; Wagner, 1993). Cadmio y plomo son los elementos más tóxicos para el hombre (Volpe *et al.*, 2009), siendo los alimentos la principal fuente de ingesta de Cd en los seres humanos. En Japón ocurrió un caso muy sonado, en que la ingestión de arroz contaminado con Cd generó la enfermedad conocida como itai-itai (Abrahams, 2002). El cadmio absorbido a través de la ingesta de alimentos puede penetrar la placenta durante el embarazo, dañando membranas y ADN y alterando los sistemas endocrinos, y producir daño renal, hepático y óseo (Brzóska y Moniuszko-Jakoniuk, 2005; Souza Arroyo *et al.*, 2012). Los efectos tóxicos del Pb afectan varios órganos, provocando desequilibrio bioquímico en el hígado, riñones, bazo y pulmones y causando neurotoxicidad, principalmente en lactantes y niños (Guerra *et al.*, 2012; Jaishankar *et al.*, 2014). Los compuestos organomercúricos, en especial el metilmercurio, se consideran altamente tóxicos. El mercurio puede inducir cambios en los sistemas neurales y gástricos del ser humano y provocar la muerte. El arsénico es absorbido por el cuerpo por vía oral o por inhalación y se almacena sobre todo en el hígado, riñones, corazón y pulmones, acumulándose en menores cantidades en el tejido muscular y nervioso, y ha sido definido como carcinógeno (Brevik, 2013). El As puede ocasionar desórdenes del sistema nervioso, falla hepática y renal, así como anemia y cáncer de piel. El níquel provoca defectos gástricos, hepáticos y renales y efectos neurológicos (Brevik, 2013). El zinc está asociado a anemia y lesiones tisulares, y si bien los efectos negativos del cobre son raros, la exposición prolongada puede ocasionar daño hepático y renal en lactantes (Brevik, 2013).

El reconocimiento cada vez mayor de la ingesta de frutas y verduras para la dieta humana y la identificación de los alimentos como la principal fuente de múltiples contaminantes sugiere que debería darse seguimiento frecuente a los metales pesados presentes en productos agrícolas. La Organización Mundial de la Salud y la FAO elaboraron el Codex Alimentarius (OMS y FAO, 1995), que identifica límites seguros para contaminantes presentes en frutas, vegetales, pescado y productos pesqueros y alimento para animales.

Aktar, Sengupta y Chowdhury presentaron una revisión de la presencia de residuos de plaguicidas en productos alimenticios en la Unión Europea (Aktar, Sengupta y Chowdhury, 2009). A pesar de que la cantidad de tales residuos en los alimentos no excedía la ingesta diaria admisible (IDA), pocos estudios han analizado el riesgo a largo plazo asociado a estos

contaminantes persistentes en los organismos (Kim, Kabir y Jahan, 2017; Xu *et al.*, 2017). Hernández *et al.* hicieron hincapié en que se necesitan más estudios sobre los efectos de las mezclas de plaguicidas en la salud humana, ya que la legislación vigente considera límites máximos de residuos (LMR) de plaguicidas individuales en alimentos y agua, sin tomar en cuenta posibles interacciones sinérgicas incluso a concentraciones bajas (Hernández *et al.*, 2013). La exposición a plaguicidas en el trabajo está asociada a diversas enfermedades, como cáncer, trastornos hormonales, asma, alergias e hipersensibilidad (Burgess, 2013; Van Maele-Fabry *et al.*, 2010).

La ingesta de contaminantes orgánicos persistentes acumulados en el suelo repercute sin lugar a dudas en la salud humana (figura 16). Los últimos resultados del plan de vigilancia mundial (PVM) de OMS/PNUMA demostró que los niveles de PCDD, PCDF y BPC en la leche materna siguen estando muy por encima de los considerados toxicológicamente seguros en muchas regiones del planeta, con mayor incidencia en India y en algunos países de Europa y África (van den Berg *et al.*, 2017). El consumo de tierra (geofagia) es una práctica común entre niños y mujeres embarazadas o en periodo de lactancia en muchos países de África y América del Sur (Woywodt y Kiss, 2002) que se ha extendido a diversas sociedades occidentales (Reeuwijk *et al.*, 2013). El consumo de arcilla contaminada con COP y metales pesados es una fuente de enfermedades transmitidas por el suelo, ya que con frecuencia se exceden los niveles de exposición diaria (Odongo, Moturi y Mbuthia, 2016). Bányiova *et al.* señalaron que la principal fuente de exposición a COP en la República Checa es a través del consumo de alimentos contaminados (Bányiová *et al.*, 2017). A pesar de que los niveles de COP en el cuerpo humano han disminuido a partir de la introducción del Convenio de Estocolmo, todavía siguen ocurriendo accidentes y tales sustancias son una fuente importante de contaminación del suelo y de los alimentos (Hilscherova *et al.*, 2007). La presencia de COP en la leche materna presenta un alto riesgo para la salud de recién nacidos y fetos, ya que los COP circulan por el cuerpo de la madre (Reeuwijk *et al.*, 2013).



MabelAmber on Pixabay

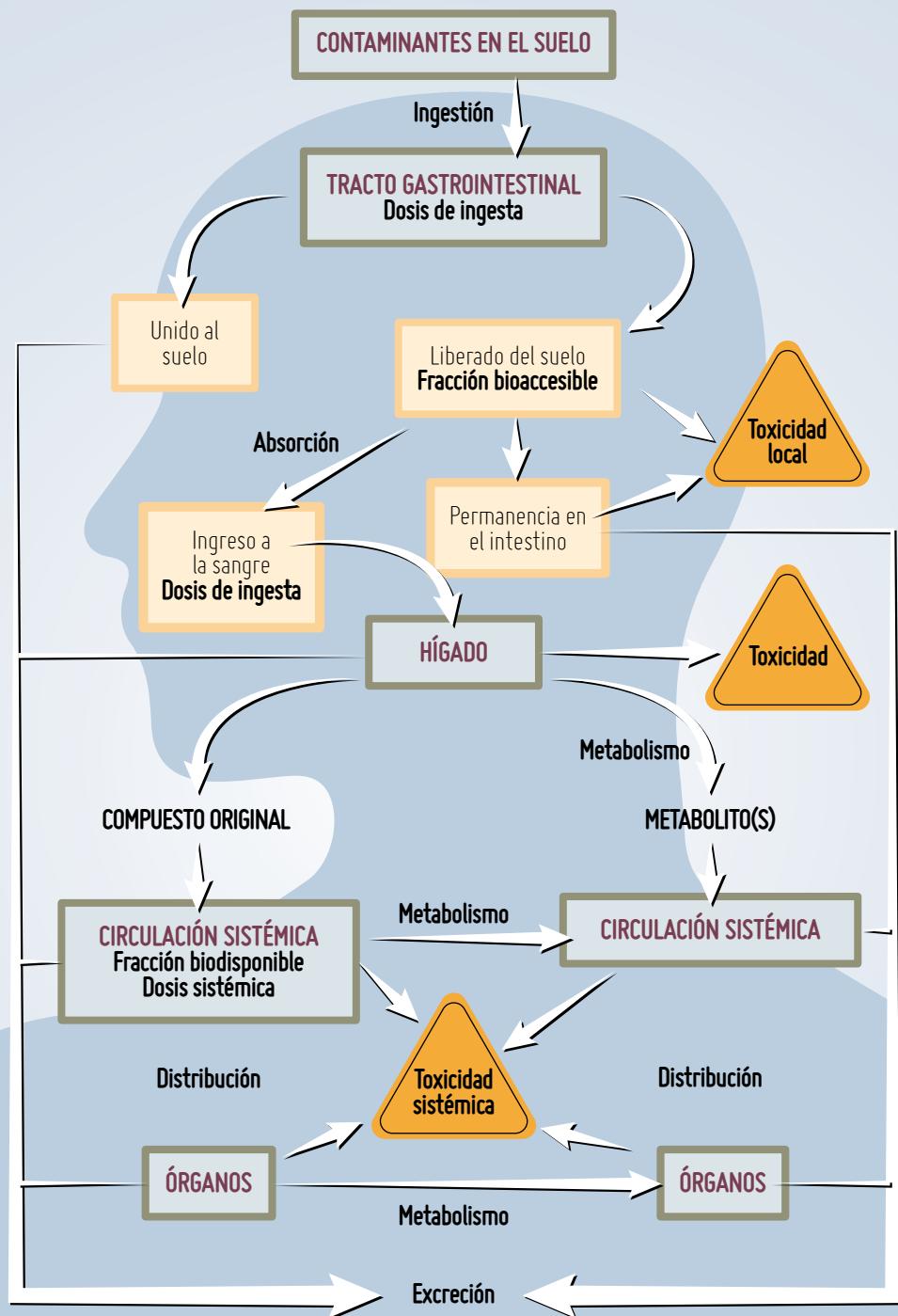


Figura 16. Vía simplificada de exposición oral a contaminantes del suelo. Fuente: Hosford, 2008.

La principal ruta de exposición para HAP policíclicos es la ingestión de alimentos contaminados y se tiene la sospecha de que tales sustancias representan un riesgo carcinogénico (Brody *et al.*, 2007; Xia *et al.*, 2010). Dada su naturaleza aromática, los HAP penetran las membranas celulares con facilidad y crean un enlace covalente con las moléculas de ADN, pudiendo causar mutaciones (Muñoz y Albores, 2011). El establecimiento de una evaluación de riesgos para la salud causados por los HAP sería una tarea compleja ante las numerosas incertidumbres relativas a la exposición y toxicidad, que todavía siguen sin resolver.

Con respecto a contaminantes nuevos o emergentes, todavía no comprendemos bien cómo se comportan en el medio ambiente, qué interacciones tienen lugar dentro de la matriz del suelo, así como su toxicidad, propiedades de bioacumulación y mecanismos de transporte en el cuerpo humano, a pesar de la información que ya se tiene sobre rutas de exposición y niveles en tejidos humanos (Covaci *et al.*, 2011). Estos compuestos normalmente aparecen a concentraciones muy bajas en el cuerpo humano, pero el hecho de que muchos de ellos hayan sido considerados como contaminantes apenas recientemente significa que se necesitan estudios a largo plazo centrados en los aspectos epidemiológicos.

Todavía no se han publicado evaluaciones exhaustivas de los efectos en la salud de la mayoría de las formas de contaminación química, del suelo y con metales pesados (Landrigan *et al.*, 2018). Para poder analizar los efectos de los contaminantes del suelo en la salud humana se necesitan datos toxicológicos básicos y conocimiento de las rutas e índices de exposición. A menudo se emplea una evaluación de riesgos basada en un enfoque toxicológico que considera dosis tolerables para establecer la relación dosis-riesgos (Blume *et al.*, 2016; OMS, 2013). Estas dosis aceptables se caracterizan por examinar los efectos nocivos de sustancias individuales en la salud de una persona a partir de un escenario de exposición conceptual que identifica fuentes, rutas y receptores.

Como se describe en el informe de la OMS (OMS, 2013), son varias las herramientas científicas que se pueden emplear para evaluar el riesgo para la salud humana que entraña la contaminación del suelo. Otros modelos desarrollados recientemente para evaluar la exposición humana son, entre otros, BROWSE (modelos de exposición de testigos, residentes, operadores y trabajadores a productos de protección de las plantas), que contiene hipótesis más realistas (Butler Ellis *et al.*, 2017) e integra grandes bases de datos de directrices y normativas europeas para depurar la evaluación de dicha exposición (Lammoglia *et al.*, 2017). Aún no se ha definido una evaluación de riesgos para la salud en el caso de exposición simultánea a dos o más sustancias químicas, algo que sucede en la vida real y puede tener efectos sinérgicos (Nicolopoulou-Stamatil *et al.*, 2016).

2.3.2 | LOS SUELOS COMO DEPÓSITO DE BACTERIAS Y GENES DE RESISTENCIA A ANTIMICROBIANOS

La transferencia de genes de resistencia a los antibióticos desde el medio ambiente a los patógenos humanos plantea un gran reto ante la disminución general de la efectividad de los antibióticos (Harbarth *et al.*, 2015; Thomas y Nielsen, 2005; OMS, 2018). Esto ha traído como consecuencia que las infecciones persistan en el cuerpo, aumentando el riesgo de contagio (OMS, 2018). Cada año ocurren alrededor de 700,000 decesos atribuibles a bacterias RAM en todo el mundo; de ellos, 25,000 suceden en Europa (CE, 2017) y alrededor de 23,000 en los Estados Unidos de América (CDC, 2013). Además, se desconocen en gran medida las implicaciones para la salud humana de la ingesta de residuos de antibióticos y de bacterias RAM presentes en los alimentos, aunque se han detectado varios posibles efectos negativos.

Tales efectos son, entre otros, reacciones alérgicas y tóxicas o efectos tóxicos crónicos resultantes de la exposición prolongada a niveles bajos de residuos de antibióticos y de bacterias RAM (McManus *et al.*, 2002; Sarmah, Meyer y Boxall, 2006). Los riesgos de las bacterias RAM son especialmente importantes en recién nacidos, ya que éstas colonizan los intestinos de los recién nacidos (Brinkac *et al.*, 2017).

El suelo se considera como un reservorio natural de bacterias resistentes a los antibióticos que portan un conjunto variado de determinantes de resistencia conocidos y desconocidos (Cytryn, 2013). Los hongos y bacterias presentes de manera natural en el medioambiente producen muchos antibióticos que los seres humanos han aprovechado por siglos, y al mismo tiempo tienen genes resistentes a los antibióticos que ellos mismos producen (Hopwood, 2007). Las bacterias y genes resistentes alóctonos que se agregan al suelo con abonos o lodos de depuradora podrían no estar bien adaptados a las condiciones del suelo, ya que son sometidos a presión selectiva por los organismos nativos (Heuer *et al.*, 2008).

Cuando los microorganismos (como bacterias, hongos, virus y parásitos) son expuestos de manera constante a antibióticos u otro agente antimicrobiano que los mata o inhibe su crecimiento se produce la selección de organismos resistentes, incluso a concentraciones bajas. Al mismo tiempo, se produce la transferencia del resistoma (plásmidos extracromosómicos resistentes a los antibióticos) o de los genes mutados dentro del cromosoma a otros miembros de su propia especie y a otras especies (Khachatourians, 1998).

Los antibióticos se emplean en todo el mundo para la terapia de animales y para estimular el crecimiento en la producción de ganado. El sistema digestivo de los organismos no asimila un alto porcentaje de estos antibióticos y los excreta al medio ambiente. Los índices de asimilación por el ganado dependen de la farmacocinética y la transformación de los antibióticos por el metabolismo del animal. Heuer *et al.*, por ejemplo, encontraron que más del 96 por ciento del antibiótico sulfadiazina de uso veterinario era excretado en su forma parental o como metabolitos diez días después de su administración en cerdos (Heuer *et al.*, 2008). Las tasas de excreción son más bajas para tetraciclinas (Winckler y Gafe, 2001), pero pueden alcanzar tasas muy altas, de más del 90 por ciento, para amoxicilina y difloxacina (Sukul *et al.*, 2009). Grandes cantidades de estos antibióticos terminan en residuos agrícolas y urbanos y en los suelos, y no son eliminados por completo en las plantas de tratamiento de aguas residuales o durante los procesos de compostaje. Se ha determinado que las plantas de tratamiento de aguas residuales son la principal fuente de liberación de antibióticos a corrientes de agua, con índices de remoción altamente variables para diferentes antibióticos (Michael *et al.*, 2013; Watkinson *et al.*, 2009).

Se han observado cambios en comunidades de microorganismos del suelo y en actividades esenciales después de la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, promoviendo poblaciones resistentes (Ding *et al.*, 2014; Tian *et al.*, 2015; Tien *et al.*, 2017). Es posible que poblaciones resistentes a los antimicrobianos contenidas en el estiércol sean responsables de la transferencia horizontal de plásmidos resistentes hacia organismos que viven en el suelo, como se confirmó en condiciones de campo en suelos enmendados con estiércol (Gotz y Smalla, 1997; Smit *et al.*, 1991). Este proceso de transferencia es estimulado por el incremento en las fuentes de nutrientes, que activan la actividad microbiana y promueven el incremento de la densidad de población (Ding *et al.*, 2014). Pruebas científicas sugieren que la presencia de metales pesados en los suelos, principalmente Cu y Zn, contribuye a la co-selección de resistencias (Grass, Rensing y Solioz, 2011; Hölzel *et al.*, 2012; Wales y Davies, 2015; Yu *et al.*, 2017). Las mutaciones inducidas en los microorganismos del suelo pueden generar toda una gama de fenotipos metabólicos, incluidas variaciones en la capacidad de usar diferentes fuentes de carbono, nitrógeno o fosfato (Perkins y Nicholson, 2008), alterando de esta manera los ciclos geoquímicos mundiales (Allen *et al.*, 2010).

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Wales y Davis también encontraron que los metales pesados estimulaban la selección antimicrobiana incluso en ausencia de sustancias antimicrobianas cuando se les exponía a otros biocidas, como desinfectantes y antisépticos (Wales y Davies, 2015). Se encontraron resultados similares en suelos de uso residencial en Australia, en donde el alto contenido de metales pesados estimulaba la proliferación de genes resistentes a los antimicrobianos (Knapp *et al.*, 2017). De esta manera, las bacterias y genes RAM se convierten en un reto todavía mayor en suelos contaminados. Se necesitan más investigaciones para evaluar el riesgo de propagación de bacterias y genes RAM a través de lodos de depuradora y enmiendas con estiércol (Bondarczuk, Markowicz y Piotrowska-Seget, 2016).

Las concentraciones de antibióticos disminuyen con rapidez después de su ingreso al suelo por medio de diferentes procesos (figura 17), por ejemplo, por la absorción por las plantas, lixiviación a las aguas subterráneas, retención en complejos orgánicos, adsorción a minerales de arcilla o por biodegradación (Jechalke *et al.*, 2014; Kuppusamy *et al.*, 2018). No obstante, se observó un incremento en las bacterias resistentes incluso a concentraciones de antibióticos muy bajas (Gullberg *et al.*, 2011). La retención y adsorción de antibióticos en suelos reduce su biodisponibilidad, pero incrementa su permanencia y persistencia en el ambiente (Jechalke *et al.*, 2014). La absorción de antibióticos por las plantas ha sido objeto de numerosos informes (Boxall *et al.*, 2006) y ha llamado la atención, ya que la cadena alimentaria puede estar contribuyendo de manera directa a la propagación de la resistencia a los antibióticos (Du y Liu, 2012). Más aún, los antibióticos pueden inhibir la germinación de las semillas y disminuir el crecimiento de los cultivos (Du y Liu, 2012). Si suelos ricos en antibióticos sufren alguna alteración que provoque cambios en la concentración y conformación de la materia orgánica (Gulkowska *et al.*, 2013), los antibióticos retenidos pueden ser liberados en formas biodisponibles (Rosendahl *et al.*, 2011).



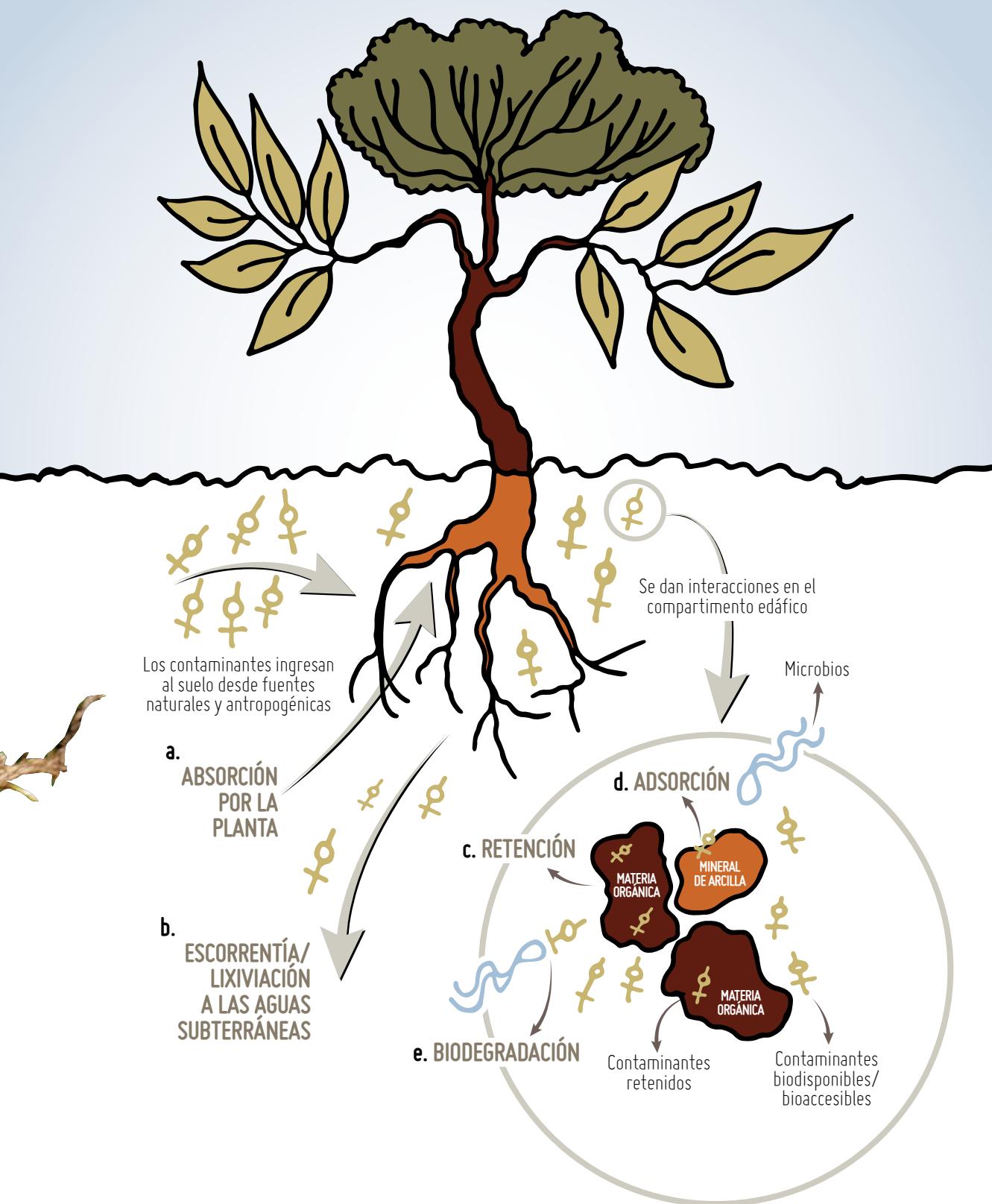


Figura 17. Destino de los antibióticos de uso veterinario en el medio ambiente. Fuente: Kuppusamy *et al.*, 2018.

Diferentes antibióticos tienen distintas dianas dentro de las células, de ahí que los organismos desarrollen resistencia a ciertos antibióticos y no una resistencia general (Khachatourians, 1998). No obstante, es cada vez más común encontrar bacterias resistentes a múltiples medicamentos (CDC, 2013; CE, 2017; OMS, 2014). Un estudio reciente demostró co-presencia elevada de genes resistentes a antibióticos y elementos genéticos móviles en una comunidad de bacterias con resistencia a múltiples medicamentos aislada a partir de estiércol de pollo (Yang *et al.*, 2017b). Las bacterias presentan cuatro mecanismos principales que conducen a resistencia antimicrobiana (figura 18): 1) degradación enzimática o modificación de compuestos antibióticos por enzimas intra y extracelulares; 2) bombas de eflujo que expulsan activamente los compuestos antibióticos al exterior de la célula o en el periplasma; 3) modificación o protección del lugar de unión de los antibióticos; y 4) permeabilidad natural o modificada de la membrana (Alekshun y Levy, 2007).

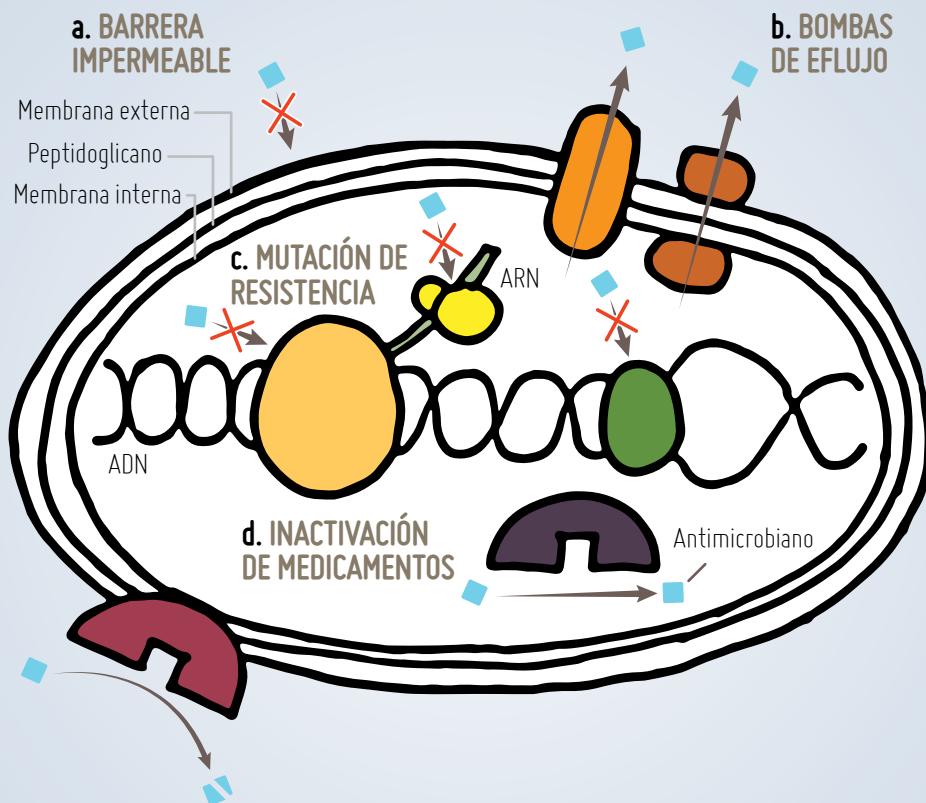


Figura 18. Principales mecanismos de resistencia antimicrobiana. Fuente: Allen *et al.*, 2010.





3 | MANEJO Y REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

El primer paso en la evaluación y manejo de los suelos contaminados es la identificación del problema; en este caso, la contaminación en el suelo. En general, cuando una zona es afectada por un accidente, por ejemplo, un derrame petrolero, un accidente nuclear o la ruptura de una presa de estériles, las medidas para controlar el alcance e impedir mayores incidentes generalmente empiezan de inmediato. Sin embargo, en suelos contaminados históricamente o donde la contaminación difusa podría ser un problema, con frecuencia se carece de protocolos establecidos que deben seguirse. En algunos países o regiones en el mundo existen agencias nacionales, regionales o locales que son responsables de iniciar una investigación preliminar para determinar si la contaminación está presente o no y si es necesario tomar medidas adicionales, mientras que hay muchas otros en los que no se han definido regulaciones o protocolos (Teh *et al.*, 2016).

En el pasado, los criterios para reclamación de tierras fueron establecidos usando normas basadas en concentraciones de fondo y límites seguros. Los nuevos enfoques tratan de adoptar una evaluación más exhaustiva del riesgo que suponen los contaminantes para el medio ambiente, los humanos y la seguridad alimentaria. La caracterización del riesgo potencial para el medio ambiente y la salud humana no es una tarea fácil debido a la complejidad de la matriz, la falta de conocimiento sobre el destino de los contaminantes en el suelo y la escasa información disponible de los estudios toxicológicos e integrados (Cachada *et al.*, 2016). Las rutas de exposición para estos compartimientos han sido modeladas tomando en cuenta ciertos usos de la tierra (por ej. residenciales, industriales y recreativos) (Provoost, Cornelis y Swartjes, 2006).

3.1 | ENFOQUES DE LA EVALUACIÓN DE RIESGOS

La evaluación de riesgos significa que, en base a la evidencia científica, es posible estimar la probabilidad de un cierto resultado y la gravedad de dicho resultado, y usar este conocimiento para ayudar en la toma de decisiones. Las incertidumbres deben ser reducidas cuando sea posible y las incertidumbres remanentes deben ser identificadas y explicadas con claridad (FAO, 2000). Las decisiones sobre el manejo de riesgos con respecto a suelos o sedimentos se centran en la identificación de las vías de exposición relevantes que plantean un riesgo para la salud humana o el medio ambiente y desarrollan medidas de remediación apropiadas. Estas podrían incluir el tratamiento o eliminación de las fuentes o el bloqueo de las vías de exposición, o ambos (Comité sobre Biodisponibilidad de Contaminantes en Suelos y Sedimentos, 2002).

Los enfoques de evaluación de riesgos (EER) son similares en todo el mundo y constan de una serie de pasos que es necesario dar para identificar y evaluar si ciertas sustancias exógenas o indígenas han causado o están causando la contaminación del suelo y en qué medida dicha contaminación está representando un riesgo para el medio ambiente y para la salud humana (Figura 19). Los enfoques de evaluación de riesgos son herramientas que permiten tomar decisiones políticas y técnicas basadas en evidencias científicas y emprender acciones de ser necesario. Las herramientas de evaluación de riesgos con frecuencia utilizan un enfoque en el que se toma cada producto químico individualmente, centrándose en un solo medio, una sola fuente y un solo resultado tóxico, aunque los enfoques integrados están creciendo en popularidad. Dichos enfoques usan modelos que combinan parámetros de exposición humana con parámetros ambientales basados en efectos, utilizando técnicas deterministas o probabilísticas (DEA, 2010; Hope, 2006; Provoost, Cornelis y Swartjes, 2006). El usuario final está interesado en saber si el suelo es “apto para uso”, principalmente en emplazamientos industriales y urbanos donde

puede estar presente la contaminación local y difusa. En estos casos, es necesario utilizar un enfoque específico para dicho emplazamiento a fin de obtener una visión general integrada de la información sobre la exposición y el riesgo (Posthuma *et al.*, 2008).

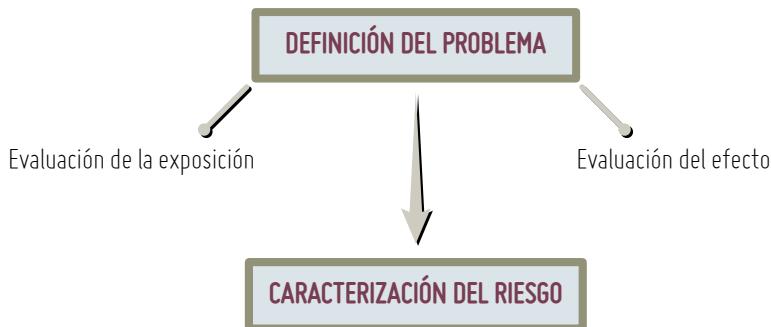


Figura 19. El “paradigma universal de evaluación de riesgos”. Fuente: Posthuma *et al.*, 2008.

Una vez que se tiene la sospecha de que hay contaminación y después de realizar la investigación preliminar sobre el uso histórico del sitio, se debería llevar a cabo una evaluación inicial para definir si están presentes sustancias exógenas, cuáles están presentes y si plantean algún riesgo para el medio ambiente y la salud humana. Si se confirma la contaminación y son necesarias medidas de remediación, se llevará a cabo una investigación detallada para determinar el alcance y las posibles medidas de remediación. Se definirán e implementarán subsecuentemente el manejo de riesgos y/o las estrategias de remediación. Las medidas posteriores a la limpieza son esenciales para confirmar que el riesgo se ha reducido y que la fuente de contaminación ha sido controlada.

En todo el mundo las políticas y regulaciones están basadas en EER para pronosticar los riesgos que no pueden ser medidos directamente (Hough, 2007). Las regulaciones incluyen guías para identificar y evaluar la contaminación del suelo usando normas de calidad del suelo y considerando en muchos casos las características nacionales de los suelos o las condiciones específicas del emplazamiento. Como los EER son procesos complejos y lentos, sin embargo, no todos los países del mundo pueden permitirse investigar la contaminación. Esto se debe también a que no hay disponibilidad de información exhaustiva y con frecuencia se adoptan enfoques basados en los emplazamientos. Como lo ha señalado Hope, el acceso a la documentación sobre evaluación de riesgos ecológicos y sus usos regulatorios son complejos, especialmente en los países en desarrollo (Hope, 2006). En aquellos casos, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, 1986), las Directrices Canadienses (Consejo Canadiense de Ministerios del Medio Ambiente, 1999) y la Directrices de los Países Bajos (Brand, Otte y Lijzen, 2007), entre otras, pueden usarse como referencia a pesar de que las características del clima, el suelo o las poblaciones locales no sean los mismos (Li *et al.*, 2014). Algunas iniciativas internacionales como la propuesta por FAO (FAO, 2000), que ofrece directrices para evaluar los riesgos ambientales y para la salud humana planteados por el almacenamiento de plaguicidas obsoletos con información más detallada sobre los pasos de evaluación del Kit de Herramientas de Manejo Ambiental (Volumen 5) o las directrices para la Evaluación Integrada de riesgos desarrollada por varias organizaciones internacionales (IAEA, 1998; Meek *et al.*, 2011; OMS 2001a) son intentos por ofrecer un análisis de exposiciones integrado de múltiples productos químicos, medios, rutas y especies.

Se reconoce ampliamente que un enfoque integrador que incluya mezclas complejas de contaminantes será necesario para desarrollar herramientas de evaluación de riesgos más precisas y para una mejor comprensión de los impactos potenciales y su alcance (Reeves

et al., 2001). Albert lanzó la pregunta “¿Es posible predecir la toxicidad de las mezclas complejas?” hace más de 30 años (Albert, 1987). Desde entonces, muchos investigadores han tratado de idear una solución idónea o por lo menos un estudio más exhaustivo de las interacciones en mezclas complejas, para determinar si ocurren efectos tóxicos aditivos, sinérgicos o antagónicos cuando están presentes mezclas de contaminantes (Chen *et al.*, 2015). La especificidad y gran variabilidad de las mezclas de contaminantes presentes en cada emplazamiento, que dependen de las operaciones industriales o de los procesos realizados, aminoran el progreso en la definición de los valores límite apropiados para un enfoque general de evaluación de riesgos (Callahan y Sexton, 2007). El enfoque holandés, entre otros, incluye un protocolo para analizar el riesgo cuando está presente más de una sustancia (Cachada *et al.*, 2016). Normalmente se usa un cálculo acumulativo, considerando el riesgo individual y la suma de la toxicidad y riesgo potenciales, pero no considera posibles interacciones y sinergias entre sustancias que puedan atenuar o aumentar su riesgo potencial (Callahan y Sexton, 2007). Chen *et al.* descubrieron que cuanto más complejas son las mezclas de contaminantes, mayor será la toxicidad sinérgica (Chen *et al.*, 2015). Sugieren que el uso de un Índice de Combinación (IC) es más exacto para estimar el riesgo ecotoxicológico que los modelos convencionales de adición de concentraciones (AC) o de acción independiente (AI) (Figura 20), no solo en medios acuáticos (Rosal *et al.*, 2010) sino también en suelos (González-Naranjo y Boltes, 2014; González-Naranjo *et al.*, 2015). El efecto sinérgico/antagónico ha sido confirmado no solo para una combinación de plaguicidas (Yang *et al.*, 2017a), sino también en otras mezclas complejas como la mezcla de contaminantes encontrada en vertederos (Baderna *et al.*, 2011) o en las vías del ferrocarril. En el último caso, Wierzbicka *et al.*, descubrieron efectos altamente tóxicos de la mezcla de contaminantes en numerosos organismos de prueba de diferentes niveles tróficos, a pesar de que la concentración individual de cada contaminante no excedió los valores admisibles (Wierzbicka, Bemowska-Kałabuny Gworek, 2015). Sin embargo, como se explicó en Sarigiannis y Hansen, los enfoques de toxicología combinada tienen una aplicabilidad limitada bajo condiciones específicas y los datos no pueden ser generalizados (Sarigiannis y Hansen, 2012).

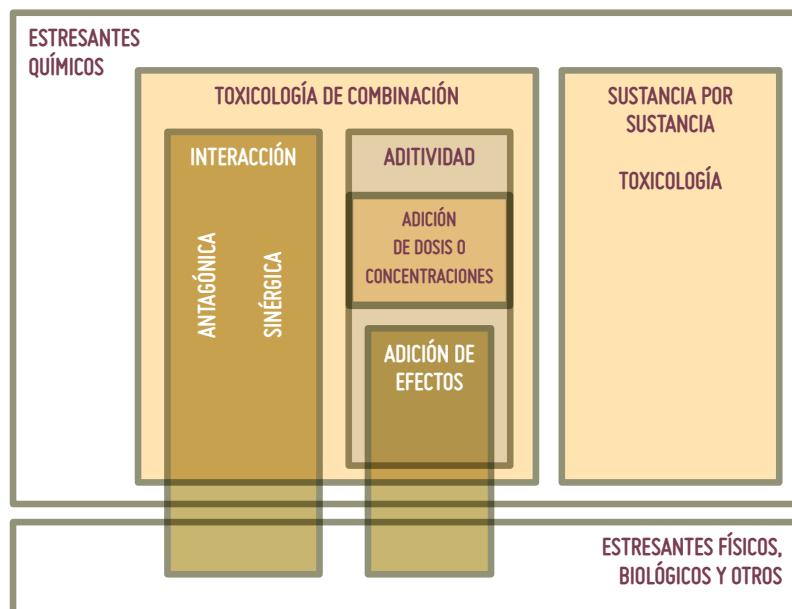


Figura 20. Enfoques de evaluación de riesgos basados en la acción independiente tomando en cuenta sustancia por sustancia, la aditividad de las dosis y los efectos, o la consideración de interacciones para el modelo combinado.

Fuente: Sarigiannis y Hansen, 2012.

La secuencia de los pasos para tratar los sitios contaminados descrita anteriormente es general y, dependiendo de los enfoques nacionales o regionales, podrán omitirse algunos pasos o podrán agregarse otros (Grupo de Trabajo para el Manejo de Sitios Contaminados, 1999; DEA, 2010; Oficina Federal para el Medio Ambiente (FOEN por sus siglas en inglés), 2013; Luque, 2014).

La evaluación de riesgos para la salud humana (ERSH) puede llevarse a cabo en diferentes formas y está encaminada a alcanzar diferentes objetivos. Este enfoque puede usarse para lo siguiente:

- derivación de normas de calidad del suelo
- evaluación de riesgos para emplazamientos específicos
- desarrollo de objetivos de remediación
- clasificación de sitios contaminados por prioridad de intervención

Los valores límite o de referencia en suelos, son normas genéricas de calidad del suelo basadas en vías de exposición y escenarios genéricos (por ej.: inhalación de vapores en zonas residenciales o industriales) adoptadas en muchos países para regular el manejo de los suelos contaminados. Los valores de referencia o normas de calidad del suelo son denominados de forma diferente en todo el mundo: valores desencadenantes, valores de referencia, valores objetivo, valores de intervención, valores de limpieza, valores de corte y otros (Carlon *et al.*, 2007; Swartjes *et al.*, 2012). Además, los valores límite se basan en diferentes estrategias nacionales incluidas en las políticas ambientales y raras veces toman en cuenta las propiedades del suelo.

En los casos de contaminación de suelos por metales pesados, la concentración total de metales ofrece poca información sobre el riesgo potencial (Naidu *et al.*, 2015). Es importante identificar las formas disponibles y no disponibles de los metales pesados para garantizar que el suelo sea manejado de tal manera que se impida que las formas no disponibles se conviertan en disponibles. Esto puede hacerse utilizando pruebas biológicas para determinar la biodisponibilidad y toxicidad de los metal(oid)es (Romero-Freire, Martin Peinado y van Gestel, 2015). En este caso, las normas de calidad del suelo o los valores límite deberán ser corregidos tomando en cuenta las propiedades del suelo como el pH, la textura del suelo y el contenido de materia orgánica, ya que se ha demostrado ampliamente que en muchos casos las normas de calidad que no consideran las propiedades del suelo subestiman o sobreestiman el riesgo real (Appel y Ma, 2002; Bradl, 2004; Rodrigues *et al.*, 2012; Romero-Freire, Martin Peinado y van Gestel, 2015). Además, al analizar e incluir la biodisponibilidad durante la evaluación de riesgos en lugar de asumir que los contaminantes objetivo se encuentran disponibles al 100 por ciento, las tareas de remediación serán optimizadas y se mejorará la rentabilidad de dichas tareas de remediación (Naidu *et al.*, 2015; Romero-Freire, Martin Peinado y van Gestel, 2015).

Es por tanto crucial desarrollar regulaciones y legislación para certificar la calidad de los alimentos, dependiendo de su contenido de metales pesados. La literatura internacional contiene múltiples metodologías y criterios de evaluación que identifican valores permisibles de metales pesados para los suelos que difieren en magnitud (Tabla 7). Esto se debe generalmente a los criterios considerados para su establecimiento (Muñiz, 2008). La obtención de valores de referencia para la calidad del suelo en términos del contenido de metales pesados quedó establecida en muchos países, los cuales desarrollaron sus respectivas políticas ambientales para la protección del suelo y para garantizar la seguridad alimentaria. La desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés) (US EPA, 1998, 2014a) es especialmente importante debido a que muchos otros países la siguen. Estas normas se basan en políticas de evaluación de riesgos y definen niveles de fondo y el estudio de toxicidad humana y ambiental. Cuando

se trata de alimentos, los estándares del *Codex Alimentarius* de FAO es de gran importancia. Define los valores para contaminantes y toxinas (incluyendo metales pesados) permisibles en los productos alimenticios y es revisado y actualizado constantemente (OMS y FAO, 1995).



LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Tabla 7. Valores límite de algunos metales pesados para uso en terrenos residenciales para diferentes países.
Modificado de Provoost, Cornelis y Swartjes, 2006.

Contaminante (mg/kg dm)	Bélgica ¹	Francia	Alemania ²	Gran Bretaña + planta ³	Gran Bretaña - planta ⁴	Hungría ⁵	Países Bajos	Polonia ⁶
Arsénico	110	37	50	20	20	15	55	2
Cadmio	6	20	20	8 ¹⁰	30	1	12	4
Cromo III	300	130 ¹¹	400	130	200	75	380	--
Cobre	400	190	N.A.	N.A.	N.A.	30	190	150
Mercurio	15	7	20	8	8	0.5	10	--
Plomo	700	400	400	450	450	100	530	100
Níquel	470	140	140	50	75	40	210	--
Zinc	1000	9000	N.A.	N.A.	N.A.	200	720	300

1 Decreto de Remediación de Suelos nombrado Viarebo del 8 de julio de 2002.

2 Normas aplicables como legislación nacional para 'wirkungspad Boden-Mensch' (rutas de exposición suelo – humanos).

3 Zona residencial con huerto.

4 Zona residencial sin huerto.

5 Regulación número 10/2000 del Gobierno Húngaro.

6 Normas polacas de calidad del suelo para la capa superficial del suelo (0–30 cm) establecidas para el grupo B de uso de la tierra (tierras agrícolas, zonas forestales, residenciales y recreativas) Regulación 2002.

7 Decreto Real 1310/1990 del 29 de octubre de 1990 que regula el uso de lodos residuales en la agricultura (B.O.E. Nº 262, 1 de noviembre de 1990). Valores para los suelos con un pH inferior o superior a 7.

8 DIRETRIZ SOBRE Niveles de Investigación para Suelo y Aguas Subterráneas: Protección Nacional del Ambiente (Evaluación de la Contaminación de Emplazamientos) Medición cuando haya variación 2011.

9 APAE (1995) Normas de calidad ambiental para suelos. Administración de Protección Ambiental Estatal, China, GB 15618–1995.

10 1/2/8 mg/kg dm relacionado con las normas de limpieza de suelos a un pH de 6, 7 y 8 respectivamente. Se usó la norma de limpieza de 8 mg/kg dm en esta comparación.

11 Cromo total.

12 Cromo (VI).

13 1000/4 relacionado con la norma de limpieza de suelo como concentración total y concentración soluble. Se usó la norma de limpieza de 1000 mg/kg dm en esta comparación.

14 23/6.1 describe el mercurio clorado y el mercurio orgánico. Se usó la norma de limpieza de 23 mg/kg dm en esta comparación.

15 HIL para plomo basado en modelos de plomo en sangre (EUBK para HIL A, B y C y modelo de plomo en sangre para HIL D donde se consideró 50% de la biodisponibilidad oral).

16 1000/0.1 relacionado con la norma de limpieza del suelo como concentración total y concentración soluble. Se usó la norma de limpieza de 1000 mg/kg dm en esta comparación.

17 2000/5 se relaciona con la norma de limpieza del suelo como concentración total y concentración soluble. Se usó la norma de limpieza de 2000 mg/kg dm en esta comparación.

España ⁷	Suecia	Australia ⁸ - residencial + jardín	Australia ⁸ - residencial + sin acceso al suelo	Canadá	China	Noruega	Suiza	Estados Unidos de América
--	15	100	500	12	30 ⁹	2	N.A.	22
I-3	0.4	20	140	10	0.43	3	20	37
100-150	120	100 ¹²	500 ¹²	64	58.9	25	N.A.	100000
50-210	100	7000	30000	63	31.7	100	1000 ¹³	3100
I-I,5	I	200	600	6.6	--	I	N.A.	23 ¹⁴
50-300	80	300 ¹⁵	1200 ¹³	140	37.5	60	1000 ¹⁶	400
30-112	35	400	900	50	27.5	50	N.A.	1600
150-450	350	8000	60000	200	117.7	100	2000 ¹⁷	23000





3.2 | PRINCIPALES TÉCNICAS PARA REMEDIAR LOS EMPLAZAMIENTOS CONTAMINADOS

Nathanail se refirió a la remediación sostenible como “la remediación que elimina y/o controla riesgos inaceptables de manera segura y oportuna y que maximiza los beneficios generales ambientales, sociales y económicos del trabajo de remediación” (Nathanail, 2011). El manejo sostenible requiere la incorporación de las mejores técnicas disponibles, no solo durante el proceso de remediación mismo sino para todo el proceso, incluyendo la evaluación de riesgos y la reducción de riesgos. Las mejores prácticas de manejo (MPM) son prácticas individuales o combinaciones de prácticas de manejo, culturales y estructurales que los investigadores (académicos o gubernamentales) han identificado como la forma más efectiva y económica de reducir el daño al medio ambiente (Cestti, Srivastava y Jung, 2003). La remediación se realiza comúnmente para cada emplazamiento en lo individual, ya que, para toda combinación de contaminante, propiedad del suelo, uso de la tierra, regímenes de propiedad y responsabilidad, y realidad técnica y económica del emplazamiento o zona, podrá ser más adecuada una técnica o una combinación de técnicas diferentes (Swartjes, 2011).

Las técnicas de remediación pueden ser divididas en dos grupos principales: *in situ* (en el sitio) y *ex situ* (remoción del suelo contaminado para tratamiento fuera del sitio). Las opciones disponibles de remediación incluyen tratamientos físicos, químicos y biológicos y estas opciones ofrecen soluciones técnicas potenciales para la mayoría de contaminaciones del suelo (Scullion, 2006). Tanto para el grupo *in situ* como para el grupo *ex situ*, el efecto neto de los contaminantes puede categorizarse como reductor de la concentración, reductor de la biodisponibilidad sin reducir la concentración, encapsulación en una matriz inerte y eliminación (Pierzynski, Sims y Vance, 2005). El manejo de emplazamientos contaminados requiere de un enfoque específico para el emplazamiento que incluye caracterización, evaluación de riesgos y selección de las tecnologías de remediación y por tanto se enfoca principalmente en la contaminación local o de punto de origen.

Scullion presentó una revisión de los principales enfoques de tratamiento para remediar los suelos contaminados y su efecto sobre los contaminantes (Scullion, 2006), especificando si son degradados, separados de los componentes del suelo, extraídos de la matriz o estabilizados (Tabla 8).

Tabla 8. Principales metodologías de remediación y su efecto en los contaminantes del suelo (✓ = proceso principal, (✓) = proceso subsidiario limitado en alcance o en el rango de contaminantes afectados). Fuente: Scullion, 2006.

Tratamiento del proceso	Destrucción / degradación	Separación de sólidos	Extracción / pérdida	Estabilización
Metodologías de remediación física				
Térmica	✓		✓	
Solidificación	(✓)			✓
Extracción de vapores			✓	
Aspersión por aire	(✓)		✓	
Lavado/bombeo y tratamiento	(✓)		✓	
Electro-remediación	(✓)		✓	
Clasificación de partículas		✓		
Metodologías de remediación química				
Oxidación	✓		✓	✓
Reducción	(✓)		✓	✓

LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO: UNA REALIDAD OCULTA

Tratamiento del proceso	Destrucción / degradación	Separación de sólidos	Extracción / pérdida	Estabilización
Hidrólisis	✓		✓	
Solubilización	(✓)		✓	
Declaración	(✓)			
Manipulación de pH	(✓)		✓	✓
Metodologías de remediación biológica				
Actividad microbiana				
Cultivo de la tierra	✓		(✓)	✓
Biopilas	✓		(✓)	✓
Compostaje	✓		(✓)	✓
Biorreactor	✓			(✓)
Biofiltrado			✓	
Actividad de las plantas				
Fitoestabilización	(✓)		(✓)	✓
Fitoextracción	(✓)		✓	(✓)
Fitodegradación	✓		(✓)	(✓)

Lo que hace que muchos de los métodos físicos actualmente disponibles sean tan costosos es, en parte, el costo de la excavación y el transporte de grandes cantidades de materiales contaminados para tratamiento *ex situ* como lo es la inactivación química o la degradación térmica. El alto costo ha llevado a un interés creciente en tecnologías alternativas para aplicaciones *in situ*, en particular aquéllas sustentadas en la capacidad de remediación biológica de plantas y microorganismos (Chaudhry *et al.*, 2005). La biorremediación es una tecnología que destruye o vuelve inocuos varios contaminantes, usando la actividad biológica de ciertos microorganismos. La biorremediación se basa en realidad en el crecimiento y la actividad microbiana; su efectividad depende en gran medida de los parámetros ambientales aplicados que influyen en el crecimiento microbiano y la velocidad de degradación. La biorremediación es considerada una tecnología muy prometedora con un gran potencial al tratar con ciertos tipos de emplazamientos contaminados (Zouboulis, Moussas y Nriagu, 2011). La biorremediación ha sido usada mundialmente, Europa incluida, con éxito variable (Zaouboulis, Oussas y Nriagu, 2011).

De acuerdo con Alexander, deben satisfacerse varias condiciones para que tenga lugar la biorremediación mediante la actividad microbiana en el suelo (Alexander, 1999). Estas incluyen las siguientes: 1) el organismo debe estar presente en el suelo que contiene el plaguicida; 2) un organismo debe tener las enzimas necesarias para producir la biodegradación; 3) el plaguicida debe ser accesible al organismo que tiene las enzimas necesarias; 4) si la enzima inicial que produce la degradación es extracelular, los enlaces sobre los que actúa dicha enzima deben estar expuestos para que funcione el catalizador; 5) en caso de que las enzimas que catalizan la degradación inicial sean intracelulares, esa molécula debe penetrar la superficie de la célula hasta los puntos internos en los que actúa la enzima, y 6) como la población o biomasa de bacterias u hongos que actúan sobre muchos compuestos sintéticos es inicialmente pequeña, las condiciones del suelo deben ser favorables para permitir la proliferación de los microorganismos potencialmente activos.

La compostada hecha de aserrín, virutas de madera, corcho, paja, desechos vegetales y desechos alimenticios de los hogares es otra fuente común de materia orgánica que se agrega al suelo (Kuo *et al.*, 2004). La adición de materia orgánica al suelo puede ayudar a

disminuir la movilidad de los metales pesados y otros contaminantes (Grobelak y Napora, 2015; Wuana y Okieimen, 2011), reduciendo el riesgo para el medio ambiente y para la salud humana.

La adición de abono animal y lodos residuales puede ser una herramienta efectiva de biorremediación, pero es necesario tener cuidado de garantizar que se realizó un pre-tratamiento efectivo del material orgánico. Para atenuar los impactos negativos asociados al estiércol de ganado, pueden aplicarse técnicas simples como la compostada antes de su aplicación a la tierra (Zhang *et al.*, 2015a). Comparado con el estiércol fresco, el estiércol compostado generalmente tiene un contenido mayor de lignina y polifenol con lo que se reduce la emisión de CH₄ al tiempo que se mejora aún más el potencial de secuestro de MOS (Xia, Wang y Yan, 2014). Ly *et al.* observaron un efecto positivo de las lombrices presentes en el proceso de compostado, lo que resultó en la estabilización de los metales pesados presentes en el abono animal (Lv, Xing y Yang, 2016). Se ha comprobado que el compostado de estiércol fresco es un método efectivo para reducir diversos tipos de patógenos ambientales y bacterias resistentes a los antimicrobianos (Cole, 2015; Holman *et al.*, 2016). El almacenamiento de purines de uno a tres meses, el compostado a altas temperaturas, el esparcimiento de manera que se reduzca la volatilización potencial y evitar el transporte a larga distancia del abono animal son algunas de las recomendaciones propuestas por Nicholson *et al.* para reducir los niveles patógenos en estiércol y purines antes de su aplicación (Nicholson *et al.*, 2003). A pesar de la observada persistencia de ciertos antibióticos en el suelo y su insignificante mineralización debido a la fuerte adsorción a los componentes del suelo, varios autores subrayan la importancia del tiempo de almacenamiento y compostado para la disipación de los compuestos de los antibióticos en el estiércol antes de su aplicación a la tierra (Arikan, Mulbry y Rice, 2009; Halling-Sørensen *et al.*, 2001; Kim *et al.* 2011; Tien *et al.*, 2017).

La siembra de árboles con buena resistencia a los altos niveles de sustancias tóxicas y una alta capacidad para recolectar y almacenar contaminantes, también puede ser una buena práctica para el proceso de biorremediación en los suelos (Paz-Alberto y Sigua, 2013). De acuerdo con Wislocka *et al.*, los árboles más populares que muestran una alta capacidad para acumular metales pesados son el abedul plateado (*Betula pendula*), el aliso (*Alnus tenuifolia*), la acacia (*Robinia pseudoacacia*), el sauce (*Salix sp.*) y las coníferas (Wislocka *et al.*, 2006). Algunos cultivos energéticos como el *Miscanthus giganteus* tienen excelente adaptabilidad a las condiciones de un hábitat cambiante, la posibilidad de recuperar gradualmente las tierras degradadas y la capacidad para impedir la migración de los metales pesados hacia el suelo y las aguas subterráneas.

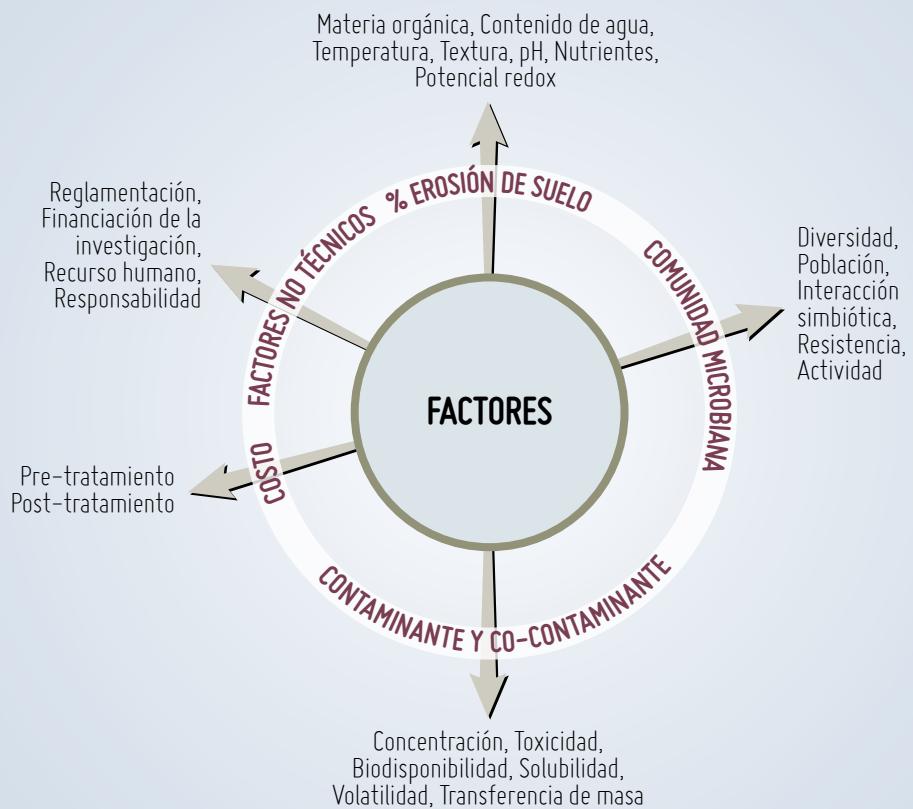


Figura 21. Factores que afectan la remediación en el terreno de suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Fuente: Kuppusamy *et al.*, 2017.

El interés en el biocarbón también está creciendo entre los científicos particularmente interesados en la forma en que las propiedades químicas y físicas de las partículas de biocarbón afectan el agua que se desplaza a través del suelo, eliminan los contaminantes, alteran las comunidades microbianas y reducen las emisiones de gases de efecto invernadero. La esperanza es que el biocarbón pueda ayudar a los agricultores en todo el mundo, particularmente los que se encuentran en regiones en desarrollo que a menudo se enfrentan a suelos pobres. El biocarbón tiene raíces antiguas. Hace de cientos a miles de años los residentes de la Amazonía lo produjeron calentando la materia orgánica para crear suelos ricos y fértils llamados *terra preta*. La práctica fue abandonada en la época en que las naciones europeas invadieron Sudamérica y relativamente pocos agricultores en otras localidades han usado el biocarbón rutinariamente. Los científicos inicialmente mostraron interés en el material hace aproximadamente una década, cuando las crecientes preocupaciones por el calentamiento global llevaron a algunos a ofrecer biocarbón como forma de almacenar enormes cantidades de carbono en el subsuelo. La esperanza de esa aplicación se ha desvanecido en cierta forma debido al alto costo del biocarbón, pero los científicos del suelo exploran actualmente su uso en la agricultura y para remediar la contaminación del suelo (Cernansky, 2015).

Las nuevas tecnologías para la remediación implican la aplicación de nanopartículas para restaurar los suelos contaminados (Pan y Xing, 2012). La nanotecnología más ampliamente reconocida en la remediación de suelos es la aplicación del hierro nano-cero-valente (nZVI) para reducir el impacto tanto de los contaminantes orgánicos como de los inorgánicos. Por ejemplo, el nZVI puede degradar efectivamente los hidrocarburos clorados y los plaguicidas organoclorados (Sing *et al.*, 2011; Zhanqiang, 2010). Se ha demostrado que los nanotubos de carbono son un material de remediación factible debido a su gran capacidad de adsorción para los iones metálicos (Rao, Lu y Su, 2007), los radionúclidos (Ren *et al.*, 2011) y los compuestos orgánicos (Pan y Xing, 2008).

Los enfoques integrados y las tecnologías emergentes como la remediación electrocinética, la biorremediación mediada por enzimas, la fitorremediación de procesos múltiples y la vermirremediación, han sido empleados en el tratamiento de suelos contaminados por HAP (Kuppusamy *et al.*, 2016). La selección de las mejores técnicas disponibles y su éxito en la remediación de suelos contaminados dependerá de factores físicos, económicos, reguladores y técnicos (Figura 21) (Kuppusamy *et al.*, 2017).

El factor crítico que afecta la remediación de BPC, HAP y EDPB es la fuerte adsorción de estas moléculas en suelo y sedimentos, lo que quedó demostrado por su prolongada persistencia a pesar de las fuertes restricciones para su uso durante más de 30 años. La capacidad para desorber estos contaminantes determina, en la mayoría de los casos, la efectividad de las tecnologías de remediación (Gomes, Dias-Ferreira y Ribeiro, 2013). La técnica de remediación más comúnmente usada para estos suelos contaminados es la de “excavar y verter”, pero esto no es sostenible. Otras técnicas como la biorremediación, la adsorción térmica y la declaración anaeróbica han sido probadas en años recientes con buenos resultados (Gomes, Dias-Ferreira y Ribeiro, 2013). Las tecnologías previamente descritas, aunque tendientes a destruir o transformar los BPC, operan en formas muy diferentes y consecuentemente tienen tiempos de limpieza, costos, productos de descomposición e impactos ambientales diferentes. Su efectividad es también específica para el emplazamiento ya que cada tecnología depende de los contaminantes, el tiempo transcurrido desde la contaminación, el tipo de suelo y las condiciones geomorfológicas y otros factores ambientales como la movilidad de los contaminantes o la adsorción a las partículas del suelo (Gomes, Dias-Ferreira y Ribeiro, 2013; Wang y He, 2013).

3.3 | CAMBIOS EN LAS PRÁCTICAS AGRONÓMICAS PARA MINIMIZAR LA CONTAMINACIÓN DE LA CADENA ALIMENTARIA Y LOS IMPACTOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Las Directrices Voluntarias para la Gestión Sostenible de los Suelos (DVGSS) tienen por objeto proporcionar a países, agricultores y otras partes interesadas los principios generalmente aceptados, comprobados en la práctica y basados en la ciencia, para promover un manejo sostenible del suelo (MSS) (FAO, 2017). Estas directrices describen el MSS como sigue: “El manejo del suelo es sostenible si se mantienen o mejoran los servicios de apoyo, suministro, regulación y culturales que proporcionan los suelos sin afectar significativamente a las funciones del suelo que hacen posible estos servicios o a la biodiversidad”. El MSS se refiere a las prácticas agronómicas citadas en este capítulo. (FAO, 2017.).

3.3.1 | FERTILIZANTES

El manejo integrado de los cultivos (MIC) es un método agrícola que equilibra los requisitos de operar un negocio lucrativo con responsabilidad y sensibilidad con el medio ambiente. Presenta una solución realista para muchos de los problemas que enfrenta la agricultura. Incluye prácticas que pueden usarse para evitar desechos, mejorar la eficiencia energética y minimizar la contaminación. El manejo integrado de los cultivos combina lo mejor de la tecnología moderna con algunos de los principios básicos de las buenas prácticas agrícolas y es una estrategia agrícola integral a largo plazo (CE, 2002).

Los componentes del MIC para cultivos de campo son los siguientes:

1. Cuantificación de la fuente de los nutrientes: reserva del suelo, estiércol, residuos de cosechas;
2. Análisis del suelo: pH, requerimientos de cal, fósforo, potasio (el calcio y el magnesio son opcionales);
3. Análisis del estiércol: nitrógeno (amonio N, N total), fósforo, potasio;
4. Calibración de los dispensadores de estiércol y fertilizantes: toneladas, miles de galones, libras por acre;
5. Plan de fertilización: tasa de aplicación de estiércol, fertilizante suplementario; utilización del excedente del estiércol en cultivos alternativos (cultivo de heno); evitar aplicar grandes cantidades de estiércol en campos cuyo exceso de P fue descubierto mediante análisis de suelo; no excederse en la aplicación del nitrógeno procedente de estiércol o fertilizantes y análisis del suelo para nitrógeno: fertilizante de nitrógeno suplementario aplicado por voleo o localizado;
6. Cultivo de cobertura: reducir la pérdida de suelo y la filtración de nitratos; considerar un cultivo de cobertura basado en legumbres en granjas de vegetales y en campos distantes en granjas lecheras donde no se haya esparcido estiércol;
7. Plan de siembra: garantizar la recolección temprana de las cosechas a fin de permitir la siembra temprana de cultivos de cobertura en los campos más propensos a la erosión, y
8. Labranza mínima: para reducir la pérdida de nutrientes a causa de la erosión del suelo.

El Manejo Integrado de la Fertilidad del Suelo es un enfoque basado en los siguientes principios: 1) ni las prácticas basadas exclusivamente en fertilizantes minerales, ni el manejo exclusivo de materia orgánica son suficientes para la producción agrícola sostenible; 2) es necesario un germoplasma bien adaptado y resistente a las enfermedades para hacer un uso eficiente de los nutrientes disponibles, y 3) son esenciales las buenas prácticas agronómicas –en función de fechas de siembra, densidades de siembra y maleza– para garantizar el uso eficiente de recursos escasos en nutrientes (GCIA y CCASA, 2018). También existe la necesidad de focalizar recursos de nutrientes dentro de los ciclos de rotación de cultivos, incluyendo preferiblemente leguminosas para de esta forma ir más allá de las recomendaciones de cultivos unitarios.

El manejo integrado de nutrientes puede jugar un papel en la mejora del cultivo de plantas. La compartimentación de la materia seca y la biomasa total del cultivo (Amanullah e Inamullah, 2016; Amanullah *et al.*, 2016), incluyendo la biomasa de raíces (Amanullah y Stewart, 2013), tienen un impacto importante en la eficiencia de los procesos de fitoremedición de los suelos degradados (Grobelak, 2016). El mantenimiento de suelos ricos en carbono, la remediación y mejora de tierras agrícolas degradadas y, en términos generales, el aumento del contenido de carbono en suelos, todo ello juega un papel importante para abordar el triple desafío de la seguridad alimentaria, la adaptación de los sistemas alimentarios y las personas al cambio climático y la mitigación de las emisiones antropogénicas (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC 2015).

Se sabe que los biofertilizantes, productos que contienen células vivas de diferentes tipos de microbios beneficiosos (bacterias, hongos, protozoarios, algas y virus), desempeñan roles vitales en la fertilidad del suelo, la productividad de los cultivos y su rentabilidad. Alguno de los microbios beneficiosos comúnmente usados en la agricultura incluyen las especies *Rhizobia*, *Mycorrhizae*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Trichoderma* y *Streptomyces*. Los microbios beneficiosos son esenciales para descomponer la materia orgánica del suelo y para aumentar la disponibilidad de los macronutrientes esenciales (nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, calcio y magnesio) y micronutrientes (boro, cobre, cloro, hierro, manganeso, molibdeno y zinc) para las plantas del cultivo. Los microbios beneficiosos también juegan un papel importante en el manejo de desechos sólidos y aguas residuales. Los microbios beneficiosos aumentan la tolerancia de las plantas a diferentes agresores del medio ambiente (por ej.: sequía, calor, frío, salinidad) y aumentan la resistencia de las plantas a los insectos y las enfermedades. Los microbios beneficiosos no solo mejoran el crecimiento y la productividad de los cultivos al aumentar la fotosíntesis y producir hormonas y enzimas, sino que también mejoran la calidad de los cultivos al controlar diversos insectos y diferentes enfermedades de las plantas. Los microbios beneficiosos reducen la necesidad del uso de fertilizantes químicos, reduciendo con ello la contaminación causada por éstos. Reducen el costo de la producción y por tanto aumentan el ingreso y la rentabilidad del agricultor. Los microbios beneficiosos son muy importantes en el aumento de la productividad de la cosecha, la rentabilidad y la sustentabilidad. Las aplicaciones de abono orgánico como el estiércol de ganado y aves, el abono verde, las compostas, el estiércol de granja, el biocarbón y las cenizas, aumentan los microbios beneficiosos en el suelo y mejoran la salud del suelo y la sustentabilidad global (Amanullah, 2015).

3.3.2 | PLAGUICIDAS

Para lograr un mundo libre de contaminantes, se recomienda implementar en todo el mundo las Directrices Voluntarias para la Gestión Sostenible de los Suelos (FAO, 2017) que incluyen prácticas de manejo integrado u orgánico de plagas.

El manejo integrado de plagas (MIP) es un enfoque basado en la prevención, monitoreo y control que ofrece la oportunidad de eliminar o reducir drásticamente el uso de plaguicidas

y disminuir así los riesgos de éstos para la salud humana y el medio ambiente. El manejo integrado de plagas logra esto mediante el uso de una variedad de métodos y técnicas, incluyendo estrategias culturales, biológicas y estructurales para controlar una multitud de problemas con las plagas (Beyond Pesticides, 2018). Además, el MIP fomenta el uso de la rotación de cultivos que puede reducir considerablemente la necesidad de plaguicidas (García-Préchac *et al.*, 2004).

En los agrosistemas intensivos, la práctica más común del uso de plaguicidas es la aplicación en pulverizadores, aunque existen otros sistemas de aplicación como el tratamiento de semillas, la aplicación de gránulos en suelos o del empapado de tierra, así como la fumigación del suelo. Entre el 30 y 50 por ciento de la cantidad aplicada se pierde por deposición en la tierra vía la pulverización hacia los compartimientos ambientales adyacentes o el volatilizado, no alcanzando la plaga objeto de la aplicación (Diaconu *et al.*, 2017; Viret *et al.*, 2003). El principio del “contaminador paga” (agregando los costos ambientales y de salud pública al precio pagado por los consumidores) puede ser un enfoque efectivo a la internalización de los costos sociales del uso de plaguicidas. Pueden usarse los gastos e impuestos generados para promover un manejo mejorado (sostenible) de las plagas (Popp, Petö y Nagy, 2013). El control del mal uso de los plaguicidas conjuntamente con la promoción de técnicas más amigables con el medio ambiente como el control biológico de plagas (Popp, Petö y Nagy, 2013) pueden contribuir a reducir la contaminación en los campos agrícolas.

El manejo integrado de malezas (MIM) es el control de malezas a través de un enfoque de manejo a largo plazo usando varias técnicas de manejo de malezas como el control físico, el control químico, el control biológico y el control cultural.

Como se observó en secciones anteriores, el tipo más difundido de contaminación de suelos que podría afectar adversamente la calidad de los alimentos, se relaciona con los metales, los metaloides y los radionúclidos. Esto ha contribuido a una riqueza de estudios que examinan las prácticas agrícolas para reducir la contaminación de la cadena alimentaria por estos contaminantes. Como la contaminación de los suelos por químicos orgánicos es generalmente más restringida en extensión superficial, se han llevado a cabo muchas menos investigaciones de estos químicos y no serán consideradas aquí.

3.3.3 | METALES

El Cadmio (Cd) es el metal más ampliamente estudiado en función de la contaminación de la cadena alimentaria y existe una serie de opciones para minimizar la absorción por la plantas del Cd del suelo (Grant *et al.*, 1999). Estas son resumidas en la Tabla 9 y pueden ser agrupadas en manipulación de cultivos (especies, variedades y rotación), de las condiciones del suelo y de los atributos del agua (irrigación).

Tabla 9. Prácticas de manejo agronómico para reducir la contaminación de la cadena alimentaria por Cd.

Manipulación de los cultivos	Manipulación del suelo	Manipulación del agua
Especies de plantas	Selección del emplazamiento	Usar agua de baja salinidad (Cl)
Variedades de plantas	Cultivo (dilución/entierro)	
Rotación de cultivos	Adición de cal	
Fitoextracción	Adición de zinc	
	Adición del absorbente	

Se ha sabido por más de 40 años que diferentes especies varían en su capacidad para acumular Cd en los tejidos comestibles. Los vegetales de hoja verde, por ejemplo, generalmente acumulan concentraciones más altas de Cd que los cultivos de grano o fruta (Bingham *et al.*, 1975; Chaney y Hornick, 1977). Los agricultores tienen la opción de cambiar el tipo de cosechas cultivadas en un lote específico de tierra si el suelo está contaminado por Cd. Si esto no fuera una posibilidad, todavía es posible cultivar la misma especie de cosecha si se elige una variedad que acumule Cd en menor grado. Es bien sabido que diferentes variedades de la misma especie acumulan Cd a diferentes tasas y esto puede relacionarse con diferentes patrones de enraizamiento, diferente absorción del Cd por la raíz o diferentes patrones de traslocación del Cd dentro de la planta (Grant *et al.*, 2008). Ha surgido en algunos países la comercialización de variedades de baja acumulación de Cd especialmente producidas (Clarke *et al.*, 1997), mientras que, en otros países, los agricultores pueden elegir una variedad baja en Cd de entre las comercialmente disponibles (donde esta información es accesible). La contaminación por Cd de la cadena alimentaria también puede ser minimizada seleccionando un plan de rotación de cultivos apropiado: existe evidencia de que ciertas secuencias de cultivos (por ej. el cultivo de trigo después del cultivo de altramuz) (Oliver *et al.*, 1993) pueden propiciar una mayor acumulación de Cd, aunque las razones para ello no están claras y pueden estar relacionadas con la modificación de las condiciones químicas o físicas del suelo (por ej.: cambios en el pH del suelo). Finalmente, los agricultores también pueden optar por obtener una cosecha para extraer el Cd disponible del suelo (fitoextracción) y eliminar el material vegetal antes del cultivo alimentos (Murakami *et al.*, 2009). Esta estrategia actualmente está madurando hasta llegar a la etapa de ser prácticamente posible (Abe *et al.*, 2017).

La selección o manipulación de las condiciones químicas y físicas del suelo también es practicada por los agricultores para minimizar la acumulación de Cd en la cadena alimentaria. La selección de las condiciones del suelo se lleva a cabo a través de la elección del emplazamiento (de ser posible); los suelos con un pH más alto y contenidos elevados de arcilla, materia orgánica y zinc (Zn) y bajos en Cd, tienen mayores probabilidades de tener una acumulación mínima de Cd en las cosechas (Grant *et al.*, 1999). Si la selección del emplazamiento no fuera posible, podrá intentarse la manipulación del suelo. Como el Cd es un metal catiónico, la adición de cal para elevar el pH del suelo y aumentar la capacidad de intercambio de cationes del suelo podrán usarse para incrementar la adsorción del suelo y reducir la captación por el cultivo, aunque los efectos no son consistentes en los estudios de campo. Actuando a través de mecanismos similares, pueden agregarse adsorbentes a los suelos para enlazar el Cd con mayor fuerza y minimizar su absorción por las cultivos (Komárek, Vanék y Ettler, 2013; Tang *et al.*, 2016), aunque normalmente se requieren altas tasas de aplicación (toneladas por hectárea) y la duración en el tiempo de la remediación es desconocida. La adición de Zn también ha demostrado reducir las concentraciones de Cd de los cultivos (Oliver *et al.*, 1994) a través de una absorción competitiva del Zn sobre el Cd en los tejidos comestibles (Welch *et al.*, 1999). Finalmente, si la contaminación por Cd es antropogénica y no geogénica, es probable que la contaminación quede restringida a la capa superficial del suelo. Como sucede con muchos contaminantes, el cultivo y entierro o dilución de la capa contaminada puede reducir la absorción de Cd por los cultivos ya que la mayoría de las raíces son activas únicamente en los 10-20 centímetros superiores del suelo.

Evitar aguas de irrigación ricas en Cl también reducirá la contaminación de la cadena alimentaria por Cd debido a la complejación con el cloro del ion Cd²⁺ que aumenta la movilidad en el suelo y por tanto la absorción de Cd por la planta (McLaughlin *et al.*, 1994).



3.3.4 | METALOIDES

El arsénico (As) es el contaminante metaloide más generalizado y preocupante en los suelos agrícolas, siendo las fuentes geogénicas más generalizadas que las fuentes antropogénicas (Bhattacharya *et al.*, 2007). La contaminación de la cadena alimentaria por As se presenta principalmente en sistemas inundados para el cultivo de arroz, en los que las bajas condiciones de óxido-reducción en los suelos inundados de los arrozales movilizan al As al solubilizar los minerales de óxido de hierro que sirven de enlace con el As, y también reducen el ion de arsenato para convertirlo en arsenita, que es más móvil en el suelo que el arsenato (Hamon *et al.*, 2004). Debido a estas reacciones químicas del suelo y a las vías de absorción de las raíces, la acumulación de As en el arroz puede ser minimizada mediante un manejo cuidadoso del agua (camas elevadas, drenaje a media estación o cultivo en tierra seca) para aumentar el estado de oxidación del suelo (Hu *et al.*, 2013) y la adición de fertilizantes de Si. Sin embargo, la desventaja del cultivo aeróbico de arroz es que la acumulación de Cd puede verse incrementada en comparación con el cultivo de arroz inundado (Ho *et al.* 2013). Las diferencias de los cultivares también pueden ser explotadas para reducir el As en el grano de arroz cosechado (Norton *et al.*, 2009).

3.3.5 | RADIONÚCLIDOS

Las prácticas agronómicas para reducir la acumulación de radionúclidos en la cadena alimentaria se derivan principalmente de la investigación en torno a los accidentes nucleares de Chernóbil, Goiana y Fukushima (Fesenko *et al.*, 2017). Los principales isótopos que son motivo de preocupación son el ^{131}I en el periodo temprano que sigue al evento de contaminación y los isótopos de cesio y estroncio (^{134}Cs , ^{137}Cs y ^{90}Sr) muchos años después de la contaminación. El Yodo-131 es un isótopo de vida breve (su periodo de desintegración es de 8,02 días) y la principal vía de riesgo es la cadena forraje-vaca-leche-humano. Por lo tanto, las principales prácticas agrícolas de manejo requeridas después de un evento de contaminación con ^{131}I , son restringir el acceso de los animales a los pastos contaminados, alimentándolos de fuentes externas a la zona de contaminación (de ser posible). Para los radioisótopos de Cs y Sr, que son catiónicos, las medidas de remediación son similares a las aplicables al Cd, donde pueden emplearse las diferencias en las especies de las cosechas y los cultivares, el uso de absorbentes con alto CEC, la aplicación de cal y el manejo de fertilizantes (Fesenko *et al.*, 2007). Para Cs, los fertilizantes a base de potasio son particularmente efectivos para reducir la absorción por las plantas debido a la competencia de K^+ con Cs^+ por la absorción de la raíz (Shaw, 1993), mientras que las modificaciones a base de calcio son efectivas para ^{90}Sr (Nisbet *et al.*, 1993). Deben evitarse los fertilizantes a base de amonio, ya que pueden aumentar la absorción de ^{37}Cs y ^{90}Sr (Guillén *et al.*, 2017). La inversión/arado del suelo o la remoción de tierra también pueden usarse para diluir o reducir las concentraciones de isótopos en el suelo y/o enterrar la contaminación superficial en capas más profundas (Fesenko *et al.*, 2017).



4 | ESTUDIOS DE CASO SOBRE CONTAMINACIÓN Y REMEDIACIÓN DE SUELOS

4.1 | REMEDIACIÓN MEDIANTE ATENUACIÓN NATURAL MEJORADA DE EMPLAZAMIENTOS CONTAMINADOS CON ALP EN MISIONES DE CAMPO DE LA ONU: ESTUDIO DE CASO DE LA OPERACIÓN DE NACIONES UNIDAS EN COSTA DE MARFIL (ONUCI)¹⁸

El consumo de aceites lubricantes de petróleo (ALP) en misiones de campo es inevitable, ya que estos productos son necesarios para generar electricidad y operar el equipo mecánico que apoya las operaciones de paz, procesos ambos que dejan una fuerte huella ambiental y elevan la posibilidad de contaminación del suelo. En esta sección se presenta un estudio de caso de las labores de remediación llevadas a cabo por el Centro de Servicios Mundial/Unidad de Apoyo Técnico Ambiental en emplazamientos contaminados con ALP durante el cierre final de una operación de campo de Naciones Unidas en Costa de Marfil (ONUCI).

El objetivo del proyecto era reducir el nivel de hidrocarburos de petróleo totales (HPT) presentes en el suelo contaminado (36,000 a 75,000 mg/kg) a un nivel de referencia de HPT de 400 a 1,000 mg/kg, creando un ambiente propicio para el restablecimiento de la vegetación. Como parte del proyecto se removieron de los emplazamientos más de 1,200 toneladas de suelo contaminado con ALP y se sustituyeron por suelo sano. El suelo contaminado que se extrajo se trató utilizando materiales naturales obtenidos en la localidad.

El suelo contaminado se depositó en una enorme hormigonera para hacerlo girar y airearlo a fin de promover el crecimiento microbiano y la descomposición de los ALP. Se agregaron a la mezcla dos ingredientes (purines y materiales tensoactivos naturales (NOSAM, por sus siglas en inglés) o jabón de ceniza de palma (también conocido como jabón negro)) para mejorar la condición del suelo y acelerar la remediación microbiana.

El resultado arrojó una reducción de más del 95 por ciento en los niveles de HPT inmediatamente después de la remediación, además de que la actividad microbiana natural aseguró mayor reducción de HPT en un periodo de 14 días. Posteriormente se plantaron pastos nativos en las áreas rehabilitadas. Este estudio de caso resalta la importancia de la aplicación de técnicas de restauración de bajo costo en la mitigación de emplazamientos contaminados con ALP dentro de las misiones de campo de Naciones Unidas.

¹⁸ Environmental Technical Support Unit (ETSU) (GSC Environmental Technical Support Unit, Apulia, Italy)

4.2 | ENFOQUES CONTEMPORÁNEOS DE LA REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON PETRÓLEO EN LA ZONA DE LA TAIGA DE SIBERIA OCCIDENTAL¹⁹

La Federación Rusa es uno de los principales productores de petróleo del planeta y más del 70 por ciento de su petróleo se extrae de la zona de la taiga de Siberia occidental. En la década de 1990, las empresas productoras de petróleo de esta región vieron aumentar de manera drástica el número de accidentes en oleoductos y la contaminación con petróleo de los ecosistemas. El control estatal era insuficiente para hacer cumplir la legislación de protección del medio ambiente y esto derivó en una cifra elevada de suelos contaminados con petróleo que a pesar del tiempo transcurrido no han sido remediados y constituyen la llamada “herencia histórica” de las nuevas compañías que actualmente producen petróleo en este territorio.

En los últimos 10-15 años las compañías petroleras han hecho grandes esfuerzos por remediar los suelos contaminados con petróleo, pero este problema aún no se ha podido resolver en su totalidad, debido en gran parte a las condiciones ambientales propias de la región: la temperatura promedio anual fluctúa entre -0,1 °C y -5 °C, la temperatura promedio de enero es de -18 °C a -24 °C (con una temperatura mínima registrada de -62 °C), la duración del periodo con cobertura de nieve estable alcanza 180-200 días y la precipitación supera con mucho a la evaporación. La llanura siberiana occidental es una inmensa planicie casi ininterrumpida en la que se desarrollaron activamente formaciones pantanosas durante el Holoceno: en algunas áreas, los pantanos cubren el 90 por ciento del territorio. Es por eso que los derrames ocurren sobre todo en ecosistemas de humedales, lo que hace sumamente complicado utilizar maquinaria para las operaciones de remediación.

No sólo las condiciones climatológicas eran desfavorables, sino que las tecnologías de remediación aplicadas no eran las apropiadas para suelos pantanosos, puesto que originalmente se crearon para suelos minerales. Las soluciones tecnológicas básicas empleadas fueron la recolección (si la hubiera) de petróleo de la superficie, prácticas agrotécnicas (aplicación de cal, fertilización mineral), bioestimulación (activación de microorganismos nativos oxidantes del petróleo) o bioaumentación (aplicación de productos biológicos comerciales con acción oxidante del petróleo), desprendimiento periódico y fitomejoramiento (siembra de gramíneas pratenses). Sin embargo, la remediación de suelos de turbera contaminados con petróleo necesitaba de otros enfoques.

Los suelos de turbera tienen gran capacidad de absorción de petróleo, lo que dificulta recoger el petróleo derramado incluso inmediatamente después del derrame, y una vez que se coagula es imposible. Al mismo tiempo, la concentración de hidrocarburos de petróleo en la capa superior y más contaminada del perfil del suelo de turbera puede alcanzar 80 por ciento o más, excediendo significativamente los niveles que los microorganismos degradadores de petróleo pueden consumir. Por ese motivo, las soluciones tecnológicas tradicionales arriba descritas son ineficaces, incluso después de repetirlas durante varias temporadas de procesamiento.

La eficacia de la restauración aumenta de modo considerable si primero se hace la remoción mecánica (cizallamiento) de la capa contaminada superior (usualmente 10-15 cm) del área contaminada con petróleo. En esta capa, además de hidrocarburos de petróleo pesados, se acumula un gran número de resinas y asfaltenos. Esta acumulación sella el suelo con eficacia evitando la transferencia de agua y gas, lo que a su vez disminuye de modo drástico la actividad microbiológica en el suelo contaminado. En la etapa inicial de aplicación de esta operación tecnológica se utilizó el trabajo manual, lo que explica por qué a pesar de la alta eficacia de la remediación en ciertos emplazamientos contaminados con petróleo, la superficie total de suelos remediados siguió siendo baja.

¹⁹ Sergey Trofimov, Ruslan Kinjaev, Olga Yakimenko (Soil Science Faculty, Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia)



Figura 22. Excavadora flotante en operación (Pxhere)

Posteriormente, cuando esta operación tecnológica comenzó a realizarse con excavadoras (figura 22) fue posible multiplicar la superficie total de suelos contaminados con petróleo que se recupera anualmente.

Una vez removida la capa superior, lo común es que la concentración de hidrocarburos de petróleo en el suelo no llegue a los niveles que hacen imposible la actividad de los microorganismos degradadores de petróleo; esto permite usar los métodos tradicionales de remediación biológica. Sin embargo, reducir todavía más la concentración de hidrocarburos de petróleo hasta alcanzar niveles aceptables sigue siendo una tarea difícil.

Uno de los problemas más importantes es la optimización del régimen ácido-base del suelo. Se sabe que los valores de pH óptimos para la actividad microbiana de degradación de petróleo son 6-8. Pero los suelos de turbera, como regla, tienen valores de pH de 3,5-4,5 y se caracterizan por altos valores de acidez intercambiable y dependiente del pH. Por lo tanto, la cantidad de cal que debería agregarse para alcanzar valores óptimos de pH es tan grande que esta tarea resulta imposible y poco razonable desde la perspectiva técnica y económica.

Una de las formas de resolver este problema es utilizando agentes de biodegradación, que son capaces de oxidar los hidrocarburos a un pH de 4,-4,5. Sin embargo, para la destrucción efectiva del petróleo se necesita airear bien los suelos de turbera, lo que en la práctica es extremadamente difícil de lograr. Para solucionar el problema, el uso de una combinación de tecnologías de bioaumento y fitomejoramiento promete buenos resultados (Glick, 2003; Khan *et al.*, 2013). Esta combinación crea una interacción simbiótica entre los microorganismos de biodegradación y la vegetación de los pantanos, que tiene la capacidad de llevar aire al sistema radicular a través del aerénquima, seguido por difusión de oxígeno del aire a la rizosfera, lo que generaría la posibilidad de que las bacterias destructoras oxidaran el petróleo.

Además de producir oxígeno, las plantas pueden estimular el funcionamiento de la microbiota en la rizosfera por medio de exudados de la raíz (Bais *et al.*, 2006). Por su parte, las bacterias pueden estimular el desarrollo de las plantas produciendo diversas fitohormonas y sustancias anti estrés (Safronova *et al.*, 2006), permitiendo de esta manera el crecimiento de la vegetación incluso en condiciones de contaminación extrema con petróleo. Más aún, las bacterias pueden fijar el nitrógeno molecular, movilizar fosfatos hidrolizables y producir sideróforos (compuesto quelante de hierro secretado por los microorganismos), que también pueden promover el desarrollo de las plantas. Sin embargo, hasta la fecha todavía no se han encontrado agentes de biodegradación que posean todas las funciones anteriores, lo que hace que la tarea de desarrollo y aplicación práctica de agentes de biodegradación apropiados sea de extrema urgencia, al igual que el desarrollo de la producción de semillas de plantas de turbera típicas de la zona de la taiga de Siberia occidental.

4.3 | FITOESTABILIZACIÓN ASISTIDA: UNA TÉCNICA EFICAZ DE REMEDIACIÓN DE RELAVES EN EL SURESTE DE ESPAÑA^{20,21}

La minería ha estado presente en la sierra minera de Cartagena-La Unión (Murcia, España) por más de 2,500 años, con la consecuente generación de grandes cantidades de residuos minerales (relaves) procedentes de la explotación de sulfuros minerales (principalmente ZnS y PbS). Los depósitos de relaves quedaron abandonados al suspenderse la actividad en 1991 y son causa de gran preocupación por el riesgo asociado al alto contenido de metal(oid)es tóxicos.

20 S. Martínez-Martínez, R. Zornoza, J.A. Acosta, M. Gabarrón, M.D. Gómez-López and A. Faz (Sustainable Use, Management, and Reclamation of Soil and Water Research Group, Universidad Politécnica de Cartagena, Spain)

21 Acknowledgements: This work was funded by the European Union LIFE+ project MIPO LARE (LIFE09 ENV/ES/000439).

Más aún, estos depósitos son poco fértiles, con escaso contenido de materia orgánica y muy ácidos, lo que dificulta enormemente el establecimiento de vegetación nativa a menos que se apliquen enmiendas orgánicas e/o inorgánicas (García y Lobo, 2013). La fitorremediación se considera un método económico y respetuoso del medio ambiente para la remediación de suelos contaminados (Wan, Leo y Chan, 2016) y entre sus diversas técnicas está la fitoestabilización asistida, que puede ser una solución para reducir el riesgo de dispersión de los contaminantes (Yang *et al.*, 2016). Se han propuesto varias enmiendas para estabilizar los metal(oid)es del suelo (Kumpiene, Lagerkvist y Maurice, 2008); además, el uso de enmiendas orgánicas y materiales ricos en carbonatos ha logrado reducir la biodisponibilidad de metales y restituir la función ecológica de suelos contaminados (Park *et al.*, 2011).

El principal objetivo de este estudio fue determinar la eficacia de la fitoestabilización asistida aplicada a un depósito de relaves procedentes de la extracción de Zn/Pb treinta meses después de su remediación. La eficacia se evaluó dando seguimiento a las propiedades fisicoquímicas y bioquímicas y al contenido de metal(oid)es (As, Cd, Pb y Zn) biodisponibles en los residuos. También se evaluó la translocación de metal(oid)es a especies vegetales (raíz, tallo y hojas) y la evolución de las comunidades vegetales. La hipótesis inicial fue que la aplicación de la fitoestabilización con especies nativas de plantas y con enmiendas inorgánicas y orgánicas reduciría la movilidad de los metal(oid)es, mitigaría los riesgos para la salud pública y ambiental e incrementaría la calidad y fertilidad del suelo y la cobertura vegetal. Es necesario que las plantas acumulen un alto contenido de metal(oid)es en sus raíces y que haya poca translocación a los brotes.

El estudio se llevó a cabo en el depósito de residuos Santa Antonieta con superficie de 1,4 ha., ubicado en el distrito minero de Cartagena-La Unión. Se emplearon residuos de mármol como fuente de carbonatos para neutralizar la acidez, inmovilizar los metales y dar estructura al suelo. Se usó purín de cerdo y su fase sólida (estiércol) después de la separación física como fuente de materia orgánica y de nutrientes para el desarrollo del suelo y el establecimiento de la vegetación.

En 2012 se plantaron las siguientes especies: *Atriplex halimus* L., *Cistus albidus* L., *Helichrysum stoechas* (L.) Moench., *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf., *Lavandula dentata* L., *Lygeum spartum* (L.) Kunth, *Rosmarinus officinalis* L., *Phagnalon saxatile* (L.) Cass, *Piptatherum miliaceum*, *Cynodon dactylon*, *Limonium caesium*, *Sonchus tenerrimus* y *Atriplex halimus*.

Los resultados del estudio demostraron que la combinación de residuos de mármol, purín y estiércol de cerdo funcionó para remediar un depósito de relaves ácidos mediante fitoestabilización asistida. La técnica incrementó el pH del suelo, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el carbono orgánico total (COT) y el contenido de nutrientes, mejoró la estructura del suelo y redujo la movilidad de los metales, principalmente Cd, Pb y Zn, hasta el 90-99 por ciento. *Lygeum spartum* y *Piptatherum miliaceum* lograron la fitoestabilización de Pb, Zn y As, ya que acumularon altas concentraciones de metales en las raíces, con baja translocación aérea. *Atriplex halimus* y *Phagnalon saxatile* presentaron concentraciones fitotóxicas de Zn en las hojas, lo que significa que debe evitarse el uso de estas especies en suelos contaminados con altas concentraciones de Zn.

REFERENCIAS

- Aarts, H.F.M., Habekotté, B. & Keulen, H. van. 2000. Phosphorus (P) management in the ‘De Marke’ dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56(3): 219–229. <https://doi.org/10.1023/A:1009814905339>
- Abdel-Shafy, H.I. & Mansour, M.S.M. 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1): 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Abe, T., Ito, M., Takahashi, R., Honma, T., Sekiya, N., Shirao, K., Kuramata, M., Murakami, M. & Ishikawa, S. 2017. Breeding of a practical rice line ‘TJTT8’ for phytoextraction of cadmium contamination in paddy fields. *Soil Science and Plant Nutrition*, 63(4): 388–395. <https://doi.org/10.1080/00380768.2017.1345598>
- Abrahams, P.W. 2002. Soils: their implications to human health. *Science of The Total Environment*, 291(1–3): 1–32. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01102-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01102-0)
- Absalom, J.P., Young, S.D. & Crout, N.M.J. 1995. Radio-caesium fixation dynamics: measurement in six Cumbrian soils. *European Journal of Soil Science*, 46(3): 461–469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01342.x>
- Absalom, J.P., Young, S.D., Crout, N.M.J., Nisbet, A.F., Woodman, R.F.M., Smolders, E. & Gillett, A.G. 1999. Predicting Soil to Plant Transfer of Radiocesium Using Soil Characteristics. *Environmental Science & Technology*, 33(8): 1218–1223. <https://doi.org/10.1021/es9808853>
- Ahmad, M.S. & Ashraf, M. 2011. Essential roles and hazardous effects of nickel in plants. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 214: 125–167. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6_6
- Aichner, B., Bussian, B., Lehnik-Habrink, P. & Hein, S. 2013. Levels and Spatial Distribution of Persistent Organic Pollutants in the Environment: A Case Study of German Forest Soils. *Environmental Science & Technology*, 47(22): 12703–12714. <https://doi.org/10.1021/es4019833>
- Aktar, W., Sengupta, D. & Chowdhury, A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1): 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Albanese, S., De Vivo, B., Lima, A. & Cicchella, D. 2007. Geochemical background and baseline values of toxic elements in stream sediments of Campania region (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 93(1): 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.07.006>
- Albert, R.E. 1987. Issues in biochemical applications to risk assessment: how do we predict toxicity of complex mixtures? *Environmental Health Perspectives*, 76: 185–186.
- Alekshun, M.N. & Levy, S.B. 2007. Molecular Mechanisms of Antibacterial Multidrug Resistance. *Cell*, 128(6): 1037–1050. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2007.03.004>
- Alexander, M. 1999. *Biodegradation and bioremediation*. 2nd ed edition. San Diego, Academic Press. 453 pp.
- Allen, H.K., Donato, J., Wang, H.H., Cloud-Hansen, K.A., Davies, J. & Handelsman, J. 2010. Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. *Nature Reviews Microbiology*, 8(4): 251–259. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2312>

- Allende, A. & Monaghan, J. 2015. Irrigation Water Quality for Leafy Crops: A Perspective of Risks and Potential Solutions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(7): 7457–7477. <https://doi.org/10.3390/ijerph120707457>
- Alloway, B.J., ed. 2013. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Third edition. Environmental Pollution. Springer Netherlands. (also available at //www.springer.com/gp/book/9789400744691).
- Amanullah. 2015. The Role of Beneficial Microbes (Biofertilizers) In Increasing Crop Productivity and Profitability. *EC Agriculture* 2.6: 504.
- Amanullah & Inamullah. 2016. Residual phosphorus and zinc influence wheat productivity under rice–wheat cropping system. *SpringerPlus*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-1907-0>
- Amanullah, J. & Stewart, B.A. 2013. Dry Matter Partitioning, Growth Analysis and Water Use Efficiency Response of Oats (*Avena sativa L.*) to Excessive Nitrogen and Phosphorus Application. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 15(3): 479–489.
- Amanullah, Khan, S.-T., Iqbal, A. & Fahad, S. 2016. Growth and Productivity Response of Hybrid Rice to Application of Animal Manures, Plant Residues and Phosphorus. *Frontiers in Plant Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01440>
- AMAP. 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report. Oslo, Arctic Monitoring and Assessment Programme. (also available at <https://www.amap.no/documents/doc/arctic-pollution-issues-a-state-of-the-arctic-environment-report/67>).
- Anda, M. 2012. Cation imbalance and heavy metal content of seven Indonesian soils as affected by elemental compositions of parent rocks. *Geoderma*, 189–190: 388–396. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.009>
- Andersson, J.T. & Achten, C. 2015. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 35(2–4): 330–354. <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>
- Appel, C. & Ma, L. 2002. Concentration, pH, and Surface Charge Effects on Cadmium and Lead Sorption in Three Tropical Soils. *J. ENVIRON. QUAL.*, 31: 9.
- Araújo, P.H.H., Sayer, C., Giudici, R. & Poço, J.G.R. 2002. Techniques for reducing residual monomer content in polymers: A review: Techniques for Reducing Residual Monomer Content. *Polymer Engineering & Science*, 42(7): 1442–1468. <https://doi.org/10.1002/pen.11043>
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J.-C. & García-Río, L. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123(4): 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Arikan, O.A., Mulbry, W. & Rice, C. 2009. Management of antibiotic residues from agricultural sources: Use of composting to reduce chlortetracycline residues in beef manure from treated animals. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2–3): 483–489. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.019>
- Australian Government. 2018. *Phthalates—final hazard assessment and compendium (NICNAS)* [online]. [Cited 3 April 2018]. <https://www.nicnas.gov.au/chemical-information/other-assessments/reports/phthalates-hazard-assessments>
- Azam, D., Mortey, C., Darko, G., Weisser, J.J., Styrihave, B. & Abaidoo, R.C. 2016. Uptake of antibiotics from irrigation water by plants. *Chemosphere*, 157: 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.035>

- Baderna, D., Maggioni, S., Boriani, E., Gemma, S., Molteni, M., Lombardo, A., Colombo, A., Bordonali, S., Rotella, G., Lodi, M. & Benfenati, E. 2011. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. *Environmental Research*, 111(4): 603–613. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.01.015>
- Bais, H.P., Weir, T.L., Perry, L.G., Gilroy, S. & Vivanco, J.M. 2006. THE ROLE OF ROOT EXUDATES IN RHIZOSPHERE INTERACTIONS WITH PLANTS AND OTHER ORGANISMS. *Annual Review of Plant Biology*, 57(1): 233–266. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159>
- Baldantoni, D., Morra, L., Zaccardelli, M. & Alfani, A. 2016. Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 123: 89–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.019>
- Bányiová, K., Černá, M., Mikeš, O., Komprdová, K., Sharma, A., Gyalpo, T., Čupr, P. & Scheringer, M. 2017. Long-term time trends in human intake of POPs in the Czech Republic indicate a need for continuous monitoring. *Environment International*, 108: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.008>
- Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B. & Hopp, M. 2008. An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. *Resources, Conservation & Recycling*, 52(3): 481–495. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.06.002>
- Basile, B.P., Middleditch, B.S. & Oró, J. 1984. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the Murchison meteorite. *Organic Geochemistry*, 5(4): 211–216. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(84\)90008-1](https://doi.org/10.1016/0146-6380(84)90008-1)
- Bauman-Kaszubska, H. & Sikorski, M. 2009. Selected problems of waste water disposal and sludge handling in the Mazovian province. *Journal of Water and Land Development*, 13b(1). <https://doi.org/10.2478/v10025-010-0011-z>
- Bayat, J., Hashemi, S.H., Khoshbakht, K. & Deihimfard, R. 2016. Fingerprinting aliphatic hydrocarbon pollutants over agricultural lands surrounding Tehran oil refinery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(11). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5614-7>
- Bell, J.N.B., Minski, M.J. & Grogan, H.A. 1988. Plant uptake of radionuclides. *Soil Use and Management*, 4(3): 76–84. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1988.tb00740.x>
- Berends, G. & Kobayashi, M. 2012. Food after Fukushima - Japan's Regulatory Response to the Radioactive Contamination of Its Food Chain. *Food and Drug Law Journal*, 67: 51.
- van den Berg, M., Kypke, K., Kotz, A., Tritscher, A., Lee, S.Y., Magulova, K., Fiedler, H. & Malisch, R. 2017. WHO/UNEP global surveys of PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs in human milk and benefit-risk evaluation of breastfeeding. *Archives of Toxicology*, 91(1): 83–96. <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1802-z>
- Bernhardt, A. & Gysi, N. 2016. World's Worst Pollution Problems. The toxic beneath our feet. , p. 56. Green Cross Switzerland and Pure Earth Foundation. (also available at <http://www.worstpolluted.org/docs/WorlsWorst2016.pdf>).
- Beuchat, L.R. 2002. Ecological factors influencing survival and growth of human pathogens on raw fruits and vegetables. *Microbes and Infection*, 4(4): 413–423.
- Beyer, W.N. 1990. Evaluating Soil Contamination. , p. 25. US Fish Wildlife Service. (also available at https://www.nwrc.usgs.gov/wldb/pub/others/FWS_Bio_Rep_90-2.pdf).
- Beyond Pesticides. 2018. What Is Integrated Pest Management? In: *Beyond Pesticides* [online]. [Cited 3 April 2018]. <https://beyondpesticides.org/resources/safety-source-on-pesticide-providers/what-is-integrated-pest-management>

Bhatia, R., Shiau, R., Petreas, M., Weintraub, J.M., Farhang, L. & Eskenazi, B. 2005. Organochlorine Pesticides and Male Genital Anomalies in the Child Health and Development Studies. *Environmental Health Perspectives*, 113(2): 220–224. <https://doi.org/10.1289/ehp.7382>

Bhattacharya, P., Welch, A.H., Stollenwerk, K.G., McLaughlin, M.J., Bundschuh, J. & Panaullah, G. 2007. Arsenic in the environment: Biology and Chemistry. *The Science of the Total Environment*, 379(2–3): 109–120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.037>

Bien, J., Neczaj, E. & Milczarek, M. 2013. CO – COMPOSTING OF MEAT PACKING WASTEWATER SLUDGE AND ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL SOLID WASTE. *Global NEST Journal*, 15(4): 513–521.

Bingham, F.T., Page, A.L., Mahler, R.J. & Ganje, T.J. 1975. Growth and Cadmium Accumulation of Plants Grown on a Soil Treated with a Cadmium-Enriched Sewage Sludge I. *Journal of Environmental Quality*, 4(2): 207–211. <https://doi.org/10.2134/jeq1975.00472425000400020015x>

Björnsdotter, M. 2015. *Leaching of residual monomers, oligomers and additives from polyethylene, polypropylene, polyvinyl chloride, high-density polyethylene and polystyrene virgin plastics*. Örebro University. (also available at <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:855478/FULLTEXT01.pdf>).

Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J. & Shotyk, W. 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of the total environment*, 249(1–3): 257–280. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00522-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00522-7)

Blum, W.E.H. 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(3): 75–79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>

Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. 2016. *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag. (also available at <http://www.springer.com/us/book/9783642309410>).

de Boer, J. & Fiedler, H. 2013. Persistent organic pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 46: 70–71. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.03.001>

Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M.B. & Scheckel, K. 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266: 141–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018>

Bolívar, J.P., García-Tenorio, R. & García-León, M. 1995. Enhancement of natural radioactivity in soils and salt-marshes surrounding a non-nuclear industrial complex. *Science of The Total Environment*, 173–174: 125–136. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04735-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04735-2)

Bondarczuk, K., Markowicz, A. & Piotrowska-Seget, Z. 2016. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environment International*, 87: 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.11.011>

Bossi, R., Dam, M. & Rigét, F.F. 2015. Perfluorinated alkyl substances (PFAS) in terrestrial environments in Greenland and Faroe Islands. *Chemosphere*, 129: 164–169. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.044>

Boxall, A.B.A., Johnson, P., Smith, E.J., Sinclair, C.J., Stutt, E. & Levy, L.S. 2006. Uptake of Veterinary Medicines from Soils into Plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(6): 2288–2297. <https://doi.org/10.1021/jf053041t>

- Boxall, A.B.A., Rudd, M.A., Brooks, B.W., Caldwell, D.J., Choi, K., Hickmann, S., Innes, E., Ostapyk, K., Staveley, J.P., Verslycke, T., Ankley, G.T., Beazley, K.F., Belanger, S.E., Berninger, J.P., Carriquiriborde, P., Coors, A., DeLeo, P.C., Dyer, S.D., Ericson, J.F., Gagné, F., Giésy, J.P., Gouin, T., Hallstrom, L., Karlsson, M.V., Larsson, D.G.J., Lazorchak, J.M., Mastrotocco, F., McLaughlin, A., McMaster, M.E., Meyerhoff, R.D., Moore, R., Parrott, J.L., Snape, J.R., Murray-Smith, R., Servos, M.R., Sibley, P.K., Straub, J.O., Szabo, N.D., Topp, E., Tetreault, G.R., Trudeau, V.L. & Van Der Kraak, G. 2012. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions? *Environmental Health Perspectives*, 120(9): 1221–1229. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104477>
- Bradl, H.B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277(1): 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.04.005>
- Bragazza, L., Freeman, C., Jones, T., Rydin, H., Limpens, J., Fenner, N., Ellis, T., Gerdol, R., Hajek, M., Hajek, T., Iacumin, P., Kutnar, L., Tahvanainen, T. & Toberman, H. 2006. Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(51): 19386–19389. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606629104>
- Brahushi, F., Dörfler, U., Schroll, R. & Munch, J.C. 2004. Stimulation of reductive dechlorination of hexachlorobenzene in soil by inducing the native microbial activity. *Chemosphere*, 55(11): 1477–1484. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.022>
- Brand, E., Otte, P. & Lijzen, J. 2007. CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. (also available at <http://rivm.openrepository.com/rivm/handle/10029/258236>).
- Brevik, E.C. 2013. Soils and human health: An overview. In E.C. Brevik & L.C. Burgess, eds. *Soils and human health*, pp. 29–58
- Brinkac, L., Voorhies, A., Gomez, A. & Nelson, K.E. 2017. The Threat of Antimicrobial Resistance on the Human Microbiome. *Microbial Ecology*, 74(4): 1001–1008. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-0985-z>
- Brodesser, J., Byron, D.H., Cannavan, A., Ferris, I.G., Gross-Helmet, K., Hendrichs, J., Maestroni, B.M., Unsworth, J., Vaagt, G. & Zapata, F. 2006. Pesticides in developing countries and the International Code of Conduct on the Distribution and the Use of Pesticides. *Food and Environmental Protection Newsletter*, 9(2). (also available at <http://www-naweb.iaea.org/nafa/fep/public/fep-nl-9-2.pdf>).
- Brody, J.G., Moysich, K.B., Humblet, O., Attfield, K.R., Beehler, G.P. & Rudel, R.A. 2007. Environmental pollutants and breast cancer: Epidemiologic studies. *Cancer*, 109(S12): 2667–2711. <https://doi.org/10.1002/cncr.22655>
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M. & Thompson, R.C. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13): 5026–5031.
- Brzóska, M.M. & Moniuszko-Jakoniuk, J. 2005. Disorders in bone metabolism of female rats chronically exposed to cadmium. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 202(1): 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.06.007>
- Bundschuh, J., Litter, M.I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H.B., Jean, J.-S., Liu, C.-W., López, D., Armienta, M.A., Guilherme, L.R.G., Cuevas, A.G., Cornejo, L., Cumbal, L. & Toujaguez, R. 2012. One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. *The Science of the Total Environment*, 429: 2–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024>

- Bünemann, E.K., Schwenke, G.D. & Van Zwieten, L. 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms—a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44(4): 379. <https://doi.org/10.1071/SR05125>
- Burgess, L.C. 2013. Organic pollutants in soil. *Soils and human health*, pp. 83–106. Boca Raton, Fla, CRC Press.
- Buser, H.-R., Poiger, T. & Müller, M.D. 1999. Occurrence and Environmental Behavior of the Chiral Pharmaceutical Drug Ibuprofen in Surface Waters and in Wastewater. *Environmental Science & Technology*, 33(15): 2529–2535. <https://doi.org/10.1021/es981014w>
- Butler Ellis, M.C., van de Zande, J.C., van den Berg, F., Kennedy, M.C., O'Sullivan, C.M., Jacobs, C.M., Fragkoulis, G., Spanoghe, P., Gerritsen-Ebben, R., Frewer, L.J. & Charistou, A. 2017. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. *Biosystems Engineering*, 154: 92–104. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.08.017>
- Cachada, A., Ferreira da Silva, E., Duarte, A.C. & Pereira, R. 2016. Risk assessment of urban soils contamination: The particular case of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science of The Total Environment*, 551–552: 271–284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.012>
- Cachada, A., Rocha-Santos, T. & Duarte, A.C. 2018. Chapter 1 - Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues. *Soil Pollution*, pp. 1–28. Academic Press. (also available at <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128498736000017>).
- Cai, D.W. 2008. Understand the role of chemical pesticides and prevent misuses of pesticides. *Bulletin of Agricultural Science and Technology*, 1: 36–38.
- Callahan, M.A. & Sexton, K. 2007. If Cumulative Risk Assessment Is the Answer, What Is the Question? *Environmental Health Perspectives*, 115(5): 799–806. <https://doi.org/10.1289/ehp.9330>
- Cameron, K.C., Di, H.J. & Moir, J.L. 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review: Nitrogen losses. *Annals of Applied Biology*, 162(2): 145–173. <https://doi.org/10.1111/aab.12014>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Guidance Manual for Developing Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/251?redir=1522869161>
- Cang, L., Wang, Y., Zhou, D. & Dong, Y. 2004. Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 16(3): 371–374.
- Carlon, C., European Commission, Joint Research Centre & Institute for Environment and Sustainability. 2007. *Derivation methods of soil screening values in Europe: a review of national procedures towards harmonisation : a report of the ENSURE Action*. Luxembourg, EUR-OP.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. 1998. NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *Ecological Applications*, 8(3): 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carson, R. 2002. *Silent spring*. 40th anniversary ed., 1st Mariner Books ed edition. Boston, Houghton Mifflin. 378 pp.
- Carvalho, F.P. 2017. Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*, 6(2): 48–60. <https://doi.org/10.1002/fes3.108>

CCICED. 2015. Special Policy Study on Soil Pollution Management. China Council for International Cooperation on Environment and Development. (also available at http://english.sepa.gov.cn/Events/Special_Topics/AGM_1/2015nh/document/201605/Po20160524149463335883.pdf).

CDC. 2013. Antibiotic Resistance Threats in the United States. U. S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. (also available at <https://www.cdc.gov/drugresistance/pdf/ar-threats-2013-508.pdf>).

Cernansky, R. 2015. Agriculture: State-of-the-art soil. *Nature News*, 517(7534): 258. <https://doi.org/10.1038/517258a>

Certini, G., Scalenghe, R. & Woods, W.I. 2013. The impact of warfare on the soil environment. *Earth-Science Reviews*, 127: 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.08.009>

Cestti, R., Srivastava, J.P. & Jung, S. 2003. *Agriculture Non-Point Source Pollution Control*. World Bank Working Papers. The World Bank. 54 pp. (also available at <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/o-8213-5523-6>).

Cetin, B. 2016. Investigation of PAHs, PCBs and PCNs in soils around a Heavily Industrialized Area in Kocaeli, Turkey: Concentrations, distributions, sources and toxicological effects. *Science of The Total Environment*, 560–561: 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.037>

CFR. 2017. Sec. 178.3740 Plasticizers in polymeric substances. [Cited 3 April 2018]. <https://www.accessdata.fda.gov/scripts/cdrh/cfdocs/cfcfr/CFRSearch.cfm?fr=178.3740>

CGIAR & CCAFS. 2018. Integrated Soil Fertility Management (ISFM) | Climate-Smart Agriculture Guide. In: *CLIMATE-SMART AGRICULTURE* [online]. [Cited 3 April 2018]. <https://csa.guide/csa/integrated-soil-fertility-management-isfm>

Chalew, T.E.A. & Halden, R.U. 2009. Environmental Exposure of Aquatic and Terrestrial Biota to Triclosan and Triclocarban. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(1): 4–13. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00284.x>

Chaney, R.L. 1980. Health risks associated with toxic metals in municipal sludges. In G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds & J.M. (eds) Davidson, eds. *Sludge: health risks of land application.*, pp. 59–83. Ann Arbor, MI. (also available at <https://www.osti.gov/biblio/6671808>).

Chaney, R.L. & Hornick, S.B. 1977. Accumulation and effects of cadmium on crops. *Cadmium* 77. pp. 125–140. Paper presented at Proceedings of the First International Cadmium Conference, 1977, San Francisco.

Chaparro Leal, L.T., Guney, M. & Zagury, G.J. 2018. In vitro dermal bioaccessibility of selected metals in contaminated soil and mine tailings and human health risk characterization. *Chemosphere*, 197: 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.008>

Chaudhry, Q., Blom-Zandstra, M., Gupta, S.K. & Joner, E. 2005. Utilising the Synergy between Plants and Rhizosphere Microorganisms to Enhance Breakdown of Organic Pollutants in the Environment (15 pp). *Environmental Science and Pollution Research - International*, 12(1): 34–48. <https://doi.org/10.1065/espr2004.08.213>

Chen, C., Wang, Y., Qian, Y., Zhao, X. & Wang, Q. 2015. The synergistic toxicity of the multiple chemical mixtures: Implications for risk assessment in the terrestrial environment. *Environment International*, 77: 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.01.014>

Chen, Y., Li, X. & Shen, Z. 2004. Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process. *Chemosphere*, 57(3): 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.044>

- Civan, A., Worrall, F., Jarvie, H.P., Howden, N.J.K. & Burt, T.P. 2018. Forty-year trends in the flux and concentration of phosphorus in British rivers. *Journal of Hydrology*, 558: 314–327. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.046>
- Clarke, J.M., Leisle, D., DePauw, R.M. & Thiessen, L.L. 1997. Registration of Five Pairs of Durum Wheat Genetic Stocks Near-Isogenic for Cadmium Concentration. *Crop Science*, 37(1): 297. <https://doi.org/10.2135/cropsci1997.0011183X003700010071X>
- Cole, K.J. 2015. *Bacterial Counts In Composted And Fresh Recycled Dairy Manure Bedding*. The Ohio State University. (also available at https://etd.ohiolink.edu/pg_10?o::NO:10:P10_ACCESSION_NUM:osu1429188763).
- Collins, C., Fryer, M. & Grossi, A. 2006. Plant Uptake of Non-Ionic Organic Chemicals. *Environmental Science & Technology*, 40(1): 45–52. <https://doi.org/10.1021/es0508166>
- Committee on Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments. 2002. *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications*. Washington, National Research Council of the National Academies. (also available at <https://www.nap.edu/catalog/10523/bioavailability-of-contaminants-in-soils-and-sediments-processes-tools-and>).
- Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2009. RESOLUÇÃO Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. [online]. [Cited 3 April 2018]. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>
- Contaminated Sites Management Working Group. 1999. A Federal approach to contaminated sites. Contaminated Sites Management Working Group (CSMWG).
- Conte, P., Zena, A., Pilidis, G. & Piccolo, A. 2001. Increased retention of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils induced by soil treatment with humic substances. *Environmental Pollution*, 112(1): 27–31. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00101-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00101-9)
- Covaci, A., Geens, T., Roosens, L., Ali, N., Van den Eede, N., Ionas, A.C., Malarvannan, G. & Dírtu, A.C. 2011. Human Exposure and Health Risks to Emerging Organic Contaminants. In D. Barceló, ed. *Emerging Organic Contaminants and Human Health*, pp. 243–305. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. (also available at http://link.springer.com/10.1007/698_2011_126).
- Craig, Z.R., Wang, W. & Flaws, J.A. 2011. Endocrine-disrupting chemicals in ovarian function: effects on steroidogenesis, metabolism and nuclear receptor signaling. *Reproduction (Cambridge, England)*, 142(5): 633–646. <https://doi.org/10.1530/REP-11-0136>
- Cruz, N., Rodrigues, S.M., Coelho, C., Carvalho, L., Duarte, A.C., Pereira, E. & Römkens, P.F.A.M. 2014. Urban agriculture in Portugal: Availability of potentially toxic elements for plant uptake. *Applied Geochemistry*, 44: 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.07.003>
- Ćuijić, M., Dragović, S., Đorđević, M., Dragović, R., Gajić, B. & Miljanjić, Š. 2015. Radionuclides in the soil around the largest coal-fired power plant in Serbia: radiological hazard, relationship with soil characteristics and spatial distribution. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(13): 10317–10330. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3888-2>
- Cytryn, E. 2013. The soil resistome: The anthropogenic, the native, and the unknown. *Soil Biology and Biochemistry*, 63: 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.017>
- Dalkmann, P., Siebe, C., Amelung, W., Schlotter, M. & Siemens, J. 2014. Does Long-Term Irrigation with Untreated Wastewater Accelerate the Dissipation of Pharmaceuticals in Soil? *Environmental Science & Technology*, 48(9): 4963–4970. <https://doi.org/10.1021/es50118ox>

- Darnerud, P.O. 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International*, 29(6): 841–853. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00107-7)
- Daughton, C.G. & Ternes, T.A. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*, 107 Suppl 6: 907–938.
- DEA. 2010. Framework for the Management of Contaminated Land. Republic of South Africa, Department of Environmental Affairs. (also available at <http://sawic.environment.gov.za/documents/562.pdf>).
- Deardorff, T., Karch, N. & Holm, S. 2008. Dioxin levels in ash and soil generated in Southern California fires. *Organohalogen Compounds*, 70: 2284–2288.
- DECA. 2010. Assessment Levels for Soil, Sediment and Water. , p. 56. No. 4. Australia, Department of Environment and Conservation. (also available at https://www.der.wa.gov.au/images/documents/your-environment/contaminated-sites/guidelines/2009641--assessment_levels_for_soil_sediment_and_water_-_web.pdf).
- Diaconu, A., enu, I., Ro ca, R. & Cârlescu, P. 2017. Researches regarding the reduction of pesticide soil pollution in vineyards. *Process Safety and Environmental Protection*, 108: 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.09.016>
- Díaz-Cruz, M.S. & Barceló, D. 2005. LC-MS₂ trace analysis of antimicrobials in water, sediment and soil. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 24(7): 645–657. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2005.05.005>
- Díez, M., Simón, M., Martín, F., Dorronsoro, C., García, I. & Van Gestel, C.A.M. 2009. Ambient trace element background concentrations in soils and their use in risk assessment. *Science of The Total Environment*, 407(16): 4622–4632. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.012>
- Ding, G.-C., Radl, V., Schloter-Hai, B., Jechalke, S., Heuer, H., Smalla, K. & Schloter, M. 2014. Dynamics of Soil Bacterial Communities in Response to Repeated Application of Manure Containing Sulfadiazine. *PLoS ONE*, 9(3): e92958. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092958>
- Dølsch, E., Saint Macary, H. & Van de Kerchove, V. 2006. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). *Journal of Geochemical Exploration*, 88(1–3): 194–197. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.037>
- Doran, J.W., Stamatiadis, S. & Haberern, J. 2002. Soil health as an indicator of sustainable management. *Publications from USDA-ARS / UNL Faculty*. (also available at <https://digitalcommons.unl.edu/usdaarsfacpub/180>).
- Dores, E.F.G.C., Spadotto, C.A., Weber, O.L.S., Dalla Villa, R., Vecchiato, A.B. & Pinto, A.A. 2016. Environmental Behavior of Chlorpyrifos and Endosulfan in a Tropical Soil in Central Brazil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(20): 3942–3948. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b04508>
- Dorta-Santos, M., Tejedor, M., Jiménez, C., Hernández-Moreno, J., Palacios-Díaz, M. & Díaz, F. 2014. Recycled Urban Wastewater for Irrigation of *Jatropha curcas* L. in Abandoned Agricultural Arid Land. *Sustainability*, 6(10): 6902–6924. <https://doi.org/10.3390/su6106902>
- Du, L. & Liu, W. 2012. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2): 309–327. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0062-9>
- Dubois, O. 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing Systems at Risk*. Routledge. (also available at <https://www.taylorfrancis.com/books/9780203142837>).

EA, ed. 2008. *Updated technical background to the CLEA model: using science to create a better place*. Bristol, Environment Agency of Great Britain. 155 pp.

EC. 1986. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. [Cited 3 April 2018]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:31986L0278&from=EN>

EC. 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. [Cited 3 April 2018]. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:31991L0676&from=EN>

EC. 1996. Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control. [Cited 3 April 2018]. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31996L0061:en:HTML>

EC. 2002. Integrated Crop Management Systems in the EU. , p. 157. No. 1882/BDB/May 2002. European Commission DG Environment.

EC. 2006. REGULATION (EC) No 1907/2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93. and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC. [Cited 3 April 2018]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:02006R1907-20140410&from=EN>

EC. 2011. Commission Regulation No 835/2011. amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for polycyclic aromatic. [Cited 3 April 2018]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32011R0835&from=EN>

EC. 2015. COM/2015/0614 final. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. [Cited 3 April 2018]. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52015DC0614&from=EN>

EC. 2017. A European One Health Action Plan against Antimicrobial Resistance (AMR). European Commission. (also available at https://ec.europa.eu/health/amr/sites/amr/files/amr_action_plan_2017_en.pdf).

EEA. 2014. Progress in management of contaminated sites. European Environment Agency. (also available at <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites/progress-in-management-of-contaminated-i>).

EFSA. 2008. Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on polycyclic aromatic hydrocarbons in food. *The EFSA Journal*, 724: 1–114.

Ensink, J.H.J., Mahmood, T., Hoek, W. van der, Raschid-Sally, L. & Amerasinghe, F.P. 2004. A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one? *Water Policy*, 6(3): 197–206.

Ercumen, A., Pickering, A.J., Kwong, L.H., Arnold, B.F., Parvez, S.M., Alam, M., Sen, D., Islam, S., Kullmann, C., Chase, C., Ahmed, R., Unicomb, L., Luby, S.P. & Colford, J.M. 2017. Animal Feces Contribute to Domestic Fecal Contamination: Evidence from *E. coli* Measured in Water, Hands, Food, Flies, and Soil in Bangladesh. *Environmental Science & Technology*, 51(15): 8725–8734. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01710>

European Commission, Joint Research Centre & Global Soil Biodiversity Initiative. 2016. *Global soil diversity atlas*. (also available at http://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/JRC_global_soilbio_atlas_online.pdf).

EUROSTAT. 2018. *Chemicals production and consumption statistics - Statistics Explained* [online]. [Cited 3 April 2018]. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Chemicals_production_and_consumption_statistics

Fabiańska, M.J., Kozielska, B., Koniecznyński, J. & Kowalski, A. 2016. Sources of organic pollution in particulate matter and soil of Silesian Agglomeration (Poland): evidence from geochemical markers. *Environmental Geochemistry and Health*, 38(3): 821–842. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9764-2>

Fabra, A. 1997. Toxicity of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid to Rhizobium sp in Pure Culture. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59(4): 645–652.

Falciglia, P.P., Cannata, S., Romano, S. & Vagliasindi, F.G. 2014. Stabilisation/solidification of radionuclide polluted soils - Part I: Assessment of setting time, mechanical resistance, g-radiation shielding and leachate g-radiation. *JOURNAL OF GEOCHEMICAL EXPLORATION*, 142: 104–111.

FAO. 2000. Assessing soil contamination A reference manual. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/docrep/003/X2570E/X2570Eeo.HTM>).

FAO. 2003. International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/docrep/005/Y4544E/y4544e00.htm>).

FAO. 2006. International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Guidelines on Efficacy Evaluation for the Registration of Plant Protection Products. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Efficacy.pdf).

FAO. 2015a. *World fertilizer trends and outlook to 2018*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics. (also available at <http://www.fao.org/3/a-i4324e.pdf>).

FAO. 2015b. World Soil Charter. , p. 10. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/a-i4965e.pdf>).

FAO. 2015c. *FAO statistical pocketbook 2015: world food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics.

FAO. 2016. The FAO Action Plan on Antimicrobial Resistance 2016-2020. , p. 25. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/a-i5996e.pdf>).

FAO. 2017. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/a-bl813e.pdf>).

FAO & ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. (also available at <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>).

FAO & ITPS. 2017. Global assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/I8168EN/i8168en.pdf>).

FAO & WHO, eds. 2016. *International Code of Conduct on Pesticide Management. Guidelines on Highly Hazardous Pesticides*. Health and safety guide No. 41. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 24 pp.

FAOSTAT. 2016. FAOSTAT Inputs/Pesticides Use. [online]. [Cited 3 April 2018]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>

Farenhorst, A., Papiernik, S.K., Saiyed, I., Messing, P., Stephens, K.D., Schumacher, J.A., Lobb, D.A., Li, S., Lindstrom, M.J. & Schumacher, T.E. 2008. Herbicide Sorption Coefficients in Relation to Soil Properties and Terrain Attributes on a Cultivated Prairie. *Journal of Environment Quality*, 37(3): 1201. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0109>

Fesenko, S., Howard, B.J., Sanzharova, N.I. & Vidal, M. 2017. Remediation of areas contaminated by caesium: Basic mechanisms behind remedial options and experience in application. In D.K. Gupta & C. Walther, eds. *Impact of Cesium on Plants and the Environment*, pp. 265–310. Springer International Publishing. (also available at <http://www.springer.com/gp/book/9783319415246>).

Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., Balonov, M.I., Bogdevitch, I.M., Howard, B.J., Kashparov, V.A., Sanzharova, N.I., Panov, A.V., Voigt, G. & Zhuchenka, Y.M. 2007. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. *Science of The Total Environment*, 383(1): 1–24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.011>

Fiedler, H., Abad, E., van Bavel, B., de Boer, J., Bogdal, C. & Malisch, R. 2013. The need for capacity building and first results for the Stockholm Convention Global Monitoring Plan. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 46: 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.01.010>

Fiorino, D.J. 2010. Voluntary initiatives, regulations, and nanotechnology oversight: Charting a Path. Woodrow Wilson International Center for Scholars & The Pew Charitable Trusts. (also available at <http://www.nanotechproject.org/process/assets/files/8347/pen-19.pdf>).

Flores-Magdaleno, H., Mancilla-Villa, O.R., Mejía-Saenz, E., Olmedo-Bolaños, M.C. & Bautista-Olivas, A.L. 2011. Heavy metals in agricultural soils and irrigation wastewater of Mixquiahuala, Hidalgo, Mexico. *African Journal of Agricultural Research*, 6(24). <https://doi.org/10.5897/AJARII.414>

FOEN. 2013. *Fundamental approach* [online]. [Cited 3 April 2018]. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/contaminated-sites/info-specialists/remediation-of-contaminated-sites/fundamental-approach.html>

Fox, J.E., Gulleedge, J., Engelhardt, E., Burow, M.E. & McLachlan, J.A. 2007. Pesticides reduce symbiotic efficiency of nitrogen-fixing rhizobia and host plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(24): 10282–10287. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611710104>

Fritt-Rasmussen, J., Jensen, P.E., Christensen, R.H.B. & Dahllöf, I. 2012. Hydrocarbon and Toxic Metal Contamination from Tank Installations in a Northwest Greenlandic Village. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7): 4407–4416. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1204-7>

Frumkin, G.T. & Gildeeva, I.M. 2014. Eutrophication of water bodies — A global environmental problem. *Russian Journal of General Chemistry*, 84(13): 2483–2488. <https://doi.org/10.1134/S1070363214130015>

García, C. & Lobo, M. 2013. Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost. In J.M. Casco, ed. *Compostaje*, pp. 425–448. Madrid, Spain, Mundiprensa. (also available at <https://library.biblioboard.com/content/ef8fbfdb-d094-4eea-b6f0-3be6e903c232>).

- Garcia, R., Baelum, J., Fredslund, L., Santorum, P. & Jacobsen, C.S. 2010. Influence of Temperature and Predation on Survival of *Salmonella enterica* Serovar Typhimurium and Expression of *invA* in Soil and Manure-Amended Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(15): 5025–5031. <https://doi.org/10.1128/AEM.00628-10>
- García-Pérez, J., Boldo, E., Ramis, R., Pollán, M., Pérez-Gómez, B., Aragonés, N. & López-Abente, G. 2007. Description of industrial pollution in Spain. *BMC Public Health*, 7(1). <https://doi.org/10.1186/1471-2458-7-40>
- García-Préchac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G. & Terra, J.A. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and Tillage Research*, 77(1): 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S.E.A.T.M. & Ritsema, C.J. 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1): 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- Gevao, B., Semple, K.T. & Jones, K.C. 2000. Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 108(1): 3–14.
- Ghisari, M. & Bonefeld-Jorgensen, E.C. 2009. Effects of plasticizers and their mixtures on estrogen receptor and thyroid hormone functions. *Toxicology Letters*, 189(1): 67–77. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2009.05.004>
- Giesy, J.P. & Kannan, K. 2001. Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environmental Science & Technology*, 35(7): 1339–1342. <https://doi.org/10.1021/es001834k>
- Glick, B.R. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, 21(5): 383–393. [https://doi.org/10.1016/S0734-9750\(03\)00055-7](https://doi.org/10.1016/S0734-9750(03)00055-7)
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. & Toulmin, C. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, 327(5967): 812–818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Gomes, H.I., Dias-Ferreira, C. & Ribeiro, A.B. 2013. Overview of in situ and ex situ remediation technologies for PCB-contaminated soils and sediments and obstacles for full-scale application. *Science of The Total Environment*, 445–446: 237–260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.098>
- González-Naranjo, V. & Boltes, K. 2014. Toxicity of ibuprofen and perfluorooctanoic acid for risk assessment of mixtures in aquatic and terrestrial environments. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(6): 1743–1750. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0379-9>
- González-Naranjo, V., Boltes, K., de Bustamante, I. & Palacios-Díaz, P. 2015. Environmental risk of combined emerging pollutants in terrestrial environments: chlorophyll a fluorescence analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9): 6920–6931. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3899-z>
- Good, A.G. & Beatty, P.H. 2011. Fertilizing Nature: A Tragedy of Excess in the Commons. *PLoS Biology*, 9(8): e1001124. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001124>
- Gottesfeld, P., Were, F.H., Adogame, L., Gharbi, S., San, D., Nota, M.M. & Kuepouo, G. 2018. Soil contamination from lead battery manufacturing and recycling in seven African countries. *Environmental Research*, 161: 609–614. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.055>

Gottschall, N., Topp, E., Metcalfe, C., Edwards, M., Payne, M., Kleywegt, S., Russell, P. & Lapen, D.R. 2012. Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere*, 87(2): 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.018>

Gotz, A. & Smalla, K. 1997. Manure Enhances Plasmid Mobilization and Survival of *Pseudomonas putida* Introduced into Field Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(5): 1980–1986.

van der Graaf, E.R., Koomans, R.L., Limburg, J. & de Vries, K. 2007. In situ radiometric mapping as a proxy of sediment contamination: Assessment of the underlying geochemical and -physical principles. *Applied Radiation and Isotopes*, 65(5): 619–633. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.11.004>

Grant, C.A., Bailey, L.D., McLaughlin, M. & Singh, B.R. 1999. Management factors which influence cadmium concentrations in crops. In M.J. McLaughlin & B.R. Singh, eds. *Cadmium in Soils and Plants*, pp. 151–198. Developments in Plant and Soil Sciences. Springer Netherlands. (also available at //www.springer.com/gp/book/9780792358435).

Grant, C.A., Clarke, J.M., Duguid, S. & Chaney, R.L. 2008. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation. *The Science of the Total Environment*, 390(2–3): 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.038>

Grass, G., Rensing, C. & Solioz, M. 2011. Metallic Copper as an Antimicrobial Surface. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(5): 1541–1547. <https://doi.org/10.1128/AEM.02766-10>

Grathwohl, P. & Halm, D., eds. 2003. INTEGRATED SOIL AND WATER PROTECTION: RISKS FROM DIFFUSE POLLUTION. *Cluster meeting; 2nd, Innovative management of groundwater resources in Europe - training and RTD coordination; Sustainable management of soil and groundwater resources in urban areas*. Conference papers / Umweltbundesamt, Wien. Paper presented at, 2003, Wien.

Gregorić, A., Vaupotić, J., Kardos, R., Horváth, M., Bujtor, T. & Kovács, T. 2013. Radon emanation of soils from different lithological units. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(2): 185–190.

Grobelak, A. 2016. Organic Soil Amendments in the Phytoremediation Process. In A.A. Ansari, S.S. Gill, R. Gill, G.R. Lanza & L. Newman, eds. *Phytoremediation*, pp. 21–39. Cham, Springer International Publishing. (also available at http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-41811-7_2).

Grobelak, A. & Napora, A. 2015. The Chemophytostabilisation Process of Heavy Metal Polluted Soil. *PLOS ONE*, 10(6): e0129538. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129538>

Groot, R.S. de. 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Groningen, Wolters-Noordhoff. 315 pp.

GSP. 2017. Report of the Fifth Meeting of the Plenary Assembly (PA) of the Global Soil Partnership (GSP). Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/a-bs973e.pdf>).

Guerra, F., Trevizam, A.R., Muraoka, T., Marcante, N.C. & Canniatti-Brazaca, S.G. 2012. Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. *Scientia Agricola*, 69(1): 54–60. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100008>

Guillén, J., Muñoz-Muñoz, G., Baeza, A., Salas, A. & Mocanu, N. 2017. Modification of the ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, and ⁶⁰Co transfer to wheat plantlets by NH₄⁺ fertilizers. *Environmental science and pollution research international*, 24(8): 7383–7391. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8439-1>

Gulkowska, A., Sander, M., Hollender, J. & Krauss, M. 2013. Covalent Binding of Sulfamethazine

to Natural and Synthetic Humic Acids: Assessing Laccase Catalysis and Covalent Bond Stability. *Environmental Science & Technology*, 47(13): 6916–6924. <https://doi.org/10.1021/es3044592>

Gullberg, E., Cao, S., Berg, O.G., Ilbäck, C., Sandegren, L., Hughes, D. & Andersson, D.I. 2011. Selection of Resistant Bacteria at Very Low Antibiotic Concentrations. *PLoS Pathogens*, 7(7): e1002158. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1002158>

Guo, J.H., Liu, X.J., Zhang, Y., Shen, J.L., Han, W.X., Zhang, W.F., Christie, P., Goulding, K.W.T., Vitousek, P.M. & Zhang, F.S. 2010. Significant Acidification in Major Chinese Croplands. *Science*, 327(5968): 1008–1010. <https://doi.org/10.1126/science.1182570>

Guo, K., Liu, Y.F., Zeng, C., Chen, Y.Y. & Wei, X.J. 2014. Global research on soil contamination from 1999 to 2012: A bibliometric analysis. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 64(5): 377–391. <https://doi.org/10.1080/09064710.2014.913679>

Guzzella, L., Poma, G., De Paolis, A., Roscioli, C. & Viviano, G. 2011. Organic persistent toxic substances in soils, waters and sediments along an altitudinal gradient at Mt. Sagarmatha, Himalayas, Nepal. *Environmental Pollution*, 159(10): 2552–2564. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.015>

Hafez, Y.I. & Awad, E.-S. 2016. Finite element modeling of radon distribution in natural soils of different geophysical regions. *Cogent Physics*, 3(1). <https://doi.org/10.1080/23311940.2016.1254859>

Halling-Sørensen, B., Jensen, J., Tjørnelund, J. & Montforts, M.H.M.M. 2001. Worst-Case Estimations of Predicted Environmental Soil Concentrations (PEC) of Selected Veterinary Antibiotics and Residues Used in Danish Agriculture. In K. Kümmerer, ed. *Pharmaceuticals in the Environment*, pp. 143–157. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. (also available at http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-04634-0_13).

Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H.C. & Jørgensen, S.E. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere*, 36(2): 357–393. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00354-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00354-8)

Hamon, R.E., Lombi, E., Fortunati, P., Nolan, A.L. & McLaughlin, M.J. 2004. Coupling Speciation and Isotope Dilution Techniques To Study Arsenic Mobilization in the Environment. *Environmental Science & Technology*, 38(6): 1794–1798. <https://doi.org/10.1021/es034931x>

Hamscher, G., Pawelzick, H.T., Höper, H. & Nau, H. 2004. Antibiotics in Soil: Routes of Entry, Environmental Concentrations, Fate and Possible Effects. In K. Kümmerer, ed. *Pharmaceuticals in the Environment*, pp. 139–147. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. (also available at http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-662-09259-0_11).

Han, J., Shi, J., Zeng, L., Xu, J. & Wu, L. 2015. Effects of nitrogen fertilization on the acidity and salinity of greenhouse soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4): 2976–2986. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3542-z>

Handy, R.D., von der Kammer, F., Lead, J.R., Hassellöv, M., Owen, R. & Crane, M. 2008. The ecotoxicology and chemistry of manufactured nanoparticles. *Ecotoxicology*, 17(4): 287–314. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0199-8>

Hao, X., Chang, C., Travis, G.R. & Zhang, F. 2003. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(2): 239–245. <https://doi.org/10.1002/jpln.200390035>

Harbarth, S., Balkhy, H.H., Goossens, H., Jarlier, V., Kluytmans, J., Laxminarayan, R., Saam, M.,

Van Belkum, A. & Pittet, D. 2015. Antimicrobial resistance: one world, one fight! *Antimicrobial Resistance and Infection Control*, 4(1). <https://doi.org/10.1186/s13756-015-0091-2>

Hargreaves, J., Adl, M. & Warman, P. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123(1–3): 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>

Hashim, T., Abbas, H., Farid, I., El-Husseiny, O. & Abbas, M. 2017. Accumulation of some heavy metals in plants and soils adjacent to Cairo – Alexandria agricultural highway. *Egyptian Journal of Soil Science*, 0(0): o–o. <https://doi.org/10.21608/ejss.2016.281.1047>

Heberer, T. 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131(1–2): 5–17.

Hernández, A.F., Parrón, T., Tsatsakis, A.M., Requena, M., Alarcón, R. & López-Guarnido, O. 2013. Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: Their relevance to human health. *Toxicology*, 307: 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.06.009>

Heudorf, U., Mersch-Sundermann, V. & Angerer, J. 2007. Phthalates: toxicology and exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 210(5): 623–634. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>

Heuer, H., Focks, A., Lamshöft, M., Smalla, K., Matthies, M. & Spiteller, M. 2008. Fate of sulfadiazine administered to pigs and its quantitative effect on the dynamics of bacterial resistance genes in manure and manured soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7): 1892–1900. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.014>

Hilscherova, K., Dusek, L., Kubik, V., Cupr, P., Hofman, J., Klanova, J. & Holoubek, I. 2007. Redistribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods. *Journal of Soils and Sediments*, 7(3): 167–177. <https://doi.org/10.1065/jss2007.04.222>

Holman, D.B., Hao, X., Topp, E., Yang, H.E. & Alexander, T.W. 2016. Effect of Co-Composting Cattle Manure with Construction and Demolition Waste on the Archaeal, Bacterial, and Fungal Microbiota, and on Antimicrobial Resistance Determinants. *PLOS ONE*, 11(6): e0157539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157539>

Hölzel, C.S., Müller, C., Harms, K.S., Mikolajewski, S., Schäfer, S., Schwaiger, K. & Bauer, J. 2012. Heavy metals in liquid pig manure in light of bacterial antimicrobial resistance. *Environmental Research*, 113: 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.01.002>

Hoornweg, D. & Bhada-Tata, P. 2012. *What a waste. A Global review of solid waste management*. Knowledge papers. The World Bank. (also available at <http://documents.worldbank.org/curated/en/302341468126264791/pdf/68135-REVISED-What-a-Waste-2012-Final-updated.pdf>).

Hope, B.K. 2006. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, 32(8): 983–995. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.005>

Hopwood, D.A. 2007. How do antibiotic-producing bacteria ensure their self-resistance before antibiotic biosynthesis incapacitates them? *Molecular Microbiology*, 63(4): 937–940. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.2006.05584.x>

Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J. & Maquil, R. 2005. Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *CATENA*, 59(3): 279–304. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.004>

Hosford, M. 2008. *Human health toxicological assessment of contaminants in soil: using science to create a better place*. Science report No. SC050021/SR2. Bristol, Environment Agency. 70 pp.

- Hossain, M.F., White, S.K., Elahi, S.F., Sultana, N., Choudhury, M.H.K., Alam, Q.K., Rother, J.A. & Gaunt, J.L. 2005. The efficiency of nitrogen fertiliser for rice in Bangladeshi farmers' fields. *Field Crops Research*, 93(1): 94–107. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2004.09.017>
- Hough, R.L. 2007. Soil and human health: an epidemiological review. *European Journal of Soil Science*, 58(5): 1200–1212. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00922.x>
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Barnett, C.L. & Fesenko, S. 2009. Quantifying the transfer of radionuclides to food products from domestic farm animals. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(9): 767–773. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.03.010>
- Hu, P., Huang, J., Ouyang, Y., Wu, L., Song, J., Wang, S., Li, Z., Han, C., Zhou, L., Huang, Y., Luo, Y. & Christie, P. 2013. Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars. *Environmental geochemistry and health*, 35(6): 767–778. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9533-z>
- Hu, Y., Cheng, H. & Tao, S. 2016. The Challenges and Solutions for Cadmium-contaminated Rice in China: A Critical Review. *Environment International*, 92–93: 515–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.042>
- Huelster, A., Mueller, J.F. & Marschner, H. 1994. Soil-Plant Transfer of Polychlorinated Dibenz-p-dioxins and Dibenzofurans to Vegetables of the Cucumber Family (Cucurbitaceae). *Environmental Science & Technology*, 28(6): 1110–1115. <https://doi.org/10.1021/es00055a021>
- IAEA. 1998. *Guidelines for Integrated Risk Assessment and Management in Large Industrial Areas*. Vienna, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. (also available at <http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/5649/Guidelines-for-Integrated-Risk-Assessment-and-Management-in-Large-Industrial-Areas>).
- Ingham, S.C., Losinski, J.A., Andrews, M.P., Breuer, J.E., Breuer, J.R., Wood, T.M. & Wright, T.H. 2004. Escherichia coli Contamination of Vegetables Grown in Soils Fertilized with Noncomposted Bovine Manure: Garden-Scale Studies. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(11): 6420–6427. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.11.6420-6427.2004>
- ISO. 2013. ISO 11074:2015 - Soil quality -- Vocabulary. (also available at <https://www.iso.org/standard/59259.html>).
- Itai, T., Otsuka, M., Asante, K.A., Muto, M., Opoku-Ankomah, Y., Ansa-Asare, O.D. & Tanabe, S. 2014. Variation and distribution of metals and metalloids in soil/ash mixtures from Agbogbloshie e-waste recycling site in Accra, Ghana. *The Science of the Total Environment*, 470–471: 707–716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.037>
- Jacobsen, C.S. & Hjelmsø, M.H. 2014. Agricultural soils, pesticides and microbial diversity. *Current Opinion in Biotechnology*, 27: 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2013.09.003>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B. & Beeregowda, K.N. 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2). <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jechalke, S., Heuer, H., Siemens, J., Amelung, W. & Smalla, K. 2014. Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends in Microbiology*, 22(9): 536–545. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2014.05.005>
- Jefatura del Estado. 2001. Plan Hidrológico Nacional. [Cited 3 April 2018]. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2001-13042>
- Jennings, A.A. 2013. Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination. *Journal of Environmental Management*, 118: 72–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.032>

- Jones, K.C. & de Voogt, P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 100(1–3): 209–221.
- Jones, O.A., Voulvoulis, N. & Lester, J.N. 2001. Human pharmaceuticals in the aquatic environment a review. *Environmental Technology*, 22(12): 1383–1394. <https://doi.org/10.1080/0959332208618186>
- Jordão, C.P., Nascentes, C.C., Ceccon, P.R., Fontes, R.L.F. & Pereira, J.L. 2006. Heavy Metal Availability in Soil Amended with Composted Urban Solid Wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112(1–3): 309–326. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1072-y>
- Joy, S.R., Bartelt-Hunt, S.L., Snow, D.D., Gilley, J.E., Woodbury, B.L., Parker, D.B., Marx, D.B. & Li, X. 2013. Fate and Transport of Antimicrobials and Antimicrobial Resistance Genes in Soil and Runoff Following Land Application of Swine Manure Slurry. *Environmental Science & Technology*, 47(21): 12081–12088. <https://doi.org/10.1021/es4026358>
- Juhasz, A.L., Smith, E., Weber, J., Rees, M., Rofe, A., Kuchel, T., Sansom, L. & Naidu, R. 2007. In vitro assessment of arsenic bioaccessibility in contaminated (anthropogenic and geogenic) soils. *Chemosphere*, 69(1): 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.046>
- Kannan, K., Corsolini, S., Falandyisz, J., Fillmann, G., Kumar, K.S., Loganathan, B.G., Mohd, M.A., Olivero, J., Wouwe, N.V., Yang, J.H. & Aldous, K.M. 2004. Perfluoroctanesulfonate and Related Fluorochemicals in Human Blood from Several Countries. *Environmental Science & Technology*, 38(17): 4489–4495. <https://doi.org/10.1021/es0493446>
- Kanter, D.R. 2018. Nitrogen pollution: a key building block for addressing climate change. *Climatic Change*, 147(1–2): 11–21. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2126-6>
- Katz, D. 2016. Undermining Demand Management with Supply Management: Moral Hazard in Israeli Water Policies. *Water*, 8(4): 159. <https://doi.org/10.3390/w8040159>
- Kemp, D.D. 1998. *The environment dictionary*. London; New York, Routledge.
- Keraita, B.N. & Drechsel, P. 2004. Agricultural use of untreated urban wastewater in Ghana. In C.A. Scott, N.I. Faruqui & L. Raschid-Sally, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities*, pp. 101–112. Wallingford, CABI. (also available at <http://www.cabi.org/cabbooks/ebook/20043II5023>).
- Keyte, I.J., Harrison, R.M. & Lammel, G. 2013. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons – a review. *Chemical Society Reviews*, 42(24): 9333. <https://doi.org/10.1039/c3cs60147a>
- Khachatourians, G.G. 1998. Agricultural use of antibiotics and the evolution and transfer of antibiotic-resistant bacteria. *CMAJ: Canadian Medical Association journal = journal de l'Association medicale canadienne*, 159(9): II29–II36.
- Khalili, N.R., Scheff, P.A. & Holsen, T.M. 1995. PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment*, 29(4): 533–542. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00275-P](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00275-P)
- Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z. & Waqas, M. 2015. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18): 13772–13799. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-o>
- Khan, S., Afzal, M., Iqbal, S. & Khan, Q.M. 2013. Plant–bacteria partnerships for the remediation of hydrocarbon contaminated soils. *Chemosphere*, 90(4): 1317–1332. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.045>

- Khandaghi, J., Razavilar, V. & Barzgari, A. 2010. Isolation of Escherichia coli O157:H7 from manure fertilized farms and raw vegetables grown on it, in Tabriz city in Iran. *Afr. J. Microbiol. Res.*: 5.
- Kim, E.J., Choi, S.-D. & Chang, Y.-S. 2011. Levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils after forest fires in South Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(9): 1508–1517. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0515-3>
- Kim, H.S., Kim, K.-R., Kim, W.-I., Owens, G. & Kim, K.-H. 2017. Influence of Road Proximity on the Concentrations of Heavy Metals in Korean Urban Agricultural Soils and Crops. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72(2): 260–268. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0344-y>
- Kim, K.-H., Kabir, E. & Jahan, S.A. 2017. Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of The Total Environment*, 575: 525–535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>
- Kim, K.-R., Owens, G., Kwon, S.-I., So, K.-H., Lee, D.-B. & Ok, Y.S. 2011. Occurrence and Environmental Fate of Veterinary Antibiotics in the Terrestrial Environment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1–4): 163–174. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0412-2>
- Knapp, C.W., Callan, A.C., Aitken, B., Shearn, R., Koenders, A. & Hinwood, A. 2017. Relationship between antibiotic resistance genes and metals in residential soil samples from Western Australia. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(3): 2484–2494. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7997-y>
- Knox, A., Seaman, J., Mench, M. & Vangronsveld, J. 2001. Remediation of Metal- and Radionuclides-Contaminated Soils by In Situ Stabilization Techniques. *Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils*, pp. 21–60. Taylor & Francis Group. (also available at <https://www.taylorfrancis.com/books/9781420026269/chapters/10.1201%2F9781420026269-2>).
- Kobayashi, A., ed. 2012. *Geographies of peace and armed conflict*. London, Routledge. 241 pp.
- Komárek, M., Cadková, E., Chrastný, V., Bordas, F. & Bollinger, J.-C. 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36(1): 138–151. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>
- Komárek, M., Vaněk, A. & Ettler, V. 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides--a review. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 172: 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.045>
- Komprda, J., Komprdová, K., Sáňka, M., Možný, M. & Nizzetto, L. 2013. Influence of Climate and Land Use Change on Spatially Resolved Volatilization of Persistent Organic Pollutants (POPs) from Background Soils. *Environmental Science & Technology*, 47(13): 7052–7059. <https://doi.org/10.1021/es3048784>
- Krapp, A. 2015. Plant nitrogen assimilation and its regulation: a complex puzzle with missing pieces. *Current Opinion in Plant Biology*, 25: 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2015.05.010>
- Kukučka, P., Klánová, J., Sáňka, M. & Holoubek, I. 2009. Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risk. Part II. Are there any trends in PCDD/F levels in mountain soils? *Environmental Pollution*, 157(12): 3255–3263. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.029>
- Kumar, A. & Maiti, S.K. 2015. Assessment of potentially toxic heavy metal contamination in agricultural fields, sediment, and water from an abandoned chromite-asbestos mine waste of Roro hill, Chaibasa, India. *Environmental Earth Sciences*, 74(3): 2617–2633. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4282-1>

Kumar, K., Gupta, S.C., Baidoo, S.K., Chander, Y. & Rosen, C.J. 2005. Antibiotic Uptake by Plants from Soil Fertilized with Animal Manure. *Journal of Environment Quality*, 34(6): 2082. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0026>

Kumar, V. & Kothiyal, N.C. 2016. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, Toxic Equivalency Factor and Related Carcinogenic Potencies in Roadside Soil within a Developing City of Northern India. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 36(4): 506–526. <https://doi.org/10.1080/10406638.2015.1026999>

Kumpiene, J., Lagerkvist, A. & Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments--a review. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 28(1): 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>

Kuo, S., Ortiz-escobar, M.E., Hue, N.V. & Hummel, R.L. 2004. Composting and Compost Utilization for Agronomic and Container Crops. *Recent Developments in Environmental Biology*, I: 45I–513.

Kuppusamy, S., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., Megharaj, M., Yoon, Y.-E. & Lee, Y.B. 2018. Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 257: 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.026>

Kuppusamy, S., Palanisami, T., Megharaj, M., Venkateswarlu, K. & Naidu, R. 2016. In-Situ Remediation Approaches for the Management of Contaminated Sites: A Comprehensive Overview. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 236: 1–115. https://doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2_1

Kuppusamy, S., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Lee, Y.B., Naidu, R. & Megharaj, M. 2017. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. *Chemosphere*, 168: 944–968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.115>

ter Laak, T.L., Agbo, S.O., Barendregt, A. & Hermens, J.L.M. 2006. Freely Dissolved Concentrations of PAHs in Soil Pore Water: Measurements via Solid-Phase Extraction and Consequences for Soil Tests. *Environmental Science & Technology*, 40(4): 1307–1313. <https://doi.org/10.1021/es0514803>

Lammoglia, S.-K., Kennedy, M.C., Barriuso, E., Alletto, L., Justes, E., Munier-Jolain, N. & Mamý, L. 2017. Assessing human health risks from pesticide use in conventional and innovative cropping systems with the BROWSE model. *Environment International*, 105: 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.04.012>

Landrigan, P.J., Fuller, R., Acosta, N.J.R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N.N., Baldé, A.B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J.I., Breysse, P.N., Chiles, T., Mahidol, C., Coll-Seck, A.M., Cropper, M.L., Fobil, J., Fuster, V., Greenstone, M., Haines, A., Hanrahan, D., Hunter, D., Khare, M., Krupnick, A., Lanphear, B., Lohani, B., Martin, K., Mathiasen, K.V., McTeer, M.A., Murray, C.J.L., Ndaheimananjara, J.D., Perera, F., Potočnik, J., Preker, A.S., Ramesh, J., Rockström, J., Salinas, C., Samson, L.D., Sandilya, K., Sly, P.D., Smith, K.R., Steiner, A., Stewart, R.B., Suk, W.A., van Schayck, O.C.P., Yadama, G.N., Yumkella, K. & Zhong, M. 2018. The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet (London, England)*, 391(10119): 462–512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)

Lauer, N.E., Harkness, J.S. & Vengosh, A. 2016. Brine Spills Associated with Unconventional Oil Development in North Dakota. *Environmental Science & Technology*, 50(10): 5389–5397. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06349>

Lee, R.J., Strohmeier, B.R., Bunker, K.L. & Van Orden, D.R. 2008. Naturally occurring asbestos—A recurring public policy challenge. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1–2): 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.079>

- Lerda, D. 2011. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Factsheet. , p. 34. Belgium, Joint Research Centre, European Commission. (also available at https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/Factsheet%20PAH_o.pdf).
- Lewis, S.E., Silburn, D.M., Kookana, R.S. & Shaw, M. 2016. Pesticide Behavior, Fate, and Effects in the Tropics: An Overview of the Current State of Knowledge. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(20): 3917–3924. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6bo1320>
- Li, A. 2009. PAHs in Comets: An Overview. In H.U. Käufl & C. Sterken, eds. *Deep Impact as a World Observatory Event: Synergies in Space, Time, and Wavelength*, pp. 161–175. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. (also available at http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-76959-0_21).
- Li, J.-S., Beiyuan, J., Tsang, D.C.W., Wang, L., Poon, C.S., Li, X.-D. & Fendorf, S. 2017. Arsenic-containing soil from geogenic source in Hong Kong: Leaching characteristics and stabilization/solidification. *Chemosphere*, 182: 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.019>
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T.J., Yuan, Z. & Huang, L. 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 468–469: 843–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Liang, Y., Bradford, S.A., Simunek, J., Heggen, M., Vereecken, H. & Klumpp, E. 2013. Retention and Remobilization of Stabilized Silver Nanoparticles in an Undisturbed Loamy Sand Soil. *Environmental Science & Technology*, 47(21): 12229–12237. <https://doi.org/10.1021/es402046u>
- Lin, C., Liu, J., Wang, R., Wang, Y., Huang, B. & Pan, X. 2013. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Soils of Kunming, China: Concentrations, Distribution, Sources, and Potential Risk. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(7): 753–766. <https://doi.org/10.1080/15320383.2013.768201>
- Lindstrom, A.B., Strynar, M.J. & Libelo, E.L. 2011. Polyfluorinated Compounds: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45(19): 7954–7961. <https://doi.org/10.1021/es2011622>
- Lithner, D., Larsson, A. & Dave, G. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *The Science of the Total Environment*, 409(18): 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Liu, X., Zhang, W., Hu, Y., Hu, E., Xie, X., Wang, L. & Cheng, H. 2015. Arsenic pollution of agricultural soils by concentrated animal feeding operations (CAFOs). *Chemosphere*, 119: 273–281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.067>
- Logan, T.J. 2000. Soils and Environmental Quality. In M.E. Sumner, ed. *Handbook of Soil Science*, pp. G155–G170. Boca Raton, Fla, CRC Press.
- Loganathan, B.G. & Lam, P.K.S., eds. 2012. *Global contamination trends of persistent organic chemicals*. Boca Raton, CRC Press. 638 pp.
- Lu, C. & Tian, H. 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, 9(1): 181–192. <https://doi.org/10.5194/essd-9-181-2017>
- Lu, Y., Song, S., Wang, R., Liu, Z., Meng, J., Sweetman, A.J., Jenkins, A., Ferrier, R.C., Li, H., Luo, W. & Wang, T. 2015. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 77: 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010>

- Lucas, R.W., Klaminder, J., Futter, M.N., Bishop, K.H., Egnell, G., Laudon, H. & Höglberg, P. 2011. A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations : Implications for plants, soils, and streams. *Forest Ecology and Management*, 262(2): 95–104.
- Luo, L., Meng, H., Wu, R. & Gu, J.-D. 2017. Impact of nitrogen pollution/deposition on extracellular enzyme activity, microbial abundance and carbon storage in coastal mangrove sediment. *Chemosphere*, 177: 275–283. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.027>
- Luo, Y., Wu, L., Liu, L., Han, C. & Li, Z. 2009. Heavy Metal Contamination and Remediation in Asian Agricultural Land. p. 9. Paper presented at MARCO Symposium, 2009, Japan.
- Luque, J. 2014. Guía para la elaboración de los Planes de Descontaminación de Suelos.
- Lv, B., Xing, M. & Yang, J. 2016. Speciation and transformation of heavy metals during vermicomposting of animal manure. *Bioresource Technology*, 209: 397–401. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.015>
- Lynn, M. 2017. Ways to Prevent Soil Pollution. In: LIVESTRONG.COM [online]. [Cited 3 April 2018]. <https://www.livestrong.com/article/171421-ways-to-prevent-soil-pollution/>
- Mackay, A.K., Taylor, M.P., Munksgaard, N.C., Hudson-Edwards, K.A. & Burn-Nunes, L. 2013. Identification of environmental lead sources and pathways in a mining and smelting town: Mount Isa, Australia. *Environmental Pollution*, 180: 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.007>
- Mansouri, A., Cregut, M., Abbes, C., Durand, M.-J., Landoulsi, A. & Thouand, G. 2017. The Environmental Issues of DDT Pollution and Bioremediation: a Multidisciplinary Review. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 181(1): 309–339. <https://doi.org/10.1007/s12010-016-2214-5>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. & Kaminuma, T. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2): 318–324.
- McBratney, A., Field, D.J. & Koch, A. 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213: 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- McBride, M.B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. New York, Oxford University Press.
- McLaughlin, M.J., Palmer, L.T., Tiller, K.G., Beech, T.A. & Smart, M.K. 1994. Increased Soil Salinity Causes Elevated Cadmium Concentrations in Field-Grown Potato Tubers. *Journal of Environmental Quality*, 23(5): 1013–1018. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300050023x>
- McLaughlin, M.J., Parker, D.R. & Clarke, J.M. 1999. Metals and micronutrients – food safety issues. *Field Crops Research*, 60(1): 143–163. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(98\)00137-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(98)00137-3)
- McManus, P.S., Stockwell, V.O., Sundin, G.W. & Jones, A.L. 2002. Antibiotic use in plant agriculture. *Annual Review of Phytopathology*, 40(1): 443–465. <https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.40.120301.093927>
- Meek, M., Boobis, A., Crofton, K., Heinemeyer, G., Raaij, M. & Vickers, C. 2011. Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 60(2): S1–S14. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.03.010>
- Meharg, A.A. 2004. Arsenic in rice--understanding a new disaster for South-East Asia. *Trends in Plant Science*, 9(9): 415–417. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2004.07.002>

Mehra, R., Kumar, S., Sonkawade, R., Singh, N.P. & Badhan, K. 2010. Analysis of terrestrial naturally occurring radionuclides in soil samples from some areas of Sirsa district of Haryana, India using gamma ray spectrometry. *Environmental Earth Sciences*, 59(5): 1159–1164. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0108-3>

Michael, I., Rizzo, L., Mc Ardell, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C. & Fatta-Kassinos, D. 2013. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water Research*, 47(3): 957–995. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.027>

Middeldorp, P.J.M., van Doesburg, W., Schraa, G. & Stams, A.J.M. 2005. Reductive dechlorination of hexachlorocyclohexane (HCH) isomers in soil under anaerobic conditions. *Biodegradation*, 16(3): 283–290. <https://doi.org/10.1007/s10532-004-1573-8>

Miège, C., Choubert, J.M., Ribeiro, L., Eusèbe, M. & Coquery, M. 2009. Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants – Conception of a database and first results. *Environmental Pollution*, 157(5): 1721–1726. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.11.045>

Mielke, H.W. & Reagan, P.L. 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. *Environmental Health Perspectives*, 106 Suppl 1: 217–229.

Mileusnić, M., Mapani, B.S., Kamona, A.F., Ružićić, S., Mapaure, I. & Chimwamurombe, P.M. 2014. Assessment of agricultural soil contamination by potentially toxic metals dispersed from improperly disposed tailings, Kombat mine, Namibia. *Journal of Geochemical Exploration*, 144: 409–420. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.01.009>

MINAM. 2017. Aprueban Criterios para la Gestión de Sitios Contaminados-DECRETO SUPREMO-N° 012-2017-MINAM. [Cited 3 April 2018]. <http://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/aprueban-criterios-para-la-gestion-de-sitios-contaminados-decreto-supremo-n-012-2017-minam-1593392-6/>

Minh, N.H., Minh, T.B., Kajiwara, N., Kunisue, T., Subramanian, A., Iwata, H., Tana, T.S., Baburajendran, R., Karuppiyah, S., Viet, P.H., Tuyen, B.C. & Tanabe, S. 2006. Contamination by Persistent Organic Pollutants in Dumping Sites of Asian Developing Countries: Implication of Emerging Pollution Sources. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(4): 474–481. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-1087-3>

Mirsal, I. 2008. *Soil Pollution: Origin, Monitoring & Remediation*. Springer Science & Business Media. 310 pp.

MMA. 2013. Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes. http://portal.mma.gob.cl/transparencia/mma/doc/Res_406_GuiaMetodologicaSuelosContaminantes.pdf

Morgan, R. 2013. Soil, heavy metals, and human health. *Soils and human health*, pp. 59–82. Boca Raton, Fla, CRC Press.

Mortvedt, J.J. 1994. Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides - a review. *Journal of Environmental Quality*, 23(4): 643–650.

Muir, D.C.G. & de Wit, C.A. 2010. Trends of legacy and new persistent organic pollutants in the circumpolar arctic: Overview, conclusions, and recommendations. *Science of The Total Environment*, 408(15): 3044–3051. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.032>

Muñiz, O. 2008. *Los microelementos en la agricultura*. La Habana, Cuba, Agroinfo.

Muñoz, B. & Albores, A. 2011. DNA Damage Caused by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Mechanisms and Markers. *Selected Topics in DNA Repair*: 125–144.

Murakami, M., Nakagawa, F., Ae, N., Ito, M. & Arao, T. 2009. Phytoextraction by Rice Capable of Accumulating Cd at High Levels: Reduction of Cd Content of Rice Grain. *Environmental Science & Technology*, 43(15): 5878–5883. <https://doi.org/10.1021/es8036687>

Mwakalapa, E.B., Mmochi, A.J., Müller, M.H.B., Mdegela, R.H., Lyche, J.L. & Polder, A. 2018. Occurrence and levels of persistent organic pollutants (POPs) in farmed and wild marine fish from Tanzania. A pilot study. *Chemosphere*, 191: 438–449. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.121>

Naidu, R., Channey, R., McConnell, S., Johnston, N., Semple, K.T., McGrath, S., Dries, V., Nathanail, P., Harmsen, J., Pruszinski, A., MacMillan, J. & Palanisami, T. 2015. Towards bioavailability-based soil criteria: past, present and future perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(12): 8779–8785. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1617-x>

Najeeb, U., Ahmad, W., Zia, M.H., Zaffar, M. & Zhou, W. 2017. Enhancing the lead phytostabilization in wetland plant *Juncus effusus* L. through somaclonal manipulation and EDTA enrichment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10: S3310–S3317. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.01.009>

Nathanail, P. 2011. Sustainable remediation: Quo vadis? *Remediation Journal*, 21(4): 35–44. <https://doi.org/10.1002/rem.20298>

Navarro, I., de la Torre, A., Sanz, P., Porcel, M.Á., Pro, J., Carbonell, G. & Martínez, M. de L.Á. 2017. Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research*, 152: 199–206. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.018>

Navarro, S., Vela, N. & Navarro, G. 2007. Review. An overview on the environmental behaviour of pesticide residues in soils. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5(3): 357. <https://doi.org/10.5424/sjar/2007053-5344>

Navas, A., Soto, J. & Machín, J. 2002. ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th and ^{40}K activities in soil profiles of the Flysch sector (Central Spanish Pyrenees). *Applied Radiation and Isotopes*, 57(4): 579–589. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(02\)00131-8](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(02)00131-8)

Nel, A., Xia, T., Madler, L. & Li, N. 2006. Toxic Potential of Materials at the Nanolevel. *Science*, 311(5761): 622–627. <https://doi.org/10.1126/science.1114397>

Nguyen, D.B., Rose, M.T., Rose, T.J., Morris, S.G. & van Zwieten, L. 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 92: 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014>

Nicholson, F., Chambers, B., Williams, J.. & Unwin, R.. 1999. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70(1): 23–31. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00017-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00017-6)

Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C. & Chambers, B.J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 311(1–3): 205–219. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00139-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00139-6)

NICNAS. 1989. Industrial Chemicals (Notification and Assessment) Act 1989. [Cited 3 April 2018]. <https://www.legislation.gov.au/Details/C2013C00643>

Nicolopoulou-Stamati, P., Maipas, S., Kotampasi, C., Stamatis, P. & Hens, L. 2016. Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture. *Frontiers in Public Health*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2016.00148>

Nihei, N. 2013. Chapter 8. Radioactivity in Agricultural Products in Fukushima. In T.M. Nakanishi & K. Tanoi, eds. *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident*, pp. 73–85. Tokyo, Springer Japan. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/978-4-431-54328-2>).

Nisbet, A.F., Konoplev, A.V., Shaw, G., Lembrechts, J.F., Merckx, R., Smolders, E., Vandecasteele, C.M., Lönsjö, H., Carini, F. & Burton, O. 1993. Application of fertilisers and ameliorants to reduce soil to plant transfer of radiocaesium and radiostrontium in the medium to long term — a summary. *Science of The Total Environment*, 137(1): 173–182. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90386-K](https://doi.org/10.1016/0048-9697(93)90386-K)

Norton, G.J., Islam, M.R., Deacon, C.M., Zhao, F.-J., Stroud, J.L., McGrath, S.P., Islam, S., Jahiruddin, M., Feldmann, J., Price, A.H. & Meharg, A.A. 2009. Identification of low inorganic and total grain arsenic rice cultivars from Bangladesh. *Environmental Science & Technology*, 43(15): 6070–6075.

Ockleford, C., Adriaanse, P., Berny, P., Brock, T., Duquesne, S., Grilli, S., Hernandez Jerez, A.F., Bennekou, S.H., Klein, M., Kuhl, T., Laskowski, R., Machera, K., Pelkonen, O., Pieper, S., Stemmer, M., Sundh, I., Teodorovic, I., Tiktak, A., Topping, C.J., Wolterink, G., Craig, P., de Jong, F., Manachini, B., Sousa, P., Swarowsky, K., Auteri, D., Arena, M. & Rob, S. 2017. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for in-soil organisms. *EFSA Journal*, 15(2). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4690>

Odabasi, M., Dumanoglu, Y., Ozgunerge Falay, E., Tuna, G., Altioğlu, H., Kara, M., Bayram, A., Tolunay, D. & Elbir, T. 2016. Investigation of spatial distributions and sources of persistent organic pollutants (POPs) in a heavily polluted industrial region using tree components. *Chemosphere*, 160: 114–125. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.076>

Odongo, A.O., Moturi, W.N. & Mbuthia, E.K. 2016. Heavy metals and parasitic geohelminths toxicity among geophagous pregnant women: a case study of Nakuru Municipality, Kenya. *Environmental Geochemistry and Health*, 38(1): 123–131. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9690-3>

OECD. 2008. *OECD Environmental Outlook to 2030*. OECD Environmental Outlook. OECD Publishing. (also available at http://www.oecd-ilibrary.org/environment/oecd-environmental-outlook-to-2030_9789264040519-en).

Ogundele, L.T., Owoade, O.K., Hopke, P.K. & Olise, F.S. 2017. Heavy metals in industrially emitted particulate matter in Ile-Ife, Nigeria. *Environmental Research*, 156: 320–325. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.051>

Okere, U.V. 2011. Biodegradation of PAHs in Pristine Soils from Different Climatic Regions. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, s1. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.S1-006>

Oldeman, L.R. 1991. World map on status of human-induced soil degradation. Nairobi, Kenya : Wageningen, Netherlands, UNEP ; ISRIC.

Oliver, D., Schultz, J., Tiller, K. & Merry, R. 1993. The effect of crop rotations and tillage practices on cadmium concentration in wheat grain. *Australian Journal of Agricultural Research*, 44(6): 1221. <https://doi.org/10.1071/AR9931221>

Oliver, D.P., Hannam, R., Tiller, K.G., Wilhelm, N.S., Merry, R.H. & Cozens, G.D. 1994. The Effects of Zinc Fertilization on Cadmium Concentration in Wheat Grain. *Journal of Environmental Quality*, 23(4): 705–711. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300040013x>

Oliver, M.A. & Gregory, P.J. 2015. Soil, food security and human health: a review: Soil, food security and human health. *European Journal of Soil Science*, 66(2): 257–276. <https://doi.org/10.1111/ejss.12216>

O'Neill, J. 2014. Review on Antimicrobial Resistance: Tackling a crisis for the health and wealth of nations. *Review on Antimicrobial Resistance*. London. (also available at <https://amr-review.org/Publications.html>).

Ongeng, D., Vasquez, G.A., Muyanja, C., Ryckeboer, J., Geeraerd, A.H. & Springael, D. 2011. Transfer and internalisation of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium in cabbage cultivated on contaminated manure-amended soil under tropical field conditions in Sub-Saharan Africa. *International Journal of Food Microbiology*, 145(1): 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2011.01.018>

Pan, B. & Xing, B. 2008. Adsorption Mechanisms of Organic Chemicals on Carbon Nanotubes. *Environmental Science & Technology*, 42(24): 9005–9013. <https://doi.org/10.1021/es801777n>

Pan, B. & Xing, B. 2012. Applications and implications of manufactured nanoparticles in soils: a review. *European Journal of Soil Science*, 63(4): 437–456. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01475.x>

Pan, J., Plant, J.A., Voulvoulis, N., Oates, C.J. & Ihlenfeld, C. 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 32(1): 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10653-009-9273-2>

Panagiotakis, I. & Dermatas, D. 2015. Remediation of Contaminated Sites. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(3): 267–268. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1490-z>

Park, J.H., Lamb, D., Panneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N. & Chung, J.-W. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2–3): 549–574. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.082>

Passatore, L., Rossetti, S., Juwarkar, A.A. & Massacci, A. 2014. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): state of knowledge and research perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 278: 189–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.051>

Paye, H. de S., Mello, J.W.V. de & Melo, S.B. de. 2012. Métodos de análise multivariada no estabelecimento de valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(3): 1031–1042. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300033>

Paz-Alberto, A.M. & Sigua, G.C. 2013. Phytoremediation: A Green Technology to Remove Environmental Pollutants. *American Journal of Climate Change*, 02(01): 71–86. <https://doi.org/10.4236/ajcc.2013.21008>

Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P. & Asano, T. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*, 97(9): 1233–1241. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>

Perkins, A.E. & Nicholson, W.L. 2008. Uncovering New Metabolic Capabilities of *Bacillus subtilis* Using Phenotype Profiling of Rifampin-Resistant *rpoB* Mutants. *Journal of Bacteriology*, 190(3): 807–814. <https://doi.org/10.1128/JB.00901-07>

Perkins, D.N., Brune Drisse, M.-N., Nxele, T. & Sly, P.D. 2014. E-Waste: A Global Hazard. *Annals of Global Health*, 80(4): 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2014.10.001>

- Petrie, B., Barden, R. & Kasprzyk-Hordern, B. 2015. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72: 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
- Pierzynski, G.M., Sims, J.T. & Vance, G.F. 2005. *Soils and environmental quality*. 2nd ed edition. Boca Raton, CRC Press. 459 pp.
- Pietrzak, U. & McPhail, D.C. 2004. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*, 122(2–4): 151–166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.005>
- du Plessis, E.M., Duvenage, F. & Korsten, L. 2015. Determining the Potential Link between Irrigation Water Quality and the Microbiological Quality of Onions by Phenotypic and Genotypic Characterization of Escherichia coli Isolates. *Journal of Food Protection*, 78(4): 643–651. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-14-486>
- Podolský, F., Ettler, V., Šebek, O., Ježek, J., Mihaljevič, M., Kříbek, B., Sracek, O., Vaněk, A., Penížek, V., Majer, V., Mapani, B., Kamona, F. & Nyambe, I. 2015. Mercury in soil profiles from metal mining and smelting areas in Namibia and Zambia: distribution and potential sources. *Journal of Soils and Sediments*, 15(3): 648–658. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1035-9>
- Popp, J., Pető, K. & Nagy, J. 2013. Pesticide productivity and food security. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(1): 243–255. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0105-x>
- Posthuma, L., Eijackers, H.J.P., Koelmans, A.A. & Vijver, M.G. 2008. Ecological effects of diffuse mixed pollution are site-specific and require higher-tier risk assessment to improve site management decisions: A discussion paper. *Science of The Total Environment*, 406(3): 503–517. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.065>
- Prestt, I., Jefferies, D.J. & Moore, N.W. 1970. Polychlorinated biphenyls in wild birds in Britain and their avian toxicity. *Environmental Pollution* (1970), 1(1): 3–26. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(70\)90003-0](https://doi.org/10.1016/0013-9327(70)90003-0)
- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. & Dils, R. 2003. Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, 37(2): 201–208. <https://doi.org/10.1021/es020793k>
- Provoost, J., Cornelis, C. & Swartjes, F. 2006. Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? (9 pages). *Journal of Soils and Sediments*, 6(3): 173–181. <https://doi.org/10.1065/jss2006.07.169>
- Puglisi, E. 2012. Response of microbial organisms (aquatic and terrestrial) to pesticides. *EFSA Supporting Publications*, 9(11). <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2012.EN-359>
- Puschenreiter, M., Horak, O., Friesl, W. & Hartl, W. 2005. Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain - a review. *Plant, Soil and Environment*, 51(1): I–II.
- Raffa, D., Tubiello, F., Turner, D. & Montero Serrano, J. 2018. Nitrogen inputs to agricultural soils from livestock manure. New statistics. , p. 86. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (also available at <http://www.fao.org/3/I8153EN/i8153en.pdf>).
- Randhawa, M.A., Salim-ur-Rehman, Anjum, F.M. & Awan, J.A. 2014. Pesticide residues in food: Health implications for children and women. In R. Bhat & V.M. Gomez-Lopez, eds. *Practical Food Safety: Contemporary Issues and Future Directions*, pp. 145–167. Hoboken, UNITED KINGDOM, John Wiley & Sons, Incorporated. (also available at <http://ebookcentral.proquest.com/lib/bull-ebooks/detail.action?docID=1655929>).

- Rankin, K., Mabury, S.A., Jenkins, T.M. & Washington, J.W. 2016. A North American and global survey of perfluoroalkyl substances in surface soils: Distribution patterns and mode of occurrence. *Chemosphere*, 161: 333–341. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.109>
- Rao, G., Lu, C. & Su, F. 2007. Sorption of divalent metal ions from aqueous solution by carbon nanotubes: A review. *Separation and Purification Technology*, 58(1): 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.12.006>
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes Attributable to Pesticides in Egg Breakage Frequency and Eggshell Thickness in Some British Birds. *The Journal of Applied Ecology*, 7(1): 67. <https://doi.org/10.2307/2401613>
- Reeuwijk, N.M., Talidda, A., Malisch, R., Kotz, A., Tritscher, A., Fiedler, H., Zeilmaker, M.J., Kooijman, M., Wienk, K.J.H., Traag, W.A. & Hoogenboom, R.L.A.P. 2013. Dioxins (polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzo-furans) in traditional clay products used during pregnancy. *Chemosphere*, 90(5): 1678–1685. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.064>
- Reeves, W.R., Barhoumi, R., Burghardt, R.C., Lemke, S.L., Mayura, K., McDonald, T.J., Phillips, T.D. & Donnelly, K.C. 2001. Evaluation of Methods for Predicting the Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Mixtures. *Environmental Science & Technology*, 35(8): 1630–1636. <https://doi.org/10.1021/es001689a>
- Reimann, C., Filzmoser, P. & Garrett, R.G. 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment*, 346(1–3): 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
- Ren, X., Chen, C., Nagatsu, M. & Wang, X. 2011. Carbon nanotubes as adsorbents in environmental pollution management: A review. *Chemical Engineering Journal*, 170(2–3): 395–410. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.08.045>
- Rensing, C. & Pepper, I.L. 2006. Chapter 30. Antibiotic-Resistant Bacteria and Gene Transfer. *Environmental and Pollution Science*, pp. 499–505. San Diego, UNITED STATES, Elsevier Science & Technology. (also available at <http://ebookcentral.proquest.com/lib/bull-ebooks/detail.action?docID=297063>).
- Rigol, A., Vidal, M. & Rauret, G. 2002. An overview of the effect of organic matter on soil–radio caesium interaction: implications in root uptake. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58(2–3): 191–216. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00066-2](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00066-2)
- Rillig, M.C. 2012. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, 46(12): 6453–6454. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
- Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Ibrahim, M., Tsang, D.C.W., Zia-ur-Rehman, M., Zahir, Z.A., Rinklebe, J., Tack, F.M.G. & Ok, Y.S. 2017. A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere*, 182: 90–105. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.013>
- Robinson, B.H. 2009. E-waste: An assessment of global production and environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 408(2): 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.044>
- Rocha-Santos, T. & Duarte, A.C. 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65: 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>
- Rodrigues, S.M., Pereira, M.E., Duarte, A.C. & Römkens, P.F.A.M. 2012. Soil–plant–animal transfer models to improve soil protection guidelines: A case study from Portugal. *Environment International*, 39(1): 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.09.005>

- Romero-Freire, A., Martin Peinado, F.J. & van Gestel, C.A.M. 2015. Effect of soil properties on the toxicity of Pb: Assessment of the appropriateness of guideline values. *Journal of Hazardous Materials*, 289: 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.034>
- Rosal, R., Rodea-Palomares, I., Boltes, K., Fernández-Piñas, F., Leganés, F. & Petre, A. 2010. Ecotoxicological assessment of surfactants in the aquatic environment: Combined toxicity of docusate sodium with chlorinated pollutants. *Chemosphere*, 81(2): 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.050>
- Rosendahl, I., Siemens, J., Groeneweg, J., Linzbach, E., Laabs, V., Herrmann, C., Vereecken, H. & Amelung, W. 2011. Dissipation and Sequestration of the Veterinary Antibiotic Sulfadiazine and Its Metabolites under Field Conditions. *Environmental Science & Technology*, 45(12): 5216–5222. <https://doi.org/10.1021/es200326t>
- Safranova, V.I., Stepanok, V.V., Engqvist, G.L., Alekseyev, Y.V. & Belimov, A.A. 2006. Root-associated bacteria containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase improve growth and nutrient uptake by pea genotypes cultivated in cadmium supplemented soil. *Biology and Fertility of Soils*, 42(3): 267–272. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0024-y>
- Saha, J.K., Selladurai, R., Coumar, M.V., Dotaniya, M.L., Kundu, S. & Patra, A.K. 2017. *Soil Pollution - An Emerging Threat to Agriculture*. Environmental Chemistry for a Sustainable World. Singapore, Springer Singapore. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-4274-4>).
- Salminen, R. & Gregoriuskiene, V. 2000. Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Applied Geochemistry*, 15(5): 647–653. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00077-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00077-3)
- Santos, A. & Flores, M. 1995. Effects of glyphosate on nitrogen fixation of free-living heterotrophic bacteria. *Letters in Applied Microbiology*, 20(6): 349–352. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.1995.tb01318.x>
- Sarigiannis, D.A. & Hansen, U. 2012. Considering the cumulative risk of mixtures of chemicals – A challenge for policy makers. *Environmental Health*, 11(Suppl 1): S18. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-11-S1-S18>
- Sarmah, A.K., Meyer, M.T. & Boxall, A.B.A. 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere*, 65(5): 725–759. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.026>
- Sassman, S.A. & Lee, L.S. 2005. Sorption of Three Tetracyclines by Several Soils: Assessing the Role of pH and Cation Exchange. *Environmental Science & Technology*, 39(19): 7452–7459. <https://doi.org/10.1021/es0480217>
- Sauvé, S. & Desrosiers, M. 2014. A review of what is an emerging contaminant. *Chemistry Central Journal*, 8(1): 15. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-8-15>
- Scallan, E., Griffin, P.M., Angulo, F.J., Tauxe, R.V. & Hoekstra, R.M. 2011. Foodborne Illness Acquired in the United States—Unspecified Agents. *Emerging Infectious Diseases*, 17(1): 16–22. <https://doi.org/10.3201/eid1701.P21101>
- Schafer, R. 1995. Results of the contaminated-site survey. pp. 309–322. Paper presented at Proceedings of the International Workshop on Military and Armament Contaminated Sites, 1995, Berlin.
- Schmidt, C. 2010. How PCBs Are Like Grasshoppers. *Environmental Science & Technology*, 44(8): 2752–2752. <https://doi.org/10.1021/es100696y>

Schnug, E. & Lottermoser, B.G. 2013. Fertilizer-Derived Uranium and its Threat to Human Health. *Environmental Science & Technology*, 47(6): 2433–2434. <https://doi.org/10.1021/es4002357>

Science Communication Unit, University of the West of England. 2013. Science for Environment Policy In-depth Report: Soil Contamination: Impacts on Human Health. Bristol, UK, European Commission DG Environment. (also available at http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/IR5_en.pdf).

Scott, K., Ashley, P. & Lawie, D. 2001. The geochemistry, mineralogy and maturity of gossans derived from volcanogenic Zn–Pb–Cu deposits of the eastern Lachlan Fold Belt, NSW, Australia. *Journal of Geochemical Exploration*, 72(3): 169–191. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(01\)00159-5](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(01)00159-5)

Scullion, J. 2006. Remediating polluted soils. *Naturwissenschaften*, 93(2): 51–65. <https://doi.org/10.1007/s00114-005-0079-5>

Shacklette, H.T. & Boerngen, J.G. 1984. Element Concentrations in Soils and Other Surficial Materials of the Conterminous United States., p. 63. US Geological Survey.

Shaw, G. 1993. Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process. *Science of The Total Environment*, 137(1): 119–133. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90381-F](https://doi.org/10.1016/0048-9697(93)90381-F)

Shayler, H., McBride, M. & Harrison, E. 2009. Sources and Impacts of Contaminants in Soils. (also available at <http://ecommons.cornell.edu/handle/1813/14282>).

Shen, W., Lin, X., Shi, W., Min, J., Gao, N., Zhang, H., Yin, R. & He, X. 2010. Higher rates of nitrogen fertilization decrease soil enzyme activities, microbial functional diversity and nitrification capacity in a Chinese polytunnel greenhouse vegetable land. *Plant and Soil*, 337(1–2): 137–150. <https://doi.org/10.1007/s11004-010-0511-2>

Shiralipour, A., McConnell, D.B. & Smith, W.H. 1992. Uses and benefits of MSW compost: A review and an assessment. *Biomass and Bioenergy*, 3(3–4): 267–279. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(92\)90031-K](https://doi.org/10.1016/0961-9534(92)90031-K)

Simonich, S.L. & Hites, R.A. 1995. Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. *Environmental Science & Technology*, 29(12): 2905–2914. <https://doi.org/10.1021/es00012a004>

Singh, D.K., ed. 2012. *Toxicology: Agriculture And Environment: Pesticide Chemistry And Toxicology*. BENTHAM SCIENCE PUBLISHERS. (also available at <http://www.eurekaselect.com/50654/volume/1>).

Singh, R., Singh, A., Misra, V. & Singh, R. 2011. Degradation of Lindane Contaminated Soil Using Zero-Valent Iron Nanoparticles. *Journal of Biomedical Nanotechnology*, 7(1): 175–176. <https://doi.org/10.1166/jbn.2011.1256>

Šmídová, K., Hofman, J., Ite, A.E. & Semple, K.T. 2012. Fate and bioavailability of ¹⁴C-pyrene and ¹⁴C-lindane in sterile natural and artificial soils and the influence of aging. *Environmental Pollution*, 171: 93–98. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.031>

Smit, E., Elsas, J.D. van, Veen, J.A. van & Vos, W.M. de. 1991. Detection of Plasmid Transfer from *Pseudomonas fluorescens* to Indigenous Bacteria in Soil by Using Bacteriophage φR2 for Donor Counterselection. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(12): 3482–3488.

Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J. & Camplin, W.C. 2000. Chernobyl's legacy in food and water: Pollution. *Nature*, 405(6783): 141–141. <https://doi.org/10.1038/35012139>

- Smith, S. 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, 35(1): 142–156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>
- Souza Arroyo, V., Martínez Flores, K., Bucio Ortiz, L., Gómez-Quiroz, L.E. & Gutiérrez-Ruiz, M.C. 2012. Liver and Cadmium Toxicity. *Journal of Drug Metabolism & Toxicology*, 03(06). <https://doi.org/10.4172/2157-7609.S5-001>
- Srogi, K. 2007. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 5(4): 169–195. <https://doi.org/10.1007/s10311-007-0095-0>
- SSR. 2010. Soil Contamination in West Africa | Environmental Remediation | Pollution. (also available at <https://www.scribd.com/doc/71599035/Soil-Contamination-in-West-Africa>).
- Stasinou, S. & Zabetakis, I. 2013. The uptake of nickel and chromium from irrigation water by potatoes, carrots and onions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 91: 122–128. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.01.023>
- Steinnes, E., Allen, R.O., Petersen, H.M., Rambæk, J.P. & Varskog, P. 1997. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. *Science of The Total Environment*, 205(2–3): 255–266. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00209-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00209-X)
- Steinnes, E., Berg, T. & Uggerud, H.T. 2011. Three decades of atmospheric metal deposition in Norway as evident from analysis of moss samples. *Science of The Total Environment*, 412–413: 351–358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.086>
- Stewart, W.M., Dibb, D.W., Johnston, A.E. & Smyth, T.J. 2005. The Contribution of Commercial Fertilizer Nutrients to Food Production. *Agronomy Journal*, 97(1): 1. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0001>
- Sthiannopkao, S. & Wong, M.H. 2013. Handling e-waste in developed and developing countries: Initiatives, practices, and consequences. *Science of The Total Environment*, 463–464: 1147–1153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.088>
- Stockholm Convention. 2018. All POPs listed in the Stockholm Convention. [online]. [Cited 3 April 2018]. <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ListingofPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- Stork, P.R. & Lyons, D.J. 2012. Phosphorus loss and speciation in overland flow from a plantation horticulture catchment and in an adjoining waterway in coastal Queensland, Australia. *Soil Research*, 50(6): 515. <https://doi.org/10.1071/SR12042>
- Stratton, M.L., Barker, A.V. & Rechcigl, J.E. 1995. Compost. In J.E. Rechcigl, ed. *Soil amendments and environmental quality*, p. Agriculture & environment series. New York, Lewis Publishers.
- Štrok, M. & Smodiš, B. 2012. Transfer of natural radionuclides from hay and silage to cow's milk in the vicinity of a former uranium mine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 110: 64–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.02.009>
- Strzebońska, M., Jarosz-Krzemińska, E. & Adamiec, E. 2017. Assessing Historical Mining and Smelting Effects on Heavy Metal Pollution of River Systems over Span of Two Decades. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(4). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3327-3>
- Sukul, P., Lamshöft, M., Kusari, S., Zühlke, S. & Spiteller, M. 2009. Metabolism and excretion kinetics of ¹⁴C-labeled and non-labeled difloxacin in pigs after oral administration, and antimicrobial activity of manure containing difloxacin and its metabolites. *Environmental Research*, 109(3): 225–231. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.12.007>

Sun, F., Ma, Y., Guo, H. & Ji, R. 2018. Fate of Several Typical Organic Pollutants in Soil and Impacts of Earthworms and Plants. In Y. Luo & C. Tu, eds. *Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China*, pp. 575–589. Singapore, Springer Singapore. (also available at http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-6029-8_35).

Swartjes, F.A., ed. 2011. *Dealing with Contaminated Sites*. Dordrecht, Springer Netherlands. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/978-90-481-9757-6>).

Swartjes, F.A., Rutgers, M., Lijzen, J.P.A., Janssen, P.J.C.M., Otte, P.F., Wintersen, A., Brand, E. & Posthuma, L. 2012. State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Science of The Total Environment*, 427–428: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.078>

Swartjes, F.A. & Tromp, P.C. 2008. A Tiered Approach for the Assessment of the Human Health Risks of Asbestos in Soils. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 17(2): 137–149. <https://doi.org/10.1080/15320380701870484>

Swati, Ghosh, P., Das, M.T. & Thakur, I.S. 2014. In vitro toxicity evaluation of organic extract of landfill soil and its detoxification by indigenous pyrene-degrading *Bacillus* sp. ISTPY1. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 90: 145–151. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.03.001>

Sweetman, A.J., Thomas, G.O. & Jones, K.C. 1999. Modelling the fate and behaviour of lipophilic organic contaminants in lactating dairy cows. *Environmental Pollution*, 104(2): 261–270. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00177-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00177-8)

Syers, J.K., Johnson, A.E. & Curtin, D. 2008. *Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use*. FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin No. 18. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 108 pp. (also available at <http://www.fao.org/docrep/010/ar595e/ar595e00.htm>).

Szasz, F.M. 1995. The Impact of World War II on the Land: Gruinard Island, Scotland, and Trinity Site, New Mexico as Case Studies. *Environmental History Review*, 19(4): 15–30. <https://doi.org/10.2307/3984690>

Tang, X., Li, Q., Wu, M., Lin, L. & Scholz, M. 2016. Review of remediation practices regarding cadmium-enriched farmland soil with particular reference to China. *Journal of Environmental Management*, 181: 646–662. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.043>

Tarazona, J.V. 2014. Pollution, Soil. *Encyclopedia of Toxicology*, pp. 1019–1023. Elsevier. (also available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B97801238645430005315>).

Teh, T., Nik Norulaini, N.A.R., Shahadat, M., Wong, Y. & Mohd Omar, A.K. 2016. Risk Assessment of Metal Contamination in Soil and Groundwater in Asia: A Review of Recent Trends as well as Existing Environmental Laws and Regulations. *Pedosphere*, 26(4): 431–450. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60055-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60055-8)

Thiele, S. & Brümmer, G.W. 2002. Bioformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil under oxygen deficient conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(5): 733–735. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00204-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00204-8)

Thomas, C.M. & Nielsen, K.M. 2005. Mechanisms of and Barriers to, Horizontal Gene Transfer between Bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 3(9): 711–721. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1234>

Thompson, R.C. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672): 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

- Tian, W., Wang, L., Li, Y., Zhuang, K., Li, G., Zhang, J., Xiao, X. & Xi, Y. 2015. Responses of microbial activity, abundance, and community in wheat soil after three years of heavy fertilization with manure-based compost and inorganic nitrogen. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 213: 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.009>
- Tien, Y.-C., Li, B., Zhang, T., Scott, A., Murray, R., Sabourin, L., Marti, R. & Topp, E. 2017. Impact of dairy manure pre-application treatment on manure composition, soil dynamics of antibiotic resistance genes, and abundance of antibiotic-resistance genes on vegetables at harvest. *Science of The Total Environment*, 581–582: 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.138>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. & Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898): 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Topp, E. 2003. Bacteria in agricultural soils: Diversity, role and future perspectives. *Canadian Journal of Soil Science*, 83(Special Issue): 303–309. <https://doi.org/10.4141/S01-065>
- Torrent, J., Barberis, E. & Gil-Sotres, F. 2007. Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. *Soil Use and Management*, 23(s1): 25–35. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00122.x>
- Tózsér, D., Magura, T. & Simon, E. 2017. Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 336: 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.068>
- Tran, B.C., Teil, M.-J., Blanchard, M., Alliot, F. & Chevreuil, M. 2015. Fate of phthalates and BPA in agricultural and non-agricultural soils of the Paris area (France). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14): III18–III26. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4178-3>
- Trendel, J.M., Lohmann, F., Kintzinger, J.P., Albrecht, P., Chiarone, A., Riche, C., Cesario, M., Guilhem, J. & Pascard, C. 1989. Identification of des-A-triterpenoid hydrocarbons occurring in surface sediments. *Tetrahedron*, 45(14): 4457–4470. [https://doi.org/10.1016/S0040-4020\(01\)89081-5](https://doi.org/10.1016/S0040-4020(01)89081-5)
- Turick, C.E., Knox, A.S. & Kuhne, W.W. 2013. Radioactive elements in soil. Interactions, health risks, remediation, and monitoring. *Soils and human health*, pp. 137–154. Boca Raton, Fla, CRC Press.
- TwEPA. 2014. Taiwan Toxic Chemical Substance Control Act (TCSCA). [Cited 3 April 2018]. http://www.chemsafetypro.com/Topics/Taiwan/Taiwan_Toxic_Chemical_Substance_Control_Act_TCSCA.html
- Ulrich, A.E., Schnug, E., Prasser, H.-M. & Frossard, E. 2014. Uranium endowments in phosphate rock. *Science of The Total Environment*, 478: 226–234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.069>
- UN. 2016. Political declaration of the high-level meeting of the General Assembly on antimicrobial resistance. [Cited 4 April 2018]. http://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/71/3
- UNECE. 2011. Globally Harmonized System of classification and labelling of chemicals (GHS). New York and Geneva, United Nations. (also available at <https://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/danger/publi/ghs/rev04/English/ST-SG-AC10-30-Rev4.pdf>).
- UNEP. 1998. Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous chemicals and Pesticides in International Trade. [Cited 4 April 2018]. <http://www.pic.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/1048/language/en-US/Default.aspx>

UNEP. 2001. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants as amended in 2009. [Cited 4 April 2018]. <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>

UNEP. 2018. World commits to pollution-free planet at environment summit. In: *UN Environment* [online]. [Cited 4 April 2018]. <http://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/world-commits-pollution-free-planet-environment-summit>

UNFCCC. 2015. The Paris Agreement - main page. In: *United Nations Framework Convention on Climate Change* [online]. [Cited 4 April 2018]. http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php

US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2011. Public Health Assessment: U.S. Smelter and Lead Refinery. East Chicago, Indiana, USS Lead. (also available at <https://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/ussmelterandleadrefinery/ussleadphabluero1272011.pdf>).

US EPA. 1984. Method 610: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. , p. 25. Cincinnati, Environmental Monitoring and Support Laboratory.

US EPA. 1986. Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. No. EPA/630/R-98/002. Washington. (also available at https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/chem_mix_1986.pdf).

US EPA. 1998. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington. (also available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>).

US EPA. 2012. Phthalates Action Plan. , p. 16. (also available at https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/phthalates_actionplan_revised_2012-03-14.pdf).

US EPA. 2013. Protecting and restoring land: Making a visible difference in communities: OSWER FY13 end of year accomplishments report. , p.47. (also available at https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/oswer_fy13_accomplishment.pdf).

US EPA. 2014a. Sampling and Analysis Plan. Field sampling Plan and Quality Assurance Project Plan. No. R9QA/009.1. Washington. (also available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/sap-general.pdf>).

US EPA. 0. 2014b. Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response. In: *US EPA* [online]. [Cited 4 April 2018]. <https://www.epa.gov/international-cooperation/persistent-organic-pollutants-global-issue-global-response>

US EPA. 0. 2014c. Research on Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). In: *US EPA* [online]. [Cited 4 April 2018]. <https://www.epa.gov/chemical-research/research-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>

US Federal Register. 1993. 40 CFR Part 503: Standards for the use and disposal of sewage sludge. In: *LII / Legal Information Institute* [online]. [Cited 4 April 2018]. <https://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/part-503>

Uzen, N. 2016. Use of wastewater for agricultural irrigation and infectious diseases. Diyarbakir example. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 17(2): 488–497.

Van der Putten, W.H., Jeffery, S., European Commission, Joint Research Centre & Institute for Environment and Sustainability. 2011. *Soil born human diseases*. Luxembourg, Publications Office.

Van Kauwenbergh, S.J. 2010. *World Phosphate Rock Reserves and Resources*. Alabama, US, International Fertilizer Development Center (IFDC). (also available at https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnadw835.PDF).

- Van Maele-Fabry, G., Lantin, A.-C., Hoet, P. & Lison, D. 2010. Childhood leukaemia and parental occupational exposure to pesticides: a systematic review and meta-analysis. *Cancer Causes & Control*, 21(6): 787–809. <https://doi.org/10.1007/s10552-010-9516-7>
- Vandenhole, H. & Turcanu, C. 2011. Agricultural land management options following large-scale environmental contamination. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(3): 385–387. <https://doi.org/10.1002/ieam.234>
- Vasseur, P. & Cossu-Leguille, C. 2006. Linking molecular interactions to consequent effects of persistent organic pollutants (POPs) upon populations. *Chemosphere*, 62(7): 1033–1042. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.043>
- Venuti, A., Alfonsi, L. & Cavallo, A. 2016. Anthropogenic pollutants on top soils along a section of the Salaria state road, central Italy. *Annals of Geophysics*(5). <https://doi.org/10.4401/ag-7021>
- Viret, O., Siegfried, W., Holliger, E. & Raisigl, U. 2003. Comparison of spray deposits and efficacy against powdery mildew of aerial and ground-based spraying equipment in viticulture. *Crop Protection*, 22(8): 1023–1032. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(03\)00119-4](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(03)00119-4)
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, L.E., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sanchez, P.A., Townsend, A.R. & Zhang, F.S. 2009. Nutrient Imbalances in Agricultural Development. *Science*, 324(5934): 1519–1520. <https://doi.org/10.1126/science.1170261>
- Vollaro, M., Galioto, F. & Viaggi, D. 2017. The circular economy and agriculture: new opportunities for re-using Phosphorus as fertilizer. *Bio-based and Applied Economics*.
- Volpe, M.G., La Cara, F., Volpe, F., De Mattia, A., Serino, V., Petitto, F., Zavalloni, C., Limone, F., Pellecchia, R., De Prisco, P.P. & Di Stasio, M. 2009. Heavy metal uptake in the enological food chain. *Food Chemistry*, 117(3): 553–560. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.04.033>
- Wagner, G.J. 1993. Accumulation of Cadmium in Crop Plants and Its Consequences to Human Health. *Advances in Agronomy*, pp. 173–212. Elsevier. (also available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211308605933>).
- Wales, A. & Davies, R. 2015. Co-Selection of Resistance to Antibiotics, Biocides and Heavy Metals, and Its Relevance to Foodborne Pathogens. *Antibiotics*, 4(4): 567–604. <https://doi.org/10.3390/antibiotics4040567>
- Wallova, G., Kandler, N. & Wallner, G. 2012. Monitoring of radionuclides in soil and bone samples from Austria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 107: 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.12.007>
- Walsh, S., Maillard, J.-Y., Russell, A., Catrenich, C., Charbonneau, D. & Bartolo, R. 2003. Development of bacterial resistance to several biocides and effects on antibiotic susceptibility. *Journal of Hospital Infection*, 55(2): 98–107. [https://doi.org/10.1016/S0195-6701\(03\)00240-8](https://doi.org/10.1016/S0195-6701(03)00240-8)
- Walters, E., McClellan, K. & Halden, R.U. 2010. Occurrence and loss over three years of 72 pharmaceuticals and personal care products from biosolids–soil mixtures in outdoor mesocosms. *Water Research*, 44(20): 6011–6020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.051>
- Wan, X., Lei, M. & Chen, T. 2016. Cost–benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 563–564: 796–802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.080>

Wang, F., Wang, Z., Kou, C., Ma, Z. & Zhao, D. 2016. Responses of Wheat Yield, Macro- and Micro-Nutrients, and Heavy Metals in Soil and Wheat following the Application of Manure Compost on the North China Plain. *PLOS ONE*, 11(1): e0146453. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146453>

Wang, S. & He, J. 2013. Dechlorination of Commercial PCBs and Other Multiple Halogenated Compounds by a Sediment-Free Culture Containing *Dehalococcoides* and *Dehalobacter*. *Environmental Science & Technology*: 130904L43020001. <https://doi.org/10.1021/es4017624>

Wang, T., Wang, Y., Liao, C., Cai, Y. & Jiang, G. 2009. Perspectives on the Inclusion of Perfluorooctane Sulfonate into the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants'. *Environmental Science & Technology*, 43(14): 5171–5175. <https://doi.org/10.1021/es900464a>

Wang, Z., Li, J., Zhao, J. & Xing, B. 2011. Toxicity and Internalization of CuO Nanoparticles to Prokaryotic Alga *Microcystis aeruginosa* as Affected by Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 45(14): 6032–6040. <https://doi.org/10.1021/es2010573>

Wania, F. & MacKay, D. 1996. Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 30(9): 390A-396A. <https://doi.org/10.1021/es962399q>

Watkinson, A.J., Murby, E.J., Kolpin, D.W. & Costanzo, S.D. 2009. The occurrence of antibiotics in an urban watershed: From wastewater to drinking water. *Science of The Total Environment*, 407(8): 2711–2723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.059>

Watson, A.P. & Griffin, G.D. 1992. Toxicity of vesicant agents scheduled for destruction by the Chemical Stockpile Disposal Program. *Environmental Health Perspectives*, 98: 259–280.

Wauchope, R.D., Yeh, S., Linders, J.B.H.J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kördel, W., Gerstl, Z., Lane, M. & Unsworth, J.B. 2002. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Management Science*, 58(5): 419–445. <https://doi.org/10.1002/ps.489>

Wawer, M., Magiera, T., Ojha, G., Appel, E., Kusza, G., Hu, S. & Basavaiah, N. 2015. Traffic-Related Pollutants in Roadside Soils of Different Countries in Europe and Asia. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2483-6>

Welch, R.M., Hart, J.J., Norvell, W.A., Sullivan, L.A. & Kochian, L.V. 1999. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation, and root export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var *durum*) seedling roots. *Plant and Soil*, 208(2): 243–250. <https://doi.org/10.1023/A:1004598228978>

WHO. 1993. *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classifications 1992-1993*. Ginebra, World Health Organization.

WHO. 2001a. Integrated Risk Assessment. (also available at http://www.who.int/ipcs/publications/new_issues/ira/en/).

WHO. 2001b. Schistosomiasis and soil-transmitted helminth infections. [Cited 4 April 2018]. http://www.who.int/neglected_diseases/mediacentre/WHA_54.19_Eng.pdf

WHO. 2008. Anthrax in humans and animals. Geneva, World Health Organization. (also available at <http://www.who.int/csr/resources/publications/AnthraxGuidelines2008/en/>).

WHO. 2010. Preventing Disease Through Healthy Environments. Action is needed on chemicals of major public health concern. , p. 6. Geneva, World Health Organization.

WHO. 2013. Contaminated sites and health. Copenhagen, Denmark. (also available at http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0003/186240/e96843e.pdf).

- WHO, ed. 2014. *Antimicrobial resistance: global report on surveillance*. Geneva, Switzerland, World Health Organization. 232 pp.
- WHO. 2017a. Soil-transmitted helminth infections. In: WHO [online]. [Cited 4 April 2018]. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs366/en/>
- WHO. 2017b. Food safety. In: WHO [online]. [Cited 4 April 2018]. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs399/en/>
- WHO & FAO. 1995. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed. [Cited 4 April 2018]. http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/livestockgov/documents/1_CXS_193e.pdf
- Wierzbicka, M., Bernowska-Kałabun, O. & Gworek, B. 2015. Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks. *Ecotoxicology*, 24(4): 805–822. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1426-8>
- Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141(3–4): 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.07.007>
- Winckler, C. & Gafe, A. 2001. Use of veterinary drugs in intensive animal production: Evidence for persistence of tetracycline in pig slurry. *Journal of Soils and Sediments*, 1(2): 66–70. <https://doi.org/10.1007/BF02987711>
- Wisłocka, M., Krawczyk, J., Klink, A. & Morrison, L. 2006. Bioaccumulation of Heavy Metals by Selected Plant Species from Uranium Mining Dumps in the Sudety Mts., Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 15(5): 811–818.
- Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R. & Talboys, P.J. 2014. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. *Environmental Science & Technology*, 48(12): 6523–6530. <https://doi.org/10.1021/es501670j>
- Witte, W. 1998. BIOMEDICINE: Medical Consequences of Antibiotic Use in Agriculture. *Science*, 279(5353): 996–997. <https://doi.org/10.1126/science.279.5353.996>
- Woywodt, A. & Kiss, A. 2002. Geophagia: The History of Earth-Eating. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 95(3): 143–146. <https://doi.org/10.1177/014107680209500313>
- Wu, C., Spongberg, A.L. & Witter, J.D. 2009. Adsorption and Degradation of Triclosan and Triclocarban in Soils and Biosolids-Amended Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57(11): 4900–4905. <https://doi.org/10.1021/jf900376c>
- Wu, C., Spongberg, A.L., Witter, J.D., Fang, M., Ames, A. & Czajkowski, K.P. 2010. Detection of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Agricultural Soils Receiving Biosolids Application. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 38(3): 230–237. <https://doi.org/10.1002/clen.200900263>
- Wuana, R.A. & Okieimen, F.E. 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011: 1–20. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Xia, L., Lam, S.K., Yan, X. & Chen, D. 2017. How Does Recycling of Livestock Manure in Agroecosystems Affect Crop Productivity, Reactive Nitrogen Losses, and Soil Carbon Balance? *Environmental Science & Technology*, 51(13): 7450–7457. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6bo6470>

- Xia, L., Wang, S. & Yan, X. 2014. Effects of long-term straw incorporation on the net global warming potential and the net economic benefit in a rice–wheat cropping system in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197: 118–127. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.001>
- Xia, Z., Duan, X., Qiu, W., Liu, D., Wang, B., Tao, S., Jiang, Q., Lu, B., Song, Y. & Hu, X. 2010. Health risk assessment on dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taiyuan, China. *Science of The Total Environment*, 408(22): 5331–5337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.008>
- Xu, M.-Y., Wang, P., Sun, Y.-J., Yang, L. & Wu, Y.-J. 2017. Joint toxicity of chlorpyrifos and cadmium on the oxidative stress and mitochondrial damage in neuronal cells. *Food and Chemical Toxicology*, 103: 246–252. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.03.013>
- Yablokov, A.V., Nesterenko, V.B. & Nesterenko, A.V. 2009. Chapter III. Consequences of the Chernobyl Catastrophe for the Environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1181(1): 221–286. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04830.x>
- Yang, G., Chen, C., Wang, Y., Peng, Q., Zhao, H., Guo, D., Wang, Q. & Qian, Y. 2017a. Mixture toxicity of four commonly used pesticides at different effect levels to the epigeic earthworm, Eisenia fetida. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142: 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.037>
- Yang, H., Huang, X., Thompson, J.R. & Flower, R.J. 2014. Soil Pollution: Urban Brownfields. *Science*, 344(6185): 691–692. <https://doi.org/10.1126/science.344.6185.691-b>
- Yang, Q., Tian, T., Niu, T. & Wang, P. 2017b. Molecular characterization of antibiotic resistance in cultivable multidrug-resistant bacteria from livestock manure. *Environmental Pollution*, 229: 188–198. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.073>
- Yang, S., Liao, B., Yang, Z., Chai, L. & Li, J. 2016. Revegetation of extremely acid mine soils based on aided phytostabilization: A case study from southern China. *Science of The Total Environment*, 562: 427–434. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.208>
- Yao, H., Xu, J. & Huang, C. 2003. Substrate utilization pattern, biomass and activity of microbial communities in a sequence of heavy metal-polluted paddy soils. *Geoderma*, 115(1–2): 139–148. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00083-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00083-1)
- Yaron, B., Dror, I. & Berkowitz, B. 2012. *Soil-Subsurface Change*. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. (also available at <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-24387-5>).
- Yen, T.-H., Lin-Tan, D.-T. & Lin, J.-L. 2011. Food safety involving ingestion of foods and beverages prepared with phthalate-plasticizer-containing clouding agents. *Journal of the Formosan Medical Association = Taiwan Yi Zhi*, 110(11): 671–684. <https://doi.org/10.1016/j.jfma.2011.09.002>
- Ying, G.-G., Yu, X.-Y. & Kookana, R.S. 2007. Biological degradation of triclocarban and triclosan in a soil under aerobic and anaerobic conditions and comparison with environmental fate modelling. *Environmental Pollution*, 150(3): 300–305. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.02.013>
- Yu, Z., Gunn, L., Wall, P. & Fanning, S. 2017. Antimicrobial resistance and its association with tolerance to heavy metals in agriculture production. *Food Microbiology*, 64: 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2016.12.009>
- Yuan, Z., Jiang, S., Sheng, H., Liu, X., Hua, H., Liu, X. & Zhang, Y. 2018. Human Perturbation of the Global Phosphorus Cycle: Changes and Consequences. *Environmental Science & Technology*, 52(5): 2438–2450. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7bo3910>

- Zahran, S., Laidlaw, M.A.S., McElmurry, S.P., Filippelli, G.M. & Taylor, M. 2013. Linking Source and Effect: Resuspended Soil Lead, Air Lead, and Children's Blood Lead Levels in Detroit, Michigan. *Environmental Science & Technology*, 47(6): 2839–2845. <https://doi.org/10.1021/es303854c>
- Zeng, F., Cui, K., Xie, Z., Wu, L., Liu, M., Sun, G., Lin, Y., Luo, D. & Zeng, Z. 2008. Phthalate esters (PAEs): Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China. *Environmental Pollution*, 156(2): 425–434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.045>
- Zeng, X., Li, L. & Mei, X. 2008. Heavy Metal Content in Chinese Vegetable Plantation Land Soils and Related Source Analysis. *Agricultural Sciences in China*, 7(9): 1115–1126. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(08\)60154-6](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(08)60154-6)
- Zhang, H., Luo, Y., Wu, L., Huang, Y. & Christie, P. 2015a. Residues and potential ecological risks of veterinary antibiotics in manures and composts associated with protected vegetable farming. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8): 5908–5918. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3731-9>
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Ding, M. & Li, L. 2015b. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai-Tibet highway. *Science of The Total Environment*, 521–522: 160–172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.054>
- Zhanqiang, Q.X.F. 2010. Degradation of Halogenated Organic Compounds by Modified Nano Zero-Valent Iron. *Progress in Chemistry*: Z1.
- Zhao, S., Qiu, S., Cao, C., Zheng, C., Zhou, W. & He, P. 2014a. Responses of soil properties, microbial community and crop yields to various rates of nitrogen fertilization in a wheat-maize cropping system in north-central China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 194: 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.006>
- Zhao, Y., Yan, Z., Qin, J. & Xiao, Z. 2014b. Effects of long-term cattle manure application on soil properties and soil heavy metals in corn seed production in Northwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(12): 7586–7595. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2671-8>
- Zhou, X. & Zhang, Y. 2014. Temporal dynamics of soil oxidative enzyme activity across a simulated gradient of nitrogen deposition in the Gurbantunggut Desert, Northwestern China. *Geoderma*, 213: 261–267. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.030>
- Zhu, J.H., Li, X.L., Christie, P. & Li, J.L. 2005. Environmental implications of low nitrogen use efficiency in excessively fertilized hot pepper (*Capsicum frutescens* L.) cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(1–4): 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.025>
- Zhu, Y.G. & Shaw, G. 2000. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Chemosphere*, 41(1–2): 121–128.
- Zouboulis, A.I., Moussas, P.A. & Nriagu, E.-C.J.O. 2011. Groundwater and Soil Pollution: Bioremediation. *Encyclopedia of Environmental Health*, pp. 1037–1044. Elsevier. (also available at <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444522726000350>).





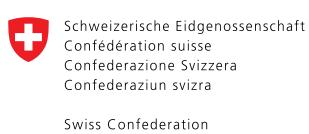
**GRACIAS
AL APOYO
FINANCIERO DE**



RUSSIAN FEDERATION



Comisión
Europea



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Swiss Confederation

ISBN 978-92-5-131639-9



9 789251 316399

I9183ES/1/07.19