



USO DEL AGUA RESIDUAL EN AMÉRICA LATINA: USOS AGRÍCOLAS E IMPLICACIONES AMBIENTALES

2023

Gaviláñez, Salazar, Pincay & Tapia



USO DEL AGUA RESIDUAL EN AMÉRICA LATINA: USOS AGRÍCOLAS E IMPLICACIONES AMBIENTALES

Gavilánez, Salazar, Pincay & Tapia

AUTORES

Tatiana Carolina Gavilánez Buñay

Universidad Técnica de Cotopaxi Extensión La Maná

Escritura y redacción

Juan Pío Salazar Arias

Universidad Técnica de Cotopaxi Extensión La Maná

Escritura y redacción

Wellington Jean Pincay Ronquillo

Universidad Técnica de Cotopaxi Extensión La Maná

Escritura y redacción

Cristian Santiago Tapia Ramírez

Universidad Técnica de Cotopaxi Extensión La Maná

Escritura y redacción

UNIVERSIDAD TÉCNICA DE COTOPAXI

Aval:

La presente obra ha sido evaluada por pares externos a doble ciego, cumpliendo la normativa nacional e institucional para las obras de relevancia.

Edición:

Primera

Tiraje:

Libro Digital

Edición Gráfica:

Ing, Jenny Segovia

jenny.segovia@utc.edu.ec

Impresión:

Libro Digital

ISBN (D):

978-9978-395-87-5

Publicación:

Universidad Técnica de Cotopaxi

Latacunga - Ecuador

Enero 2023

PRÓLOGO

En América Latina la escasez de agua es un problema que afecta a casi todos los países de la región debido a la inadecuada distribución y el avance de los problemas climáticos que han llevado a un cambio en los patrones de distribución de la precipitación, entre las alternativas que han surgido en la región, está el uso de aguas residuales, especialmente con fines de riego de cultivos agrícolas, no solo porque suple los requerimientos hídricos, sino por el aporte de materia orgánica y nutrientes.

En países donde el cultivo de la caña de azúcar es altamente tecnificado y está asociado a la producción agroindustrial del alcohol, como lo son Brasil, Colombia y Venezuela, se genera gran cantidad de aguas residuales, las cuales se usan para el riego. Algo similar puede ocurrir con las aguas provenientes de la minería u otras industrias, siempre y cuando sean tratadas, esto disminuirá el uso de agroquímicos y promueve el aprovechamiento del agua.

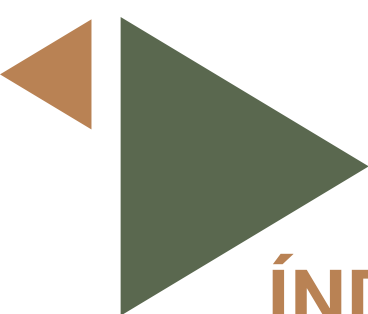
Dada la importancia de las aguas residuales, y el aumento del uso en la región la iniciativa de los autores es fundamental para recopilar todas las experiencias que existen en los países de la región, destacar las ventajas de la aprovechamiento de este recursos, así como las desventajas del mismos, sobre todo por la implicaciones desde el punto de vista ambiental y de salud pública, en este sentido en este libro en sus seis capítulos se recogen aspectos como la caracterización de las aguas residuales (capítulo 1); Uso de aguas residuales en la agricultura (capítulo 2); Problemática ambiental de suelos y aguas por el uso inadecuado de aguas residuales (capítulo 3); Uso de agua y riesgos para la salud pública (capítulo 4); Mecanismos fisiológicos para la remediación de aguas residuales (capítulo 5); Experiencias en fitorremediación de Aguas Residuales (capítulo 6).

Este libro además de esbozar la importancia y problemática de las aguas residuales, aborda de manera transversal los temas más relevantes para la enseñanza de las ciencias ambientales que van desde los problemas de degradación ambiental del suelo y del agua, las alternativas de reciclaje como promotoras del desarrollo sustentables, las estrategias de recuperación de suelos contaminados, incluyendo los mecanismos fisiológicos de especies tropicales empleadas para tal fin.

Finalmente, es plausible el esfuerzo de los autores investigadores ecuatorianos por presentar la oferta de literatura científica en un país en pleno desarrollo como Ecuador y donde la literatura científica en especial en libros técnicos es limitada, este material sirva como líneas orientadoras para el desarrollo de líneas de investigación que permitirán desarrollar políticas de uso de aguas residuales en el Ecuador, donde la actividad agrícola especial en cultivos como el café, cacao y banano demanda de fuentes alternativas para suplir los requerimientos hídricos y de nutrientes.

Duilio Torres Rodríguez

Profesor Titular Universidad Lisandro Alvarado (UCLA), postgrado en ciencias del suelo, doctorando en ciencias del suelo y profesor visitante de la Universidad Rey Juan Carlos (España).



ÍNDICE

PRÓLOGO	4
CAPITULO 1	12
INTRODUCCIÓN	13
1.1. Definición	16
1.2. Origen de las aguas residuales	16
1.3. Composición de las aguas residuales	24
1.4. Características físicas, químicas y microbiológicas	26
1.5. Tratamiento de aguas residuales	28
1.6. Uso de las aguas residuales a nivel global	36
1.7. Uso de agua residual en el Ecuador	42
CAPITULO 2	45
INTRODUCCIÓN	46
2.1. Demanda de agua para uso agrícola: problemática global	47
2.2. Uso de aguas residuales en la agricultura	50
2.3. Ventajas	54
2.4. Desventajas	57
CÁPITULO 3	62
INTRODUCCIÓN	63
3.1. Problemática ambiental de suelos y aguas por el uso inadecuado de aguas residuales	65
3.2. Contaminación de Aguas	68

3.2.1. Eutrofización de Aguas	70
3.2.2. Indicadores de calidad del agua	71
3.3. Contaminación de suelos	74
3.3.1. Daños a la microbiota del suelo	75
3.3.2. Indicadores de calidad del suelo	77

CÁPITULO 4 **81**

INTRODUCCIÓN	82
4.1. Riesgos químicos en la salud por el uso inadecuado de aguas residuales	86
4.2. Riesgos biológicos y de salud por el uso inadecuado de aguas residuales	89
4.3. Monitoreo de aguas residuales	94
4.4. Mitigación y gestión de riesgos para la salud	96

CÁPITULO 5 **101**

INTRODUCCIÓN	102
5.1. Fitorremediación conceptos básicos	104
5.2. Tipos de fitodegradación	107
5.3. Sistemas de fitorremediación de aguas residuales	118
5.4. Factores que afectan la eficiencia del proceso de fitorremediación	122
5.5. Mecanismos de remoción de contaminantes en aguas residuales	123

CÁPITULO 6 **125**

INTRODUCCIÓN	126
--------------	-----

6.1.	<i>Eichhornia crassipes</i>	127
6.2.	<i>Lemna minor</i>	131
6.3.	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	132
6.4.	<i>Nasturtium officinale</i>	134
6.5.	<i>Typha domingensis</i>	136
6.6.	<i>Salvinia biloba</i>	138
6.7.	<i>Elodea canadensis</i>	140
6.8.	<i>Cynodon dactylon</i>	143
6.9.	<i>Sporobolus airoides</i>	144
6.10.	<i>Canna hybrids</i>	145
6.11.	<i>Coriandrum sativum</i>	148
6.12.	<i>Moringa oleifera</i>	149
6.13.	<i>Pistia stratiotes</i>	151
6.14.	<i>Cyperus ligularis</i>	153
6.15.	<i>Azolla caroliniana</i>	154

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	156
-----------------------------------	------------

INTRODUCCIÓN

Se pronostica que el crecimiento de la población en América Latina alcanzará 680 millones en 2025 y 779 millones en 2050, esto supone mayor cantidad de aguas de desecho que serán vertidas en lagos, ríos, o al mar, sin ningún tratamiento, ocasionando graves inconvenientes de contaminación que afectan la flora y la fauna (PNUD, 2016).

Además, la capacidad de saneamiento y tratamiento de aguas residuales, aunque también está creciendo, no se desarrolla al mismo ritmo, y por tanto la mayoría de los efluentes urbanos se vierten al medio ambiente sin tratar. La gran cantidad de contaminantes procedentes de las ciudades está transformando muchos cauces de agua de la región en ríos de aguas residuales más o menos diluidas (ONU, 2016 y WWAP, 2017), lo que supone importantes riesgos para los ecosistemas y las comunidades que se abastecen de esas aguas.

Por otra parte, los cambios en el uso del suelo, la presión urbana sobre terrenos agrícolas y la ausencia de un adecuado manejo de las cuencas, generaron en las últimas décadas un agravamiento de los problemas de erosión, deforestación e inundaciones (Guadarrama, 2015). Esto conllevó al aumento de las zonas áridas y semiáridas, incrementando la desertificación, lo cual disminuye la calidad y cantidad de agua dulce disponible para la producción agrícola, llevando a una drástica disminución de los rendimientos en diferentes rubros, lo cual puede acentuarse en las próximas décadas.

Ante este escenario se hace necesario buscar fuentes alternativas de agua, siendo el uso de aguas residuales provenientes de efluentes urbanos e industriales, una de las alternativas adoptadas

por los agricultores, en especial los aledaños a las zonas urbanas y periurbanas de las grandes ciudades.

Sin embargo, con unas pocas excepciones, la gestión y tratamiento de las aguas residuales en ALC es inadecuada, lo que contribuye a que aproximadamente un 25% de los cursos de agua de la región estén severamente afectados por contaminación fecal con concentraciones medias de coliformes fecales mayores de 1 000 NMP/100ml (ONU, 2016). Además, el uso de aguas residuales puede aumentar los riesgos de contaminación ambiental, salinización, sodificación, y acumulación de metales pesados, sino se manejan de manera adecuada, respetando los estándares de calidad establecidos en las normas internacionales para el uso de las mismas.

La reutilización de las aguas residuales municipales ofrece múltiples beneficios para la agricultura si se adoptan medidas de mitigación de riesgo para la salud y el medio ambiente. No sólo supone una fuente adicional de agua para irrigación, sino que incluye valiosos nutrientes que son aprovechados por las plantas y favorecen su desarrollo.

La utilización de estas aguas también incrementa la confiabilidad en el suministro de los cultivos, ya que se trata de una fuente constante de agua todo el año, menos dependiente de la variabilidad climática. Por otra parte, la sustitución de agua dulce para riego por aguas residuales tratadas permite una mayor disponibilidad de agua potable para otros usos clave, como son el urbano y el industrial, favoreciendo que la agricultura no tenga que competir con otros sectores por los mismos recursos hídricos (FAO, 2017).

Las aguas residuales tratadas o no, se pueden utilizar en agricultura directamente, con poca o ninguna dilución con agua dulce, o indirectamente, una vez que se han vertido a cuerpos de agua de

manera que el agua contaminada se utiliza aguas abajo (Mateo et al., 2015). En América Latina y El Caribe, como en el resto del mundo, la extensión de la reutilización indirecta es mucho mayor que la reutilización directa y planificada. En cualquier caso, cuantificar la extensión de estas prácticas es un reto, sobre todo en países de bajos ingresos, debido a la falta de información fiable y suficiente.

Por ello, en este libro se pretende dar a conocer generalizaciones sobre el uso del agua en la agricultura, su importancia y manejo.

CAPÍTULO

1



Aguas residuales. Generalidades

INTRODUCCIÓN

El agua suele ser un bien escaso en muchas partes del globo terráqueo, ya que este elemento limpio se asigna con prioridad a los usos domésticos y actividades económicas de alto valor añadido, entre otros. La agricultura sin agua no es posible, sin embargo, la disponibilidad de efluentes urbanos sigue permitiendo la producción agrícola cerca de los núcleos de venta y consumo.

Los problemas de contaminación y la escasez de recursos hídricos en ciudades de América Latina motivaron el interés de las autoridades por el tratamiento de efluentes urbanos para su reutilización en regadío de cultivos. Se estimó que fomentando la reutilización del 50% de las aguas residuales tratadas se podrían irrigar 10 800 ha de tierras de cultivo y 28 000 ha de parques y zonas verdes de Lima (Perú), lo que ayudaría a mejorar la calidad de vida de los ciudadanos, así como a aumentar la producción y la calidad de alimentos cerca de la ciudad (Castro et al., 2011 y FAO, 2014).

En el uso de agua residual para riego no es reciente, su impacto ha sido objeto de análisis desde tiempos atrás. Sus orígenes se señalan en la construcción de una salida para las aguas residuales del Valle de México en 1890 se comenzaron a aprovechar estas aguas en la región del Mezquital en Tula, Hidalgo, para el riego por inundación de cereales, hortalizas y forrajes como alfalfa. No existía control sanitario, hasta la aparición de la NOM 032 y 033 en su versión de Norma Técnica Ecológica de 1988. La NOM 067 completaba el esquema regulatorio, el cual ahora se incluye en la NOM 001/ECOL-196 (Arreguín et al., 2000 y Vivanco et al. 2001).

Otros trabajos de Guajardo (1977), Cajuste et al. (1991), y Cabrera (2003), reflejan como ejemplo a una región de Colombia, en la cual esta práctica tiene vigencia desde hace más de 50 años. Así, las ciudades o asentamientos poblacionales se pueden beneficiar de la reutilización principalmente por varias razones, entre las que aparecen: fortalecer su seguridad alimentaria al suministrar con agua y nutrientes a la agricultura periurbana, solucionar de una manera costo-eficaz el problema de sus aguas residuales, y aumentar la disponibilidad de este elemento (FAO, 2017).

El tratamiento y la reutilización del agua juegan un papel fundamental en la administración y manejo de este recurso en todos los países. Los más comunes son el aprovechamiento del agua tratada en actividades agrícolas, industriales, recreativas y recarga de acuíferos. En cuanto a la recarga de acuíferos, en varios países se han realizado investigaciones para medir los impactos asociados a la salud pública por patógenos, virus, metales pesados y, en general, por el transporte de contaminantes. Desde 1992 se han desarrollado normas para el control de esta actividad (Arreguín et al., 2000).

La reutilización puede ser parte de la solución para el abastecimiento de agua urbana. Con el desarrollo socio-económico, las ciudades aumentan sus recursos financieros y sus normas de protección ambiental, lo cual hace que tengan incentivos y capacidad para tratar sus aguas residuales. Una vez tratadas, estas aguas pueden ser utilizadas para diversos usos urbanos (como el riego de jardines públicos, el baldeo de calles o el abastecimiento de agua para los inodoros), usos industriales (como la refrigeración industrial) o recarga de acuíferos (para abastecimiento urbano indirecto).

El uso de agua regenerada para estos usos evita la extracción de agua dulce de ríos o de aguas subterráneas cuando éstas son escasas. El máximo desarrollo del reciclaje consiste en la reutilización directa para todos los usos domésticos, incluyendo el agua potable como en Windhoek, Namibia (Lahnsteiner, 2013).

Aunque América Latina y El Caribe es rica en agua, muchos de sus recursos hídricos están contaminados, particularmente las aguas aledañas a las ciudades. Estas aguas contaminadas son frecuentemente utilizadas en sistemas de producción agrícola, suponiendo un serio riesgo para la salud humana y de los ecosistemas. Los ríos de esta región están siendo contaminados por distintas actividades, incluyendo industrias, agricultura y minería, pero no hay duda de que las ciudades son uno de los mayores contribuyentes. Se estima que entre 261 000 y 327 000 km de ríos en ALC, lo que equivale a un 25% de los cursos de agua, están severamente contaminados, pues su concentración de coliformes fecales se estima superior a 1 000 NMP/100 ml (ONU, 2016).

La contaminación por las aguas residuales municipales se relaciona con el alto ritmo de urbanización, la falta de tratamiento de aguas residuales y la ausencia de políticas efectivas sobre el control de la contaminación (BID, 2007). En México, en tan sólo en 20 cuencas hidrográficas (de un total de 218), que albergan al 93% de la población, se genera el 89% de la carga contaminante total.

En Perú, se informa de 52 cuencas comprometidas por la contaminación a causa del vertido de aguas residuales municipales. La situación es crítica también en El Salvador, donde más del 90% de sus ríos están degradados como resultado del vertido de aguas residuales sin tratar. (OMS, 2015). Todo lo anterior le confiere gran importancia a este capítulo donde se abordan las definiciones, composición y uso de las aguas residuales, entre otros aspectos.

1.1 Definición

El término "aguas residuales", también denominadas "aguas servidas" o "efluentes", hace referencia a aguas de desecho, que han sido utilizadas y a las que se les han incorporado sustancias por efecto de influencias antropogénicas que afectan la calidad de la misma y por ende su potencial uso. Raschid y Jayakody (2008), las definen como:

Una combinación de uno o más de los siguientes: efluentes domésticos que consisten en aguas negras (excremento, orina y lodos fecales) y aguas grises (aguas servidas de lavado y baño); agua de establecimientos comerciales e instituciones, incluidos hospitales; efluentes industriales, aguas pluviales y otras escorrentías urbanas; y escorrentías agrícola, hortícola y acuícola.

En Ecuador la Norma de Calidad Ambiental, las cataloga como aguas cuya composición es variada, que resultan de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, servicios agrícolas, pecuarios, domésticos, entre otros, que han provocado la degradación de su calidad (Izurieta et al., 2019 y Mendoza et al., 2019). Sin embargo, hay quienes consideran que el concepto en sí mismo es una contradicción, pues difícilmente puede considerarse como residual al agua que, sin importar su finalidad, fue utilizada de manera beneficiosa, y más que ser catalogada como una especie de basura líquida, debe ser considerada como un recurso de gran potencialidad.

1.2 Origen de las aguas residuales

Existen diferentes tipos de aguas residuales, las que se originan de las zonas residenciales o de las viviendas, generadas por actividades domésticas cotidianas. Generalmente no presentan sustancias

de alta peligrosidad, siendo mayoritariamente una mezcla de agua, jabón, orín, heces, aceites y grasas, aunque la presencia de contaminantes emergentes, indistintamente de su concentración, es un hecho que está suscitando preocupación por las consecuencias que puedan tener en el largo plazo (Sánchez, 2017).

Echarri (2010) clasifica a las aguas residuales, dependiendo de su origen de la siguiente manera:

1. Domésticas. Son los vertidos que se generan en poblaciones urbanas como consecuencia de sus actividades; generan aportes como aguas negras y grises. Las aguas residuales urbanas presentan cierta homogeneidad en cuanto a composición y carga contaminante, las características de cada vertido urbano van a depender de la población, influyendo parámetros como el número de habitantes.
2. Industriales. Aquellas que proceden de cualquier actividad o negocio, derivados de los procesos de producción en que se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición; las características de los vertidos no únicamente cambian de una industria a otra, sino también dentro de un mismo tipo de industria.
3. Agrícola. Proviene de actividades agrícolas, además de cría de ganado y procesamiento de productos animales y vegetales.
4. Pluviales. Todas las formas de precipitación: lluvia, granizo, niebla y nieve.

5. De infiltración. Proceden de sistemas de drenaje, de tuberías de desagüe y del
6. Descenso artificial del nivel de las aguas subterráneas, así como de su infiltración al sistema de alcantarillado a través de tuberías y otras instalaciones defectuosas.

Las aguas residuales urbanas están conectadas a redes de saneamiento que desembocan en alcantarillados, aunque el crecimiento demográfico en países en vías de desarrollo o en países pobres, en especial en barrios marginales en que no están conectados a redes de saneamiento, representa un problema en la generación de estas aguas residuales.



Fuente: Iagua (2020)

Figura 1. Aguas residuales de origen urbano proveniente de la red de drenaje de aguas negras

Las aguas residuales de origen urbano, incluyen residuales domésticos, los provenientes de actividades comerciales e industriales y los subproductos que estas generan. También se encuentran las de la pluviosidad, que son recolectadas por el

sistema de alcantarillado de la red en las ciudades, municipio o localidades. Su composición es variable en función de los distintos contaminantes que pueden ser vertidos por las fuentes que la originan. El desarrollo y crecimiento demográfico, y en consecuencia el crecimiento urbanístico en las ciudades, conlleva un aumento de los volúmenes de aguas residuales. Sin embargo, cuando se realiza conjuntamente con el desarrollo urbano, se pueden atender algunos de los problemas relacionados con la gestión de estas demanda de agua potable segura (ONU, 2017).



Fuente: Sánchez (2017)

Figura 2. Aguas residuales de origen urbano

La composición de las aguas residuales municipales puede variar notoriamente, lo cual refleja la gran diversidad de contaminantes liberados por las distintas fuentes domésticas, industriales, comerciales e institucionales. Las aguas residuales de fuentes domésticas en general están relativamente libres de sustancias peligrosas, si bien preocupa cada vez más la presencia de contaminantes emergentes, inclusive algunos medicamentos de uso común, que pueden tener efectos a largo plazo aun en concentraciones pequeñas.

El crecimiento acelerado de las ciudades presenta una cantidad de retos, entre ellos, un marcado aumento en la generación de aguas residuales municipales. Sin embargo, este crecimiento también nos permite alejarnos de las antiguas (inadecuadas) prácticas de gestión hídrica y adoptar nuevos métodos innovadores como, por ejemplo, la utilización de aguas residuales tratadas y sus subproductos (ONU, 2017).

La contaminación por las aguas residuales municipales se relaciona con el alto ritmo de urbanización, la falta de tratamiento de aguas residuales y la ausencia de políticas efectivas sobre el control de la contaminación (BID, 2007). En México, en tan sólo en 20 cuencas hidrográficas (de un total de 218), que albergan al 93% de la población, se genera el 89% de la carga contaminante total.

En Perú, se informa de 52 cuencas comprometidas por la contaminación a causa del vertido de aguas residuales municipales. La situación es crítica también en El Salvador, donde más del 90% de sus ríos están degradados como resultado del vertido de aguas residuales sin tratar. Y éstos son sólo ejemplos de una situación común en toda la región. De hecho, todavía el 17% de la población en ALC no tienen sistemas de saneamiento mejorados (OMS-UNICEF, 2015) y un número mucho mayor no está conectado a ninguna planta de tratamiento de aguas residuales.

A nivel mundial, los datos y la información relativos al volumen de aguas residuales producidas por la industria son muy escasos. Por otra parte, se debe distinguir entre el volumen total de generación de aguas residuales producidas y el volumen que en realidad se elimina, que suele ser más bajo debido al reciclaje. Se estima que el volumen de aguas residuales industriales se duplicarán para el año 2025 (ONU 2017).

La composición de las aguas residuales industriales varía en función de la actividad productiva, tecnología empleada, materia prima, entre otros aspectos. Pudiendo ir desde aguas residuales con un contenido de materia orgánica biodegradable alto, hasta aquellas con sustancias no degradables. Si bien las industrias generan altos volúmenes de estas, la preocupación real está dada por la cantidad de contaminantes y la toxicidad de los mismos, las consecuencias para la salud y al medio ambiente, al contaminar, los suelos, y afectar la salud de las personas y animales, entre otros aspectos.



Fuente: Nutecoverseas (2020)

Figura 3. Aguas residuales de origen industrial generada después del proceso de manufactura

De Anda (2017), notificó que en la década del 2000 a 2010 se han desarrollaron nuevos sistemas basados en procesos anaerobios avanzados, tales como el reactor anaerobio de flujo ascendente, el filtro anaerobio de flujo ascendente, el lecho fluidizado anaerobio y los reactores aerobios de lecho extendido, con una diferencia

significativa entre el tiempo de retención hidráulica y el tiempo de retención de sólidos (Abdel et al., 2008).

Estos sistemas ofrecieron buenas oportunidades para el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales industriales con contenidos medios y altos de carga orgánica, así como para el tratamiento de las aguas residuales domésticas y municipales de baja carga orgánica (Abdel et al., 2008).

La contaminación de cuerpos de agua generada por diferentes industrias es un problema que aqueja, en mayor grado, a países en vía de desarrollo y que influye en que los recursos hídricos se conviertan en no renovables (Hernández et al. 2017).

Por otra parte, la ONU (2017), informó que, si bien muchas compañías recaban y, de hecho, proporcionan información sobre aguas residuales según la reglamentación, con algunas excepciones. En todos los sectores hay grandes vacíos en la recopilación de datos a escala nacional y mundial. Será necesario enmendar esto, antes de que la política de gestión de agua pueda avanzar para coordinar la utilización y consumo de este elemento con la generación de aguas residuales y vertidos, siendo esto último a menudo desestimado.

Otro tipo de agua residual es la que se genera de la actividad agrícola. Esta surge por efectos de la escorrentía ocasionada por los métodos de riego empleados o por la pluviosidad, derivando en fuentes de aguas subterráneas o superficiales, como consecuencia de la aplicación indiscriminada de fertilizantes y agroquímicos incapaces de ser absorbidos y procesados por los cultivos.



Fuente: Ecoticias (2020)

Figura 4. Aguas residuales de origen agrícolas generada después de la fertilización y aplicación de agroquímicos

La irrigación de cultivos agrícolas con aguas residuales es una práctica común, especialmente en regiones áridas. Su uso se generalizó debido a la escasez de agua de buena calidad. Sin embargo, existen requerimientos de calidad que deben tomarse en cuenta para su aprovechamiento en riego, para evitar contaminación a los cultivos, que pueden afectar a los animales y al hombre. Esta situación promovió la investigación para desarrollar y estudiar nuevas formas, como son: los reactores biológicos, de lecho fijo o lecho fluidizado, para el tratamiento de aguas residuales, entre otros (Rivas et al., 2003).

Sin embargo, para la utilización de los residuales confines de riego en suelos agrícolas, existen límites máximos permisibles normativos

referidos como estándares de calidad de agua (NOM-001-ECOL, 1996).

Las variables de la calidad del agua que definen los límites físicos, químicos y biológicos incluyen sólidos flotantes y sedimentables, turbidez, color, temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), número de organismos coliformes, materiales tóxicos, metales pesados, y nutrientes, se pueden encontrar en diferentes normas establecidas, por los países o internacionalmente (Parker y Corbitt, 1993).

Así, otro aspecto de gran importancia a tener en cuenta al emplear estas aguas lo constituyen los microorganismos patógenos, particularmente por las enfermedades que transmiten al hombre y animales por el consumo de productos agrícolas contaminados (Bitton, 1994).

Por eso sea hace necesario conocer la composición de las aguas residuales, lo que permitirá realizar de forma efectiva los tratamientos correspondientes para que pueden ser utilizadas con diferentes fines.

1.3 Composición de las aguas residuales

Las aguas residuales es variable, como ya se ha mencionado, es un hecho estadístico que la mayoría de los autores indican que las mismas están compuestas por aproximadamente 99% de agua y 1% de sólidos (ONU-Agua, 2015) (disueltos, en suspensión o coloidales), ese 1 % está compuesto por material orgánico, el cual puede poseer nutrientes para la plantas, pero también puede estar asociado a agentes microbianos, muchos con potencial patógeno como *Salmonella* sp y *Escherichia coli*, así como los sedimentos

pueden tener metales pesados que a largo plazo causan problemas de contaminación (ONU, 2017).

La composición exacta de las aguas residuales varía en el mundo y está determinada por un amplio conjunto de factores, entre ellos el uso doméstico del agua y el nivel de comercialización/ industrialización (Cuadro. 1) (ONU-Agua, 2015). En las regiones desarrolladas, es probable que la relación DBO: DQO (Demanda bioquímica de oxígeno: demanda química de oxígeno) sea menor que en el mundo en desarrollo, por una mayor proporción de aguas residuales industriales.

Cuadro 1. Composición de las aguas residuales sin tratar en diferentes países

Parámetros	EUA	Francia	Marruecos	Pakistán	Jordania
Demanda bioquímica de oxígeno	110-400	100-400	45	193-762	152
Demanda bioquímica de oxígeno	250-1000	300-1000	200	83-103	386
Sólidos suspendidos	100-350	150-500	160	76-658	-
Potasa y nitrógenos totales	20-85	30-100	29	-	28
Fósforo total	4-15	1-25	4-5	-	36

Fuente: ONU-Agua (2015)

Destacar que, si bien las aguas residuales de fuentes domésticas no suelen contener sustancias peligrosas, inquieta cada vez más la posibilidad de que diferentes medicamentos que se utilizan habitualmente, aun en bajas concentraciones, puedan tener consecuencias a largo plazo, especialmente los alteradores (Falconer, 2006). Teniendo presente lo anteriormente expuesto es necesario conocer con claridad cuáles son las características de las aguas residuales, con el objetivo de un mejor tratamiento para su posterior uso.

1.4 Características físicas, químicas y microbiológicas

Las características de las aguas residuales a nivel físico, químico y microbiológico, constituyen parámetros de relevancia a fin de establecer los tratamientos idóneos en su depuración. Es importante señalar que en muchos casos existe una interrelación entre éstos parámetros. Por eso el estudio de las aguas residuales que serán utilizadas en un determinado momento es de vital importancia.

Un estudio realizado en México, notificó, que los contaminantes de importancia agrícola pueden estar afectando tanto los suelos como los cultivos que son regados con aguas residuales (Rivas et al., 2003). Estos autores determinaron la composición de aguas residuales (Cuadro 2) en una región de este país, manifestando como esto puede afectar no solo al suelo sino a la salud de los animales y el hombre.

Cuadro 2. Composición de aguas residuales usadas como sustrato

Constituyente	Unidades	Promedio
pH	Adimensional	7,5
N amoniacal (N-NH ₃)	(mg L ⁻¹)	3,1
Nitratos (N-NO ₃)	(mg L ⁻¹)	1,5
Nitritos (N-NO ₂)	(mg L ⁻¹)	0,2
Nitrógeno total (TKN)	(mg L ⁻¹)	33,8
Demanda bioquímica de oxígeno	(mg L ⁻¹)	168,5
Demanda química de oxígeno	(mg L ⁻¹)	463,3
Grasas y aceites	(mg L ⁻¹)	34,5
Sólidos sedimentables	(mg L ⁻¹)	2,3
Sólidos suspendidos	(mg L ⁻¹)	167,9
Turbidez	(NTU)	279,5
Arsénico	(mg L ⁻¹)	0,7
Boro	(mg L ⁻¹)	1,02
Cadmio	(mg L ⁻¹)	0,015

Fuente: Rivas *et al.* (2003)

Otros estudios, realizados en diferentes países, notificaron valores de la composición fisicoquímica de un efluente empleado como agua residual proveniente de la industria pesquera. Así, Sankpal y Naikwade (2012), reportaron una concentración de DQO entre 1200 y 2200 mg/L para el efluente pesquero de una industria en la India. De igual manera, Cristóvão et al. (2012), señalaron un contenido de SST de 284-653 mg/L y una conductividad eléctrica de 4.0-20.2 mS/cm para las aguas residuales de una industria de conservas de pescado en el Norte de Portugal.

Otro trabajo realizado en Cuba, mostró valores de sólidos totales, volátiles y fijos para aguas residuales procedentes de la urbanización (Cuadro 3), las cuales fueron empleadas en la agricultura (Méndez et al. 2006). Estos autores, notificaron que sigue estando a favor de su posible uso en la agricultura de regadío, sin olvidar que los cultivos que se benefician no pueden consumirse directamente, a menos que se le haga un tratamiento terciario a esta agua (Moreno et al. 1996).

Cuadro 3. Resultados de los análisis físicos

Características físicas	mg/L
Sólidos totales	395
Sólidos volátiles	31
Sólidos fijos	85

Fuente: Méndez *et al.* (2006)

En las aguas residuales también se desarrollan algas, que debido a la alta carga de nutrientes pueden ocasionar crecimientos exponenciales de las mismas, lo cual causa un daño ambiental conocido como eutrofización, el cual disminuye la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y por ello afecta la ictiofauna autóctona, este problema ha sido reportado en el Lago de

Maracaibo al occidente de Venezuela, donde el mismo está sometido a la constante descarga de aguas residuales de origen doméstico, industrial y vertidos de la industria petrolera (Corona-Lisboa, 2013).

Por otra parte, la eutrofización es un proceso natural en los ecosistemas acuáticos, producido por el enriquecimiento del cuerpo de agua con nutrientes (Ramírez, 2000). Durante el desarrollo de la humanidad, el hombre ha acelerado este proceso modificando tanto la calidad de las aguas, como la estructura de las comunidades biológicas debido al aumento en la carga orgánica e inorgánica de los cuerpos de agua (Burkholde, 2001).

La eutrofización reduce considerablemente los usos potenciales que tienen los recursos hídricos puesto que induce a la mortalidad de especies animales, la descomposición del agua y el crecimiento de microorganismos (bacterias) (Ramírez, 2000). Además, en muchas ocasiones los microorganismos se convierten en un riesgo para la salud humana, como es el caso de los agentes patógenos transmitidos por el agua, que constituyen un problema para la salud (Vargas et al., 1996).

Entre los agentes patógenos más importantes aparecen los géneros *Clostridium*, *Enterococcus*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*; así como protozoos y helmintos. Los cuales causan diversas enfermedades a los animales y al hombre. Entre las que aparecen afectaciones en oídos, ojos, así como hepatitis, gastroenteritis entre otras (Collins et al., 1989 y Edberg et al., 1997). De lo anterior se deriva la gran importancia que posee tratar las aguas residuales, para que su uso sea una fuente seguro para los cultivos, animales y el hombre.

1.5 Tratamiento de aguas residuales

Dado lo expuesto en el apartado anterior, de los problemas de contaminación que genera el uso de aguas residuales sin un tratamiento adecuado, debe hacerse énfasis en los diferentes procedimientos físicos, químicos y biológicos cuya finalidad es transformar el agua contaminada en potable mediante la eliminación de los contaminantes e impurezas presentes en la misma, o en el peor de los casos hacerlas factibles para ser usadas en el riego de cultivos agrícolas.

En la actualidad existen diversas tecnologías convencionales altamente mecanizadas para tratar aguas residuales (Hernández et al., 2017). Entre ellas aparece el pretratamiento industrial ya sea rejillas, tamices, micro filtros y desarenadores, o secundarios como lecho bacteriano, lodos activados, filtros verdes, entre otros. También, el avanzado o terciario tales como ósmosis inversa, destilación, coagulación, adsorción, entre otros. Estos tipos de tratamientos tienen costos elevados debido a que los procesos demandan un alto consumo energético (Buitrago et al., 2018). Así, estos sistemas representan altos costos de construcción, operación y mantenimiento, los pocos procedimientos existentes en el sector industrial, generalmente se ubican en zonas urbanizadas (Foteinis et al., 2018).

El pretratamiento es un proceso que usualmente comienza en el sistema de alcantarillado, y que consiste en la separación de grandes sólidos y objetos fácilmente visibles mediante el uso de mallas y rejillas de diversos tamaños, para luego realizar un proceso de sedimentación y decantación, que se lleva a cabo en contenedores, y por efecto de la gravedad, los sólidos restantes son depositados en el fondo (Buitrago et al., 2018).

Otro tipo de tratamiento se conoce como secundario. Este posee una eficacia aproximada del 90%, degrada materia orgánica disuelta a través de procesos biológicos, convirtiéndola en sólidos en suspensión, cuya remoción es simple. La degradación se puede realizar a través de los siguientes métodos de depuración: Desbaste; lodos activados; digestión anaeróbica y reactores biológicos: técnica que garantiza la eliminación de nutrientes biológicos que podrían sostener la vida microbiana presente en el agua (Figura 6).



Fuente: Rodelca (2021)

Figura 5. Pretratamiento de aguas residuales de origen urbano

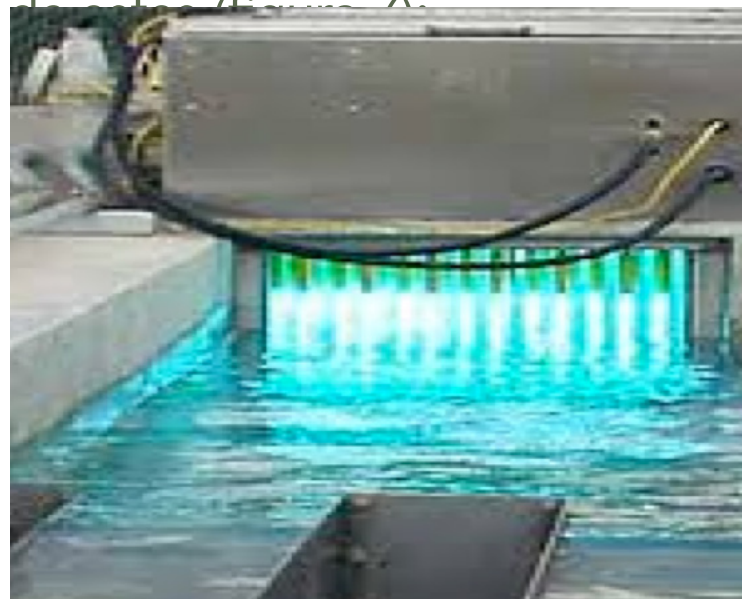
Los sistemas de tratamiento secundario más comúnmente aplicados son las lagunas facultativas (30%), lagunas anaeróbicas (19%), filtros biológicos (14%), lagunas de maduración (10%), reactores anaeróbicos (8%), lagunas aeróbicas (6%), humedales (5%), lagunas aireadas (4%), lagunas mixtas (3%), y finalmente lodos activados (1%) (IBGE, 2008).



Fuente: De Anda (2007)

Figura 6. Planta de tratamiento de aguas residuales con capacidad para 2 250 litros por segundo. Guadalajara, México

Otra etapa en el tratamiento de las aguas residuales se conoce como terciaria (ANA, 2012). Esta pretende incrementar la calidad del agua antes de ser reutilizada y en la cual se eliminan agentes patógenos (bacterias fecales en su mayoría) devolviendo al agua sus cualidades primordiales. Los procesos empleados usualmente son: filtración; remoción de nutrientes; radiación ultravioleta y cloración: permite la eliminación de microorganismos aplicando dosis significativas de productos clorados, y evita la oxidación de partículas inorgánicas, a



Fuente: Cirkoeng (2021)

Figura 7. Métodos de tratamientos de aguas residuales para su reutilización

Se debe señalar que el nivel de tratamiento de las diferentes aguas residuales varía en los diferentes países. Así, Perú tiene 336 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de estas, 255 se basan en lagunas de estabilización (162 de ellas conformadas por lagunas primarias y secundarias, y 93 solo primarias). Otras 34 trabajan con lagunas anaerobias, seguidas por facultativas y de pulimento. Así, otras 17 plantas están aplicando la tecnología de lodos activados.

Sin embargo, el 70% de todas las aguas recolectadas reciben solo un tratamiento preliminar avanzado y luego son vertidas al mar mediante emisarios submarinos (Moscoso, 2016).

Por su parte, en Brasil, el 21% de las PTAR consiste en solo un tratamiento preliminar, el 17% no pasa de un tratamiento primario, el 52% llega hasta secundario, y el 10% a tratamiento terciario (ANA, 2012). En México, 1 360 plantas de tratamiento se encargan de depurar las aguas residuales del país, de ellas el 59.5% de ellas emplean sistemas de lodos activos, el 12.5% son lagunas de estabilización, y el resto se reparte entre tratamientos primarios avanzados, tanques de aireación y oxidación, decantadores primarios, biofiltros y tanques sépticos (CONAGUA, 2015).

Lo anteriormente ilustra que el tratamiento de tipo secundario es el más empleado en ALC, llegando a suponer el 80% de entre todas las instalaciones (Noyola et al., 2012). Las tecnologías más empleadas son las lagunas de estabilización, lodos activos y reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB).

La falta de implementación de sistemas de tratamiento para mejorar la calidad del agua y los altos costos que se requiere para la instalación, manejo y operación de las plantas, sumado a elevados consumos de energía que requieren para su funcionamiento, son situaciones que se deben resolver para atender la problemática (Sandoval et al., 2016).

Añadir, que los grandes volúmenes de aguas residuales industriales descargados sin tratamiento en ríos y arroyos, o que se utilizan de forma directa en la agricultura, afectan negativamente la salud de los ecosistemas y de las personas. Muchas fuentes de agua para consumo humano se contaminan, en 2015 las enfermedades intestinales en México fueron la causa del 12,57% de las muertes

de niños (as) menores a cinco años (1,376 casos) (Félix et al., 2017) y muchos de estos casos están relacionados con la contaminación del agua.

En América latina y El Caribe se han incrementado las plantas para el tratamiento de las aguas residuales, aunque no es suficiente. México es uno de los países con más estados y municipios a nivel mundial. En los últimos 10 años su población creció considerablemente, existen aproximadamente 154 municipios costeros, solo la mitad cumple con una planta de tratamiento de aguas residuales, funcionando el 57%. Sin tomar en cuenta que vierten el elemento a cuerpos de agua colindantes sin antes verificar la calidad del agua tratada. El cuadro que se presenta a continuación, refleja algunas de las zonas federativas de México que poseen plantas para tratar aguas residuales y su capacidad. Aunque es un paso importante, no es suficiente conociendo que este es un país densamente poblado.

Hernández et al. (2017), señalaron que falta mucho por hacer, ya que la cantidad de agua residual emitida es demasiada, y no existe el número de plantas que puedan tratar la totalidad del agua residual, aunque se ha avanzado en el tratamiento convencional, sus altos costos de construcción, implementación y poco personal capacitado para operar los sistemas son la principal limitante para su crecimiento. Sobre todo, cuando su uso puede ser importante para la agricultura y otros sectores.

Cuadro 4. Plantas de tratamientos de aguas residuales industriales por zonas federativas

Estado	Plantas de tratamien- to de aguas residu- ales	Capacidad instalada	Caudal tratado
Aguascalientes	74	0,37	0,18

Baja california	71	0,61	0,61
Baja california sur	26	4,96	4,96
Campeche	134	2,89	2,88
Coahuila	62	0,8	0,53
Colima	13	0,44	0,29
Chiapas	93	8,38	5,26
Chihuahua	15	0,65	0,28
Distrito federal	7	0,01	0
Nuevo León	187	4,09	2,96
Puebla	216	0,94	0,76
Quintana Roo	4	0.06	0.05
Sinaloa	96	8,37	5,07
Tabasco	118	0,93	0,92
Tlaxcala	72	0,7	0,37
Zacatecas	20	0,2	0,17

Fuente: Hernández et al. (2017)

Importancia de las aguas residuales en la gestión de recursos hídricos

La importancia de las aguas residuales, cobra mayor auge cada día, a pesar de los efectos negativos que puede tener sobre el medio ambiente, y los seres vivos (Ledezma et al., 2016). En el año 2017 el informe mundial de las Naciones Unidas sobre los recursos Hídricos (UNESCO, 2017) hizo referencia al uso de las aguas residuales y su relevancia en la administración de este elemento, destacándolo como primordial en la gestión hídrica, debido a que por su composición pueden ser aprovechadas con fines productivos, particularmente agrícolas o pecuarios (Fernández y Almanza, 2018).

Esto es de gran importancia para la economía de los países donde la actividad agrícola es un componente importante del PIB, sin embargo, es necesario realizar una gestión para el uso sostenible de las mismas para evitar problemas sociales y ambientales asociados

al uso indiscriminado de las mismas (Pérez et al., 2019).

El uso indiscriminado del agua, particularmente por la mala gestión tanto a nivel de cuencas hidrográficas como en la distribución a nivel urbano e industrial, potenciado por factores como el crecimiento demográfico, la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo industrial y el cambio climático, ha hecho que el uso de aguas residuales haya crecido a nivel global (Nieto, 2011).

La contaminación de las fuentes de agua, afecta la disponibilidad de la misma para la producción de alimentos, pone en riesgo el suministro de manera fiable en muchas regiones del mundo (Gómez, 2018), especialmente aquellas con situaciones de pobreza extrema, en este sentido se estima que para el año 2050 la demanda de alimentos aumente en 50 %, con la particularidad que la cantidad de agua disponible no satisfaga estos requerimientos, existiendo un déficit del 40 % aproximadamente.

En función de este panorama, las aguas residuales constituyen una alternativa para enfrentar la escasez, además de ser una fuente importante de nutrientes y materia orgánica, que puede agregar un valor adicional al ser usada como fertilizante, su uso puede tener consecuencias favorables al mejorar la productividad agrícola, y dinamizar la economía de muchas regiones (Hettiarachchi y Ardakanian, 2017), por lo que se debe evaluar su uso de manera regular en los sistemas de producción, sin obviar el papel de vigilantes de la calidad de los recursos hídricos que tienen los profesionales del agro, para reducir la contaminación y llevar a cabo mejoras en el vertido, gestión y tratamiento de estas aguas (Gil et al., 2012).

1.6 Uso de las aguas residuales a nivel global

De Anda (2017) notificó que las cifras globales que describen la

falta de servicios de agua y saneamiento son alarmantes. Desde 1990, aproximadamente 2 600 millones de personas han obtenido acceso a fuentes mejoradas de agua potable, pero 663 millones aún no tienen acceso a este servicio; por lo menos 1 800 millones de personas en todo el mundo utilizan una fuente de agua potable que está contaminada fecalmente.

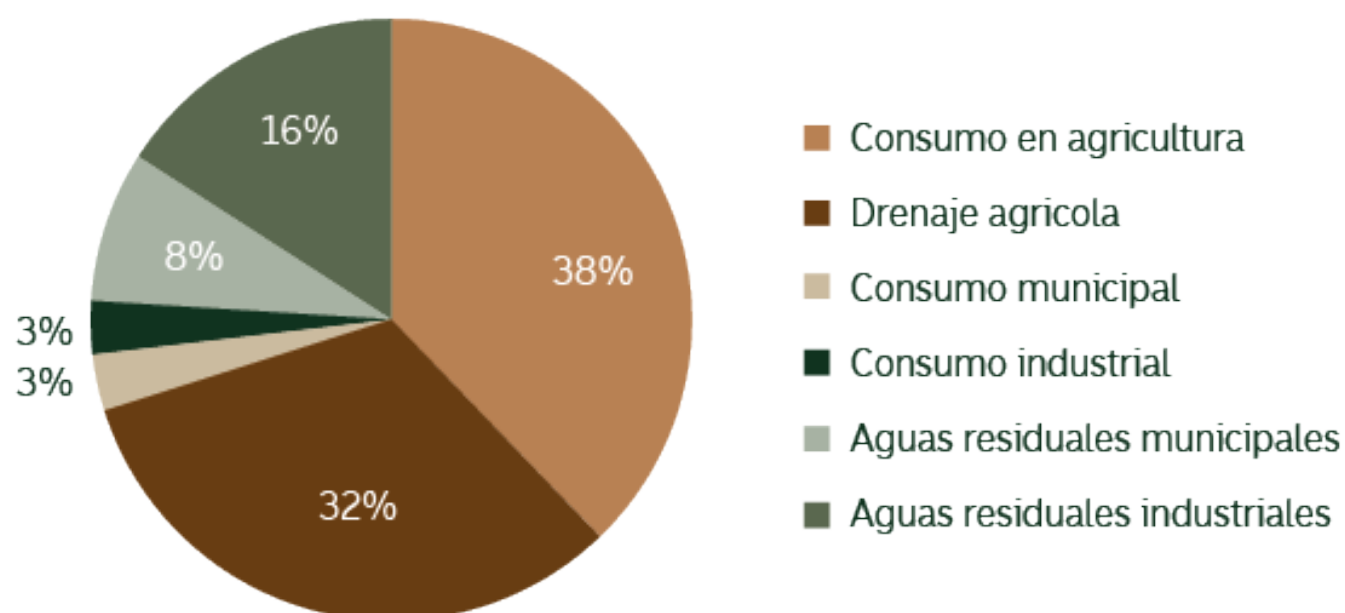
Por otra parte, entre 1990 y 2015, la proporción de la población mundial que utiliza una fuente mejorada de agua potable aumentó de 76% a 91%, pero la escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial y se prevé que la cifra aumente. Así, más de 1 700 millones de personas viven actualmente en cuencas hidrográficas donde el uso del agua supera la recarga, y aproximadamente el 70% de toda el agua extraída de ríos, lagos y acuíferos se utiliza para riego agrícola. En relación a los servicios de saneamiento, 2 400 millones de personas carecen de acceso a servicios básicos de saneamiento, tales como baños o letrinas, lo que provoca que más del 80% de las aguas residuales de actividades humanas se descarguen en ríos o vayan directo al mar sin ningún tratamiento. Debido a ello, cada día, cerca de 1 000 niños mueren por enfermedades relacionadas con la diarrea (ONU, 2016).

Se plantea que existen más de 3 300 instalaciones de regeneración de agua nivel mundial con diversos grados de tratamiento y para diversas aplicaciones: riego agrícola, diseño urbano y usos recreativos, procesamiento y refrigeración industrial y producción indirecta de agua potable, como recarga de las aguas subterráneas (Aquarec, 2006). La mayoría de éstas se encuentra en Japón (cerca de 1800) y los Estados Unidos (cerca de 800), pero Australia y la Unión Europea contaban con 450 y 230 proyectos respectivamente. La zona mediterránea y el Medio Oriente tenían alrededor de 100 plantas, América Latina 50 y el África subsahariana 20 aunque continúan aumentando (FAO, 2017).

El uso de aguas residuales es cada vez más necesario, debido al aumento de la demanda de alimentos, el cambio climático y el déficit de este elemento en cantidad y calidad para el riego de predios agrícolas. La información estadística confiable referente a la gestión de aguas residuales en varios países es usualmente inexistente e inconsistente. Sin embargo, un aspecto que es notorio es que a nivel global la mayor proporción de aguas residuales generadas no es procesada adecuadamente, lo que representa un riesgo ambiental y de salud permanente.

Las aguas residuales no se manejan adecuadamente en su recolección y tratamiento, aspecto muy grave ya que su vertido directo sobre cuerpos de agua, particularmente en los ríos ubicados en cuencas hidrográficas con marcada actividad agrícola y pecuarias, conlleva a contaminación por la presencia de agroquímicos como insecticidas, plaguicidas, muchos de ellos de una alta persistencia, así como el aporte de nitrógeno y fósforo, cuya acumulación potencia los problemas de eutrofización. Para su uso sostenible y libre de riesgos, es imprescindible disponer de una información veraz, actualizada y confiable en relación a la gestión de las aguas residuales.

Por esto, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (FAO) diseñó un programa denominado AQUASTAT (Mateo et al., 2015), el cual en su informe para el año 2015 concluyó que la generación y tratamiento de las mismas, no es el más idóneo. Destacando la importancia de la actividad agrícola en el consumo de las aguas a nivel global, así como el uso de las aguas residuales de origen industrial que, para la fecha del reporte, representaba el 32 % (Figura 8).



Fuente: Mateo et al. (2015)

Figura 8. Distribución del consumo de agua a nivel mundial

Así, el uso de agua por regiones geográficas, señala que los países ubicados en las zonas de mayor pobreza e inequidad las que tiene el menor volumen de riego con aguas residuales tratadas, con 38 %, mientras que en los países de la Unión Europea (UE) el 70 % de las aguas residuales son tratadas, lo que garanticen un uso seguro de las mismas minimizando al máximo las posibilidades de contaminación ambiental (Mateo et al., (2015).

Unos de los factores que impulsan un tratamiento adecuadas de las aguas residuales, particularmente en los países con mayores ingresos, es el desarrollo de incentivos para la utilización de agua de buena calidad, que minimice el daño al ambiente y respeten las normativas de calidad agua y descarga de efluentes.

La FAO (2017), señaló que América Latina y el Caribe es rica en recursos hídricos; aun cuando su área representa sólo el 15% de

la superficie terrestre del planeta recibe el 30% de la precipitación global. No obstante, la distribución de los recursos hídricos es extremadamente desigual, ya que existe una amplia diversidad climática que genera una enorme variedad espacial de regímenes hidrológicos. Estas características climáticas resultan en importantes variaciones interanuales e inter-estacionales en la disponibilidad de agua.

Además, el problema de la disponibilidad de agua se aceleró debido a la reciente expansión demográfica y el creciente aumento de la pobreza que representa el 24,4 % de la población, lo que aumenta la demanda de agua, aun cuando la región posee la reserva de agua dulce más grande del planeta (La selva amazónica), de la cual forman parte Brasil, Colombia, Venezuela, Bolivia, Perú y Ecuador (Cuadro 5). Además, el crecimiento demográfico y la rápida urbanización aumentó a nivel local la desigualdad entre el abastecimiento y la demanda de agua, elevando la presión sobre los recursos hídricos disponibles.

Cuadro 5. Producción y sistemas de tratamientos de agua residuales en algunos países de Latinoamérica

País	Producida (Km3)	Tratada (Km3)	Año del reporte
Brasil	10,21	3,76	2014
México	7,21	3,52	2014
Colombia	2,34	0,73	2012
Argentina	2,46	0,29	2010
Chile	1,18	1,18	2015
Perú	1,34	0,96	2015
Venezuela	-	0,93	2009
Ecuador	0,46	0,16	1999

Guatemala	0,67	-	-
Cuba	0,84	-	-
Bolivia	0,26	0,10	2013
Rep. Dominicana	0,43	0,01	2011
Paraguay	0,20	-	-
El Salvador	0,10	0,001	2010
Nicaragua	0,30	0,11	2008
Costa Rica	0,31	0,01	2012

Fuente: AQUASAT (2016); SNIS (2014); CONAGUA (2015); SUPERSERVICIOS (2013); SISS (2016); Moscoso (2016); MMap (2013); INE (2015)

Particularmente en entornos urbanos y periurbanos, donde la influencia sobre estos recursos es alta, los efluentes urbanos son considerados como una valiosa fuente de agua y de nutrientes para los agricultores, que proliferan para abastecer las crecientes demandas de alimentos en los mercados urbanos (FAO, 2017).

Como refiere el cuadro anterior, los volúmenes de aguas residuales tratados en varios países de Américas son aún insuficientes. Esto puede traer consigo el incremento de regiones con problemas de salinización, aridez, entre otros aspectos. Esto repercute, de forma directa en la producción de alimentos, la salud de los animales y el hombre.

Se plantea que América Latina y El Caribe (ALC), es rica en agua. Sin embargo, muchos de sus recursos hídricos están contaminados, particularmente las aguas aledañas a las ciudades. Estas son frecuentemente utilizadas en sistemas de producción agrícola, suponiendo un serio riesgo para la salud humana y de los ecosistemas. Esta región posee entre 261 000 y 327 000 km de ríos contaminados, lo que equivale al 25% de los cursos de agua

(ONU-Medio Ambiente, 2016).

La principal fuente de contaminación son las aguas residuales municipales, relacionado con el alto ritmo de urbanización, la falta de tratamiento de aguas residuales y la ausencia de políticas efectivas sobre el control de la contaminación (BID, 2007). En México, en 20 cuencas hidrográficas (de un total de 218), que albergan al 93% de la población, se genera el 89% de la carga contaminante total.

En Perú, se notificó de 52 cuencas comprometidas por la contaminación a causa del vertido de aguas residuales municipales. La situación es crítica también en El Salvador, donde más del 90% de sus ríos están degradados como resultado del vertido de aguas residuales sin tratar. Se destaca que, el 17% de la población en ALC no tienen sistemas de saneamiento mejorados (OMS-UNICEF, 2015) y un número mucho mayor no está conectado a ninguna planta de tratamiento de aguas residuales.

1.7 Uso de agua residual en el Ecuador

Como se mencionó previamente el Ecuador forma parte de la Cuenca Amazónica, la cual representa una quinta parte de toda el agua fresca que desemboca en los océanos, con una descarga media de 220000m³/s, (OTCA, 2020), sin embargo en las zonas más pobladas ubicadas en la costa pacífica en la provincia de Guayas la disponibilidad de agua alcanza solo 5.200 m³/año, lo que representa una desigualdad, que obliga o bien a mejorar los sistemas de distribución o a hacer uso de aguas residuales en las regiones con severas limitaciones de agua.

El crecimiento demográfico en Ecuador, se estimó en 16% para el periodo 2007-2017, lo cual incrementó la demanda de agua, observándose fallas en el suministro de agua especialmente en los

cantones de Bolívar (53,23%), Esmeraldas (55,79), Orellana (47,90), Sucumbíos (44,63), Santo Domingo (54,95), Napo (52,79) y Los Ríos (53,96). Las fallas en la distribución de agua y el creciente aumento de la población llevaron a hacer uso de las aguas residuales (INEC, 2019).

Aunque la cobertura de saneamiento en Ecuador se ha incrementado considerablemente en los últimos años, solo el 61% de la población total (el 6% de la población urbana y el 23% de la población rural) tenía acceso a sistemas de alcantarillado para recolección de aguas residuales en el año 2012 (OMS-UNICEF JMP, 2015). Si se consideran otros sistemas de recolección in-situ de aguas residuales (por ejemplo, fosas sépticas), la cobertura de saneamiento aumenta al 85% (87% urbano y 81% rural) (OMS-UNICEF, 2015).

La recuperación de costos de los servicios de saneamiento es muy limitada y hay un alto nivel de dependencia en las transferencias financieras de los gobiernos nacionales y locales. Sólo el 8% de las aguas residuales recolectadas recibe algún tipo de tratamiento, debido al acelerado y desordenado crecimiento urbano y a la falta de una política eficaz de control de los contaminadores (Cabrera et al., 2012).

Debido a la contaminación, se estima que más del 70% del agua en las cuencas hidrográficas (localizadas por debajo de los 2 800 msnm) no es apta para consumo humano directo (Cabrera et al., 2012). Se estima que más del 80% de las empresas industriales, agroindustriales, de comercio y servicios no depuran sus aguas residuales y las descargan directamente a las redes de alcantarillado público o directamente a los cauces fluviales (Jurado, 2005).

En las ciudades de Quito y Guayaquil, se han hecho estudios y diseños para sus plantas de tratamiento de aguas residuales, con las cuales los niveles de cobertura de tratamiento en estas dos ciudades llegarían en un futuro a porcentajes mayores al 80 % (Cabrera et al., 2012).

La ciudad de Quito, capital del Ecuador, inauguró la Planta de Tratamiento de aguas residuales de Quitumbe para tratar un caudal aproximado de 100 l/seg, para una población de cerca de 75.000 habitantes de quince barrios del sur de la ciudad. A su vez, Guayaquil, la ciudad más poblada del Ecuador, empezó la construcción de la Planta de Tratamiento de aguas residuales de Las Esclusas, al sur de la ciudad, con un caudal aproximado de 3 m³ /seg, para una población de cerca de 1 millón de habitantes, y acaba de concluir la construcción de un Humedal artificial de flujo vertical para tratar 239 l/seg para una población actual de cerca de 40.000 habitantes. Con estas dos obras de tratamiento, más unos Sistemas efectuados por inversionistas privados, la ciudad alcanzaría a fines del 2022 aproximadamente el 60 % de cobertura en tratamiento (FAO, 2017). Aunque existe una gran cantidad de proyectos y trabajos destinados a la recolección y tratamiento de aguas residuales, no se han encontrado investigaciones nacionales relevantes realizadas sobre reutilización de aguas residuales (FAO, 2017).

Por esto, se hace necesario llevar a cabo estudios, implementar metodologías y otorgar la importancia necesaria a este recurso a fin de disponer de datos fiables y actuales que permitan una planificación eficiente y generar políticas de desarrollo sostenible en el futuro inmediato. Para poder llevar a cabo lo anterior se requiere de la profesionalización de las personas dedicadas al saneamiento enfocado en la sostenibilidad, y no sólo en diseños de alcantarillados y tratamientos de aguas obviando la reutilización de las mismas.

CAPÍTULO

2



Uso de las aguas residuales en la agricultura

INTRODUCCIÓN

En las regiones áridas y semiáridas del mundo, el uso de aguas residuales cobra cada día mayor importancia, dado que el recurso hídrico es cada vez más escaso por lo que cualquier fuente de suministro adquiere relevancia para la sobrevivencia y el desarrollo socioeconómico (Rojas, 2018). Así, en aquellos centros de población que tienen sistemas de drenaje para evacuar sus residuos líquidos, estos se convierten en una importante alternativa para la producción agrícola (Jaramillo y Restrepo, 2020).

Las aguas residuales depuradas constituyen un recurso hídrico importante en las zonas con alta densidad de población, sobre todo si hay escases del elemento. En diversos países del mundo, se evalúa la calidad de las aguas residuales para el riego localizado o los cultivos hidropónicos, empleando los mismos criterios, para las superficiales o subterráneas; es decir, su contenido en sales y en elementos potencialmente fitotóxicos (sodio, cloruro y boro). Además, se debe conocer el contenido en microorganismos patógenos y la concentración de metales pesados, nutrientes y compuestos orgánicos, que no suelen presentar problemas en el riego con agua potable (Robledo et al., 2017; Sánchez y García, 2018)

A nivel mundial, la República Popular China, es el primer país que más agua residual emplea en actividades agrícolas (Smith et al., 2018). En América Latina, México es la nación que irriga más hectáreas con aguas residuales (Lesser *et al.*, 2018), seguido de Argentina y Chile (Iribarnegaray et al., 2018 y Villamar et al., 2018), también existen interesantes experiencias en el Perú (Smyrilli *et al.*, 2018), donde se irriga con aguas residuales no tratadas.

La utilización de aguas residuales tratadas para el riego muestra ventajas y desventajas, ya que puede proveer de recursos de bajo costo, y reducir la cantidad de fertilizante empleado (Tarantino *et al.*, 2017). Sin embargo, su nivel de contaminación depende del origen y tratamiento de estas aguas, ya sea por altas concentraciones de sales, metales pesados, virus y/o bacterias.

Las están centradas en la disponibilidad de agua debida al flujo regular que dispensan los efluentes del tratamiento de aguas residuales; el aporte de nutrientes, que reduce o elimina la fertilización con abonos químicos y disminuye hasta en 50% el costo de producción. Se agrega a esta última, la presencia de oligoelementos, la cual puede mejorar suelos deficientes en Zinc y otros elementos que se corrigen usando esta agua (Hassena *et al.*, 2017).

El tratamiento de las aguas residuales es una medida de protección de los recursos de aquellas que son potable, dado que alivia la presión que ejerce la población sobre los cuerpos de agua superficiales o subterráneos, pudiendo utilizar las residuales tratadas en el riego de ciertos cultivos, en parques y jardines, aplicando normas de calidad decretadas por la autoridad sanitaria.

En este capítulo se describen las necesidades hídricas para uso agrícola, en el marco de la crisis ambiental global que ha incrementado los problemas de sequía, los cuales se pueden mitigar aprovechando las bondades que produce la utilización de las aguas residuales desde el punto de aporte hídrico como de sus nutrientes, considerando siempre los riesgos implícitos por su uso, y el respeto a las normas ambientales.

2.1 Demanda de agua para uso agrícola: problemática global

A nivel mundial la agricultura representa un sector diversificado entre pequeños y grandes productores, estimándose en 40% la

utilización de la tierra en el mundo para estos fines, con el 70% se dedicado a pastizales (Melián, 2019). Sin embargo, esta proporción de tierras resulta insuficiente ante el incremento de la población, lo cual generará un aumento del 15% de la demanda a nivel mundial para el uso con dichos fines (Chen *et al.*, 2016), lo que implica que se deben aumentar los rendimientos de los productos, que permita satisfacer la demanda de alimentos.

Latinoamérica presenta ventajas competitivas para asumir estos retos dado que tiene el 14% de la producción mundial de alimentos y el 23 de las exportaciones de productos agrícolas y pesqueros. Se destacan aquí, países como Brasil, México, Chile, Panamá, Jamaica, Costa Rica y Ecuador (Peguero *et al.*, 2019 y Málaga *et al.*, 2019). El aumento de la demanda prevista a nivel mundial conlleva a interrogantes referentes a la manera en cómo el sector agrícola incrementará la producción, y si lo hará de forma sostenible, dada su importancia como usuario de tierra y agua. En el caso de la región está previsto aumente tanto el uso de tierras para cultivos como para pastizales, con lo que ello implica en la demanda de agua.

Las unidades de tierra destinada a la producción agrícola, representan el 15 % de la superficie del planeta, con la particularidad de que dentro de esta región está la cuenca Amazónica, donde cae el 30% de la lluvia de todo el planeta, y se almacena el 33 del agua dulce del mundo (Lathuillière *et al.*, 2018). De las tierras agrícolas, el 9,5 % son aptas para cultivos y el 28,5 para pasturas, actividad muy importante en la economía regional. En países como Ecuador, la agricultura constituye más del 10% del PIB total, y emplea más del 30 de la población económicamente activa (Martínez, 2016).

Apesar de la riqueza hídrica que posee América Latina, la distribución de agua es desigual, estimándose que el 90 % la agricultura es de secano. Sin embargo, el crecimiento demográfico y la urbanización

aumentan el uso del agua disponible para riego, situación que puede acrecentarse dado el efecto del cambio climático en la disminución de la pluviosidad en la región, lo cual representa un problema si se considera que la agricultura constituye el 68% de las extracciones de agua dulce (Yáñez, 2016 y Rincón *et al.*, 2017).

El agua es esencial para la producción agrícola, y la disponibilidad de este elemento en su estado dulce cada vez es menor. Esto constituye un reto para el logro del desarrollo sostenible, se estima que el calentamiento global y el avance de la desertificación conducirán a que el 66 % de la población mundial vivan en países con estrés hídrico (Tsesmelis *et al.*, 2019). Si bien la agricultura es una actividad económica vital debido a la necesidad de producción de alimentos, esta extrae cerca del 70% de las aguas dulces, llegando al 95 en diferentes países en desarrollo, porcentaje aún mayor si se considera la evapotranspiración de los cultivos, lo que implica, que su uso racional es de vital importancia.

Rojas (2018) notificó la urgencia de desarrollar iniciativas para maximizar el ahorro de las fuentes de agua de calidad, entre esas alternativas esta la reutilización de aguas residuales en la agricultura, aprovechando el aporte del recurso hídrico, y los nutrientes que contienen. Esto mejoran la fertilidad del suelo, garantizando los requerimientos necesarios para de los cultivos, sin embargo, deben diseñarse protocolos para el uso seguro de la misma.

Esta práctica resulta importante en el futuro inmediato, dado que las proyecciones indican que la competencia por el uso de recursos hídricos en el futuro será mayor, creando graves conflictos, los cuales son potenciados por el crecimiento demográfico y económico, que implica cambios en las asignaciones y consumo de agua de los distintos sectores (Ibarra, 2017 y Peña *et al.*, 2017).

Portanto, resulta imprescindible reflexionar sobre la gestión y uso del

agua en general, especialmente en el sector agrícola en particular, dado que el aumento poblacional obliga a garantizar la demanda de alimentos sobre todo en las regiones más pobres, por lo que se debe mejorar la calidad del agua y promover su reutilización sin riesgos, de acuerdo a los parámetros de calidad definidos por la organización mundial de la salud. Aunque en gran cantidad de países, esta práctica no se realiza (Figura 1).



Fuente: Ahlenius (2008)

Figura 1. Tratamientos de aguas residuales a nivel mundial

2.2 Uso de aguas residuales en la agricultura

Ante el panorama de escasez de fuentes hídricas a nivel mundial, y que afecta directamente a la agricultura, las aguas residuales, son una opción viable, las cuales con una adecuada gestión pueden ser empleadas en los cultivos y cubrir sus necesidades, sin causar daños ambientales (Voulvoulis, 2018). La reutilización de estos recursos para riego tiene más éxito y aceptación en las cercanías de los centros urbanos más poblados (Sharawat et al., 2019). Sin

embargo, su uso puede hacerse en zonas rurales, contribuyendo a mitigar los problemas de escasez (Hussain et al., 2019).

Las aguas residuales además de suplir las necesidades hídricas de los cultivos, su alto contenido de materia orgánica aporta nutrientes, especialmente N y P (Dotaniya et al., 2016). Para que el uso de estas no cause problemas de salinización y contaminación química o biológica al suelo, se debe prestar atención a sus características físico-químicas y bacteriológicas. Estas se deben evaluar periódicamente previa utilización, con el fin de que cumplan con los estándares normativos vigentes de cada país y las normas internacionales (Cuadro 1).

Destacar que la mala calidad del elemento puede afectar los suelos, y causar problemas de salud en los consumidores de los productos agrícolas, dado entre otros aspectos por la presencia de parásitos y microorganismos, de ahí la importancia de seguir atentamente lo establecido por la Organización Mundial de la Salud, para poder emplear aguas residuales como riego (Elgallal et al., 2016 y Kamran et al., 2019).

Cuadro 1. Recomendación de la OMS para reutilización de las aguas residuales en riego agrícola

Indicadores microbiológicos	Hortalizas y frutas crudas	Cereales y cultivos para conservas
Nemátodos intestinales (media aritmética huevos/L).	< 1	< 1
Coliformes fecales (media geométrica/100 mL).	< 1 000	
Tratamiento orientativo.	Estanques de estabilización o equivalente.	Estanques de estabilización 1 o equivalente.
Grupo expuesto.	Trabajador, consumidor.	Trabajador

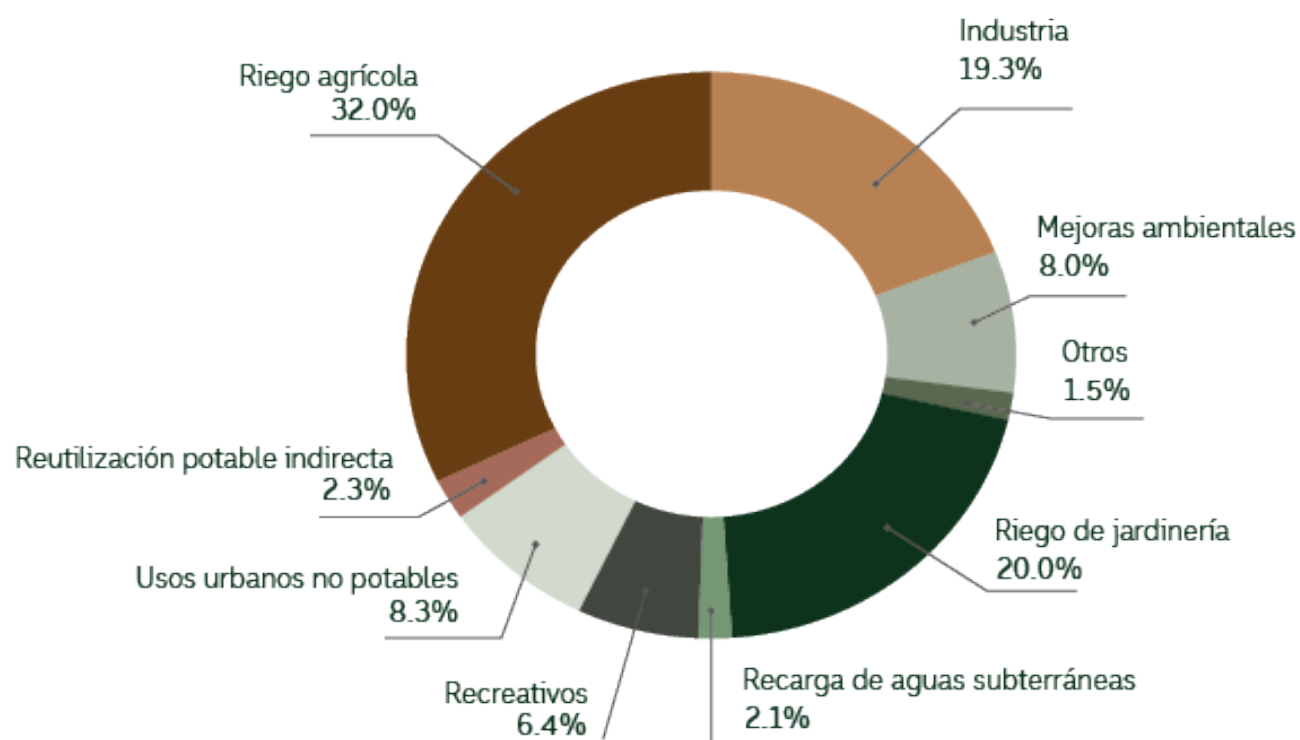
Cuatro a seis estanques de estabilización con tiempo mínimo de retención de 20 d a temperatura > 20°C.

Fuente: (Veliz et al., 2009)

A pesar de los riesgos ambientales, la reutilización de aguas residuales, presenta una serie de beneficios, entre los cuales hay que destacar el aumento de la disponibilidad de este elemento para el consumo, mitigando los efectos de la sequía prolongada (Tran *et al.*, 2017); incrementar el rendimiento de cultivos y la retención de humedad de agua en suelo por la acción de los componentes orgánicos en la micela coloidal (Loy *et al.*, 2018 y Caniani *et al.*, 2019). Además, acrecienta la actividad microbiana (Mkhinini et al., 2017), lo cual favorece la mineralización de la materia orgánica e incremento de la disponibilidad de nutrientes (Fagier *et al.*, 2016).

En el mundo el mayor porcentaje de reutilización de las aguas residuales lo presenta la agricultura, seguido del riego de jardinería y la industria (Figura 2). Esto, aunque implique tratamiento para este elemento, se revierte en descontaminación del medio y salud para el ser humano y los animales.

La recarga de acuíferos, como ya se mencionó, es un mecanismo muy empleado de reutilización de aguas residuales en la agricultura (Yuan *et al.*, 2017) mediante la infiltración de estas, lo cual representa el 2,1 % de las misma (Figura 2). Estas se emplean en el riego de cultivos, estimándose que entre el 10%-15% de la población mundial consume alimentos regados, y que la extensión de tierras de cultivo en las zonas periurbanas se eleva aproximadamente a 36 millones de hectáreas (Mendoza *et al.*, 2019).



Fuente: Ashraf et al. (2018)

Figura 2. Distribución del uso de aguas residuales a nivel mundial

Por otra parte, el uso de las aguas residuales municipales para riego, es una práctica habitual en países del Oriente Medio, África Septentrional, Australia y el Mediterráneo (Bougnom et al., 2019 y Daverey et al., 2019), así como también en China y los Estados Unidos (Sun et al., 2016 y Seiple et al., 2017). Esta práctica ha tenido más éxito en zonas urbanas y periurbanas, donde hay una gran disponibilidad de aguas residuales, por lo general, sin costo alguno, y con mayor demanda de productos agrícolas.

Lo ideal es emplear aguas residuales tratadas para fines agrícolas, así se reduce el consumo de agua dulce. Sin embargo, el no tratarlas puede traer consecuencias no sólo de tipo sanitario, sino que puede dañar la estructura del suelo y causar la contaminación de este por metales pesados, así como su salinización (Portocarrero et al., 2018).

Por eso, previo al uso de aguas residuales se deben considerar las características del suelo y climáticas, así como los requerimientos hídricos de los cultivos, con el propósito de establecer las tasas de aplicación de estas (Melián, 2018).

2.3 Ventajas

Las aguas residuales de origen urbano parcialmente tratadas (para riego) y totalmente descontaminadas para su consumo, puede ayudar a mejorar en gran medida el manejo de los recursos hídricos y a reducir los impactos negativos en la salud y el medio ambiente. La reutilización de estas proporciona la posibilidad del establecimiento de sistemas productivos en las periferias de las ciudades y localidades, reduciendo los costos de desplazamiento al estar estos sistemas ubicados en las cercanías de los centros destinados al consumo de los bienes que se producen (Manjunatha et al., 2019).

Otras de las ventajas de las aguas residuales es el aporte de materia orgánica y nutrientes, en este caso, las normativas legales deben establecer los niveles de nutrientes que pueden ser vertidos en cuerpos receptores evitando así en muchos casos tratamientos terciarios costosos para la reducción de los niveles, y evitar que su derramado en cuerpos de agua lleven a procesos de eutrofización, afectando la flora y fauna acuática, y en casos más extremos causando intoxicación de la población (Ramos et al., 2019).

Aporte de materias orgánicas y nutrientes

El contenido de nutrientes en las aguas residuales particularmente de nitrógeno, fósforo, potasio y algunos microelementos, está asociado a los altos niveles de materia orgánica que estas contienen (Carrillo et al., 2020). Esto incrementarán el rendimiento de los

cultivos a través de la mejora de la calidad de los suelos cultivados, permitiendo reducir el uso de fertilizantes químicos (Ramos et al., 2019). No obstante, el uso prologando de aguas residuales puede conducir a desbalances nutricionales e incluso a la salinización de la tierra (Jaramillo y Restrepo, 2017).

Lo anterior se refleja en el Cuadro (2), donde se resumen los contenidos de las aguas residuales, que, de no ser tratados de forma eficiente, luego de lograr resultados beneficiosos en las plantas. Pueden ser perjudiciales, para estas, el hombre y los animales.

Cuadro 2. Principales contaminantes de las aguas residuales

Contaminante	Parámetros representativos principales	Fuente				Posibles efectos del contaminante
		Aguas residuales		Escorrentía		
		Doméstica	Industriales	Urbana	Agrícola y de pastores	
Sólidos suspendidos	Total de sólidos suspendidos	xxx	← →	xx	x	• Problemas estéticos • Depósitos de lodos • Adsorción del contaminante • Protección de patógenos
Materia orgánica biodegradable	Demanda bioquímica de oxígeno	xxx	← →	xx	x	• Consumo de oxígeno • Muerte de peces • Condiciones sépticas
Nutrientes	Nitrógeno, fósforo	xxx	← →	xx	x	• Crecimiento excesivo de algas • Toxicidad para los peces (amoniaco) • Enfermedades en recién nacidos (nitrato) • Contaminación del agua subterránea
Patógenos	Coliformes	xxx	← →	xx	x	• Enfermedades transmitidas por el agua
Materia orgánica no biodegradable	Pesticidas, algunos detergentes, otros	x	← →	x	xx	• Toxicidad (varios) • Espuma (detergentes) • Reducción de la transferencia de oxígeno (detergentes) • No biodegradabilidad • Mal olor (es decir, fenoles)

Metales	Elementos específicos / As. Cd. Cr. Cu. Hg. Ni. Pb. Zn, etc.)	x	← →	x		• Toxicidad (varios) • Inhibición del tratamiento biológico de lodos residuales • Problemas con el uso agrícola de lodos • Contaminación de las aguas subterráneas
Sólidos inorgánicos disueltos	Total de sólidos disueltos, conductividad	x	← →		x	• Salinidad excesiva - daño a las plantaciones (riego) • Toxicidad para las plantas (algunos iones) • Problemas con la permeabilidad del suelo (sodio)

Fuente: ONU (2015)

La materia orgánica en los suelos de cultivo tiene un papel relevante ya que la descomposición de la misma permite controlar la disponibilidad de nutrientes, modificando las características físico-químicas del suelo y por ende su fertilidad. Así, la retención de humedad, la capacidad de intercambio catiónico, y forma complejos que impiden la translocación de elementos químicos, algunos peligrosos como los metales pesados. Además, puede limitar la absorción de nutrientes esenciales para la planta (Mulidzi et al., 2019)

El aporte de materia orgánica mediante la aplicación de aguas residuales hace que se incremente la actividad biológica en términos de biomasa microbiana y población de hongos y bacterias, muchos de estos organismos facilitan la mineralización de esta materia, y con ello la liberación de nutrientes (Roohi et al., 2106). Sin embargo, los valores y calidad del carbono orgánico en el suelo, dependerán de los volúmenes y características del agua residual aplicada, pudiendo afectar la velocidad con que se descompone la materia orgánica, en especial en zonas tropicales (Moretti et al., 2017).

En relación a los nutrientes es necesario, suministrar los requeridos, evitando los excesos, y así el desbalance de estos. En general se

estima que todo el nitrógeno y gran parte del fósforo requerido en condiciones normales por los cultivos, pueden ser proporcionados por efluentes resultantes de un sistema secundarios (Mazahrih et al., 2018 y Malila et al., 2019).

El uso de aguas residuales con fines de fertilización también dependerá del tipo de cultivo y las características edafoclimáticas de la zona especialmente la textura y pH del suelo, dado que suelos arenosos favorecen la lixiviación de este elemento, conllevando a una menor eficiencia en su aplicación y llevando a contaminación de acuíferos. Los requerimientos mínimos para el uso correcto y seguro de estas aguas en la agricultura están establecidos en las normas y legislaciones, y organismos como la OMS (variables microbiológicas), la FAO (calidad físico-química) y la EPA (clasificación del reúso de acuerdo a calidad de agua), quienes han publicado guías e informes que buscan garantizar un uso seguro de las mismas (Aharonov et al., 2018).

2.4 Desventajas

A pesar de las bondades producto de la utilización de las aguas residuales, su empleo continuo representa un riesgo potencial para la salud y el ambiente, ya que sin tratamiento previo y las medidas de evaluación y monitoreo periódico, pueden causar: contaminación de suelos, acuíferos y efectos sobre la biota (Chowdhary et al., 2018). Los problemas más graves es la presencia de patógenos, que pueden causar enfermedades potencialmente letales al humano. Destacar que el tratamiento terciario que en ocasiones se requiere en función de la composición del agua cruda, requiere altos costos de inversión en comparación a los procesos de depuración convencionales, lo que puede conllevar a que el uso de las aguas residuales en sistemas agrícolas sea factible, en el caso de requerir sistemas de depuración muy rigurosos (Rashid et al., 2018).

La actividad económica que más consume agua a nivel global es la agricultura, por eso es importante aprovechar las que son residuales tanto para la suplencia de las demandas de los cultivos, como por su potencial de fertilizante, siempre bajo las premisas de considerar las exigencias hídricas del cultivo y las condiciones edafoclimáticas de la zona. Respetando las normativas vigentes, para minimizar el impacto ambiental, como afectaciones en la estructura, composición química del suelo, salinización, eutrofización de los cuerpos de agua (Valiela et al., 2016), así como los riesgos sanitarios (Singh et al., 2016).

Los riesgos sanitarios asociados a la reutilización de aguas residuales en la agricultura pueden presentarse por la contaminación de hortalizas y frutos, los cuales al ser consumidos por la población, pueden llevar a la transmisión de patógenos que son causante de diferentes enfermedades, incluso algunas letales (Adegoke et al., 2018 y Daley et al., 2018), así como la contaminación con hidrocarburos, metales pesados o agroquímicos, así como biológicos (Sharma y Malaviya, 2016; Picó et al., 2019), que pueden estar presentes en estas aguas (Cuadro 3).

Los tipos de riesgo que se aprecian en el cuadro anterior, como por ejemplo los biológicos, pueden provocar diferentes afectaciones a la salud. Los agentes patógenos implicados en la transmisión hídrica de enfermedades como las bacterias, virus, protozoos, helmintos y cianobacterias, pueden causar enfermedades con diferentes niveles de gravedad, desde una gastroenteritis simple hasta cuadros graves de diarrea, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea. Estos agentes patógenos también se pueden transmitir por el agua, pero también a través de alimentos, de persona a persona debido a malos hábitos higiénicos, de animales al hombre, entre otras rutas (Arcos et al., 2005).

Cuadro 3. Riesgos químicos y biológicos asociados al uso de aguas residuales

Tipo de Riesgo		Patógeno	Grado de riesgo
Biológico	Bacteria ¹	E. Coli, Vibrio chorelae, Salmonella spp., Shigella spp.	Bajo-alto
	Helmintos ¹ (gusanos parasitarios)	Ascaris, anquilostomas, Tenia spp.	Bajo-alto
	Protozoos ¹	Giardia Intestinalis, Cryptospridium, Entamoeba spp.	Bajo-medio
	Virus ¹	Hepatitis A y E, Adenovirus, Rotavirus, Norovirus	Bajo-alto
	Patógenos transmitidos por vectores ¹	Filaria spp, virus encefalitis japonesa, Plasmodium spp	Bajo-alto
Químico	Sustancias de interés sanitario		
	Metales Pesados ²	Arsénico, Cadmio, Plomo, Mercurio	Bajo
	Hidrocarburos ² (halogenados)	Dioxinas, Furanos, PCBs	Bajo
	Pesticidas ¹	Aldrin, DDT	Bajo

Fuente: OMS (2006) y Mateo-Sagasta et al. (2017)

Desde el punto de vista químico uno de los problemas del suelo, más frecuente es la salinización como producto de acumulación elevada de cloruro, sulfatos y bicarbonatos, que aumentan la conductividad eléctrica, afectando a la mayoría de los cultivos que son sensibles a alto contenido de estos químicos. Este problema se observó en plantaciones de caña, regadas por tiempo prolongado con vinaza (Sotomayor et al., 2018).

La salinización conlleva consigo un deterioro de la calidad de los suelos, limitando el desarrollo de plantas y rendimiento de los cultivos, afectando a la estructura microbiana y en algunos casos causando la sodificación de este, con consecuencia negativas en su estructura, y problemas de infiltración, movimiento de agua, escurrimiento y erosión (Wu et al., 2016).

En los cultivos la salinización produce problemas en la absorción de nutrientes debido al antagonismo iónico (elevada presencia de un elemento que imposibilita la absorción de otro), lo que altera el metabolismo de la planta, además se producen modificaciones en el pH, alterando la disponibilidad de nutrientes y por ende el desarrollo del cultivo (Sen y Mandal, 2016; Kotzamani *et al.*, 2020). Así mismo, el uso prolongado de aguas residuales para el riego trae problemas de desbalance nutricional, lo que impide la absorción de otros elementos, caso del riego con vinaza (Obregón, 2016) el cual ocasiona una acumulación desmedida de K en el suelo, en detrimento de otros nutrientes.

En términos ambientales uno de los problemas reportados con mayor frecuencia por el uso de aguas residuales es la eutrofización, el cual es producto de la acumulación excesiva de nutrientes como nitratos y fosfatos en las aguas, afectando la calidad de estas, llevando a desequilibrios conducentes al desarrollo anormal de macro y micro algas, que, en su proceso de degradación, consumen gran cantidad de oxígeno.

Esto puede llevar al incremento de bacterias en condiciones anóxicas productoras de toxinas letales, que, aunado al hecho de las limitaciones de disponibilidad de oxígeno, afectan la biota y la biodiversidad. Estos procesos se notificaron en cuerpos de agua como la Laguna de Yaguarcocha en Ecuador (Reasco *et al.*, 2019), donde el vertido de residuos de la actividad agrícola de la cordillera andina contamina la zona (Figura 3).

Otros de los problemas asociados al uso de aguas residuales, es la contaminación por metales lo cual tiene serie implicaciones en la salud pública, cuyas consecuencias dependen del tipo de metal, tiempo de exposición y la bioacumulación de éstos. La posible presencia de metales pesados en los productos cultivados

y consumidos por la población, especialmente frutas y hortalizas, así como la ingesta de pastos y forrajes por parte de ganado cuyos productos son destinados para el consumo humano, influyen sobre las concentraciones de metales pesados tales como Hg, As, Cd, Cr, Fe y Pb los cuales, a largo plazo, pueden causar problemas hepáticos, renales, oncológicos y neurológicos, y ocasionar la muerte (Bravo *et al.*, 2016 y Mejía *et al.*, 2020).



Fuente: Moreta (2008)

Figura 3. Eutrofización Laguna de Yaguarcocha, provincia de Imbabura, Ecuador

El uso de aguas residuales en la agricultura es una alternativa viable para mitigar los efectos del cambio climático y la desertificación, los cuales acentúan los problemas de sequía, así como el mejoramiento de la fertilidad del suelo, no obstante, las desventajas que éstas representan debido a su toxicidad por metales pesados, los riesgos de salinización, deterioro estructural del suelo, desbalance nutricional, y los peligros de eutrofización, hacen necesario un continuo monitoreo y control de calidad de las aguas residuales a ser empleadas con fines agrícolas. Esto evitaría contaminación de la zona, región o país y un uso sostenible del preciado elemento.

CAPÍTULO

3



Problemática ambiental de suelos y aguas por el uso inadecuado

INTRODUCCIÓN

Las actividades antrópicas, generan una serie de sustancias químicas muchas de ellas tóxicas para los seres humanos, están los metales pesados y agroquímicos, cuya exposición a largo plazo causa problemas de salud (Reyes et al., 2016 y Polanco et al., 2019). Una de las fuentes de contaminación del ambiente son las aguas residuales, especialmente aquellas que no han recibido un tratamiento previo. Dado que estas provienen algunas de zonas urbanas, residenciales y agrícolas, poseen residuos de metales pesados restos de detergentes, que aumentan notablemente los niveles de P (Tejada, et al., 2015 y Legarda et al., 2017); así como residuos de fertilizantes nitrogenados, fosforados y agroquímicos. Todos estos factores de no ser controlados conllevan a la contaminación de aguas y suelos (Villalobos et al., 2017).

El mundo actual crece aceleradamente y así lo señalan todos los indicadores demográficos (Gil y Vílchez, 2020). Este aumento de la población incrementará la demanda de alimentos, lo que requerirá de una mayor cantidad de insumos, particularmente el agua, paralelamente a este crecimiento demográfico, la desertificación, el calentamiento y el cambio climático; así como la degradación de cuencas hidrográficas han llevado a la disminución de las fuentes de agua para riego y consumo humano, por lo cual se deben buscar alternativas para el suministro de agua (Peinado, 2018).

Entre las alternativas desarrolladas está el uso de las aguas residuales, dado que además de suplir las demandas hídricas, desde el punto de vista agrícola, tiene el potencial de fertilización del suelo. Sin embargo, ante los riesgos de contaminación química deben llevarse a cabo buenas prácticas agrícolas (BPA) para el uso de aguas residuales entre las cuales se tienen caracterización química del elemento, tratamiento de descontaminación de las

mismas y monitoreo de los cambios en la calidad del suelo y del líquido, garantizando el uso seguro de la mismas (Koutsos et al., 2018).

El monitoreo de la calidad de las aguas residuales, está justificado, debido a que el contenido de elementos traza en estas suele ser más elevado que en las normales, muchas veces superando los valores máximos permitidos, concentraciones excesivas de diferentes elementos como el boro, cobre, hierro y zinc, pueden presentar problemas de toxicidad para las plantas (Ortiz et al., 2018).

En este sentido, otros elementos traza como el cadmio, plomo, níquel y arsénico pueden ser tóxicos para las personas y animales (Qureshi et al., 2016), es por ello, que en países como USA se han establecidas recomendaciones relacionadas al contenidos máximos de elementos traza en las aguas de riego, las cuales varían según se considere un riego permanente para cualquier tipo de suelo, siendo el riesgo máximo de aplicación de riego de 20 años en suelos de textura fina (francos y arcillosos) y con un pH entre 6-8,5 (Kebonye et al., 2017), por lo que el uso constante de aguas residuales por periodos mayores al anteriormente mencionado puede potenciar los riesgos de contaminación, en especial en este tipo de suelos.

Por otro lado, la Unión Europea (UE), ha regulado los aportes máximos de metales cuando se añaden lodos de depuradora a los suelos, los cuales pueden ser usado como valores de referencia para estimar el riesgo de contaminación de los suelos agrícolas por metales pesados cuando se riega con aguas residuales (Cere et al., 2019). En general, los aportes de metales con el agua de riego no suelen ser preocupantes, excepto en los casos en que estas aguas recojan los efluentes de industrias con altos contenidos de estos metales. No obstante, en muchos países sobre todo subdesarrollados donde la alta densidad de población obliga al uso

de aguas residuales, no se cumplen con los parámetros de calidad mínimo, esto repercute en mayor contaminación, en especial en países como India, Pakistán, México y Brasil (Rana y Suresh, 2017; Rehman *et al.*, 2019, Pérez *et al.*, 2018 y Bernárdez *et al.*, 2020).

Aunque diferentes gobiernos establecen medidas para la no contaminación de las aguas, el mal manejo, los desechos que se vierten producto de la acción del hombre, provocan cambios en este elemento que lo hacen no apto para el consumo humano y animal, así como para otras actividades. Conocer las diferentes causas de lo antes abordado es de gran importancia para lograr un ambiente más favorable para la vida en el planeta.

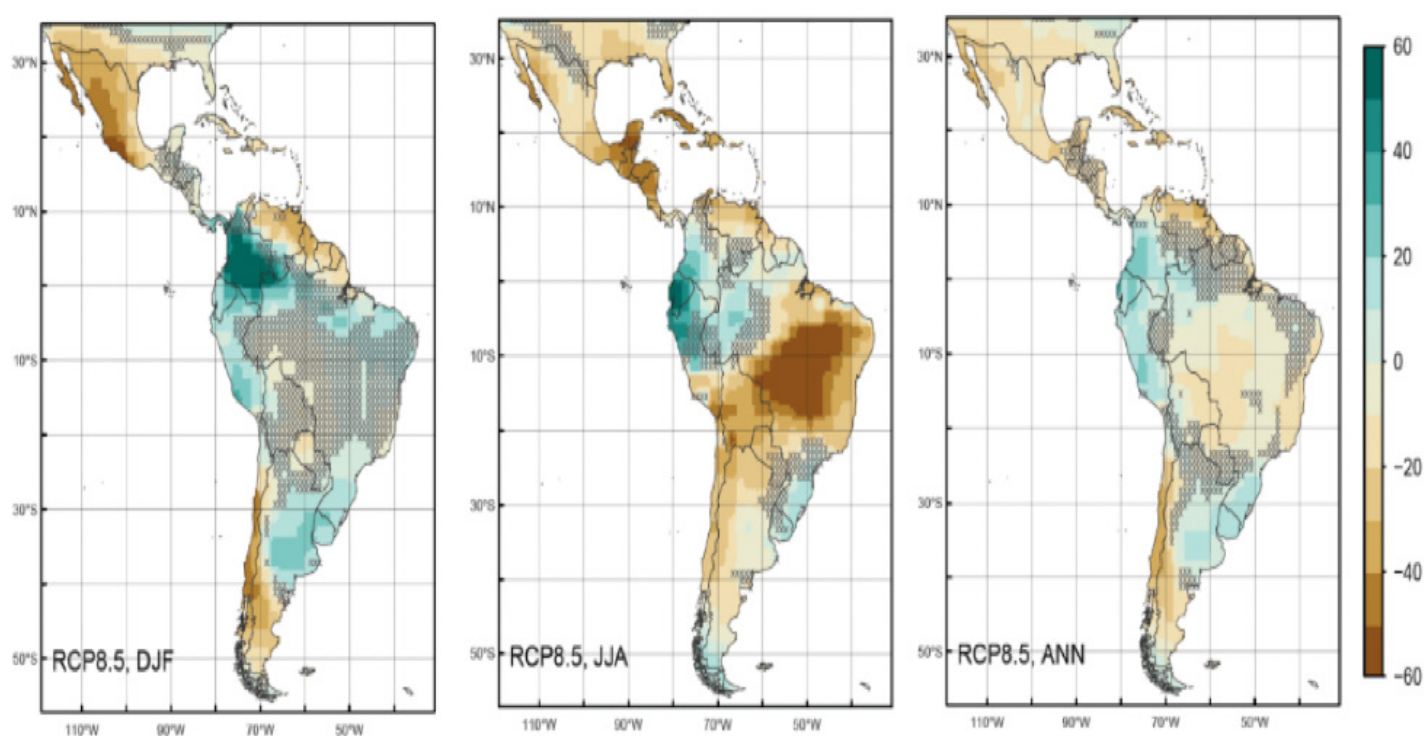
3.1. Problemática ambiental de suelos y aguas por el uso inadecuado de aguas residuales

La reutilización de aguas residuales conlleva consigo beneficios. Sin embargo, si la gestión de las mismas no se hace de manera adecuada, puede convertirse en un problema medioambiental con efectos para la biodiversidad, la calidad de los suelos y el agua, los cuales a largo plazo provocarían la eutrofización del cuerpo de agua, toxicidad por la acumulación de metales pesados y salinización del suelo (Silva *et al.*, 2016). Esto traería consigo afectaciones para la salud pública (Preisner *et al.*, 2020).

El crecimiento demográfico, cada vez más pronunciado de las urbes, con el incremento energético que ello supone, así como una mayor demanda de agua potable, y riego de los cultivos, (Hidalgo, 2017), conlleva un mayor uso de aguas residuales, impulsadas por el contexto de degradación ambiental y el cambio climático. Esto ocasiona una disminución en la disponibilidad de agua, producto del deterioro de las cuencas hidrográficas y el cambio en los patrones de precipitación (Amblar *et al.*, 2016). Los escenarios predicen que

en Sudamérica la mayor reserva de agua en el planeta, exista una reducción entre 20 y 40 % de precipitación a finales del siglo XXI (Figura 1) (Reyer *et al.*, 2017).

Los cambios en los patrones de precipitación llevarán a una condición de estrés hídrico, cuyo efecto se verá reflejado en la disponibilidad de agua en el área radicular para el desarrollo de los cultivos, y en el agua disponible en los acuíferos, la cual es usada para el consumo humano y el abastecimiento de los embalses (figura 2).

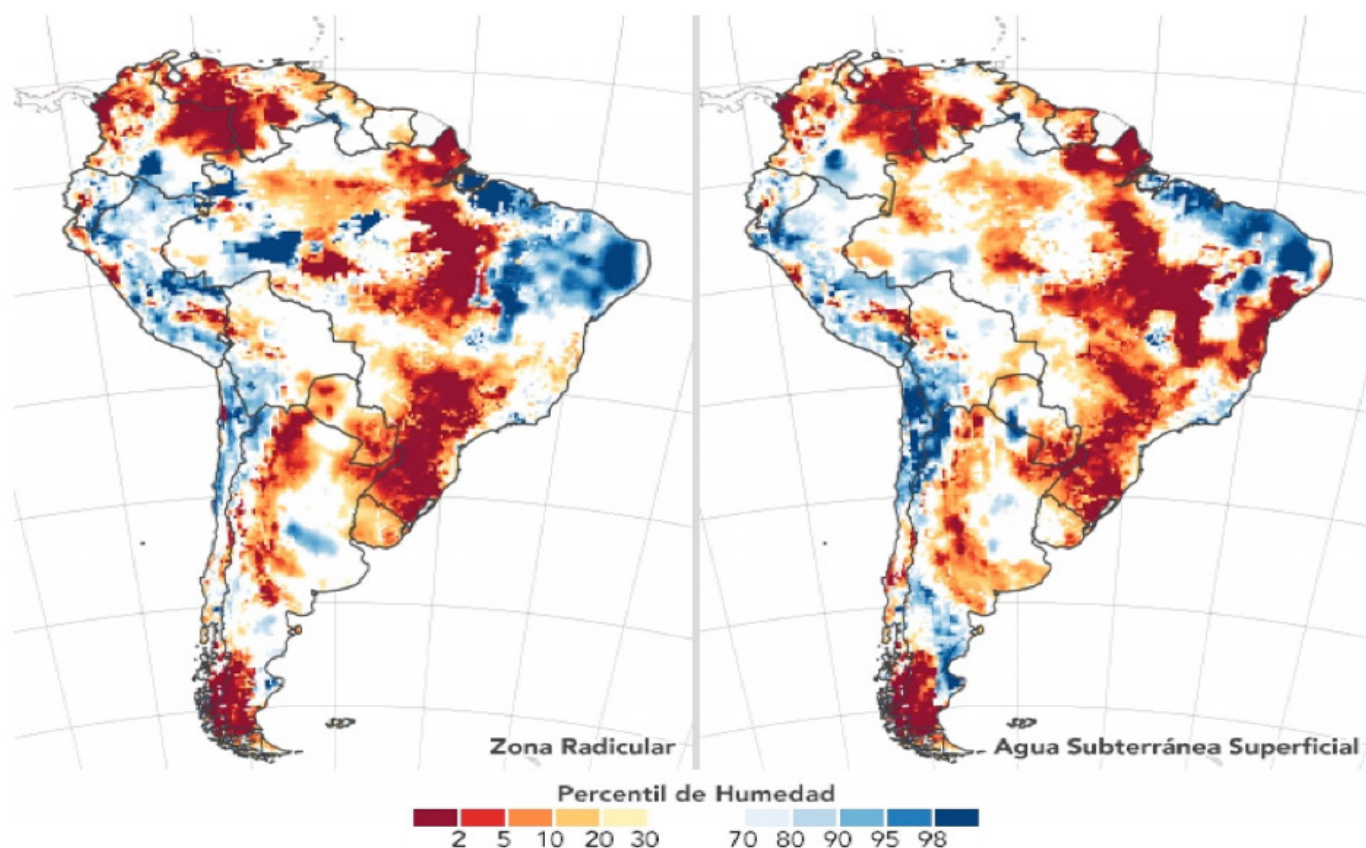


Fuente: Reyher et al. (2017)

Figura 1. Promedio de las precipitaciones de verano (DJF, izquierda), de invierno (JJA, centro) y anuales (derecha) para América Latina y el Caribe para 2071-2099 en relación con 1951-1980

El uso de agua residuales, tiene impactos ambientales especialmente en áreas que fueron objeto de transformaciones importantes dada la concentración de población, que al satisfacer

sus requerimientos en continuo crecimiento, se descuida el tratamiento y gestión de las aguas residuales generadas (González *et al.*, 2019), llevando a problemas de contaminación, con el agravante de los riesgos sobre la salud de la población (Lucas y Carreño, 2018).



Fuente: NASA (2020)

Figura 2. Sequía en Sudamérica y su efecto en el agua disponible para el riego y abastecimiento urbano

Es un hecho que la descarga de efluentes de manera directa en los suelos o el riego de cultivos con aguas residuales contaminadas, afecta grandes áreas de suelo y aguas subterráneas, aquejando los niveles productivos de los cultivos y a la salud humana. (Saha *et al.*, 2017), dado este riesgo potencial por el uso prolongado de dichas aguas obligatorio el tratamiento, físico, químico y biológico de las mismas, para minimizar los peligros antes mencionados (Seco *et al.*, 2018).

El tratamiento inadecuado o la falta de este de las aguas residuales, afectan de manera directa la calidad de los cuerpos de este elemento donde son vertidas, con los consecuentes efectos sobre la fauna y flora, además de degradar los suelos en los cuales son utilizadas por largo plazo, tal como se reportó en Brasil, Colombia y Venezuela, (Bazúa *et al.*, 2019).

La contaminación al medio por el uso inadecuado de las aguas residuales, incorporando agentes físicos, químicos o biológicos en concentraciones superiores a las tolerables en las normas internacionales, además de causar daño a la biota y microbiota que forman parte de los agroecosistemas, lleva a la reducción de las fuentes de agua y suelos de calidad, los cuales son requeridos para satisfacer la creciente demanda de alimentos para satisfacer las necesidades de una población en aumento (Smeti *et al.*, 2019).

3.2. Contaminación de aguas

El uso de aguas residuales realizado de manera impropia produce efectos negativos por la contaminación de las aguas subterráneas o de las superficiales. Se estima que al año más de 1000 millones de toneladas de aguas residuales son vertidas a ríos, lagos, mares y océanos (Figura 3) (Álvarez *et al.*, 2017), cuya incidencia es mayor en países industrializados, en el cual se concentran las grandes urbes superpobladas y con explotación intensiva de la agricultura. Sin embargo, en los países en vías de desarrollo y con alta densidad poblacional, este problema tiende a agravarse, debido a que las políticas ambientales son menos rigurosas y los programas de tratamiento menos frecuente, debido al costo que representa para los estados (Kjellén, 2018).



Fuente: ONU (2017)

Figura 3. Vertimiento de aguas residuales

Por otra parte, las aguas residuales luego de beneficiar, pueden contaminar las subterráneas, si éstas no cumplen con los requisitos mínimos de calidad, los procesos de lixiviación especialmente en suelos de tipo arenoso, pueden ocasionar la contaminación de las aguas subterráneas por agroquímicos, nutrientes y patógenos (Báez *et al.*, 2018), los riesgos de que ocurra dicha contaminación, dependerán de factores como: intensidad de uso de aguas residuales, características químicas y microbiológicas, profundidad de la capa freática, así como estructura y textura del suelo (Govil y Krishna, 2018).

Con relación a los cuerpos de aguas superficiales, se afectan por el vertido directo de aguas residuales provenientes de las zonas urbanas, industriales o agrícolas (Schellenberg *et al.*, 2020), particularmente cuando las aguas residuales no han sido convenientemente tratadas, este tipo de vertido se caracteriza por contener un exceso de nutrientes, especialmente fosfatos y compuestos nitrogenados. Esto puede incrementar los riesgos de eutrofización, creando

desequilibrios en la flora y fauna, disminuyendo la biodiversidad y afectando el medio ambiente en general. La contaminación de las aguas sea subterráneas o superficiales alteraran sus condiciones químicas, físicas y microbiológicas, causando la pérdida de su calidad, disminuyendo así las fuentes disponibles para su aprovechamiento (Powley et al., 2016)

3.2.1 Eutrofización de aguas

El primer problema ambiental que se abordará en este capítulo es la eutrofización de las aguas, el cual es ocasionado por procesos naturales o artificiales que adicionan nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo, a las aguas, lo que conlleva a un crecimiento excesivo de las algas lo que crea condiciones de hipoxia, que disminuyen la cantidad de oxígeno disponible afectando el desarrollo de la ictiofauna del ambiente acuático, afectado por el proceso de eutrofización (Gao *et al.*, 2017).

La eutrofización de las aguas como consecuencia de la contaminación por excesos en los aportes de nutrientes compuestos de nitrógeno y fósforo, ya sea de manera inorgánica u orgánica, está estrechamente vinculada al vertido de aguas residuales producto de las actividades humanas. Los reportes notifican que la contaminación de las aguas es mayor en las cuencas fluviales en donde hay mayor densidad de población y donde la actividad antrópica es mayor (Bhagat *et al.*, 2020).

El vertido de aguas residuales tratadas inadecuadamente, con abundante fósforo, deriva en la ruptura del equilibrio natural, que ocasiona un crecimiento poblacional desmedido de especies de algas microscópicas (Gardner *et al.*, 2017). Esto impide que la luz solar penetre, afectando el proceso de fotosíntesis de las plantas sumergidas, actuando como elemento restrictivo de la producción

primaria, y causando déficit en el oxígeno disponible (He *et al.*, 2016).

La descomposición bacteriana de las algas y otros organismos además conllevan a la aparición de olores nauseabundos debido al agotamiento del oxígeno. Además, la toxicidad de las bacterias que se desarrollan en condiciones anóxicas pueden afectar las aves y mamíferos que consumen las algas presentes en el cuerpo de agua (Sharma y Bhattacharya, 2017).

Dado el aumento de los problemas de eutrofización, los ecosistemas acuáticos, como: ríos, lagos y humedales, son objetos de estudios, ya que se estima que desde 1970 el 30% de estos ecosistemas han desaparecido, y las especies de animales que en ellos habitan se redujeron en 83, hecho que se evidencia en Europa, donde el 33 % de las especies de los ecosistemas acuáticos están en peligro de extinción (Gozlan *et al.*, 2019).

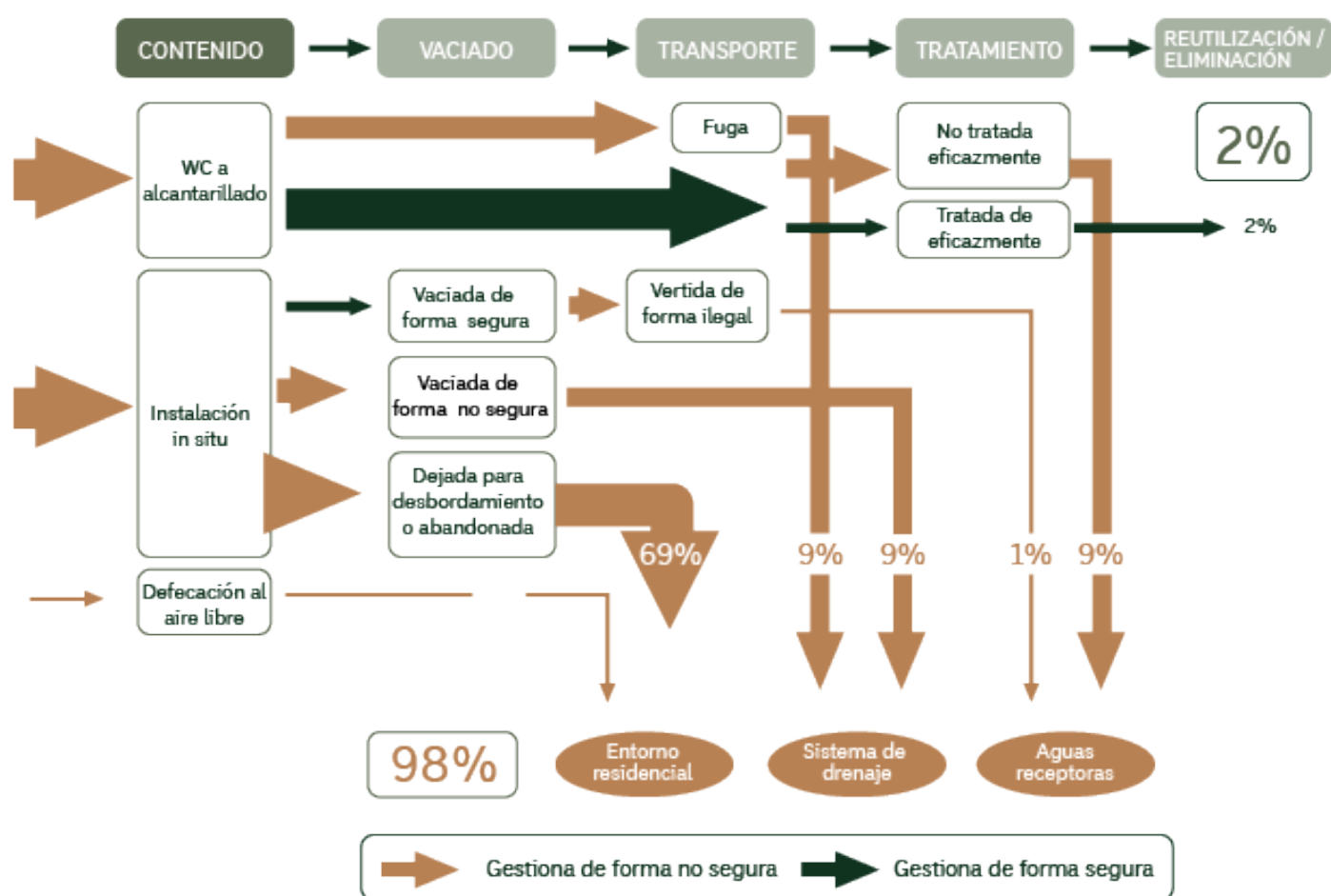
3.2.2. Indicadores de calidad del agua

Para evaluar la calidad de agua, se deben seleccionar parámetros que permitan detectar los cambios en este preciado elemento. La calidad se define en términos de las concentraciones y tipos de sustancias orgánicas e inorgánicas presentes; estado de la biota; y cambios que se producen por causas internas y externas (Carter *et al.*, 2019), estando en función del uso que se le va a dar al agua, procurando mantener la estructura del ecosistema sin afectarlo de manera considerable.

Cuando las aguas residuales no reciben tratamiento adecuado, independientemente del uso. Se requiere adoptar medidas previas a fin de modificar la composición físico-química y microbiológica de estas, para evitar o minimizar los daños que puedan causar (Matamoros

et al., 2017). Ajustando los tratamientos a las características, las particularidades de dichas aguas, y a las condiciones del medio donde serán empleadas, así como al uso final, cumpliendo con las normativas establecidas (Figura 4), y disponer de un efluente reutilizable en labores productivas que no afecte al medio ambiente (Fisher et al., 2017).

Las diferentes normativas mundiales y locales, establecen los valores que el agua debe presentar en función del uso. Se establecerá la calidad de la misma analizando los parámetros que permiten detectar y medir la magnitud de los cambios en su composición (Nandini y Sheba, 2016).



Fuente: Peal et al. (2014)

Figura 4. Sistema de gestión de agua en Dhaka (Bangladesh)

Estos indicadores evaluados se definen como parámetros que proporciona información o describen el estado de un cuerpo de agua en el momento en que se estudia o analiza, son de fácil interpretación y muestran tendencias temporales, siendo posible con ellos establecer el grado de incidencia en el medio ambiente. Permitiendo monitorear las condiciones en las que se encuentren los medios acuáticos, posibilitando la toma de decisiones para el manejo (Rocha y Sousa, 2019).

Los indicadores de calidad del agua pueden ser clasificados en función de los parámetros empleados o por el nivel de complejidad. Los físicos-químicos recogen: pH, sólidos en suspensión, temperatura, color, olor, DBO, DQO, conductividad, alcalinidad, contenido de sales solubles (SST, SP, SE), el efecto del sodio (RAS, PSP) y el contenido de elementos tóxicos para las plantas (cloruros, sodio, bicarbonatos (Cirtina y Capatina, 2017 y Chatanga et al., 2019).

Los biológicos están basados en: la presencia de organismos como bacterias, hongos, algas y microalgas (De Paul y Moore, 2018). Así, los Hidromorfológicos evalúan las características hidrológicas como: caudal, infiltración, percolación, nivel freático (Lintern *et al.*, 2018)

Los parámetros seleccionados como indicadores pueden ser simples, cuando un parámetro específico indique la calidad o contaminación del cuerpo de agua por ejemplo de concentración de fósforo o clorofila (Sadeghian *et al.*, 2018), complejos cuando se combinan y permiten cuantificar el tipo de contaminación existente. La literatura reporta diferentes índices desarrollados para evaluar la contaminación de las aguas, como son: ICOMI (Restrepo y Salcedo, 2018), ICOMO (Fontalvo y Turizo, 2018), ICOSUS (Díaz *et al.*, 2017) e ICOTRO (Pérez, *et al.*, 2016).

3.3. Contaminación de suelos

El riego con aguas residuales, además de contaminar las fuentes de potables de este elemento, su uso prolongado provoca daños al suelo, afectando la vida de todos los organismos, que forman parte de la microbiota. Entre las principales causas de la contaminación del suelo está el uso de aguas residuales, especialmente si las mismas no son tratadas previo a su empleo para riego. Uno de los riesgos más importante es el transporte de contaminantes hacia aguas subterráneas por lixiviación en suelos arenosos con permeabilidad rápida (Vongdala et al., 2019 y Zhang et al., 2019).

Otro aspecto, es la contaminación del suelo por la acumulación de metales pesados (Chaoua *et al.*, 2019) y agroquímicos transportados en las aguas residuales, afectando la biodiversidad y las funciones que realizan los organismos. Además, la mineralización de materia orgánica (Roohi *et al.*, 2016), solubilización de fósforo (Mohamed y Ayesha, 2017) y fijación biológica de nitrógeno (Welz *et al.*, 2018).

Los metales pesados tales como Pb, Cd, Cu, Hg, Sn y Zn en concentraciones adecuadas no representan un riesgo tóxico (Wu *et al.*, 2016), incluso son una fuente de micronutrientes para los seres vivos. Sin embargo, cuando se alteran esos niveles óptimos como consecuencia de las actividades humanas, por causas como el empleo de aguas residuales sin tratar, pueden convertirse en agentes tóxicos que dada su naturaleza no biodegradable ocasiona la acumulación de los mismos en los organismos vivos. Los altos niveles de metales pesados en el suelo pueden ser un riesgo para la salud de la población, ya que altas concentraciones de ellos se han asociado a problemas neurológicos, hepáticos, gástricos y oncológicos (Londoño *et al.*, 2016).

En el caso del nitrógeno (N) y el fósforo (P) concentraciones superiores a los valores máximos permitidos, pueden llevar a la eutrofización de los cuerpos de agua, ya sea por lixiviación o escurrimiento. En este sentido a pesar de los aportes de estos nutrientes en el rendimiento de los cultivos, se demostró que los niveles excesivos de ellos en los suelos, es el origen principal de salinización y acidificación (Londoño *et al.*, 2016).

Por otra parte, el deterioro del suelo a nivel físico se ve reflejado en su estructura, debido principalmente a la acumulación de sodio (Bardhan *et al.*, 2016). Este es un agente dispersante, que causa restricciones en la infiltración y el incremento de su densidad aparente, incidiendo en la función, como barrera primaria, contra la contaminación de las aguas subterráneas y promoviendo la escorrentía, y con ello el transporte de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en las aguas residuales.

3.3.1. Daños a la microbiota del suelo

Uno de los problemas más graves que causa la contaminación del suelo debido al empleo continuo de aguas residuales, son los efectos adversos en la microbiota, tanto en su capacidad para llevar a cabo diferentes procesos bioquímicos, como en la cantidad de los microorganismos presentes (Cuadro 1). Aquí se observan los índices matemáticos en el estudio de los microorganismos, y de las comunidades animales y vegetales, son ampliamente utilizados.

Para la descripción de la comunidad periférica, en términos de número de especies y proporciones que puedan indicar cambios debido a modificaciones en las condiciones ambientales o procesos biológicos, se utiliza el índice de diversidad de Shannon y Weaver (Donato *et al.*, 1996). Este índice es el más ventajoso por su fácil aplicación y su independencia del tamaño de la muestra, arrojando

valores que van desde 0 hasta 5, donde 5 es la máxima diversidad (Arcos *et al.*, 2005).

Debido a que el empleo de dichas aguas no tratadas, llevan consigo una carga de toxinas y contaminantes que afectan el equilibrio de los suelos irrigados, disminuyendo la biodiversidad de los organismos en el suelo (Shahid *et al.*, 2020).

Cuadro 1. Estado trófico de las aguas de acuerdo a su índice de diversidad

Calidad de las aguas	Índice de biodiversidad (bits de información)
Muy contaminadas	0,0-1,05
Medianamente contaminadas	1,5-3,0
Muy limpias	3,0-5,0

Fuente: Arcos *et al.* (2005)

Los microorganismos del suelo, están estrechamente relacionados con la fertilidad del suelo, dada su intervención en los ciclos del carbono y de nutrientes como el nitrógeno y fosforo, así como en la mineralización de la materia orgánica y procesos indispensables para el desarrollo de la vida vegetal. En este sentido la microbiota es usada como indicador de la calidad del suelo, y de su posible degradación (Ahmad y Zaib, 2020).

La presencia de microorganismos en el suelo destinado a la agricultura suele implicar una reducción en el empleo de plaguicidas y fungicidas. Beneficiando los cultivos y a la calidad del suelo, contribuyendo con la salud del ecosistema en general, y al empleo de prácticas agrícolas sostenibles, por lo tanto, el uso de aguas residuales y cuya composición afecte la microbiota del

suelo afectará los programas de manejo integrado de plagas y enfermedades (Dukare *et al.*, 2019).

Las alteraciones en la diversidad microbiana representan un problema dada su importancia en las funciones de un ecosistema, siendo los metales pesados y otros compuestos contaminantes agentes estresantes para las comunidades microbianas del suelo, afectando a las comunidades microbianas en sus funciones y composición, derivando a largo plazo en una pérdida de diversidad (Peikert *et al.*, 2017).

No obstante, en aguas residuales con tratamiento previo, los resultados mostraron incrementó en el contenido de materia orgánico, lo que se reflejó en una mayor actividad biológica, lo cual se evidenció en el aumento de la biomasa microbiana y en las poblaciones de hongos y bacterias (Zamora *et al.*, 2009).

Los agroecosistemas estén expuestos a una carga cada vez mayor de éstos contaminantes (Kim *et al.*, 2018), lo que implica riesgos fitotóxicos que afecten la germinación y el crecimiento de cultivos, además su translocación a los tejidos vegetales, incrementa los riesgos para la salud humana y afectan la calidad de los suelos.

3.3.2. Indicadores de calidad del suelo

La calidad del suelo se puede afectar por las actividades antrópicas, este término suele ser relacionado con su utilidad. Puede estar definido como la capacidad que tiene para cumplir funciones dentro del ecosistema como son; sustentar la productividad de plantas y animales, actuar como filtro ambiental, para evitar la contaminación del aire y el agua y sostener la salud humana y su hábitat (Teng y Zhou, 2018).

Entre los parámetros que pueden ser usados como indicadores de calidad de suelo aparecen la disponibilidad de nutrientes, facilidad de laboreo, disponibilidad de oxígeno para las raíces, la capacidad de retención de nutrientes, toxicidad por metales pesados y salinidad y condiciones de enraizamiento (Mondal *et al.*, 2019).

La contaminación de los suelos mediante la aplicación inadecuada de aguas residuales debido inadecuado tratamiento de las mismas, puede afectar su calidad, por lo que se recomienda un monitoreo constante de los principales parámetros químicos, físicos y biológicos de este (Chaganti *et al.*, 2020), para observar el comportamiento y reacción ante posibles contaminantes, y detectar los cambios en su composición (Cherfouh *et al.*, 2018).

Con el propósito de evaluar la calidad del suelo se emplean índices e indicadores, éstos últimos miden propiedades que afectan la capacidad del suelo para llevar a cabo algunas de sus funciones específicas. Estos indicadores pueden corresponder a las propiedades físicas del suelo, relacionadas con el uso del agua, y nutrientes químicos, que incluyen las condiciones que inciden en la relación suelo-planta, calidad del agua y disponibilidad de nutrientes biológicos. Referidos a la presencia de organismos, y los procesos que éstos llevan a cabo, así mismo considera los cambios en la población microbiana y actividad biológica, producto del uso de aguas residuales (Mahdi *et al.*, 2017 y Bacher *et al.*, 2019).

A partir de los indicadores, se pueden generar instrumentos de evaluación más complejos denominados índices de calidad de suelo, los cuales son variables de tipo numéricas, obtenidas a partir de una serie de indicadores físicos, químicos y biológicos (Muñoz, 2018), que permiten una valoración confiable de la calidad del suelo objeto de estudio.

Si bien tanto en indicadores como en índices no existe unanimidad de criterios de cuáles son los más confiables, diversos estudios señalan que para evaluar la calidad del suelo debe contener al menos diversos índices que se mencionan a continuación (Cuadro 2).

El uso continuo de aguas residuales, por un periodo prolongado de tiempo, en particular si no han sido tratadas, representan un riesgo para la calidad del suelo y el agua. La responsabilidad de los agricultores y los técnicos, es hacer un uso responsable de este recurso, dado los riesgos que representa el deterioro del ecosistema no solo desde el punto de vista productivo, sino por los peligros potenciales para la inocuidad de los alimentos y la salud de las personas.

Cuadro 2. Índices recomendados para la evaluación de la calidad del suelo en agroecosistemas

Índices	Riesgos o problemas a detectar
Textura	Retención de nutrientes y agua.
Infiltración y densidad aparente	Lixiviación, escurrimiento, porosidad, compactación.
Materia Orgánica (N y C total)	Fertilidad del suelo; estabilidad estructural; erosión
pH	Salinización y alcalinización
Conductividad Eléctrica	Salinización
P, N y K extractables	Fertilidad química del suelo.
C y N de la biomasa microbiana	Actividad biológica del suelo
Potencial de mineralización de N	Suministro potencial de nitrógeno
Capacidad de retención de agua	Agua disponible
Conductividad hidráulica	Lixiviación

Porosidad	Lixiviación y disponibilidad de oxígeno
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	Fertilidad, lixiviación, retención de agua

Fuente: Muñoz (2018)

CAPÍTULO

4



Uso de aguas residuales. Riesgos para la salud pública

INTRODUCCIÓN

Es conocido que el uso de aguas residuales en la agricultura puede ser beneficioso para población, por su contribución ha mitigar el déficit hídrico y a aumentar la oferta de productos alimenticios (Jaramillo *et al.*, 2017), lo cual a largo plazo mejora el estado nutricional de las personas, sin embargo; sí se emplean de manera descontrolada sin considerar los tratamientos de depuración necesarios, los contaminantes microbiológicos y químicos presentes representan un riesgo para la salud de las personas (Saxena *et al.*, 2020).

Teniendo en cuenta a anteriormente expuesto, aunque para producir viandas, hortalizas, frutas y gramos se requiere de agua y nutrientes, para lo cual en muchos casos hay acceso limitado debido a la escasez del preciados liquido (Oppliger *et al.*, 2019) y al alto costo de los fertilizantes químicos (Ju *et al.*, 2016), de ahí que las aguas residuales han constituido en una alternativa válida para mitigar estas deficiencias, sin embargo, dado a los riesgos químicos y biológicos (agentes patógenos, microorganismos y enfermedades endémicas) asociados a la exposición de la población, es por lo que en todo proyecto de irrigación con este tipo de recurso hidráulico ya sean de origen urbano o industrial, se debe realizar una evaluación de riesgo para estimar el impacto (Barakat *et al.*, 2019).

Lo cual conlleva a un monitoreo constante de los parámetros químicos y biológicos de las aguas y suelos, y medidas de depuración en caso de detectarse algún contaminante. A nivel mundial, los estudios epidemiológicos ambientales sobre el impacto del uso agrícola de las aguas residuales en la salud pública han demostrado que el uso de estas de manera permanente, sin considerar los protocolos de bioseguridad para

reducir la carga de patógenos y remoción de metales pesados y contaminantes emergentes han generado problemas de salud (Du *et al.*, 2020), los cuales serán descritos a lo largo de este capítulo, como se puede observa en la figura (1) más del 90% de las enfermedades en america latina y el caribe son portadas o transportadas por las aguas.



Fuente: Cabezas (2018)

Figura 1. Distribución de enfermedades infecciosas asociadas a las aguas

Entre los grupos de población con mayores riesgos por la afectación con químicos y biológicos por el uso de aguas residuales están los agricultores y sus familiares, esencialmente aquellos predios

donde se riega con estos recursos (Woldetsadik *et al.*, 2018), en este sentido en la India, se ha reportado que los agricultores que usaron este tipo de aguas tenían de cuatro a cinco veces más probabilidades de infecciones gastrointestinales que los que no la utilizaban en el sistema de riego (Falkenbeerg *et al.*, 2018), en este sentido Ravindran *et al.* (2019), notificaron que los patógenos como *Áscaris lumbricoides*, es el que con mayor frecuencia se presenta como nemátodo intestinal en los hijos de agricultores.

La presencia de patógenos gastrointestinales, se debe a los coliformes fecales contenidos en los cuerpos de agua (coliformes/100 ml), según reportes de Contreras *et al.* (2017), la represa que irriga el Valle del Mezquital, presenta contenidos que superan los 1×10^7 coliformes/100 ml, lo que representa un riesgo de contaminación para los alimentos ya que supera los niveles normales de dos coliformes/100ml y no garantiza el suministro de productos inocuos, por lo que representa un peligro para la población por la transmisión de enfermedades.

Otro aspecto importante a tener en cuenta: en países con prevalencia de enfermedades endémicas como dengue, zika y chikunguya (Geoffrey *et al.*, 2017), los cuerpos de agua donde se ha vertido residuales favorecen la proliferación de mosquitos de los géneros *Anopheles* y *Culex* (Xagoraki y O'Brien, 2020), los cuales son vectores potenciales de estas y otras enfermedades; como: malaria, filariosis y encefalitis equina (Parwin y Karar, 2020), lo cual implica que los sistemas de uso de las aguas residuales podrían contribuir a aumentar los riesgos de propagación.

Dentro de los riesgos químicos que pueden contribuir a problemas de salud pública por el uso de aguas residuales se encuentra el

alto contenido de metales pesados (Mehmood *et al.*, 2019), agroquímicos (Cao *et al.*, 2016) y otros contaminantes emergentes como detergentes y drogas provenientes de residuos hospitalarios (Ajo *et al.*, 2018), que a largo plazo, producto de la exposición y el consumo de viandas, hortalizas y granos contaminados, pueden conllevar a sufrir serios daños neurológicos, hepáticos, renales y aumento de las enfermedades oncológicas; las cuales a diferencia de las gastrointestinales tienen una alta tasa de mortalidad (Sano *et al.*, 2016 y McCall *et al.*, 2020).

Debido los problemas generados por el uso inadecuado y prolongado de aguas residuales, organismos como el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible (PNUD); el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS), han desarrollado estrategias para garantizar el empleo racional de estos recursos hídricos (Chirisa *et al.*, 2017), que contribuyan a eliminar la extrema pobreza y el hambre, mediante la producción de alimentos de calidad en términos de su valor nutricional e inocuidad; así mismo disminuir la contaminación de suelos, aguas y foco de diseminación de enfermedades (Frascari *et al.*, 2018).

En este capítulo a partir de lo anteriormente expresado, se abordarán los riesgos químicos y biológicos producto del uso de aguas residuales y su relación con la propagación de enfermedades. Descripción de las áreas con mayor impacto en la salud, con énfasis en los países de la región y el Ecuador y, finalmente, se hará un análisis del papel de los organismos multinacionales para la minimización de los daños producto del riego con aguas residuales para garantizar un desarrollo económico sostenible.

4.1. Riesgos químicos en la salud por el uso inadecuado de las aguas residuales

Teniendo en cuenta los reportes de la literatura internacional, en todos los ambiente laborales existe una serie de riesgos, destacando entre ellos los químicos relacionados al contacto con agentes contaminantes como: sustancias nocivas, citotóxicas, metales pesados, entre otros (Ghafuri *et al.*, 2018), los cuales, de no tomar las medidas preventivas y los protocolos de bioseguridad, pueden afectar a largo plazo por efectos acumulativos a las personas que se desempeñan en área agrícola, industrial y servicios de seguridad (Munz *et al.*, 2016).

Los grupos de compuestos más investigados por sus efectos adversos sobre los ecosistemas (disrupción endócrina, microorganismos resistentes a antibióticos, metabolitos reactivos) son los detergentes, los productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, hormonas, edulcorantes, pesticidas, drogas ilícitas y sus metabolitos, así como las fragancias, los aditivos de gasolinas y los retardadores de flama. Se estima que a nivel mundial se vierten anualmente a las aguas superficiales cerca de 300 millones de toneladas de compuestos sintéticos, entre los que se encuentran productos farmacéuticos, industriales y de consumo (Zhou *et al.*, 2020).

La persistencia de estos compuestos en el medio acuático depende de sus propiedades químicas como: solubilidad, volatilidad, absorción, biodegradación, polaridad y estabilidad; estos factores afectan la eficiencia de los procesos de tratamiento de las aguas residuales donde son transportados y, por ende, el grado de remoción de estos contaminantes. Las concentraciones

de contaminantes como los productos farmacéuticos que se han detectado en efluentes de plantas de tratamiento varían de 0.0016 a 373 µg/L, dependiendo de la población, ubicación y proceso de tratamiento a que son sometidas las aguas residuales. En este sentido Robledo-Zacarías et al. (2017) al realizar estudios en México en la concentración de metales en influentes y efluentes (cuadro 1) encontraron que los metales Cu, Zn, Fe, Mn en concentraciones de 1 a 53.8 mg/L, las cuales fueron consideradas como medias, siendo estos los abundantes en este tipo de aguas. Aunque teniendo en cuenta los valores de referencias este recurso hídrico se encuentra apto para su uso en los sistemas de riego.

Cuadro 1. Valores de los parámetros físicos y químicos y metales traza en los influentes y efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales

Paámetro	Influente			Efluente			Valor de referencia	
	Unidad	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo		Media
pH		7.8	6.8	7.1	7.4	6.4	7.0	6.5 - 8.4*
CE	uS/cm	917	454	710	688	588	618	200 - 700 (restricción leve o moderada)*
SDT	mg/L	910	227	372	345	294	309	
Ca	meq/L	2.0	1.4	1.8	1.5	1.3	1.4	
Mg	meq/L	1.3	0.5	0.9	1.0	0.6	0.7	
Na	meq/L	4.6	1.9	3.5	3.9	2.6	3.1	
B	mg/L	1.3	0.3	0.6	0.8	nd	0.4	<0.7 (sin restricción)*
P	mg/L	5.6	0.4	1.6	2.6	nd	1.0	10 - 20**
RAS		3.9	2.3	3.1	3.9	2.6	3.1	0 - 3 (restricción leve a moderada, para CE de 200 a 700 uS/cm)*
Mn	mg/L	1.1	0.3	0.5	0.3	nd***	0.1	0.2*
Zn	mg/L	1.2	nd	0.3	0.3	nd	0.2	2.0*
Fe	mg/L	53.8	nd	8.7	1.2	nd	0.5	5.0*
Cu	mg/L	1.1	nd	0.1	0.1	nd	0.01	0.2*

CE=conductividad eléctrica, SDT=sólidos disueltos totales; RAS= realación de adsorción de sodio. *Robledo-Zacarías *et al.* (2017)** Uso agrícola

*** nd, no detectado, concentración menor al límite de detección

Cuadro 2. Concentración de contaminantes emergente en aguas residuales y valores de referencias

Compuesto	Influente ug/Lz		Efluente ug/L		Valor de referencia para influentes ug/L
	Rango	Promedio	Rango	Promedio	
Tetraciclina	22-160.2	72.7	2.7-119.4	64.9	0.98-700 (Man-Hong et al. 2015)
Cefaclor	0.8-15.3	3.2	1.1-12.1	2.3	0.108 (Rivera et al. 2013)
Cefadroxilo	3.0-18.1	5.0	1.3-15.0	4.7	0.23-1.05 (Won et al. 2011)
Ampicilina	1.9-44.0	17.1	2.0-37.7	15.5	0.017 (Michael et al. 2013)
Clonazepam	0.2-2.8	1.3	0.1-1.3	0.7	0.0437 (Loos et al. 2013)
Lometazepam	1.5-30.7	13.5	2.2-27.4	12.2	0.02-0.1 (Racamonde et al. 2014)
Secobarbital	0.4-7.4	2.1	0.4-5.1	1.0	5-30 (Daughton 2014)
Maprotilina	0.8-15.7	4.3	0.6-14.6	4.2	0.0165 (Loos et al. 2013)
Levotiroxina	3.1-55.0	6.1	7.3-37.6	5.4	No reportado
Cis-androsterona	0.7-9.5	2.9	1.2-7.3	2.6	5.604 (Bizkarguenaga et al. 2012)
Paracetamol	0.1-4.3	0.6	0.1-1.0	0.2	2.1 (Rivera et al. 2013)
Lidocaina	0.4-11.0	1.9	0.1-7.7	1.4	0.023-0.743 (Rúa y Puttmann 2013)
Bromfeniramina	2.6-19.2	5.5	2.4-18.6	5.4	0.04 (Bisceglia et al. 2010)
Fexofenadina	0.6-147.9	31.1	1.2-33.6	12.7	1.287 (Loos et al. 2013)
Amfetamina	0.2-1.3	0.5	0.1-0.8	0.1	0.16 (Mendoza et al. 2014)
Morfina	1.0-14.1	3.5	1.0-12.0	3.2	0.021-0.148 (Mendoza et al. 2014)
Benzoilecgonina	2.1-18.1	4.5	1.5-4.8	2.4	0.520 (van Nuijs et al. 2009)
11-nor-9-THC-9-COOH	0.7-46.0	12.1	0.7-36.0	8.4	0.04-0.07 (Mendoza et al. 2014)
Dimetilamfetamina	0.6-4.0	1.6	0.1-3.3	1.2	0.31 (Mendoza et al. 2014)
Fenciclidina	0.6-9.8	1.7	0.9-7.0	1.1	No reportado
Metadona	0.1-1.8	0.1	0.0-1.2	0.1	0.007-0.054 (Mendoza et al. 2014)
Polietilenglicol	67.8-588.2	135.3	64.6-564.2	136.0	No reportado

De los compuestos estudiados (cuadro 2) el polietilenglicol fue detectado en mayor concentración media tanto en influentes como efluentes (135 µg/L). En los efluentes, la tetraciclina, ampicilina y lormetazepam fueron los productos farmacéuticos de mayor concentración (64.9, 15.5 y 12.2 µg/L, respectivamente). En el caso de los influentes, se observó que solamente los compuestos secobarbital, cis-androsterona y paracetamol fueron menores a los valores de referencia reportados.

La descarga de los contaminantes emergentes detectados hacia el ambiente, causa severos problemas toxicológicos. Diversos

son los reportes en la literatura que han encontrado que los productos farmacéuticos pueden afectar a los organismos acuáticos causando toxicidad, genotoxicidad, alteración de procesos endócrinos y desarrollo de resistencia a patógenos. Los antibióticos pueden inducir resistencia en los microorganismos del suelo y esta resistencia es transmitida a los que representan un riesgo potencial para la salud humana.

Estudios específicos sobre la tetraciclina indican que es un compuesto de alta persistencia y puede acumularse en los suelos y plantas cultivadas como el arroz. Las benzodiacepinas, donde se incluye clonazepam y lormetazepam, tienen efectos negativos sobre el comportamiento de peces, disminuyendo su audacia, actividad y socialización. Este grupo de compuestos es poco susceptible a la degradación debido a la presencia de elementos halógenos en su estructura química, de ahí que los tratamientos biológicos en aguas residuales sean poco efectivos (< 10 % de eficiencia) (Robledo-Zacarías *et al.*, 2017).

A pesar de los factores de riesgo antes mencionados, el uso de aguas residuales sin tratamiento previo aun es frecuente (Moazeni *et al.*, 2017), por lo que los riesgos para la salud pública se ven incrementados, tal y como se ha venido señalando, y como lo corroboran diferentes estudios llevados a cabo a nivel mundial (Uzen *et al.* 2016; Sims y Kasprzyk-Hordern, 2020).

4.2. Riesgos biológicos en la salud por el el uso inadecuado de las aguas residuales

Otro tipo de riesgo asociado al uso de aguas residuales son los biológicos, los cuales se refieren a la posibilidad del contacto

con agentes como: hongos, virus o bacterias, los cuales pueden ocasionar enfermedades diversas desde neurológicas, respiratorias, digestivas y dermatológicas, en el caso del uso de permanente de estos recursos hídricos, en algunas ocasiones consumidores de frutas y hortalizas irrigadas con las mismas, se exponen a una gran cantidad de padecimientos, por lo cual si no se toman las medidas de seguridad correspondientes al tratamiento de estas aguas pueden llevar al contagio de algún hongo o bacteria patógena (Yan *et al.*, 2018 y Mao *et al.*, 2020).

En el cuadro 3 a continuación, se resumen los riesgos de enfermedad por el uso de aguas residuales en la agricultura según grupo expuesto, en base a estudios epidemiológicos.

Cuadro 3. Resumen de riesgos para la salud asociado con el uso de aguas residuales para el riego.

Grupo Expuesto	Infecciones por helmitos	Infecciones por bacterias y virus	Infecciones por protozoos
Consumidores	Significado	Cólera, fiebre, tifoidea, shigellosis se han reportado. Incremento de riesgo si la calidad del agua es $\geq 10^4$ CT/100 ml.	Evidencia en superficies de vegetales pero no hay evidencia directa de la transmisión de la enfermedad.
Trabajadores agrícolas y sus familiares	Significado	Incremento de riesgo a enfermedades diarreicas si la calidad del agua es $\geq 10^4$ CT/100 ml. Riesgo elevado a infección por <i>Salmonella</i> en niños expuestos a agua residual sin tratar.	Riesgo insignificante por <i>Giardia intestinalis</i> por contacto con agua residual. Incremento de riesgo por amebiasis por contacto con agua residual sin tratar.

Comunidades vecinas	No hay estudios de riego por aspersión. Significativo para riego por flujo o por surco.	Incremento de riesgo. Un riego por aspersión con pobre calidad del agua (10^6 - 10^3 CT/100 ml.) y alta exposición aerosoles.	No existen evidencias.
CT: coliformes termotolerantes (conocidos anteriormente por coliformes fecales).			

Fuente: González y Chiroles (2011)

El empleo inadecuado de aguas residuales en la agricultura cuando no han recibido tratamiento alguno o de forma parcial que no cumple los estándares establecidos, conlleva consigo un peligro asociado para la salud humana, siendo los patógenos los que representan el mayor problema dado por sus altas concentraciones de patógenos fecales (bacterias, virus, nematodos y protozoos) que inciden en la propagación de enfermedades entéricas (Faour-Klingbeil *et al.*, 2016; Ulloa *et al.*, 2016 y Henao-Herreno *et al.*, 2017), a continuación, se presentan algunas de las metas para disminuir los efectos de los patógenos presentes en aguas residuales, causante de diversas enfermedades (Cuadro 4).

A nivel mundial son diversas las investigaciones que reportan problemas de salud, incluso en países desarrollados, por ejemplo en Cataluña, España, se observó aumento de los casos de gastroenteritis viral causada por norovirus (GII) y adenovirus tras la ingesta de lechugas de cultivos irrigados por un efluente terciario proveniente de dos estaciones depuradoras de aguas residuales, con el agravante que la morbilidad fue superior al valor registrado por la OMS, para estos dos virus (Gonzales-Gustavson *et al.*, 2019).

Cuadro 4. Metas de salud para el uso de agua tratadas en la agricultura

Escenario de exposición	Meta de salud AVAD pppa	Reducción de patógenos necesaria (Log ₁₀)	Número de huevos de helmintos por litro
Riego sin restricción:	≤10 ^{-6a}		
Lechuga		6	≤1 ^{b,c}
Cebolla		7	≤1 ^{b,c}
Riego restringido:	≤10 ^{-6a}		
Altamente mecanizada		3	≤1 ^{b,c}
Mano de obra intensiva		4	≤1 ^{b,c}
Riego por goteo:	≤10 ^{-6a}		
Cultivos de tallo largo		2	Sin recomendación
Cultivos de tallo corto		4	≤1 ^c

Fuente: González y Chiroles (2011)

^a Reducción de rotavirus, ^b cuando haya niños menores de 15 años expuestos, deben ser tomadas medidas de protección adicionales, por ej. ≤ 0,1 huevo de helminto, ^c una media aritmética debe ser determinada durante la estación de riego. El valor de la media ≤ 1 huevo de helminto debe ser obtenido de al menos el 90% de las muestras,

En estudio llevado a cabo en Shepparton, Australia para determinar los riesgos de contagio de norovirus, producto de altas tasas de emisiones fecales a aguas residuales, demostraron que el consumo de lechuga, brócoli, coliflor y pepinos cuyos cultivos fueron regados con estas aguas aumentaban los efectos de diseminación del virus (Mok *et al.*, 2014).

En Asmara, Eritrea se reveló que el riego del uso aguas residuales para regadío conlleva a la contaminación de vegetales con coliformes fecales, en el cual están presente quistes de giardia y otros patógenos como las bacterias *Salmonella spp* y *Shigella*

spp, que están vinculados a la alta incidencia de gastroenteritis en trabajadores agrícolas y consumidores de coll y lechuga (Faour-Klingbeil *et al.*, 2016).

Los problemas sanitarios, también han sido reportados en Dinapur, India donde la contaminación microbiológica de los vegetales cuyos cultivos fueron regados con aguas residuales parcialmente tratada, lo que representa un riesgo sanitario inminente para los consumidores de dichos productos (Sarkar *et al.*, 2018).

En el caso específico de América Latina y el Caribe, las enfermedades infecciosas constituyen una de las causas primarias de mortalidad y morbilidad, siendo la población infantil menor a cinco años el principal grupo afectado. Este escenario es consecuencia del regadío de grandes áreas con aguas residuales sin tratar o tratadas de manera incorrecta, por los riesgos de transmisión de enfermedades entéricas.

Entre los reportes de problemas de salud, por el uso de aguas residuales, se pueden citar los generados por las crudas y tratadas provenientes del río Bogotá, empleadas en los departamentos de Antioquia y Cundinamarca, Colombia, donde se ha determinado la presencia de huevos de helmintos, lo cual genera riesgo sanitario en estos entornos, asociados a enfermedades gastrointestinales (Henao-Herreno *et al.*, 2017)

En estudios de Ulloa *et al.* (2016), desarrollados en Sao Paulo – Brasil y Lima, Perú, permitió la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano por consumo de vegetales cuyo cultivos fueron irrigados con efluente crudo y tratado, con infección por *Cryptosporidium* y *Giardia* de 63,6 y 36,4% por la ingesta cruda de lechuga, coll y

tomate, considerados estos niveles superiores a los límites que la OMS establece.

Los reportes presentados evidencian, que el uso de aguas residuales de forma no adecuada en la agricultura, ya sea no estar tratadas o de manera parcial, tienen efectos negativos en la salud pública al incidir en el aumento del nivel de morbilidad debido a la contaminación de alimentos (verduras, hortalizas y otros productos), o vertidas en lugares usados para la recreación y juego, siendo las poblaciones de las regiones más pobres o en desarrollo los más afectados por no disponer de mecanismos adecuados procedimiento, estos aspectos se agudizan debido al déficit hídrico, lo que conlleva a descuidar las normas y controles establecidos para el uso de aguas residuales con fines agrícolas.

4.3. Monitoreo de aguas residuales

Dado los problemas de salud generados por el uso de aguas residuales, es necesaria la estimación de riesgos derivados del riego agrícola con estas, para lo cual se emplean usualmente tres tipos de evaluaciones, las cuales se describen a continuación.

En primer lugar, se debe recurrir al análisis químico y microbiológico, los cuales pueden emplearse para evitar peligro ambiental, seleccionándose normalmente el contenido de patógenos para detectar el tipo de contaminación, y así realizar la caracterización del agua residual y determinar el riesgo para la salud (Kumar *et al.*, 2020).

Los análisis microbiológicos permiten determinar las concentraciones de las excretas de diversos organismos en aguas residuales ayudando a identificar fuentes de patógenos, y

se utilizan para relacionar a estos con la infección o enfermedad, sin embargo, suele ser de un alto costo dado que se requiere de personal capacitado y laboratorios adecuados; así como conllevar mucho tiempo en el muestreo y análisis y en algunos métodos no son viabilidad (Yee *et al.*, 2019).

Los resultados provenientes de este tipo de evaluación pueden ser utilizados para complementar y apoyar estudios epidemiológicos, evaluaciones cuantitativas de riesgo microbiano, químico y para los casos de aguas de riego o cultivos irrigados, la información sobre la cantidad, tipo de patógenos y químicos es utilizada para caracterizar y cuantificar el riesgo para la salud (Yadav *et al.*, 2020).

El segundo tipo de evaluación se refiere a los estudios epidemiológicos: mediante los cuales se determina la prevalencia de la infección, producto de la comparación de la proporción de un grupo expuesto y otro control, por ejemplo, consumidores de hortalizas provenientes de cultivo irrigado con aguas residuales (grupo expuesto) y los que no consumen este producto proveniente de dicho cultivo (control) o la incidencia de la enfermedad en un período establecido de tiempo (Sodré *et al.*, 2020), esta evaluación permite medir la tasa real de enfermedad de una población expuesta y valorar distintas hipótesis de riesgo, estudios muy costosos que requirieren gran cantidad de muestras donde los sesgos pueden afectar los resultados, incluso estas estrategias han sido usadas en el monitoreo del COVID-19 en Brasil.

El tercero se refiere a la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano o químico (QMRA), cuya orientación implica identificar el peligro, exposición al mismo, relación dosis-respuesta y caracterización del riesgo. Recomendado para la determinar los efectos causados por

virus, bacterias, protozoos y parásitos (Beaudequin *et al.*, 2016). La QMRA constituye un método de bajo costo a fin de predecir riesgo de infección o enfermedad facilitando la comparación de varias vías, no obstante, sólo estima un solo tipo de patógeno, y se debe considerar la variabilidad de los escenarios de exposición.

4.4. Mitigación y gestión de riesgos para la salud

Los enfoques tradicionales para la mitigación de riesgos a la salud por el uso de aguas residuales en la agricultura están enfocados a la calidad de estas y las regulaciones impuestas para su reutilización en base a niveles permisibles de sus compuestos, donde el tratamiento es primordial. Muchas normativas de algunos países están basadas en los parámetros recomendados por las guías que la OMS (Ensik y Van der Hoek, 2009), en otros casos se ha categorizado la calidad en función del tratamiento al que se somete el agua residual y su reutilización, estableciendo los límites de carga microbiana y química permitidos para cada categoría (Hukari *et al.*, 2016).

Las opciones tecnológicas para recolección, tratamiento y vertido de aguas regeneradas suelen ser una opción costosa, lo cual dificulta su implementación en países o localidades de países con ingresos bajos o medios, donde estas prácticas y normas estrictas suelen fracasar por ser imposible su aplicación, como ocurre en México en donde para el año 2018 se estimó fueron tratadas el 50% de las aguas municipales e industriales, y sin embargo en sus poblaciones rurales (entre 2500 y 5000 habitantes) difícilmente se considera la instalación de plantas de tratamientos, por lo que las descargas se hacen a cielo abierto (Navarro-Frómeta y Durán-Domínguez, 2019).

Debido a ello resulta prudente considerar otras opciones preventivas para garantizar en la medida de lo posible la inocuidad de los alimentos y minimizar los posibles riesgos a la salud de la población expuesta a posibles agentes infecciosos (Garzón *et al.*, 2016).

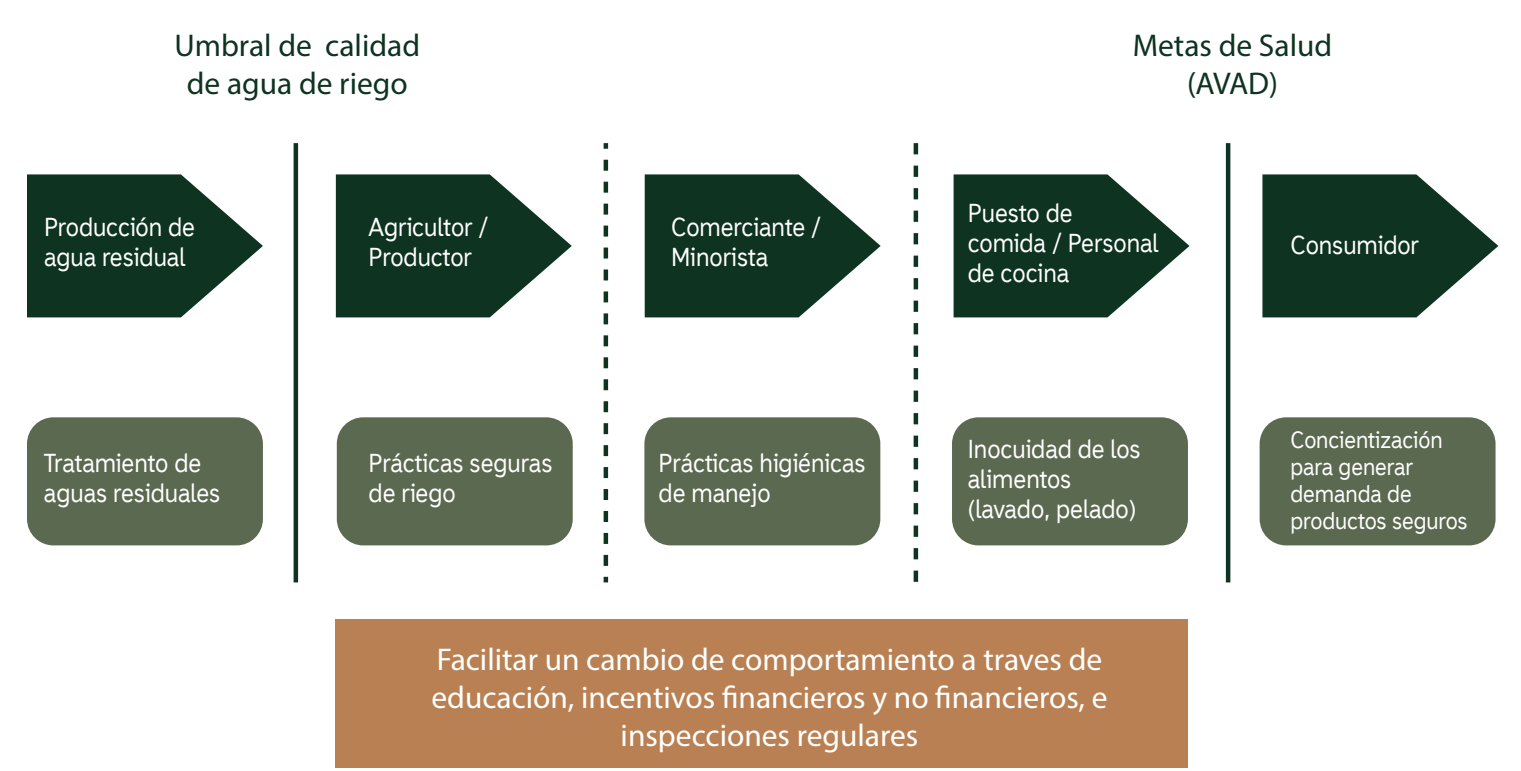
Las medidas de mitigación de riesgos de salud mediante el uso adecuado de aguas residuales están reflejadas en las Guías elaborados por la FAO-PNUMA-OMS, cuyo propósito es hacer uso seguro de estas para maximizar la protección de la humanidad (Escobar *et al.*, 2016).

Para el logro de los objetivos, las directrices contenidas en las guías no sólo se basan en las normas de calidad del agua, sino que abordan otras opciones para mitigar los riesgos en la explotación agrícola y post cosecha, como es el uso de una serie de barreras lo largo de la cadena de alimentación y saneamiento, que incluye lagunas de sedimentación, restricción de cultivos, técnicas de riego más segura en los predios agrícolas, lavado de productos en los mercados, desinfección, pelado, cocción por el consumidor y proveer a los trabajadores agrícolas con equipos de protección como: guantes y botas (Garrone *et al.*, 2018).

El enfoque de barreras múltiples (Figura 2) es aplicable a países o urbes donde el tratamiento de aguas residuales y su desinfección integral presentan limitaciones y fallas debido a los altos costos de operación y mantenimiento que esto conlleva, permitiendo un sistema de regulación y supervisión acorde con la realidad socioeconómica de cada país, urbe o localidad.

Se estima que las medidas o barreras son suficientes para obtener un nivel de riesgo aceptable para la salud humana. Soluciones básicas

y sencillas han reportado mejoras considerables, tales como el riego restringido o restricción de cultivo, en los cuales el uso de aguas residuales parcialmente tratadas es empleado en sembrados no destinados al alimento o consumo directo, como: algodón o especies perennes (frutales), logrando reducción cercano al 90% en casos de cólera que se atribuían al consumo de verduras o ensaladas en Santiago de Chile en el año 1993, debido a el cese del riego de dichos cultivos con aguas residuales (Marco *et al.*, 2018).



Fuente: FAO-PNUMA-OMS (2006)

Figura 2. Enfoque de barreras múltiples

Otro método efectivo es el de evitar el riego una semana antes de la cosecha principalmente en la regiones áridas donde por sus condiciones de elevadas temperaturas y sequias prolongadas, aspctos que incide positivamente en la eliminación de virus y bacterias, mejorando la calidad de los cultivos y disminución de los riesgos para el consumidor por la presencia de patogenos que son fuentes de enfermedades, y afectan la calidad e inocuidad de

los alimentos, lo que resta competitividad a los productores para comercializar sus productos agrícolas (Chavarria *et al.*, 2020).

Otra opción es el empleo del riego por goteo donde el contacto entre el agua residual tratada y el cultivo es casi nulo derivando en reducción del riesgo de contaminación (Green *et al.*, 2018), en detrimento de los superficiales que generan riesgos para los trabajadores y transmiten toxicidad a los cultivos hortícolas (Cheshmazar *et al.*, 2018).

En las directrices se establecen objetivos sanitarios recomendados por la OMS, que hacen referencia a los niveles de riesgo permisibles. En este caso el AVAD (Año De Vida Ajustado) se emplea como indicador cuantitativo, este refleja la cantidad de vida saludable desperdiciada, calidad reducida por causa de una incapacidad o tiempo perdido por causa de muerte prematura; este es un indicador útil para evaluar la eficiencia de las medidas usadas para la reducción de los problemas de salud asociadas al uso de agua residuales (Costa *et al.*, 2016).

A pesar de los efectos negativos asociados al uso de estos recursos hídricos, los que pueden ser reducidos, si se adoptan medidas para la protección de la salud; entre las cuales están el tratamiento de desechos, restricción de cultivos, mejoramiento y ajuste de técnicas de riego (Amabilis *et al.*, 2016). Llevar a cabo estas barreras, cuya aplicación en el tiempo y control del grado de exposición a los agentes contaminante por parte de la población representa una opción real, cuyo uso combinado con los tratamientos convencionales es eficaz para lograr el objetivo de un AVAD menor o igual a 10^{-6} persona/año o una de cada 100.000 personas (Afonso *et al.*, 2018).

A pesar de los reportes académicos y científicos sobre los efectos negativos a la salud por el uso de aguas residuales en los países

de América Latina, generalmente en estos no se dispone de información fiable y actualizada sobre la evaluación de riesgos a la salud producto de su uso inadecuado en la agricultura, por lo que la gestión de dichas afectaciones representa una situación complicada e inclusive riesgosa, si se consideran las condiciones de exposición a los patógenos, contaminantes y enfermedades en los que se encuentran un gran porcentaje de su población en virtud de sus condiciones socio económicas (Antwi-Agyei *et al.*, 2016).

Las enfermedades derivadas del consumo de H₂O y alimentos contaminados y aquellas resultantes por exposición a agentes químicos presentes en las aguas residuales son un riesgo latente si no se adoptan las medidas necesarias, por lo que es preciso adoptar las recomendaciones técnicas que se deriban de la evaluación efectos negativos potenciales y gestión de estos, que incluyan la implementación de múltiples alternativas de control.

Para minimizar los riesgos para la salud humana cuando se trate de reutilización de aguas residuales en la agricultura, se debe concientizar en principio a los usuarios primarios de las mismas, los productores y agricultores, a fin de que se empleen prácticas que permitan proteger a los agricultores y consumidores finales. Adicionalmente debe contarse con el personal capacitado e instalaciones adecuadas en las áreas de evaluación de riesgos, y de manera general realizar preparación en medidas de protección, las que van desde sistemas de tratamientos hasta implementación de buenas prácticas agrícolas.

CAPÍTULO

5



Mecanismos fisiológicos para la fitorremediación de aguas residuales

INTRODUCCIÓN

Si bien las aguas residuales contienen nutrientes beneficiosos para la nutrición mineral de los cultivos cuando son empleadas adecuadamente (Muñoz *et al.*, 2017), la presencia de ciertos compuestos orgánicos e inorgánicos en las mismas conllevan riesgos que deben ser minimizados para que sean aprovechadas para usos agrícolas (Villamar *et al.*, 2018). Los elementos fitotóxicos presentes en efluentes e influentes empleadas en la agricultura requieren de la aplicación de técnicas de remediación que permitan reducir la carga contaminante, métodos que implican la aplicación de estrategias físico-químicas (Mendoza *et al.*, 2019).

Entre los tipos de tratamientos utilizados como estrategia de remediación para la destrucción o modificación química de los contaminantes presentes en las aguas residuales, mediante la extracción, aislamiento o inmovilización (Jojoa-Sierra *et al.*, 2017 y Caicedo *et al.*, 2020), aunque también están las técnicas de depuración, dentro de las cuales se encuentra el tratamiento biológico denominado biorremediación, el cual se realiza a través de las actividades metabólicas de ciertos organismos como plantas, hongo y bacterias, las cuales degradan o remueven los agentes contaminantes transformándolos en productos metabólicos inocuos (Mora-Ravelo *et al.*, 2017).

Las técnicas de biorremediación han sido desarrollados en países petroleros como Venezuela (Velásquez, 2017), Colombia (Vallejo *et al.*, 2016), México (Ortiz *et al.*, 2017) y países mineros como Chile (Ramos y Pizarro, 2018), Perú (Loroña *et al.*, 2018) donde estas actividades generan serios problemas de contaminación en los ecosistemas, bien sea suelos y agua; así como zonas agrícolas (Hernández *et al.*, 2017), esta alternativa se basa en la capacidad de los microorganismos para degradar compuestos orgánicos (Beltrán-

Pineda y Gómez-Rodríguez, 2016), este proceso puede ser *in situ*, pero algunas veces requiere de medidas de adecuación especiales que mejoren las condiciones de nutrición y aireación, que faciliten la actividad biológica de los microorganismos (Rivera *et al.*, 2018).

La biorremediación ha sido usada para la degradación de plaguicidas, especialmente aquellos altamente tóxicos y persistentes (Mansouri *et al.*, 2017), a través del uso de bacterias como las *Pseudomonas* sp para la remoción del herbicida alaclor (Chauhan *et al.*, 2016), así como hongos de los géneros *Aspergillus* sp y *Rhizopus* sp para la eliminación del herbicida metribuzin en suelos (Javaid *et al.*, 2016), mediante el uso de bacterias como *Pseudomonas* y *Sphingomonas* se han degradado hidrocarburos (Li *et al.*, 2020), así como hongos del género *Cladophialophora* sp (Ezekoye *et al.*, 2018).

Dentro de las técnicas de biorremediación *In situ* se encuentra la fitorremediación, mediante la cual se aprovecha la capacidad de ciertas plantas para restaurar ambientes contaminados, efectos que suelen causar las aguas residuales; entre las especies vegetales que se han usado para los programas de descontaminación de suelos están algunas gramíneas como *Vetiveria zizanioides* (Gwenzi *et al.*, 2017) y *Cynodon dactylon* (Almario *et al.*, 2017), las cuales han sido empleadas en la eliminación de metales pesados como el cromo, plomo y cadmio. Otras pasturas como la *Brassica juncea* (Chowdhary *et al.*, 2018) y *Eichornia crassipes* (Suharto *et al.*, 2018), *Pistia stratiotes* (Mendoza *et al.*, 2018) y microalgas (*Chlorella vulgaris*) (Otondo *et al.*, 2018) se utilizan por su capacidad para la remoción de contaminantes.

En el campo agrícola las estrategias de fitorremediación no solo se limitan a la remoción de contaminantes, sino que también han sido

usadas para el control de las sales, las cuales afectan a la mayoría de los cultivos agrícolas (Muchate *et al.*, 2016), en este caso se han seleccionado especies halofitas, capaces de absorber y acumular sales como: *Atriplex* sp, el cual es muy común en ambientes semiáridos a nivel global y capaz de adecuarse a altas temperaturas y condiciones de estrés hídrico (Figueroa y Giménez, 2017).

La eficiencia de las plantas a ser usadas como fitorremediadoras depende tanto de los mecanismos fisiológicos que permiten la absorción de contaminantes, como de su capacidad para adecuarse a diferentes condiciones de temperatura, suelos, salinidad y pH (McIntosh *et al.*, 2017), por lo tanto en este capítulo se estudian los mecanismos fisiológicos que facilitan la absorción y acumulación de contaminantes, como los mecanismos de adaptación de las plantas con potencial fitorremediador.

5.1. Fitorremediación conceptos básicos

La fitorremediación es el desarrollo de tecnologías limpias, segura, de bajo costo y poco impacto ambiental negativo (Pandey y Souza, 2018), esta se basa en los procesos bioquímicos llevados a cabo por las plantas y microorganismos, que permiten la absorción, acumulación, metabolización, volatilización o estabilización de los contaminantes presentes en los ecosistemas agrícolas, producto a la utilización indiscriminada de las aguas residuales, reduciendo los riesgos derivados por contaminantes orgánicos e inorgánicos, tales como metales pesados, radioactivos, compuestos orgánicos y derivados del petróleo (Velásquez, 2017).

Las tecnologías de descontaminación que caracterizan a la fitorremediación están siendo reconocidas como una alternativa de remediación sustentable, donde son los procesos biogeoquímicos mejoran la capacidad que tienen las plantas y los microorganismos

para degradar los contaminantes durante los proceso metabólicos que ocurren dentro de estos organismo, permitiendo su eliminación del agua o suelo, disminuyendo así los riesgos en los acuíferos y áreas de cultivos (Briñez *et al.*, 2019) garantizando de esta forma inocuidad de frutas y hortalizas (Tibaduiza-Roa *et al.*, 2018).

En contraposición a las técnicas físico-químicas tradicionales, el balance de ventajas y desventajas es favorable a la fitorremediación (Cuadro 1), lo cual permite que esta sea vista como una alternativa viable y amigable con el medio ambiente. De ahí, que esta sea una tecnología sustentable aplicable, lo que implica que la destrucción, transformación, inmovilización o cualquier variante que vaya a ser empleada para reduce los efectos nocivos para la agricultura y salud humana y animales (Perdomo *et al.*, 2016), y los costos operativos (González *et al.*, 2017), ya que no existe necesidad de excavar o transportar el área.

Cuadro 1. Ventajas y desventajas de la fitorremediación

Ventajas	Desventajas
Representa una tecnología sustentable	Proceso relativamente lento (en función de la especie)
Eficiente en tratamiento <i>In situ</i> de diversos contaminantes	Dependiente de las estaciones
Aplicable en ambientes con concentraciones de contaminantes bajas a moderadas	Eficiencia puede verse limitada por extremos de la toxicidad ambiental
Bajo costo. No requiere consumo de energía ni personal altamente especializado	En especies perennes, los contaminantes acumulados en las hojas pueden ser liberados nuevamente al ambiente
Ventajas	Desventajas

Poco perjudicial para el medioambiente	No todas las plantas son acumuladoras o tolerantes a los contaminantes
No produce contaminantes secundarios	La solubilidad de algunos contaminantes puede incrementarse
Alta probabilidad de aceptación por la población	Se requiere de áreas cuya extensión es relativamente grande
Alta potencialidad para el tratamiento de materiales peligrosos	Los sistemas acuáticos puede favorecer el desarrollo de mosquitos
Posibilidad de reciclar recursos (agua, biomasa, metales)	

Fuente: Núñez et al. (2004)

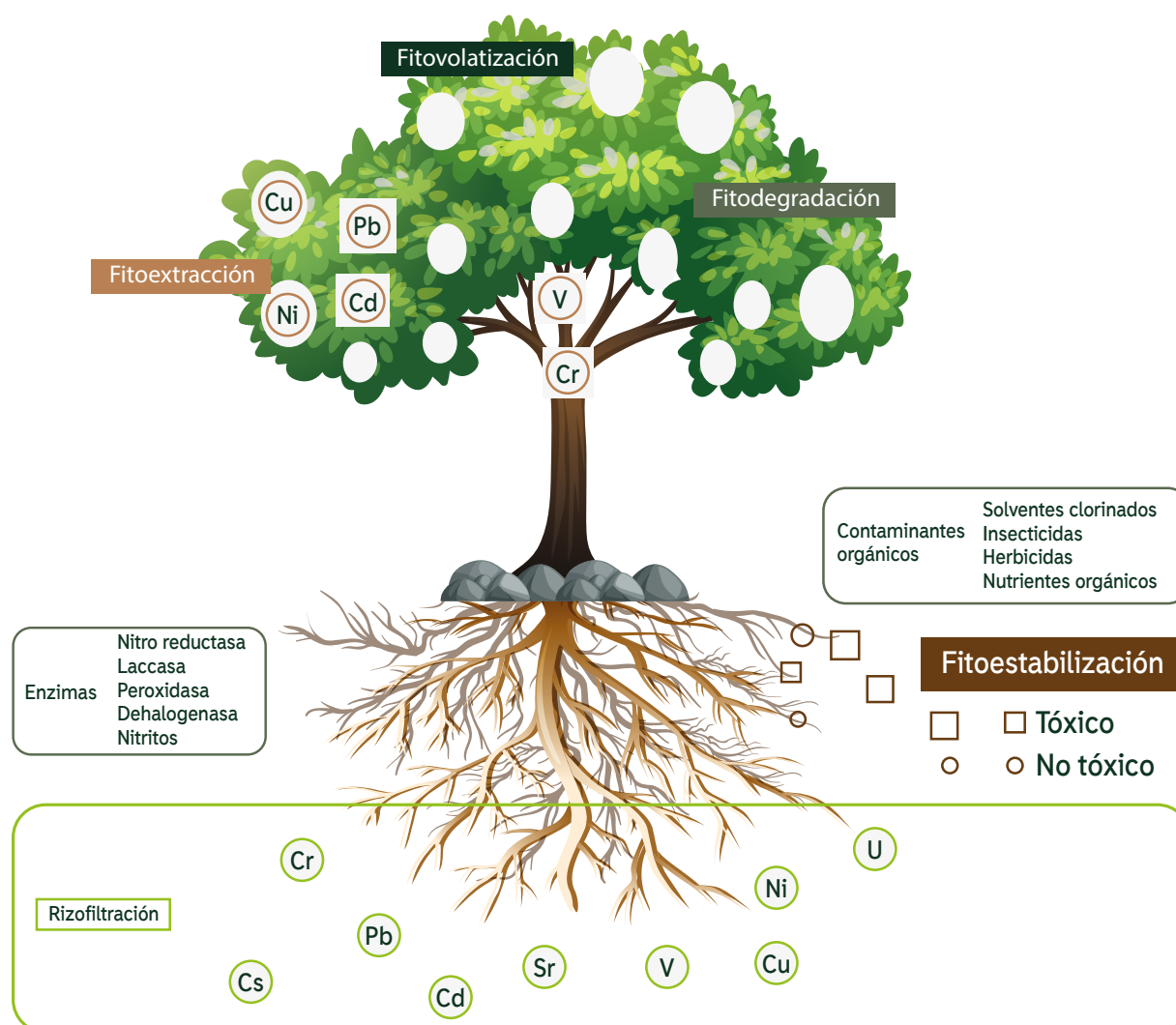
La eficiencia de esta alternativas es relativa dado que la planta debe encontrarse en un medio al cual pueda adaptarse o vía es el mejoramiento genético aumentar la tolerancia a concentraciones altas de contaminantes (Andrade *et al.*, 2010) y permitan una mayor absorción y transfromación de los mismos, en países tropicales como el Ecuador la amplia biodiversidad vegetal favorece la selección de especies con esta capacidad fitorremedidora, adaptadas a condiciones climáticas extremas (Duarte y Franco, 2016; Astudillo *et al.*, 2019).

La fitorremediación abarca agunos tipos que hacen referencia a los mecanismos fisiológicos involucrados en la recuperación del ambiente por parte de la planta (Arias *et al.*, 2010; Delgadillo *et al.*, 2011y Kumar *et al.*, 2016), las cuales se muestran en la Figura 1 y se explican en el cuadro 2.

La tipo de fitorremediación a emplear dependerá de la concentración de contaminantes, de la especie vegetal y objetivos del proceso de depuración, a continuación, se describe cada una de ellas resaltando las ventajas y potencialidades.

5.2. Tipos de fitorremediación

Fitodegradación o Fitotransformación: Consiste en el empleo de plantas para degradar de forma parcial o total de diversos contaminantes orgánicos como: hidrocarburos (Hernández *et al.*, 2017), plaguicidas (Alves *et al.*, 2019), compuestos clorados (Gotelli *et al.*, 2020) y detergentes (Benhadji y Ahmed, 2019) a través de procesos metabólicos y



Fuente: Bayón (2015)

Figura 1. Procesos de fitorremediación para la remoción de contaminantes de aguas residuales

Cuadro 2. Tipos de fitorremediación, procesos y tratamiento

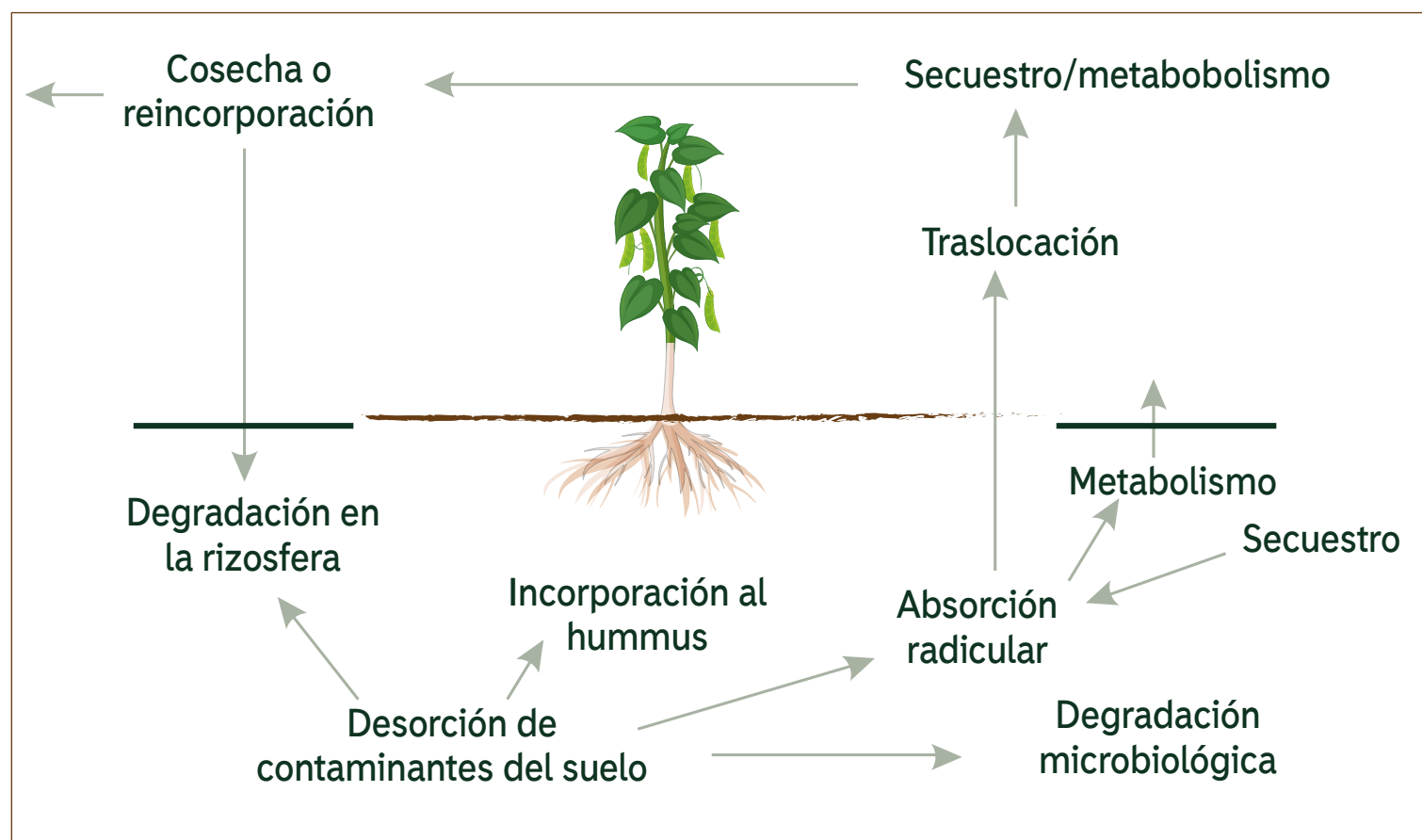
Tipo	Proceso Involucrado	Contaminación Tratada
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y raíces).	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes o metales se usan para reducir la movilidad de los mismos y evitar el pasaje o napas subterráneas o al aire.	Lagunas de desecho de yacimientos mineros. Propuestos para fenólicos y compuestos clorados
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano)
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos y no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenceno, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

Fuente: Bayón (2015)

en asociación de la rizósfera microbial, en la cual los microorganismos desempeñan un rol primordial en la degradación y transformación (Figura 2) (Guarino y Sciarillo, 2017).

Esta se lleva a cabo a través de las reacciones enzimáticas que llevan a cabo plantas y microorganismos presentes en la rizósfera (Cheng *et al.*, 2019), que permiten que los agentes contaminantes sean asimilados por las especies vegetales y secuestrados en sus vacuolas o fijados a estructuras celulares insolubles, como la lignina

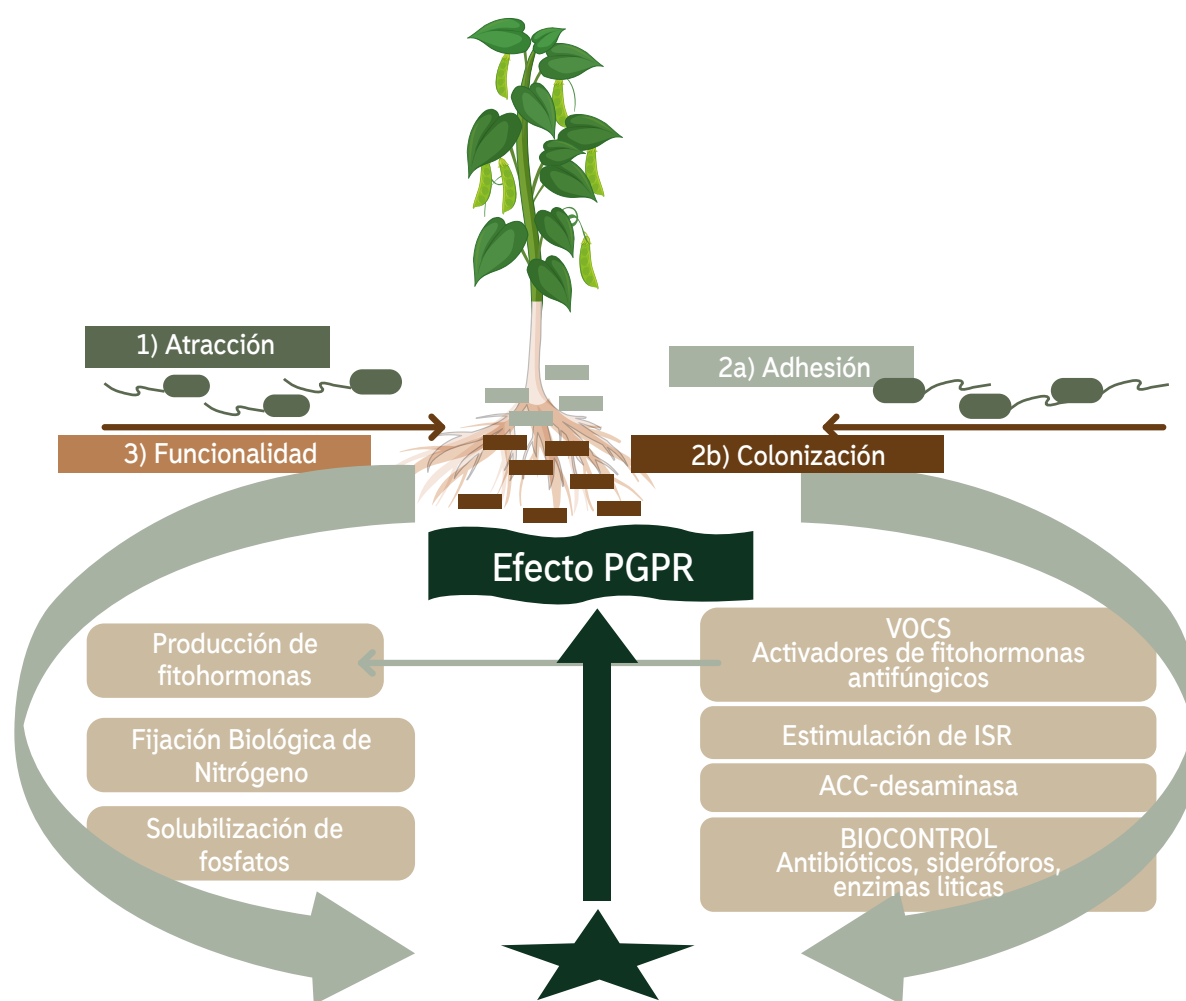
(Liu *et al.*, 2020), técnica que ha sido empleada para el tratamiento de aguas residuales de origen agropecuario (Sing *et al.*, 2017) y en remoción de agroquímicos como atrazina, plaguicidas fosfatados y compuestos fenólicos.



Fuente: Bayón (2015)

Figura 2. Proceso de fitodegradación de contaminantes orgánicos en el suelo

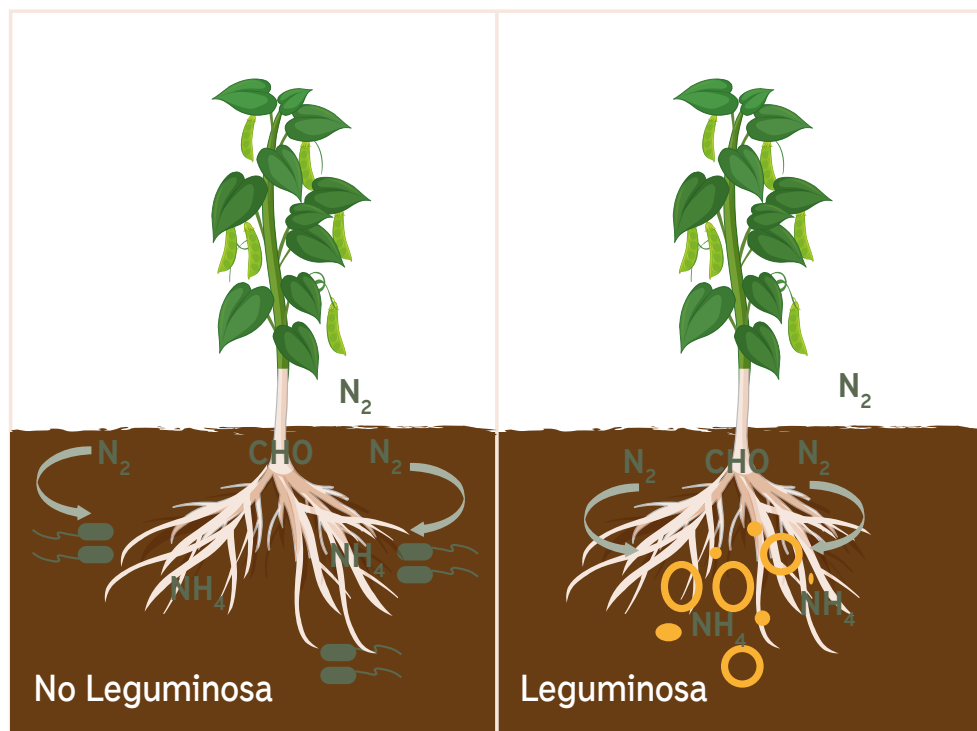
Fitoestimulación: ocurre cuando se crean las condiciones adecuadas para el desarrollo de las plantas con capacidad biorremediadora a las cuales se les suministra de nutrientes y en simbiosis con bacterias vías mediante las cuales le permite llevar a cabo las actividades metabólicas y fisiológicas (crecimiento de planta) (Figuras 3 y 4) capaces de degradar contaminantes orgánicos (Sharma *et al.*, 2018)



Fuente: Milina-Romero *et al.* (2015)

Figura 3. Atracción, adhesión y colonización bacteriana como determinantes para ejercer los mecanismos de estimulación de crecimiento vegetal

Esta técnica que ha sido usada para la descontaminación con hidrocarburos derivados del petróleo como benceno y tolueno (Jeevanantham *et al.*, 2019); atrazina (De la Paz *et al.*, 2019) y aguas residuales agropecuarias (Abdel-Shafy y Mansour, 2018).



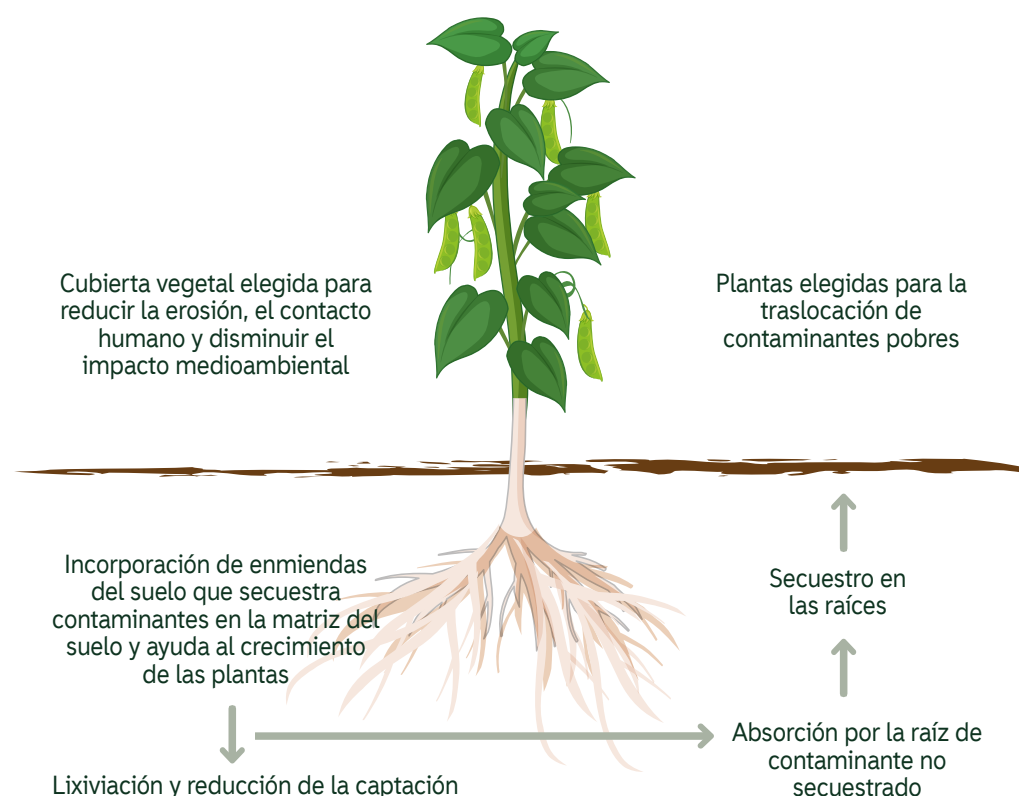
Fuente: Milina-Romero et al. (2015)

Figura 4. Esquema de fijación biológica de nitrógeno con la interacción entre bacterias de vida libre y mutualistas para la estimulación del crecimiento

Fitovolatilización: es la capacidad presentan algunas plantas de volatizar contaminantes como mercurio (Arya *et al.*, 2017) arsénico (Guarino y Sciarrillo, 2020) y selenio (Limmer et al., 2018), mecanismo mediante el cual son absorbidos, metabolizados y transportados desde la raíz hasta el área foliar, donde son liberados a través de la transpiración en formas menos tóxicas, muchos de estos contaminantes son comunes en suelos y aguas residuales derivados de explotaciones mineras (Solanky *et al.*, 2018).

Fitoestabilización: proceso que tiene lugar en plantas con un denso sistema radicular, donde se logra reducir la disponibilidad de metales y otros contaminantes presentes en el ambiente, mediante el control hidráulico que ejercen estas especies en las áreas con productos tóxicos, Figura 5 (Galal *et al.*, 2017).

Esta fitotecnología puede resultar útil en la estabilización de desechos y prevenir exposición a través de la erosión hídrica, eólica y lixiviación de contaminantes, debido a que se reduce la movilidad por adsorción y fijación química de tóxicos físico-químicos, pudiendo ser empleada como control indirecto en aguas contaminadas (Galal *et al.*, 2020), además del desarrollo radical denso, se requiere de suelos con alta capacidad de intercambio catiónico (CIC), textura arcillosa y alto contenido de materia orgánica (Cui *et al.*, 2020 y Khan *et al.*, 2020), la técnica ha sido empleada en lagunas de desechos de yacimientos mineros que contienen compuestos clorados y fenólicos con excelentes resultados (Farahat y Galal, 2018).

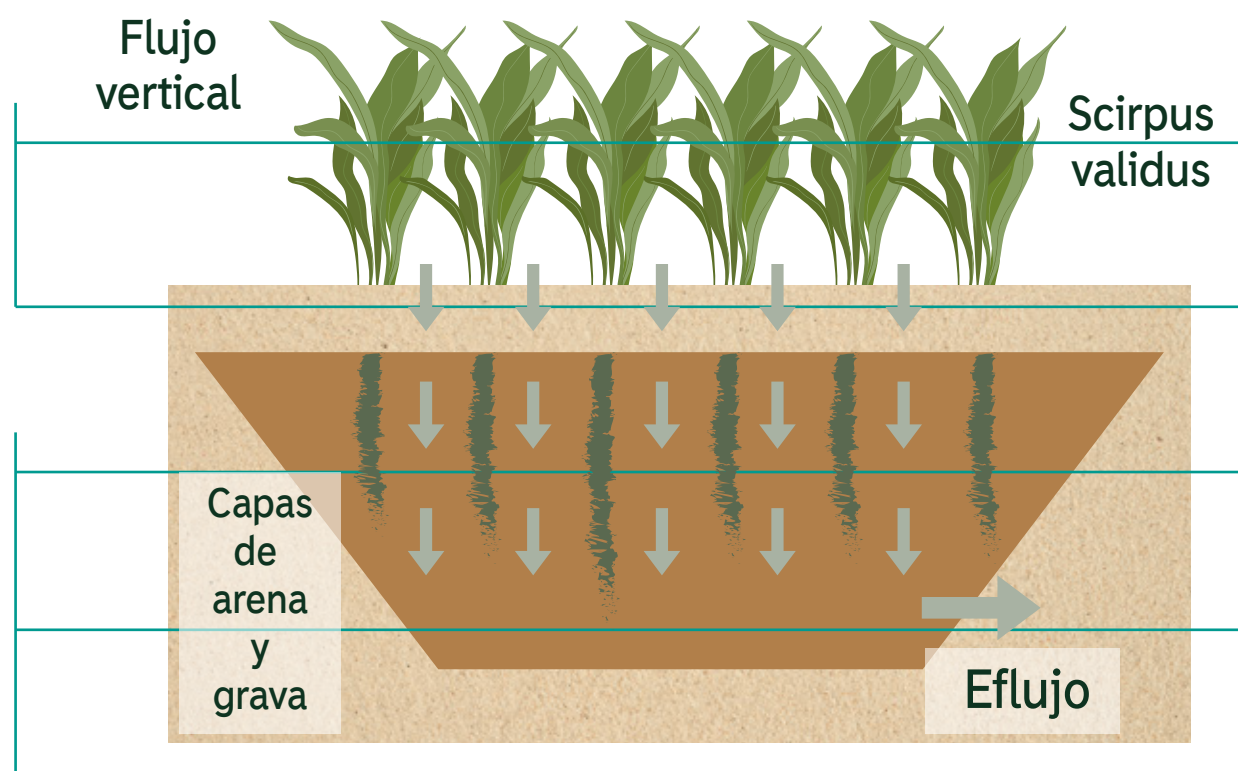


Fuente: Bayón (2015)

Figura 5. Proceso de fitoestabilización en suelos contaminados

Rizofiltración: en esta variante las plantas utilizadas toman los metales del agua y los secuestran a través de las raíces, los que trae consigo mayor producción de biomasa, área superficial y tolerancia a excesos de metales, Figura 6 (Odinga *et al.*, 2019).

Esta técnica es de fácil manejo y bajo costo, genera pocos residuos secundarios, sirve para eliminar Pb, Cr, Ni, Cd, Cu, V (Rezania *et al.*, 2016) y radionucleótidos Sr, U, y Cs (Gupta *et al.*, 2016), y actúa como tamiz para atrapar sólidos en suspensión, se ha utilizado en aguas residuales que contienen cadmio, níquel, cromo, mercurio, plomo, selenio, zinc, isotopos radiactivos o compuestos fenólicos (Oustriere *et al.*, 2017), especialmente en áreas aledañas a complejos industriales y mineros (Saha *et al.*, 2017).

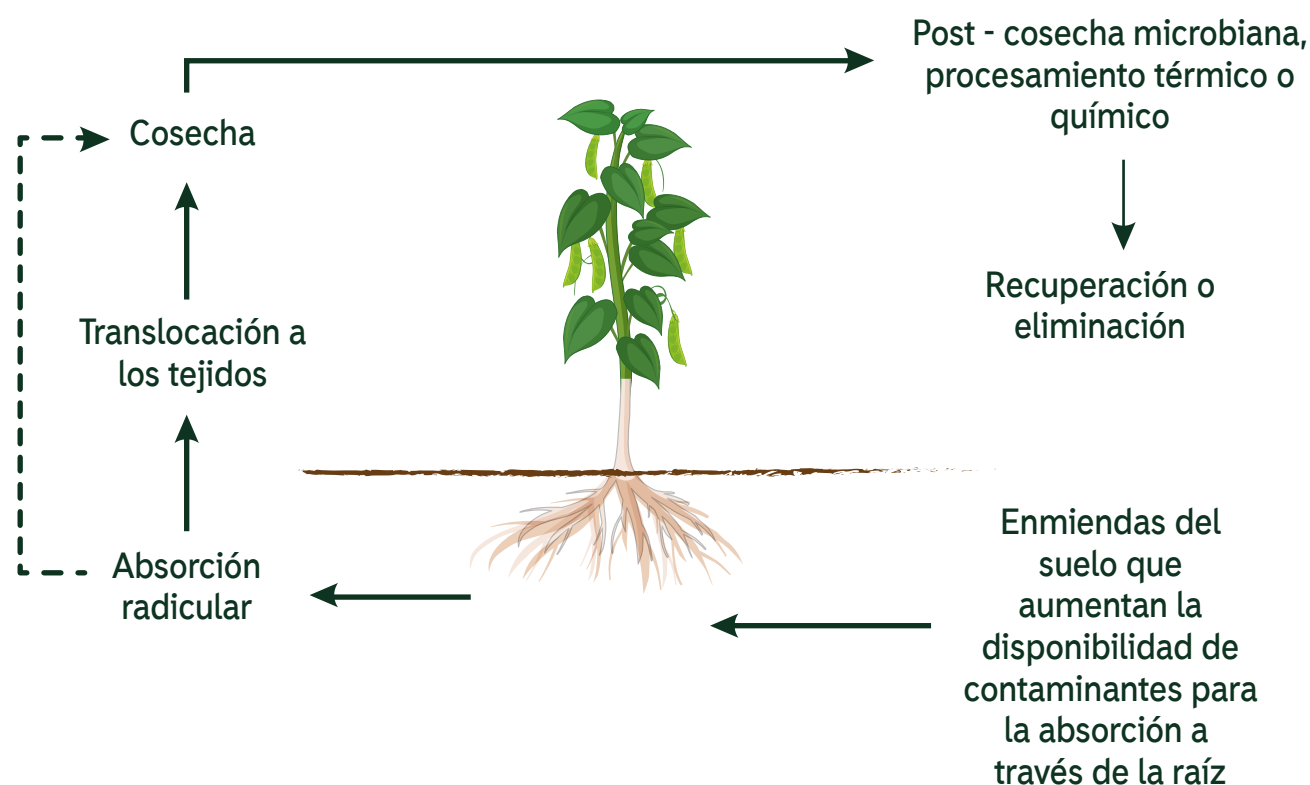


Fuente: Mentaberry (2011)

Figura 6. Proceso de rizofiltración

Fitoextracción o Fitoacumulación: esta fitotecnología es la más conocida y difundida, en la cual la planta absorbe los contaminantes por el sistema radical y los trasloca, acumulándolos en hojas, tallos y raíces, cuya biomasa es descargada en contenedores o vertederos herméticos; utilizada principalmente en metales pesados en suelos y aguas residuales con el objeto de extraer metales como Pb, Cd, Cu, Cr, Ni y V, con la ayuda de especies metalófitas, Figura 7 (Ullah *et*

al., 2020), además de ciertos tipo de toxicos orgánicos y elementos e isótopos radiactivos (Wang *et al.*, 2017).



Fuente: Bayón (2015)

Figura 7. Proceso de fitoextracción en suelos contaminados

La fitoacumulación o fitoextracción es considerada la fitotecnología más prometedora en la recuperación a de aguas residuales contaminadas por metales pesados, los que diferencia de los toxciso orgánicos no pueden degradarse a través de procesos químicos o biológicos (Bian *et al.*, 2018), se fundamenta esencialmente en los procesos fisiológicos, con actuación como bombas de succión alimentadas por la energía solar mediante la fotosíntesis, extrayendo los metales pesados del agua residual y acumulándolos principalmente en sus tejidos aéreos (Pajevic *et al.*, 2016).

Las plantas potencialmente eficientes para la fitoextracción de metales son las especies metalófitas, debido a su capacidad de supervivencia y a su adaptación a ambientes con alto contenido de metales pesados gracias a sus mecanismos fisiológicos (Egendorf

et al., 2020). Entre las cuales se destacan las denominadas hiperacumuladoras por presentar naturalmente una elevada capacidad para tolerar, absorber y acumular cantidades de elevadas en sus tejidos (Ekta y Modi, 2018).

Las plantas empleadas como fitorremediadoras de aguas residuales son denominadas de distintas formas: especies vasculares acuáticas, hidrofitos vasculares y macrofitas, indicaciones que se deben a su característica morfológicas, fisiológicas y hábitat, estas se dividen en dos grandes grupos: las hidrófitas y helófitas. Las primeras poseen la mayor parte del cuerpo vegetativo sumergido; sus hojas, estructura florar reposan en la superficie de agua y raíces en la columna de agua. Por su parte las segundas tienen las raíces sostenidas a un substrato, es decir la parte inferior sumergida y la superior emergente, de allí los calificativos de plantas emergentes, palustres o de pantanos.

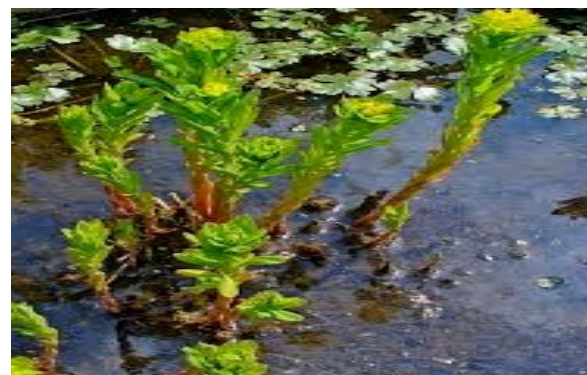
La fitorremediación con plantas vasculares, se logra a través de la conducción de los contaminantes por el sistema por el cual circulan agua y nutrientes; catalogandose como plagas en sistemas acuáticos como es el caso de la *Lemna minor* (Daud *et al.*, 2018), producto del enriquecimiento del medio acuático con nutrientes que provienen de la eutrofización, que amenaza la biota e ictiofauna de estos ecosistemas (Borek, 2018). No obstante, por el papel en el medio ambiente están siendo consideradas de utilidad; debido al manejo eficiente y su capacidad para acumular y remover diversos contaminantes pueden ser empleadas en la fitorremediación (Jayasri y Suthindhiran, 2017).

Las plantas palustres, las que se desarrollan en ambientes acuáticos con déficit de oxígeno como pantanos y ciénagas, son consideradas especies emergentes que viven entre el agua libre y el substrato, recomendadas para tratamientos secundarios de

acuíferos residuales (Tocto *et al.*, 2018). Las raíces se desarrollan bien bajo inmersión, sin embargo la falta de oxígeno les permite desarrollar aerénquima, tejido parenquimático que contiene espacios intercelulares llenos de aire que conectan todo el vegetal, entre las que encontramos a: *Scirpus lacustris*, *Phragmites australis* y *Typha spp.*, pues tienen gran potencial depurar el nitrógeno, fósforo, materia orgánica, sólidos en suspensión (Fontalvo-Herazo *et al.*, 2011)

Aemás se consideran otras especies como: *Acorus calamus*, *Arum italicum*, *Euphorbia palustris*, *Hippuris vulgaris*, así como plantas de los géneros *Cyperus*, *Iris*, *Pseudoacorus*, *Juncus* y *Zanthedeschia* con un alto potencial para la fitorremediación de cuerpos de agua contaminados, en la figura 8, se presentan algunas de las plantas acuáticas más empleadas para la descontaminación de aguas residuales.

Para la fitorremediación de aguas residuales, las plantas macrófitas representan una variante ideal, si se considera que sus organismos están vinculados de manera directa a los ecosistemas acuáticos a través de sus hábitos de crecimiento y características, siendo capaces de retener diversos contaminantes en su estructura (raíces, tallos y hojas) a partir de distintos procesos fisiológicos (García *et al.*, 2013). El aerénquima en estas especies se ubica en el órgano que hace de flotador, por ejemplo, el pecíolo inflado en *Eichhornia crassipes* y la lámina foliar en *Pistia stratiotes* (Robles-Pliego *et al.*, 2015).



a) *Phragmites australis*, b) *Scirpus lacustris*, c) *Thypha sp*, d) *Euphorbia palustris*, e) *Juncus sp*, f) *Hippuris vulgaris*, g) *Cyperus sp*, h) *Eichhornia crassipes*

Figura 8. Especies acuáticas más usadas para la fitorremediación de aguas contaminadas con metales pesados, agroquímico y compuestos orgánicos e inorgánicos.

Una de las especies de mayor interés es *Eichhornia crassipes* (Figura 8, h), debido a que alcanza niveles de remoción de hasta 95% de DBO5, 90.2% de DQO, 21-91% de sólidos suspendidos, 98.5% nitrógeno total y del 85%-95% en algunos metales (Vargas *et al.*, 2016).

5.3. Sistemas de fitorremediación de aguas residuales

Los primeros sistemas de fitorremediación de aguas residuales se implementaron en Europa a principios de la década de 1960, utilizando juncos. A partir de entonces se han ido perfeccionando y diversificando las especies empleadas, siendo aceptados y aplicados en mayor medida en la actualidad. Entre los diversos sistemas de cuerpos de agua se encuentran: humedales artificiales; sistemas flotantes con plantas acuáticas y rizofiltración (Herath y Vithanage, 2015), los que se describen a continuación.

Humedales contruidos o artificiales: son complejos de sustratos saturados, vegetación emergente y subemergente, animales y agua que simula los humedales naturales, diseñados y hechos por el hombre para su beneficio, uno de los ejemplos exitosos del uso de humedales artificiales fue la remoción de hasta 99 % de mercurio a escala experimental en un humedal (Paredes y Ñique, 2016), usando la especie *Eichhornia crassipes* en este sentido Márquez *et al.* (2020), lograron la remoción exitosa de cromo y plomo usando este sistemas con *Nasturtium officinale*.

Sistema de tratamiento con plantas acuáticas flotantes: son estanques semiconstruidos o naturales en los cuales se emplean

plantas flotantes para el tratamiento de aguas residuales, las especies usadas son las mismas que se emplean en el humedal artificial, aprovechando la capacidad fitoremediadora de estas dentro las que encontramos ha: *Eichhornia crassipes* *Lemna minor* y *Salvinia minima* y *Nasturtium officinale* (Hoffmann *et al.*, 2004).

Sistema de rizofiltración: se basa en hacer crecer, en cultivos hidropónicos, plantas terrestres con alta tasa de crecimiento radicular y área superficial para absorber, concentrar y precipitar metales pesados y otros agentes contaminantes presentes en las aguas residuales, este sistema ha sido usado exitosamente para la remoción de metales pesados, contaminados antropogenicamente, siendo *Sagitaria montivdensis*, una de las especies más promisorias (Demarco *et al.*, 2019).

Especies emergentes: son aquella especies cuyas raíces están enterradas en los sedimentos, con su parte superior elevada hacia la superficie del agua y la estructura reproductora se encuentra en la parte aérea de la planta (Figura 9). Ejemplos de este tipo de plantas serian, carrizo (*Phragmites australis*), usada exitosamente en la remoción de cadmio y níquel en sistemas hidropónicos (Bello *et al.*, 2018) y platanillo (*Sagitaria latifolia*), usada con éxito en la eliminación de nitrógeno y fósforo en sistemas de irrigación agrícola (Chen *et al.*, 2017).

a)



b)



a) *Phragmites communis*, b) *Sagitaria latifolia*

Figura 9. Plantas emergentes para la remoción de contaminantes en aguas residuales

Flotantes: se refiere a aquellas plantas con flotación (no fijas) cuyos tallos y hojas se desarrollan sobre la superficie del agua, las raíces cuelgan en el agua y sus estructuras vegetativas y reproductivas se mantienen emergentes (figura 10). Especies como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), usada en la remoción de hasta nueve metales pesados en el delta del río Nilo (Eid *et al.*, 2019) y lenteja de agua (*Lemna minor*) la cual ha sido usada para la remoción de metales pesados e incluso contaminantes emergentes como azul de metileno (Imrom *et al.*, 2019) y herbicida como el lactofen (Wang *et al.*, 2017).

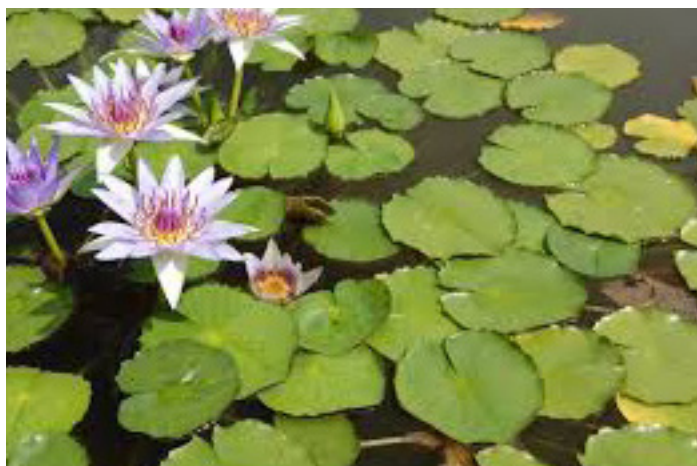
Para remoción de plomo se ha empleado *Salvinia biloba*, con éxito (Loria *et al.*, 2019); así como plantas de hoja flotante (fijas) que mantienen sus hojas flotando sobre la superficie del agua y con raíces están fijas en los sedimentos, como: *Nymphaea elegans* y *Nymphoides fallax*, usadas para la remoción de metales pesados en humedales naturales con potencial florístico en el centro de México (Lobato y Martínez, 2018).



c)



d)



a)



b)

a) *Nymphaea elegans*, b) *Nymphoides fallax*, c) *Eichhornia crassipes* y d) *Lemna sp*

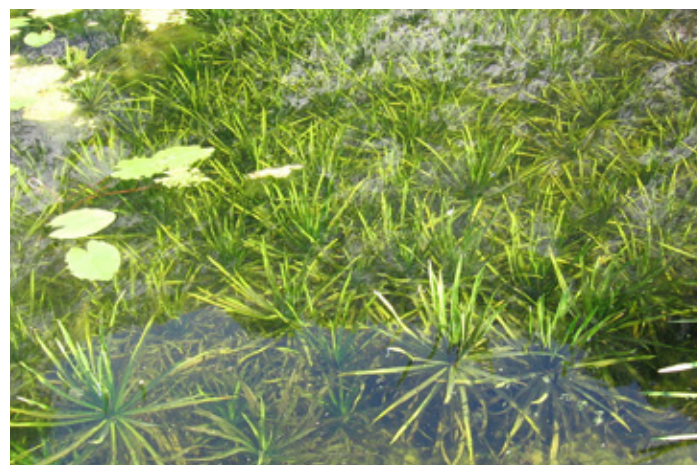
Figura 10. Plantas flotantes para la remoción de contaminantes en agua

Sumergidas: se denomina a aquellas plantas que se desarrollan debajo de la superficie acuática parcial o totalmente (Figura 11), cuyos órganos reproductores pueden estar sumergidos, emerger o estar por encima de la superficie del agua, entre algunas especies de este tipo de plantas se pueden citar: bejuquillo (*Ceratophyllum demersum*), usado en la eliminación de cromo (Suryaniet *et al.*, 2017); hidrilla (*Hydrilla verticillata*), para fenoles (Chang *et al.*, 2020) y pastos (*Zostera marina*), particularmente utilizadas en ambientes costeros sujetos al impacto de actividades industriales y derrames petroleras (Lee *et al.*, 2019).

a)



b)



a) *Cerathophyllum demersum* y b) *Hydrilla verticillata*

Figura 11. Plantas sumergidas para la remoción de contaminantes en agua residuales

5.4. Factores que afectan la eficiencia del proceso de fitorremediación

Entre los factores primordiales a tener en cuenta para la remoción eficientes de contaminantes a través de la fitorremediación, debemos considerar: las características de la especie de planta a ser utilizada (Méndez *et al.*, 2017), su estado de crecimiento (Valdivia *et al.*, 2018), estacionalidad (O Connor *et al.*, 2019 y Qin *et al.*, 2020) y el tipo de metal o contaminante a remover. Por lo que para obtener resultados óptimos se debe considerar que las plantas a emplear deben cumplir las siguientes condiciones: elevada tolerancia, ser acumuladores de metales y otros tóxicos, rápida tasa de crecimiento y productividad; ser especies locales y de fácil cosecha (Cistaldi *et al.*, 2017 y Wang *et al.*, 2019).

Los mecanismos que han desarrollado las plantas para tolerar y sobrevivir en ambientes de exposición a metales pesados incluyen exclusión, mineralización, reducción, solubilización, redistribución y acumulación (Du *et al.*, 2020). La exclusión conlleva un sistema de liberación desde la planta hacia el exterior a fin de evitar concentración en sus tejidos (Fernández *et al.*, 2017).

Mientras que la mineralización, reduce la biodisponibilidad de metales por lo cual no pueden ser absorbidos (Tripathi *et al.*, 2020), la solubilización implica la transformación en forma asimilable (Ma *et al.*, 2016) y la reducción, transforma los elementos químicos tóxicos a compuestos menos nocivos que pueden ser aprovechados por las plantas (Tirry *et al.*, 2018).

5.5.Mecanismos de remoción de contaminantes en aguas residuales

De manera general existen tres tipos de mecanismos implicados en la remoción de contaminantes de aguas residuales, entre los que encontramos a los físicos: sedimentación, adsorción, volatilización, filtración (Nascimiento *et al.*, 2019); químicos: hidrólisis, precipitación, reacciones fitoquímicas (Devi *et al.*, 2016 y Serna *et al.*, 2019) y biológicos: metabolismo microbiano y de las plantas, bioabsorción (Rehman *et al.*, 2019).

Degradación de la materia orgánica: ocurre a nivel de la rizosfera de las plantas, por parte de los microorganismos presentes en el suelo, los productos degradados a nivel microbiano son absorbidos por el vegetal conjuntamente con nitrógeno, fósforo y otros minerales (García-Segura, *et al.*, 2018).

Adicionalmente, las plantas transfieren oxígeno desde su partes superiores a la raíz favoreciendo diversos procesos que se llevan a cabo durante el tratamiento de aguas residuales (Mohan y Tippa, 2019), las raíces fungen como sustrato para la microbiota, cuya actividad permite reducir la cantidad de sólidos suspendidos, niveles de nitrógeno y consumo de oxígeno, siendo los vegetales en sí mismas las que se encargan de asimilar, transformar y acumular diversos tipos de contaminantes a través de sus actividades metabólicas (Fatima *et al.*, 2016).

Quelación: es una de los mecanismos empleados por las plantas para llevar a cabo la destoxificación, y es el proceso mediante el cual las especies vegetales a través de un ligante existente, que secuestra los componentes metálicos los cuales son objeto de una biotransformación, y es incapaz de ejercer su toxicidad. (Casteblanco,

2018), entre los complejos quelantes se encuentran los ácidos orgánicos, aminoácidos y las más importantes, metalotioneinas y fitoquelatinas (Cruz *et al.*, 2018).

Aunque el uso de las plantas acuáticas han sido empleadas como estrategia de fitorremediación, en la actualidad es poco lo que se conoce sobre los mecanismos fisiológicos implicados en la destoxificación de metales pesados (Alves *et al.*, 2019, dado que las mayorías de las investigaciones y estudios han sido orientados a la determinación de la capacidad de bioabsorción, acumulación y tolerancia (Contreras *et al.*, 2016 y Perales *et al.*, 2020), en las mas comunes en sistemas de fitorremediación, como *Eichornia crassipes* y *Lemna minor* y algunas microalgas sólo se ha demostrado la síntesis de fitoquelatinas (Beltrán y Gómez, 2016; Cortes *et al.*, 2018), como mecanismo de tolerancia a la presencia de metales pesados, por lo cual el estudio de los procesos fisiológicos que regulan la fitorremedación de contaminantes es un área de investigación promisorio.

La estrategias de fitorremediación es un mecanismo de depuración de aguas residuales, para garantizar un uso adecuado de la misma como fertilizante o para riego de cultivos agrícolas, en los países tropicales como el Ecuador esta técnica posee la ventaja además de bajos costos, amplia biodiversidad de especies vegetales adaptadas a diferentes condiciones edafoclimáticas; algunas de las cuales han sido reportadas por su alto potencial para la acumulación y remoción de contaminantes de agua y suelos.

CAPÍTULO

6

Experiencia en
la utilización de
fitorremediación
de aguas
residuales

INTRODUCCIÓN

El uso de aguas residuales en la agricultura, como se ha descrito en los capítulos previos, ofrece ventajas y beneficios si se realiza de manera adecuada. Igualmente se ha destacado a la fitorremediación dentro de los mecanismos de tratamientos de dichas aguas el cual además de ser una técnica sostenible y amigable con el medio ambiente no conlleva un costo elevado para su implementación si se le compara con los mecanismos tradicionales de tratamiento.

Diversas investigaciones y experiencias han demostrado la eficacia y eficiencia de fitorremediación como técnica de depuración y destoxificación de aguas residuales, fundamentadas en el conocimiento de las características de la planta a ser empleada, composición y contaminantes presentes en éstas, existiendo reportes del potencial de esta biotecnología donde el empleo de especies vegetales especializadas son idóneas para absorber, almacenar o metabolizar los tóxicos que se encontraban presentes en aguas residuales (Wang *et al.*, 2014).

En Latinoamérica se han desarrollado experiencias en fitorremediación para la descontaminar las aguas residuales con tóxicos producto a la actividad de explotación de hidrocarburos y minerales, esta experiencia ha sido reportada en países como Colombia (Franco *et al.*, 2016), México (Covarrubias y Cabriales, 2017), Brasil (Benardido *et al.*, 2016), Chile (Lam *et al.*, 2017) y Perú (Kee *et al.*, 2018).

Como se mencionó en el capítulo 5 la capacidad fitorremediadora de las plantas depende de su habilidad de exclusión y translocación del contaminante mediante diferentes mecanismos fisiológicos, lo cual permite su remoción del agua o suelo contaminado: así como, la capacidad de las mismas para tolerar e hiperacumular estos tóxicos.

Además de los procesos fisiológicos en el clima de los países tropicales, una de las ventajas para la implementación de los programas de fitorremediación es la biodiversidad vegetal (Luzuriaga *et al.*, 2019), lo cual incrementa exponencialmente el número de especies, de ahí que la poca variación de las temperaturas durante todo el año (Deblauwe *et al.*, 2016), mayor radiación solar (Fyllas *et al.*, 2017) y disponibilidad de condiciones adecuadas de suelo facilitan el crecimiento de estas especies vegetales (Fujii *et al.*, 2018).

Adicionalmente, muchas de las especies que se usan en los programas de fitorremediación tienen una alta capacidad de adaptación a condiciones extremas como sequías (Aguilar *et al.*, 2020), altas temperaturas (Becker *et al.*, 2019), tenores de sales (Sarkar *et al.*, 2019) o pH ácidos (Jiang *et al.*, 2016).

A continuación se caracterizarán algunas de las especies utilizadas en la fitorremediación desde el punto de vista botánico, así mismo, su capacidad para la remoción de contaminantes en aguas y las experiencias exitosas que se han tenido a nivel mundial,

6.1. *Eichhornia crassipes*

Denominada comúnmente en algunas regiones como Jacinto de agua, flor de Bora, oreja de ratón o tarulla, *Eichhornia crassipes* (Figura 1), es una planta perenne, vascular de flotación libre, de rápido crecimiento. Se considera como especie vegetal acuática macrófita emergente es reconocida por su capacidad para eliminar contaminantes, se desarrolla en diversos tipos de humedales teniendo resistencia a variabilidad en los niveles de nutrientes, temperatura y pH (Ramil *et al.*, 2014). No tolera aguas marinas capaces de colonizar estuarios con baja salinidad, sensible a inviernos fríos y bajas temperaturas, prefiriendo temperaturas entre

los 18 y 30 °C, con crecimiento óptimo entre los 22 y 25 °C, ideal para zonas tropicales.

En el ámbito de la fitorremediación, sus tejidos son capaces de acumular metales pesados (mercurio, cadmio, arsénico, entre otros), siendo idóneos en la eliminación de ciertos compuestos orgánicos (fenoles, colorantes, pesticidas); así como, para reducir los niveles de demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos en suspensión por lo que su empleo en la biolimpieza de aguas residuales es altamente reconocido, por ser un bioacumulador capaz de retener sustancias tóxicas y metales pesados dada su gran capacidad de absorción de nutrientes (Vargas, 2018; Mendieta y Zambrano, 2019).

Fitorremediación de aguas residuales con *Eichhornia crassipes*

Rojas y Suyón (2020) evaluaron la eficiencia de la planta para fitorremediar arsénico del agua de pozos que abastecen al centro poblado Cruz de Médano (Perú), concluyendo que en el transcurso de dos semanas el contenido de arsénico de la muestra de agua había disminuido en un 60% y logrado la remoción en igual porcentaje para la DBO, manteniéndose los parámetros que requiere la planta en cuanto a temperatura (23.6°C) y p H (7.1) (figura 2, cuadro 1).

Reino Plantae
División Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Commelinales
Familia Pontederiaceae
Género *Eichhornia*
Especie
Eichhornia crassipes

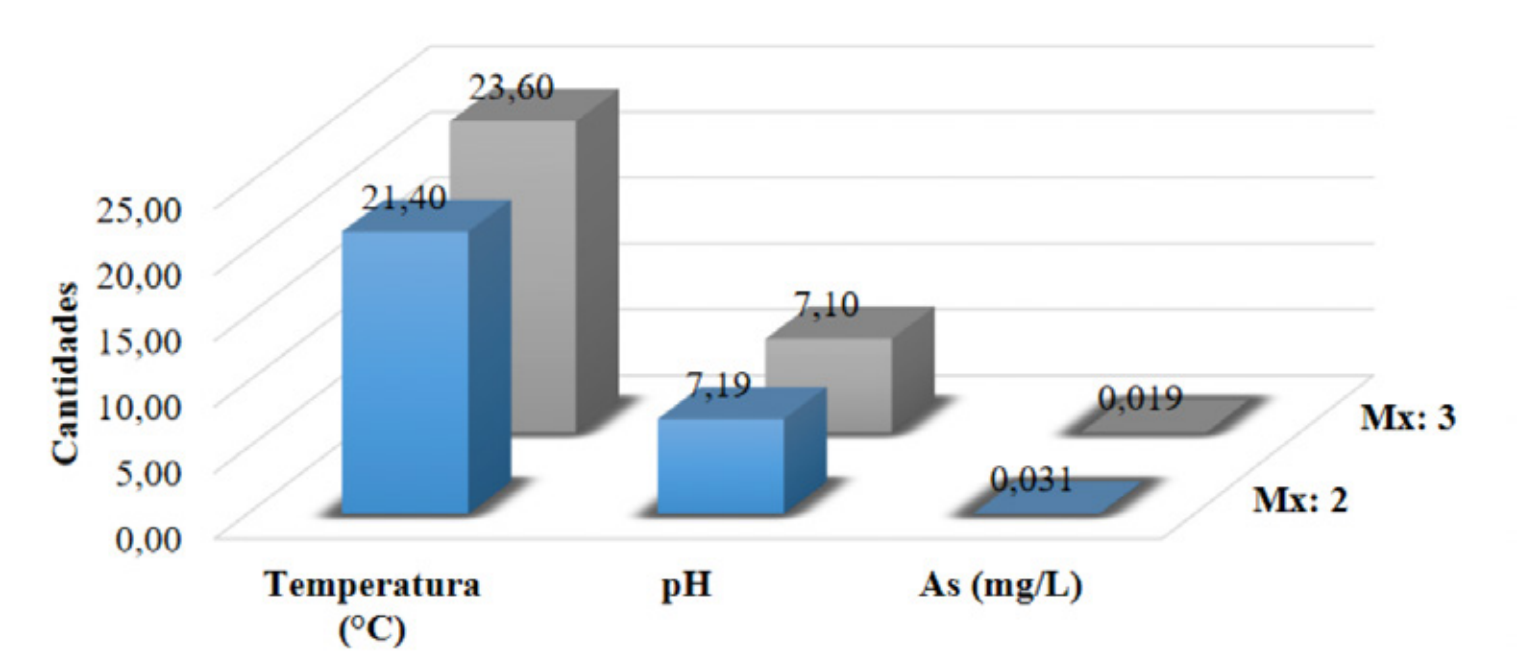


Figura 1. Clasificación taxonómica de la especie Eichhornia crassipes

Cuadro1: Parámetros después de aplicar fitorremediación con Eichhornia crassipes

Muestra	T0	pH	As (mg/L)	% Remoción	Fecha de análisis
Mx:2	21.40	7.19	0.031	34%	27/09/2019
Mx:3	23.60	7.10	0.019	60%	04/10/2019

Fuente: Rojas y Suyón (2020)



Fuente: Rojas y Suyón (2020)

Figura 2. Parámetros físico-químicos de aguas residuales tratadas con Eichhornia crassipes

Sandoval (2019) demostró la eficiencia de esta especie en la remoción de cadmio de aguas residuales tras once días de ensayo, alcanzando valores de remoción del 83,57% con parámetros aptos para la planta de 23°C de temperatura y 7,5 de pH, así mismo Julón (2019) determinó que esta planta actúa como un filtro ecológico, dado que la biomasa resultó ser más eficiente que un filtro de

arena para la remoción de sólidos totales, arrojando un promedio de 51,035% en el caso del primero contra 36,5% en el caso del segundo.

En este sentido Rodríguez y Poveda (2016), obtuvieron durante pruebas de laboratorio el alto grado de efectividad de esta especie en remoción de cromo en aguas contaminadas en San Benito, Bogotá, logrando disminución de cromo en 60 y 80 % de DBO en 30 días de estudio. Mientras, Gómez y Guarín (2020), cuando evaluaron el perfil volátil de *Eichhornia crassipes* y la eficiencia de absorción de cianuro del agua residual de minas de oro ubicada en el sector la Maltería, ciudad de Manizales (Colombia), notificaron, que la planta absorbió compuestos presentes en el agua residual de la mina con un porcentaje de remoción del 65,23%.

La aplicabilidad de esta especies es importante, Poveda (2014) observaron que al comparar varias especies acuáticas empleadas para fitorremediación de aguas residuales industriales y agrícola, *Eichhornia* fue la mejor comportamiento para lograr la disminución de los parámetros analizados mejorando 12 parámetros (dureza, cloruros, alcalinidad, conductividad eléctrica, nitratos, nitritos, sólidos totales, sólidos totales disueltos, turbidez, pH, DBO, E. coli) de 15 analizados.

En este sentido Vargas et al. (2018) a través de un análisis de literatura de *Eichhornia crassipes* afirman que esta especie permite un tratamiento eficaz si se sabe controlar y manejar, con alta capacidad de procesar pesados (Zn, Cd, Cu y Cr) presentes normalmente en las aguas residuales con porcentajes de remoción que van desde el 85% al 95%. Los reportes de literatura señalan que la especie alcanza reducciones de DBO en el orden del 95% y hasta 92% para la DQO, en fósforo y nitrógeno total registran disminuciones de 91,7% y 98,5% respectivamente.

6.2. *Lemna minor*

Lemna minor conocida comúnmente como lenteja de agua es una planta diminuta de libre flotación en el agua (macrófita) de rápido crecimiento en aguas tranquilas. La planta presenta hojas pequeñas, y a medida que se desarrolla va incorporando a su biomasa un gran número de nutrientes, siendo más tolerante que otras plantas acuáticas al estrés por déficit de nutrientes, sequía, plagas y enfermedades, teniendo como óptimos pH entre 6,5-7,5 y temperaturas de 27 °C, aunque crece muy bien y de forma rápida en climas diversos.

La *Lemna minor* (Figura 3) presenta un ápice redondeado, con una lámina verde intenso, que crece solitaria o en grupos, siendo identificable de manera fácil por la presencia de una raíz por cada fronda.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Alismatales
Familia Araceae
Subfamilia Lemnoideae
Tribu Lemneae
Género *Lemna*
Especie
Lemna minor



Figura 3. Clasificación taxonómica de la especie *Lemna minor*
Fitorremediación de aguas residuales con *Lemna minor*

Investigadores de Verma y Suthar (2015) han reportado el uso promisorio de *Lemna sp* por su excelente hiperacumulación de plomo y cadmio en agua residual tratada destinada al riego, observando los mejores resultados con un pH de 7, donde la eliminación del plomo fue del 98,1% (10 mg/L) y cadmio del 84,8% (2 mg/L).

Dado su potencial fitorremediador Del Pezo (2019) señal que la esta ha sido usada en sistemas fitodepuradores de aguas negras mediante islas flotantes con tiempo de retención de ocho días, obtuvo porcentajes del 99,95% de remoción de *E. coli* y 99,74% de coliformes totales, así mismo Amare *et al.* (2018), reportaron su uso para el tratamiento en su estudio de aguas residuales proveniente de la industria textiles, destilerías y fuentes domésticas; donde producto a su eficiencia estas pudieron cumplir con los límites para reutilización y riego agrícola según los parámetros: DBO, conductividad eléctrica, el pH, sólidos disueltos totales, metales pesados y sulfatos.

6.3. *Chrysopogon zizaniodes*

Chrysopogon zizaniodes (Figura 4) Esta especie gramínea perenne que posee un sistema radicular masivo, profundo (2 a 3 m de crecimiento en un año). Es una planta asexual, que tolera condiciones extremas de sequías, inundaciones y quemas. Su crecimiento es veloz en climas cálidos, con supervivencia estimada desde los -9°C a más de 45° C, pero normalmente requiere una época de lluvias de tres meses. Se desarrolla bien en un rango amplio de suelos, desde pedregosos, ácidos con unidades de pH cercanas a tres o alcalinos (11), permite niveles de toxicidad a metales como: aluminio, manganeso (550 ppm) y salinas.

Adicionalmente, la planta no requiere de aplicación de tecnología para ser utilizada en el tratamiento del agua, por lo que debido a sus

características es empleada en la bioingeniería para descontaminar aguas por derrames de crudo (Samal y Trivedi, 2019)

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Poales
Familia Poaceae
Subfamilia
Panicoideae
Género *Chrysopogon*
Especie
Chrysopogon zizanioides



Figura 4. Clasificación taxonómica de la especie *Chrysopogon zizanioides*

Fitorremediación de aguas residuales con Chrysopogon zizanioides

Kardani y Takdastan (2015), al evaluar la efectividad de *Chrysopogon zizanioides* en la recuperación de aguas contaminadas con hidrocarburos, notificaron que esta gramínea es una alternativa viable para enfrentar la contaminación con compuestos derivados del petróleo, por su eficiencia de remoción de contaminantes (44-98%).

Estos autores plantean un conjunto de alternativas como: laguna de almacenamiento, tanque de distribución y humedales artificiales; con el fin de mejorar las condiciones físico químicas del agua residual tratada y disminuir la carga contaminante del efluente vertido al suelo y/o fuentes hídricas, donde las variantes utilizadas con esta especie remediadora en este campo petrolero, permiten la remoción

de grasas y aceites, sólidos suspendidos totales y disueltos, DQO, DBO, sales, cloruros, bario, plomo, arsénico y selenio con eficiencia de 60-98%.

Esta gramínea ha sido exitosa en la recuperación de ambientes eutrofizados, en este sentido Darajeh et al. (2019), señalan que se ha demostrado que el pasto vetiver bajo condiciones hidropónicas es capaz de disminuir los efectos del nitrógeno total con 94 % de eficiencia; fósforo total con 90 %, Coliformes fecales con 44 %; E. Coli con 91 %; Oxígeno disuelto, pH 7.3 a 6,0 y puede evapotranspirar 1,1 L/día/cuadro de plantas/ tambor, todo esto con un tiempo de retención de cuatro días.

Por su parte, Chávez y Llor (2019) evaluaron la eficiencia de *Chrysopogon zizanioides* en la remoción de materia orgánica del efluente de la laguna de oxidación de la ciudad de Calceta en el cantón Bolívar, Quito, Ecuador; en el que se evidenció mayor eficiencia en la disminución de DBO5 (89,95%) y turbidez (88,59%) con medias de 7.1 pH y 22,7°C de temperaturas.

6.4. *Nasturtium officinale*

Conocida como berro, *Nasturtium officinale* (Figura 5), planta perenne, acuática o semiacuática de entre 10 a 50 cm de altura que forma grandes colonias, con tallos ascendentes y carnosos, hojas de color verde, flores blancas y pequeñas. Esta especie se adapta en ambientes acuáticos y terrestres, siendo considerado de alta actividad antioxidante, antiinflamatoria, antialérgica, cardioprotectora, antidiabética y de gran utilidad en el sector de los cosmetológico y ambiental; donde se ha demostrado a través de diversas investigaciones su capacidad para acumular metales como: Cr, Cu, Cd, Co, Zn y Ni, metaloides (As) y diversos compuestos radiactivos.

En el caso del cadmio la capacidad de acumulación en la planta aumenta en la medida que se incrementa la concentración en la solución, donde raíces y tallos, debido a la características propias del vegetal, pueden acumular mayor cantidad de Cd que otras estando en el mismo sustratos (Li et al., 2017).

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Magnoliopsida
Orden Brassicales
Familia Brassicaceae
Tribu Cardamineae
Género *Nasturtium*
Especie
Nasturtium officinale



Figura 5. Clasificación taxonómica de la especie *Nasturtium officinale*

Fitorremediación de aguas residuales con Nasturtium officinale

En estudios de Curasma y Sandoval (2019), demostraron la capacidad de esta especie para la remoción de contaminantes orgánicos durante tratamiento de agua residual en la localidad de Huancavelica (Perú), al utilizar un filtro biológico con toba calcárea como soporte y proceso de fitorremediación con *Nasturtium officinale*, obteniendo una eficiencia de remoción de 44,8 en DBO5; 66,67 para DQO; 94,59 de coliformes totales, 81,22 de coliformes fecales y 72,12% *Escherichia coli*, concluyendo que hubo capacidad de remoción significativa de los parámetros microbiológicos.

Deza (2019) determinó la eficiencia del *Nasturtium officinale* para

la remoción de nitratos y fosfatos en aguas residuales domésticas, encontrado que en la evaluación realizada durante diez días se registraron promedios de remoción del 69,10% fosfatos y 8,70% para nitratos, este resultado es fundamental para la restauración de aguas contaminadas por el vertido de fertilizantes.

Con respecto a la remoción de metales pesados, Márquez *et al.* (2020) encontraron que dentro de un humedal usando *Nasturtium officinale* como planta fitorremediadora, la remoción total de Pb fue mayor a 99,9% (100 mg L⁻¹) y 95% para Cr (28,5 mg L⁻¹), observando entre otras situaciones que la mayor concentración de ambos metales se dio en la raíz (Pb>Cr), que al incrementarse el Cr en solución el vegetal absorbe más metal y que en combinación con Pb aumenta el índice de tolerancia disminuyendo el factor de traslocación.

Dada su capacidad fitorremediadora *Nasturtium* ha sido usado para la remoción de contaminantes generados por actividades industriales, en este sentido Pineda (2019) demostró la importancia de esta especie para el tratamiento de efluentes de curtiembre a través de la implementación de humedales artificiales, obteniendo eficiencias de remoción en sistemas de humedales artificiales híbridos y naturales de hasta 98,95-98,64% Cr; 98,99-98,46% DBO₅; 96,84-93,01% DQO y 97,66-93,76% para sólidos suspendidos totales.

6.5. *Typha domingensis*

El genero *Typha* posee de 8-13 especies de plantas herbáceas acuáticas emergentes robustas, perennes, rizomatosas, con hojas muy erectas y una espiga cilíndrica de numerosas flores diminutas polinizadas por viento. Distribuidas en pantanos y humedales de buena parte del mundo en colonias densamente pobladas, que crecen como plantas emergentes en estanques, acequias y pantanos.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Lilopsida
Orden Poales
Familia Typhaceae
Género
Typha
Especie
Typha domingensis
Pers



Figura 6. Clasificación taxonómica de la especie *Typha domingensis*

Su comprobada resistencia a medios anóxicos y altamente contaminados ha llevado a que sea considerada como una planta apta para la fitorremediación, especialmente de aguas residuales, empleada en humedales artificiales, sistemas de filtros de macrófitas en flotación y fitoacumuladora de metales pesados. Las especies más ampliamente distribuidas *Typha latifolia* (áreas templadas, tropicales y subtropicales de todos los continentes), *Typha domingensis* (Figura 6) (presente en casi todo el mundo, prefiere el hemisferio norte y lugares pantanosos) y *T. angustifolia* (presente en casi todos los continentes a excepción de Australia).

Fitorremediación de aguas residuales con Typha domingensis

El potencial fitorremediador de esta especie ha sido reportado por Bonanno y Cirelli (2017), quienes al evaluar esta especie en humedal natural usado para la depuración de aguas residuales municipales contaminadas con metales pesados. Estudiaron las concentraciones y distribuciones de ocho metales pesados, fundamentalmente Pb

y Cr, notificaron la eficiencia para fitodepuración en ambientes contaminados con estos compuestos de *Typha domingensis*, por su elevada captación de elementos y formación de abundante de biomasa.

En este sentido Ashraf *et al.* (2020), al evaluar diferentes macrófitas emergentes (*Brachiaria mutica*, *Canna indica*, *Cyperus laevigatus*, *Leptochloa fusca* y *Typha domingensis*) para remediación de aguas residuales de curtiembres encontraron que la especie *Typha domingensis* fue la especie que demostró mejor desempeño en la eliminación de contaminantes mostrando mayor tasa de crecimiento y biomasa, por lo que puede considerarse una especie adecuada para su uso en tratamientos de aguas residuales de curtiduría

Muñoz y Vásquez (2019) al comparar cinco especies de macrófitas: *Juncus sp.* (junco), *Phragmites australis* (carrizo), *Typha domingensis* (tatora), *Chrysopogon zizanioides* (vetiver) y *Cyperus papyrus* (papiro) en el tratamiento de aguas residuales domésticas en humedales artificiales, notificaron la mayor eficiencia en la remoción de contaminantes para *Typha dominguensis*, con remoción de entre 93,57-96,77%.

6.6. *Salvinia biloba*

El género *Salvinia* (Figura 7), caracterizado por ser un helecho flotante estrechamente relacionado con otras especies acuáticas. Originaria de América del Sur su distribución a nivel mundial es mayoritariamente tropical. Es una especie de agua dulce, flotante, verde-marrón, con tallos horizontales ramificados, puede formar densas esteras de follaje en la superficie. Sus tallos delgados (1-2 mm de grosor) están muy ramificados. Las 'hojas' (frondas) son ovales o dobladas, nacen en tallos cortos (pecíolos) y son de color verde o verde amarillento a marrón.

Entre sus especies se señalan la *Salvinia biloba* (helechito de agua): uno de los pocos helechos acuáticos normalmente encontrada en el entorno amazónico, se estructura sobre un rizoma que crece paralelo a la superficie del agua, el cual se divide en nudos de los cuales brotan las hojas y *Salvinia auriculata*: (oreja de agua y elefante, acordeón de agua), muy presente en América central y Norteamérica, de crecimiento rápido, que tolera temperaturas entre los 10°-30°C, prefiriendo aguas con pH entre 5-9. Sus hojas son redondas de aspecto aterciopelado.

Fitorremediación de aguas residuales con Salvinia biloba

La capacidad fitorremediadora de *Salvinia biloba* para eliminar Cd, Pb, Cu y Zn ha demostrado la habilidad de esta especie para bioconcentrar y eliminar dichos metales, con porcentajes de remoción superiores al 98% para Cu y Pb después de 48 horas de la puesta en marcha del estudio (Llatance *et al.*, 2019).

Reino Plantae
División
Pteridiophyta
Clase Polypodiosida
Orden Salviniales
Familia Salviniaceae
Género *Salvinia*
Especie
Salvinia biloba



Figura 7. Clasificación taxonómica de la especie *Salvinia biloba*

La capacidad fitorremediadora es explicada por la tolerancia a altas concentraciones de metales pesados; en este sentido Castillo *et al.*, (2018) evaluaron diferentes concentraciones de Pb y sus efectos sobre los parámetros fisiológicos sobre esta especie expuesta por

10 días, demostrando la elevada eficiencia de remoción bajo las condiciones de estrés agudo a la cual fue sometida la planta.

Esta especie también ha sido empleada para la remoción de contaminantes en aguas domésticas, en reportes de León *et al.* (2018), quienes encontraron que *Salvinia* posee un alto potencial para remover *E. coli* y coliformes totales de aguas superficiales contaminadas, de ahí que Del Pezo (2019) propuso su uso en un sistema fitodepurador de aguas negras mediante islas flotantes, por su efectividad en el control de *E. coli* con más del 90% de reducción en un período de ocho días (figura 8)

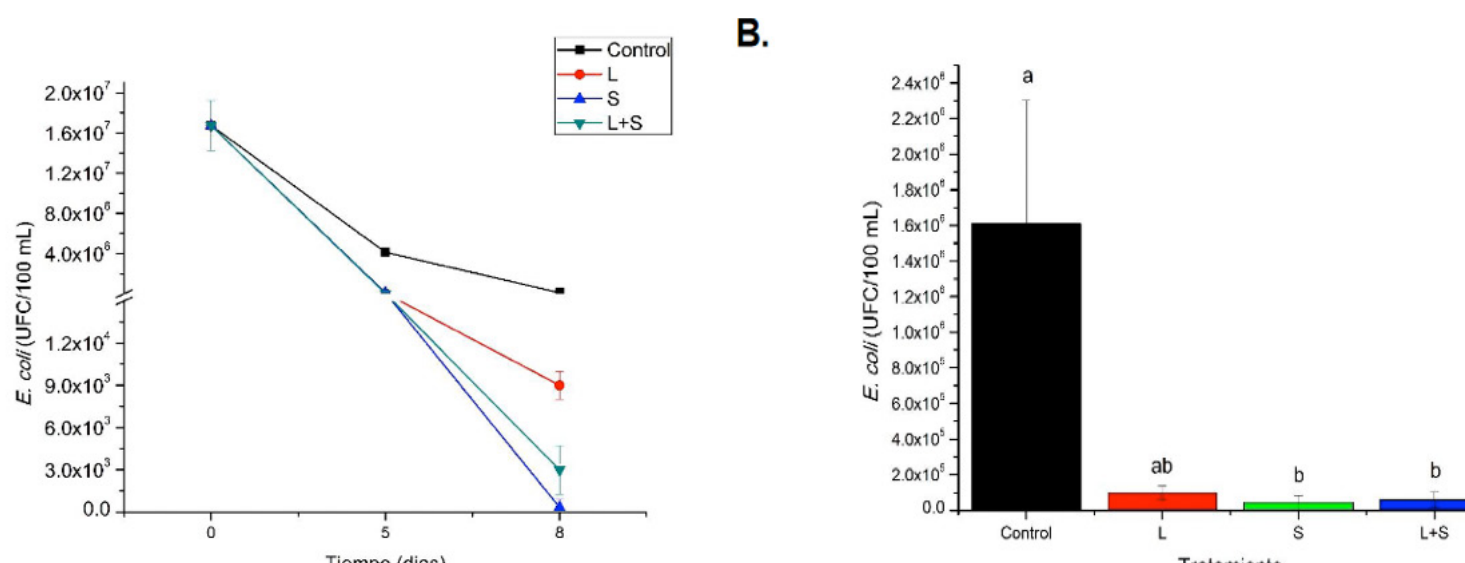


Figura 8. A. Concentración de *E. coli* en los diferentes tratamientos durante los 8 días. **B.** Comparación de la concentración de *E. coli* entre los tratamientos al final del experimento

Control: agua negra sin plantas, L: *Lemna minor*, S: *Salvinia auriculata*, L+S: tratamiento combinado de L. minor + S. auriculata.

6.7. *Elodea canadensis*

La planta macrófita *Elodea* sp es un género de plantas acuáticas originaria de Sudamérica, actualmente distribuidas por todo el

mundo, que crece en largos cordones separados por verticilos foliares dispuestos e los tallos, con hojas en forma de roseta concentradas, de color verde intenso. Esta especie vive enteramente bajo el agua, salvo sus flores que flotan encima del agua, requiere de aguas templadas y moderadamente duras (hasta 20Gh) prefiriendo las alcalinas, temperatura entre los 15°-22° C (óptimo cercano a 20), con exigencias elevadas a la iluminación.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase
Monocotylodoneae
Orden Alismatales
Familia
Hidrocharitaceae
Género Elodea
Especie
Elodea canadensis



Figura 9. Clasificación taxonómica de la especie *Elodea canadensis*

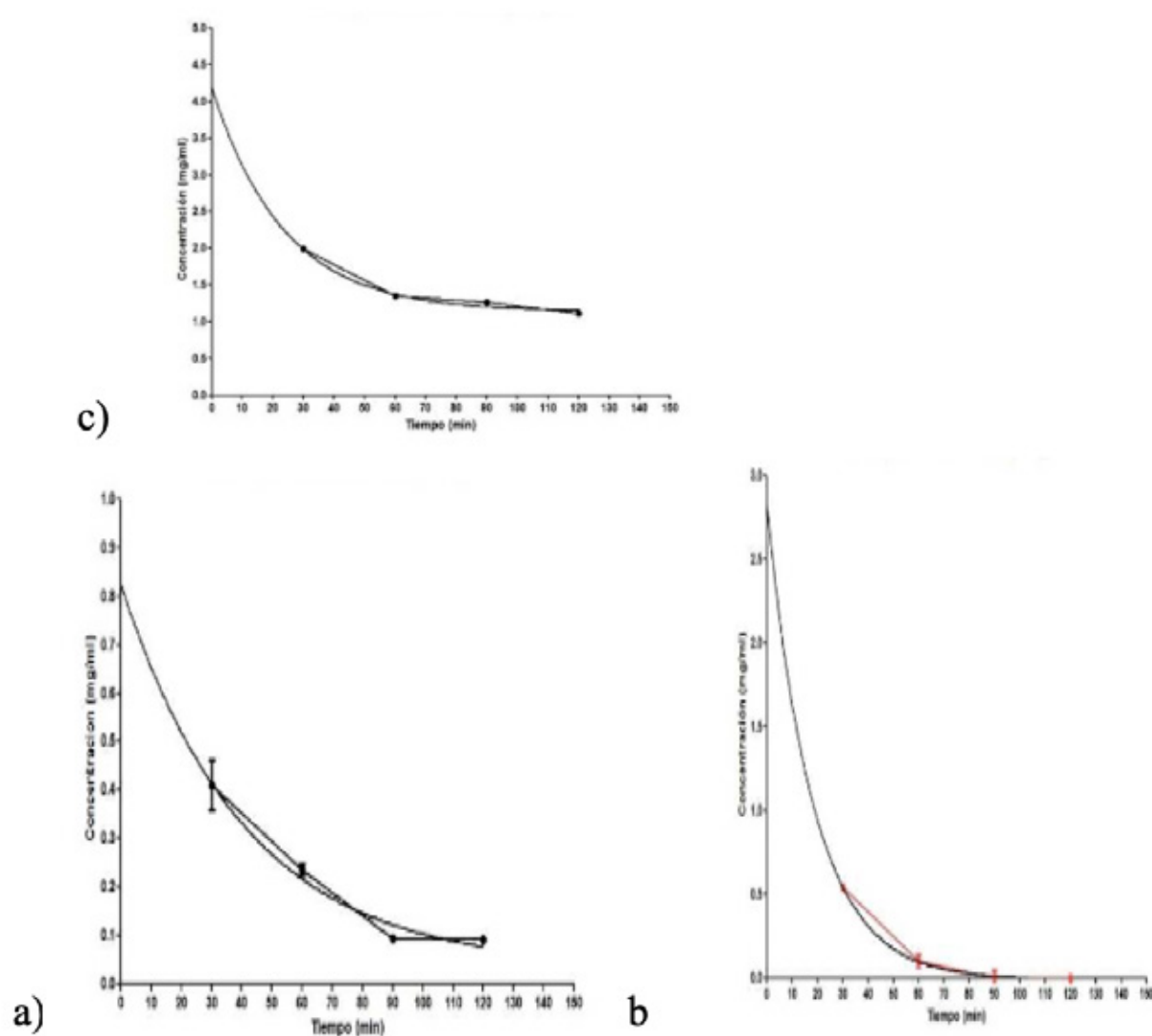
La especie tipo es la *Elodea canadensis* Michx (Figura 9) es una planta dioica que requiere aguas ricas en nutrientes y sedimentos, lo cual no la imposibilita crecer en un amplio rango de condiciones: desde aguas someras a profundas, y en presencia de sedimentos diversos, cuando no se arraigar, se mantiene viva flotando en la superficie.

Fitorremediación de aguas residuales con Elodea canadensis

El potencial de esta planta para la remoción de contaminantes en

agua fue reportado por Jaramillo et al. (2015), quienes evaluaron la capacidad de la misma para la remoción de mercurio, encontrando un desempeño superior al 76% en la medida que se incrementaron las concentraciones (figura 10; cuadro 2).

El potencial fitorremediador de esta especie ha sido ratificado por Cartagena (2019), quien a través de una revisión sistemática por un periodo de 10 años concluyó que la remoción de cianuro o mercurio en aguas contaminadas con dichas sustancias, los porcentajes de remoción oscilan entre el 93% y 98% cuando se emplea *Elodea canadensis* como planta fitorremediadora en aguas residuales mineras, es promisoría en regiones como Chile, Perú y Bolivia, donde esta actividad es una de las fuentes de generación de recursos más importantes y genera una alta emisión de contaminantes en fuentes de aguas.



Fuente: Jaramillo et al. (2015)

Figura 10. Curva de fitorremediación de diferentes concentraciones de mercurios (a: 0,39; b: 1,55; c: 6,25 mg/ml) de Elodea canadensis

Cuadro 2. Remoción de merurio de acuerdo a su concentración con el empleo de Elodea canadensis

Concentyración (mg/ml)	Porcentaje de mercurio removido de la solución (%)
0.39	76.5
1.55	100.0
6.25	82.1

Fuente: Jaramillo et al. (2015)

6.8. *Cynodon dactylon*

Pasto Bermuda, el *Cynodon dactylon* (Figura 11) es una gramínea nativa del norte de África y sur de Europa presente actualmente en gran parte del mundo, rápido crecimiento y ampliamente cultivada en climas cálidos y templados de todo el mundo.

Prospera desde el nivel del mar hasta los 2200 msnm y con lluvias anuales de entre los 500 a 2800 mm. Las hojas son cortas, de 4 a 15 cm de longitud con bordes fuertes membranosos, vainas de 1,5 a 7 cm de largo. Presentan tallos erectos o decumbentes que pueden crecer de 1 a 30 cm, con un sistema radicular muy profundo las cuales pueden crecer a más de 2 m, aunque la mayoría de su masa radical está a 60 cm bajo la superficie, inflorescencias tienen 4-6 espigas, de 1,5 a 6 cm de largo, distribuidos en un verticilo, usualmente radiados. Fisiológicamente, tiene un proceso de fijación del carbono muy eficiente.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Poales
Familia Poaceae
Tribu Cynodonteae
Género Cynodon
Especie
Cynodon dactylon



Figura 11. Clasificación taxonómica de la especie *Cynodon dactylon*

Fitorremediación de aguas residuales con Cynodon dactylon

El uso *Cynodon dactylon* para la fitorremediación de aguas contaminadas, ha sido reportada por Bonilla (2017), los que la emplaron para desechos provenientes de la industria cárnica y láctea, a través de un proceso de rizofiltración por 20 días, este al investigar el efecto de las gramíneas (*Koysia japónica*, *Cynodon dactylon*, *Cucurbita ficifolia*) en la remonición de contaminantes determinó que el pasto bermuda fue quien presentó mejores rendimientos reduciendo los parámetros analizados en un promedio del 56,60%, 94,59% la DQO en lácteo y 61,06% los sólidos totales en cárnicos, adaptándose a los cuerpos de aguas de contaminados.

6.9. *Sporobolus airoides*

Sporobolus airoides (Figura 12), es una especie de gramínea originaria del oeste de Norteamérica, incluyendo norte y centro de México, con capacidad de desarrollarse en diversos hábitats, siendo capaz de crecer en suelos alcalinos, salinos y regiones desérticas. La planta germina eficientemente en condiciones cálidas, soleadas y

húmedas. Las bases de sus tallos son fuertes, y los mismos pueden alcanzar los 2 metros de altura, sus hojas son fibrosas de hasta 60 cm de longitud.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Poales
Familia Poaceae
Género *Sporobolus*
Especie
Sporobolus airoides



Figura 12. Clasificación taxonómica de la especie *Sporobolus airoides*

Fitorremediación de aguas residuales con Sporobolus airoides

El empleo de *Sporobolus airoides* para la remoción de contaminantes en aguas ha sido reportados por Guzmán et al. (2016) en el desierto de Chihuahua (México), para la eliminación de sales mediante un proceso de fitorremediación de NaCl la disminución de NaCl 20%, quedando demostrado que esta especie puede sobrevivir en ambientes salinos expuesto a: 1.028 M de NaCl durante quince días, lo cual la hace promisoría para la recuperación de suelos salinizados por el uso prolongado de efluentes como la vinaza de caña (Del Pino et al., 2017), aprovechando el potencial halófito de esta especie.

6.10. *Canna hybrids*

Canna hybrids (Figura 13) es una planta de la familia Cannaceae, herbácea, perenne y rizomatosa. La Cannaceae presenta un solo

género (*Canna*), siendo plantas tropicales y subtropicales nativas de América, que se caracterizan por sus hojas dísticas, flores con un estambre petaloide con una sola teca, que presentan dos tipos de tallo, uno aéreo sin ramificaciones y erectos; otro subterráneo, rizomatoso y ramificado. Las hojas son alternas, usualmente de color verde, flores hermafroditas sin plano de simetría. Presenta follaje y flores de gran tamaño, y se emplean en horticultura; así como, en la agricultura, siendo en este último caso una fuente de almidón para el consumo humano y animal.

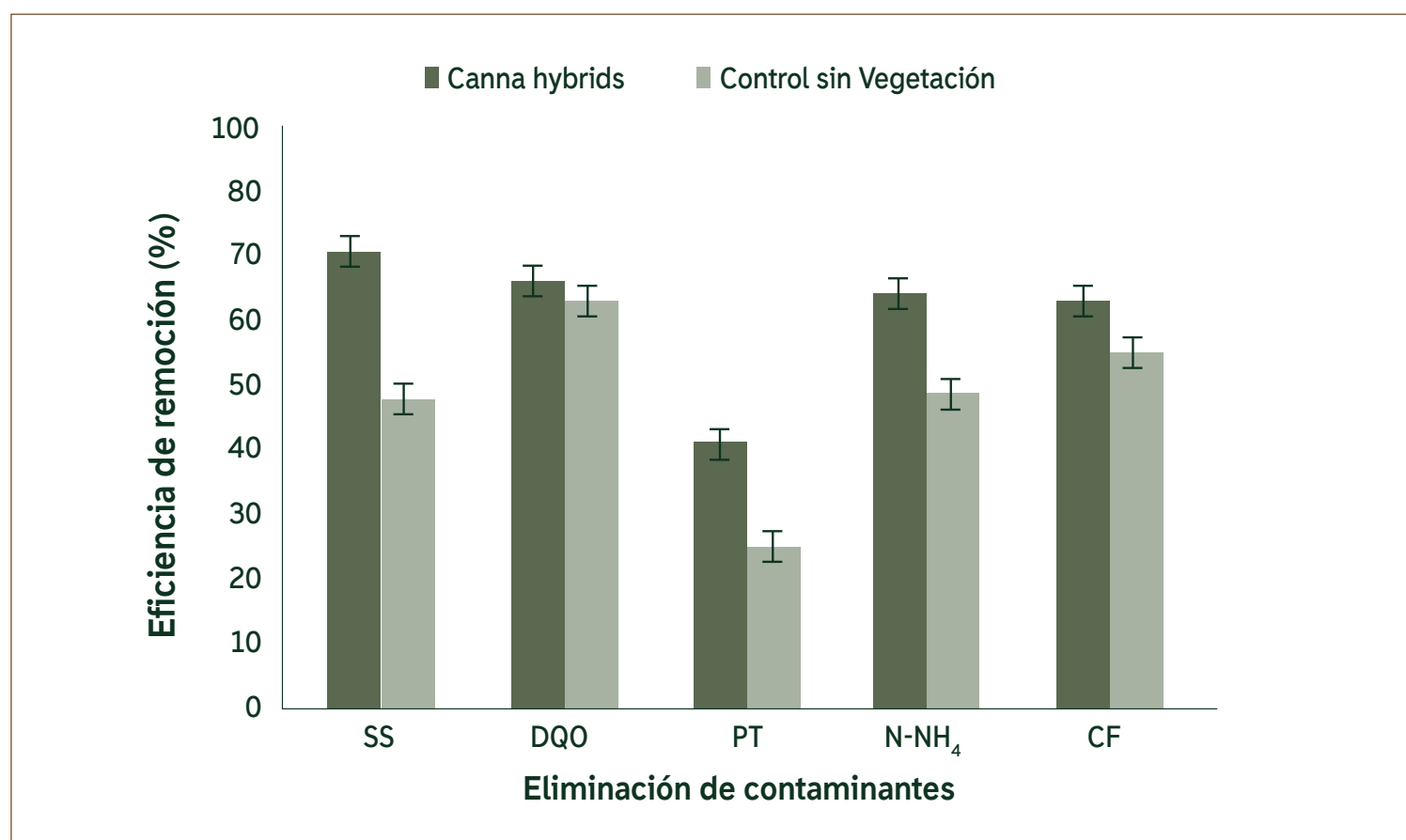
*Fitorremediación de aguas residuales con *Canna hybrids**

El empleo de la especie ha sido reportada por Mateo *et al.* (2019), quienes evaluaron *Canna Hybrids* en humedales verticales parcialmente saturados, alimentados con aguas residuales de la agroindustria porcina de forma intermitente a razón de 4 Litos diluido ala 50%, logrando que los sistemas que emplearon *Canna hybrids* eliminación de solidos suspendidos (SS, 69%), fósforo total (PT, 39%), nitrógeno amoniacal (N-NO₄, 65%), coliformes fecales (CF, 62%) y sistemas sin vegetación SS (46%), PT(23%), N-NO₄(47%), CF(56%) y en la eliminación de DQO (67-65%). Quedando demostrado la mayor eficientes en la eliminación de contaminantes de aguas porcinas utilizando este tipo de vegetación (figura 14).

Reino
Plantae
División
Magnoliophyta
Clase
Monocotiledoneae
Orden Zingiberales
Familia Cannaceae
Género Canna
Especie
Canna Hybrids



Figura 13. Clasificación taxonómica de la especie *Canna Hybrids*



Fuente: Mateo *et al.* (2019)

Figura 14. Eliminación de contaminantes con el empleo de Canna Hybrids en humedales verticales

Por su parte, Sandoval *et al.* (2020), al estudiar esta especie para la depuración de aguas residuales porcinas, notificaron que su uso logró la reducción de la demanda química de oxígeno (5%), sólidos totales disueltos (20%), N-NH₄ (25%), nitrógeno total (32%) y coliformes fecales (20%), el mejoramiento de la calidad del líquido permitió que pudieran ser utilizadas en procesos agroindustriales o incorporarse al ciclo productivo una vez tratadas.

6.11. *Coriandrum sativum*

Coriandrum sativum (Figura 15) es planta que alcanza entre 40-60 cm de altura al cabo de un año, y se caracteriza por tener tallos erectos, hojas compuestas por flores blancas y frutos aromáticos, todas sus partes son comestibles de ahí su uso es común en la cocina, hojas frescas y semillas. El cilantro (*Coriandrum sativum*) tiene una gran adaptación a climas cálidos, frescos y fríos, con preferencia a climas templados, donde logra alcanzar un mayor rendimiento, con temperatura óptima que oscile entre los 15-20°C, y requiere dentro de su ciclo vegetativo una precipitación media de 300-400 mm, con luminosidad de 5-6 horas/día/luz y humedad relativa de 75% (Lenardis et al., 2019).

Fitorremediación de aguas residuales con Coriandrum sativum

La capacidad de fitorremediación de esta especie fue evaluada en la adsorción de mercurio presente en pozos de aguas residuales mineras artesanales por Pinedo (2019), los resultados arrojaron que la planta adsorbe 13,33 mg/kg-1/Hg/l de agua residual minera artesanal del área muestreada, concluyendo que se obtuvieron resultados positivos en la descontaminación, lo cual permitiría la recuperación

de zonas devastadas por la explotación minera, especialmente cursos de agua donde se ha desarrollado la explotación aurífera de manera ilegal como la cuenca del río Caroní, Venezuela (Lozada, 2017).

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Angiospermas
Orden Apiales
Familia Apiaceae
Género
Coriandrum
Especie
Coriandrum sativum



Figura 15. Clasificación taxonómica de la especie *Coriandrum sativum*

6.12. *Moringa oleifera*

Moringa oleífera (Figura 16), es una especie arbórea originaria de la India, con adaptación a todo tipo de suelo incluso de elevada aridez y cuya rusticidad lo hace fácil de cultivar. La planta presenta rápido crecimiento, de unos 3 metros durante el primer año, pudiendo llegar a alturas máximas de entre 10-12 metros en su adultez. Sus ramas son colgantes de 30-60 cm de largo, hojas verdes, compuestas, folíolos pequeños de 1,3 a 2 cm de largo y 0,6-0,3 cm de ancho. Con flores fragantes de color blanco de 2,05 cm de diámetro; produce vainas triangulares de 30-120 cm de largo que contienen las semillas, las cuales son de color marrón oscuro.

Las vainas y semillas son empleadas en la purificación del agua, ya que contienen un polielectrolito catiónico eficiente en el tratamiento

de cuerpos de agua eliminando la turbidez. Las semillas de la planta contienen proteínas catiónicas diméricas capaces de absorber y neutralizar las cargas coloidales, agrupándolas y facilitando su supresión, lo cual permite sustituir floculantes como el sulfato de amonio por un producto biodegradable.

Fitorremediación de aguas residuales con Moringa oleifera

Si bien la mayoría de los usos de esta especie han sido reportado con fines medicinales, su capacidad como planta fitorremediadora, ha sido destacada por Gonzaga *et al.* (2019) a través de la exposición (1, 24 y 48 horas) de muestras de aguas residuales porcícolas a concentraciones de extracto de semilla de Moringa oleífera (0, 150 y 250 mg/L), los resultados obtenidos la eficacia de la planta en la reducción de la turbidez así como de los coliformes totales y fecales, por lo que la especie puede ser usada para la depuración de aguas servidas urbanas (Cuadro 3).

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase
Eudicotyledoneae
Orden Brassicales
Familia Moringaceae
Género Moringa
Especie
Moringa oleifera



Figura 16. Clasificación taxonómica de la especie *Moringa oleifera*

Cuadro 3. Eficacia del proceso de fitodesinfectante de las aguas residuales porcícolas mediante la utilización de extracto de semillas de *M. oleifera* para ser reutilizadas como aguas de riego

Momento hortalas	ESMOL (MG/L)	Coliforme Totales UFC/cc	Coliforme Fecales UFC/cc
1	0	1329000 b	740750 b
	150	215450 a	171300 a
	250	230900 a	172150 a
Kruskal-Wallis		*	*
24	0	136625 c	101250 c
	150	70175 a	51750 a
	250	92700 b	70725 b
Kruskal-Wallis		*	*
48	0	17750	32425 b
	150	10200 b	5125 a
	250	5775 a	2350 a
Kruskal-Wallis		*	*

ESMOL: extracto de semilla de *Moringa oleifera* Lam, UFC: unidades formadoras de colonia; cc. cm³, *diferencia significativa $p \leq 0,05$.

Fuente: Gonzaga et al. (2019)

En este sentido, George *et al.* (2016) señalan que la corteza y hojas de *Moringa oleifera* se puede utilizar como absorbente alternativo para la eliminación de metales pesados de aguas contaminadas a través de una técnica de obtención de ácido cítrico modificado.

6.13. *Pistia stratiotes*

Pistia stratiotes (Figura 17) es una planta acuática de la familia Araceae. Su distribución no es precisa, aunque se plantea es pantropical, actualmente se presenta en canales de agua dulce en las zonas tropicales y subtropicales del mundo. Las hojas flotan en la superficie del líquido, y debajo de ellas, raíces sumergidas. Las hojas son suaves y gruesas, forman roseta, pudiendo alcanzar los 14 cm de largo, y están cubiertas de cortos pelos que forman una estructura de cesta a fin de atrapar burbujas de aire que les aumenta su flotabilidad.

Presentan flores dioicas, bayas verdes que se forman después de la fertilización, aunque pueden presentar algún tipo de reproducción asexual, siendo característico que las plantas madre e hijos estén conectadas por un estolón lo que les permite formar densas capas que cubren la superficie del agua.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Alismatales
Familia Araceae
Género Pistia
Especie
Pistia stratiotes



Figura 17. Clasificación taxonómica de la especie *Pistia stratiotes*

Fitorremediación de aguas residuales con Pistia stratiotes

El potencial de esta especie para la remoción de contaminantes ha sido reportado por Solano (2019) el que al estudiar el mejoramiento de la calidad de aguas servidas de origen urbano, encontraron que al usar esta planta para la depuración, los parámetros pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura se encontraron dentro del rango establecido, y porcentajes de remoción de la turbidez, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fueron de 98,92; 78,40 y 88,04% respectivamente, demostrando la capacidad para la descontaminación de agua, por su fácil adaptación y capacidad de desarrollarse en diferentes medios acuosos y saturados de nutrientes.

Al comparar esta especie con *Eichornia crassipes* en su eficacia para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, Mendoza *et al.* (2018); Ramírez y Paredes (2019) concluyeron que

Pistia stratiotes presentó mayores eficacia de forma general en la mejora de los parámetros evaluados en el tratamiento de agua residuales municipal de la ciudad de Riohacha (Colombia).

6.14 *Cyperus ligularis*

Cyperus ligularis (Figura 18) es una planta perenne, robusta, que se encuentra en playas, pantanos salobres, manglares y áreas alteradas a lo largo de la costa atlántica y pacífica, en especial sur de los estados Unidos (Florida), norte de México, Brasil y en el África Tropical. Esta especie presenta hojas con láminas en forma de V de 30-100 cm de largo, brácteas de la inflorescencia entre 5-12, ascendente, 6-12 rayos con 3-7 espigas por rayo y 20-80 espiguillas. Con rizomas de 10-40 mm de grueso. Su fruto es trígono, obovoide-elipsoide de 1,2-1,7 mm de largo y 0,6-0,8 de ancho, apiculado, de color café.

Reino Plantae
División
Magnoliophyta
Clase Liliopsida
Orden Poales
Familia Cyperaceae
Género Cyperus
Especie
Cyperus ligularis



Figura 18. Clasificación taxonómica de la especie *Cyperus ligularis*

Fitorremediación de aguas residuales con Cyperus ligularis

La eficiencia de esta especie para la remoción de aguas contaminadas ha sido reportada por Charris y Caselles (2016), quienes al evaluar la eficiencia de esta planta eliminación de materia orgánica, nitrógeno en forma de NH_4 y NO_3 , fosfatos, coliformes totales y fecales con el

uso de humedales de flujo subsuperficial, los resultados arrojaron eficacia de *Cyperus ligularis* para la eliminación de bacterias coliformes en el Caribe colombiano.

6.15. *Azolla caroliniana*

Azolla caroliniana (Figura 19) es una planta acuática invasora originaria de América, de rápida propagación que se adapta a diversos climas, que se emplea para controlar el desarrollo de algas y limitar la luminosidad del medio acuático. Esta se encuentra en toda América, África, India, Japón, Australia, Nueva Zelanda y Hawái, presenta hojas pequeñas con raíces cortas, frondes divididos (rojos a púrpura o verde pálido a verde azulado, dependiendo si está al sol o sombra, respectivamente), que flotan en la superficie del agua gracias a pequeñas escamas que se superponen como hojas, y sus raíces flotan bajo de ella.

La azolla forma relaciones simbióticas con la cyanobacterium *Anabaena azollae* la cual brinda a la planta capacidad de fijar nitrógeno, por lo cual es empleada en Asia para incrementar la productividad de la agricultura, especialmente en los cultivos de arroz, dada su alta tasa de reproducción cubren el agua permitiendo suprimir malezas, e incluso cuando mueren contribuyen con nitrógeno y sirven como abono verde.

Reino Plantae
División
Pteridophyta
Claseteridopsida
Orden Salviniiales
Familia Azollaceae/Salviniaceae
Género *Azolla*
Especie
Azolla caroliniana



Figura 19. Clasificación taxonómica de la especie *Azolla caroliniana*

El potencial fitorremediador de esta especie ha sido reportado por Avilés *et al.* (2019) quienes evaluaron la capacidad de la *Azolla caroliniana* en un proceso de fitorremediación para remover Cromo+6 mediante un proceso In situ offside, para la depuración de aguas residuales de la industria textil, los resultados luego del tratamiento arrojaron reducción del 83.54% del Cr+6, así como disminución en la demanda bioquímica de oxígeno de 128,50-47,69mg/L, y en sólidos suspendidos de 0,1-1,25 ml/L, lo que demuestran que *Azolla caroliniana* puede emplearse como planta hiperacumuladora de Cr+6 para la depuración de contaminantes presentes en el agua residual.

En este capítulo se presentaron algunas de las especies cuya adaptabilidad a condiciones de altas temperaturas, contenidos de sales y nutrientes, le ofrecen un panorama promisorio para el desarrollo de programas de fitorremediación para la región, donde las actividades mineras, hidrocarburos; los residuos urbanos y agrícolas han conllevado a la contaminación de cuerpos de agua, reduciendo su disponibilidad para el uso en cultivos y el área urbana, las acciones de fitorremediación son factibles en países como el Ecuador debido a la gran biodiversidad vegetal existente, lo cual aumenta el uso de especies para la remoción de contaminantes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Halim, W., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K. H., & Verink, J. (2008). "Sustainable Sewage Treatment and Re-Use in Developing Countries". Twelfth International Water Technology Conference, IWTC12 2008. Alejandría, Egipto, pp. 1397-1409. Disponible en: http://www.iwtc.info/2008_pdf/15-2.PDF. [Consultado: 12 de febrero de 2021].
- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. (2018). Phytoremediation for the elimination of metals, pesticides, PAHs, and other Pollutants from wastewater and soil. In *Phytobiont and Ecosystem Restitution* (pp. 101-136). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1187-1_5
- Adegoke, A. A., Amoah, I. D., Stenström, T. A., Verbyla, M. E., & Mihelcic, J. R. (2018). Epidemiological evidence and health risks associated with agricultural reuse of partially treated and untreated wastewater: a review. *Frontiers in public health*, 6, 337. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2018.00337>
- Afonso-Matangue, M. T., Candian-Ferreira, L., & Sánchez-Ortiz, I. A. (2018). Evaluación cuantitativa de riesgo microbiano para consumidores de culturas irrigadas con aguas residuales de la PTAR de Ilha Solteira (SP). *Revista Científica Ingeniería y Desarrollo*, 36(2), 359. <http://dx.doi.org/10.14482/inde.36.2.11133>
- Aguilar, L. P., Díaz, M. D. S. S., Aguirre, Y. A. G., Gómez, M. S. R., & Balch, E. P. M. (2020). In vitro analysis of the accumulation of heavy metals in plants of the family Asparagaceae tolerant to low water availability. *Nova Scientia*, 12(24). <https://doi.org/10.1080/01904167.2019.1648666>

- Aharonov-Nadborny, R., Tsechansky, L., Raviv, M., & Graber, E. R. (2018). Mechanisms governing the leaching of soil metals as a result of disposal of olive mill wastewater on agricultural soils. *Science of the total environment*, 630, 1115-1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.270>
- Ahlenius, H. (2008) Ratio of wastewater treatment In Dead Water - Climate Change, Pollution, Over-harvest, and Invasive Species in the World's Fishing Grounds. UNEP/GRID-Arendal <https://grid-arendal.herokuapp.com/resources/7210>
- Ahmad, F., & Zaib, Q. Multi-Walled Carbon Nanotubes (MWNTs) and their Composites for the Treatment of Organic Compounds in Industrial and Municipal Wastewater. *Materials Research Foundations*, 32.
- Ajo, P., Preis, S., Vornamo, T., Mänttari, M., Kallioinen, M., & Louhi-Kultanen, M. (2018). Hospital wastewater treatment with pilot-scale pulsed corona discharge for removal of pharmaceutical residues. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 1569–1577. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.02.007>
- Almario, A. M., Ortega, Y. S., y Rodríguez, E. M. (2017). Potencial de reutilización del efluente de la planta de tratamiento de agua residuales de Timaná-Huila para riego de pasto estrella (*Cynodon Plectostachius*). *Ingeniería y Región*, (18), 33-44.
- Álvarez-Torrellas, S., Peres, J. A., Gil-Álvarez, V., Ovejero, G., & García, J. (2017). Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. *Chemical Engineering Journal*, 320, 319-329. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.077>

- Alves, C., Galon, L., Winter, F. L., Basso, F. J. M., Holz, C. M., Kaizer, R. R., & Perin, G. F. (2019). Winter species promote phytoremediation of soil contaminated with protox-inhibiting herbicides. *Planta Daninha*, 37. <https://doi.org/10.1590/s0100-83582019370100020>
- Amabilis-Sosa, L. E., Siebe, C., Moeller-Chávez, G., & Durán-Domínguez-de-Bazúa, M. D. C. (2016). Remoción de mercurio por *Phragmites australis* empleada como barrera biológica en humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes a metales pesados. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(1), 47-53.
- Amare, E., Kebede, F., & Mulat, W. (2018). Wastewater treatment by *Lemna minor* and *Azolla filiculoides* in tropical semi-arid regions of Ethiopia. *Ecological Engineering*, 120, 464-473. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.005>
- Amblar-Francés, P., Ramos-Calzado, P., Casado-Calle, M. J., Pastor-Saavedra, M. A., & Rodríguez-Camino, E. (2016). Estudio de las proyecciones regionalizadas de cambio climático para las cuencas hidrográficas de España. *Acta de las Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española*, (34). <https://pub.ame-web.org/index.php/JRD/article/view/1966>
- ANA (Agencia Nacional de Aguas). (2012). Evaluación de los resultados de la calidad del agua en el ámbito de la cuenca del Río Rímac. ANA. Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos. Perú.

- Andrade, S. A., Gratão, P. L., Azevedo, R. A., Silveira, A. P., Schiavinato, M. A., & Mazzafera, P. (2010). Biochemical and physiological changes in jack bean under mycorrhizal symbiosis growing in soil with increasing Cu concentrations. *Environmental and Experimental Botany*, 68(2), 198-207. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.11.009>
- Antwi-Agyei P, Peasey A, Biran A, Bruce J, Ensink J (2016) Risk Perceptions of Wastewater Use for Urban Agriculture in Accra, Ghana. *PLoS ONE* 11(3): e0150603. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150603>
- AQUAREC. (2006). Handbook on feasibility studies for water reuse systems, Integrated concepts for reuse of upgraded wastewater, EESD Programme, European Commission.
- AQUASTAT, F. (2016). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Senegal, Base de datos de la FAO disponible en: <http://www.fao.org>. Fecha de consulta junio.
- Arias, S. A., Betancourt, F. M., Gómez, G., Salazar, J. P., & Hernández, M. L. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador técnico*, (74), 12-22.
- Arreguín C. F. I., Moeller C. G., Escalante E. V., & Rivas H. A. (2000). El reuso del agua en México. Hacia la Calidad: Necesidad para el Próximo Milenio. *ACODAL*, A004 (185), 41-52.

- Arya, S. S., Devi, S., Angrish, R., Singal, I., & Rani, K. (2017). Soil reclamation through phytoextraction and phytovolatilization. In *Volatiles and Food Security* (pp. 25-43). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-5553-9_3
- Ashraf, M., Safdar, M. E., Shahzad, S. M., Aziz, A., Piracaha, M. A., Suleman, M., & Ahmad, M. B. (2018). Challenges and opportunities for using wastewater in agriculture: a review. *Journal of Applied Agriculture and Biotechnology*, 2(2), 1-20.
- Ashraf, S., Naveed, M., Afzal, M., Seleiman, M. F., Al-Suhaibani, N. A., Zahir, Z. A., & Alotaibi, M. (2020). Unveiling the potential of novel macrophytes for the treatment of tannery effluent in vertical flow pilot constructed wetlands. *Water*, 12(2), 549. <https://doi.org/10.3390/w12020549>
- Astudillo-Sánchez, E., Pérez, J., Troccoli, L., & Aponte, H. (2019). Composición, estructura y diversidad vegetal de la Reserva Ecológica Comunal Loma Alta, Santa Elena, Ecuador. *Revista mexicana de biodiversidad*, 90. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2871>
- Avilés, A.; López, A., & Rodolfo, E. (2019). Remoción de Cromo+6 mediante una planta macrófita (*Azolla caroliniana*) en un proceso insitu offside de fitorremediación. *Jóvenes de la Ciencia*. Vol. 6 (2019), 1-10.
- Bacher, M. G., Bacher, M. G., Schmidt, O., Bondi, G., Creamer, R., & Fenton, O. (2019). Comparison of Soil Physical Quality Indicators Using Direct and Indirect Data Inputs Derived from

a Combination of In-Situ and Ex-Situ Methods. Soil Science Society of America Journal, 83(1), 5-17., O. (2019). <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.06.0218>

Báez, R. G., Gavilán, P. J., & Pérez, I. V. (2018). Análisis de tendencia de contaminantes en la masa de agua subterránea Fuente de Piedra (provincia de Málaga). Geogaceta, 63, 43-46.

Barakat, A., Ennaji, W., Krimissa, S., & Bouzaid, M. (2019). Heavy metal contamination and ecological-health risk evaluation in peri-urban wastewater-irrigated soils of Beni-Mellal city (Morocco). International Journal of Environmental Health Research, 1-16. <https://doi.org/10.1080/09603123.2019.1595540>

Bardhan, G., Russo, D., Goldstein, D., & Levy, G. J. (2016). Changes in the hydraulic properties of a clay soil under long-term irrigation with treated wastewater. Geoderma, 264, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.004>

Bazúa-Rueda, E. R., Bernal-González, M., Cano-Rodríguez, M. I., Durán-Domínguez-de-Bazúa, M. C., Espinosa-Aquino, B., García-Gómez, R. S., & Ruiz-Cárdenas, N. J. (2019). Aplicaciones de la química al tratamiento de aguas residuales: casos de estudio en México y Cuba. Revista Cubana de Química, 31, 105-133. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-54212019000400105

Beaudequin, D., Harden, F., Roiko, A., & Mengersen, K. (2016). Utility of Bayesian networks in QMRA-based evaluation of risk reduction options for recycled water. Science of the Total Environment, 541, 1393-1409. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.030>

- Bello, A. O., Tawabini, B. S., Khalil, A. B., Boland, C. R., & Saleh, T. A. (2018). Phytoremediation of cadmium-, lead-and nickel-contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecological engineering*, 120, 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.035>
- Beltrán-Pineda, M. E., & Gómez-Rodríguez, A. M. (2016). Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(2), 172-197. <https://doi.org/10.18359/rfcb.2027>
- Benhadji, A., & Ahmed, M. T. (2019). Detergent Removal from Rinsing Water by Peroxi Electrocoagulation Process. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 13(10), 607-610. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3566291>
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., & Kraufvelin, P. (2019). Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*, 48(6), 565-579. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1133-9>
- Bernardes, R. F. B., Lana, R. M. Q., Oliveira, L. R. R., de Menezes Freitas, R. A. S., de Camargo, R., & Pires, D. C. M. (2020). Accumulation of sodium and heavy metals in soil cultivated with *Corymbia citriodora* after the application of swine wastewater. *Bioscience Journal*, 36(3). <https://doi.org/10.14393/BJ-v36n3a2020-39509>

- Bernardino, C. A., Mahler, C. F., Preussler, K. H., & Novo, L. A. (2016). State of the Art of Phytoremediation in Brazil—Review and Perspectives. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(8), 272. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2971-3>
- Bhagat, S. K., Tung, T. M., & Yaseen, Z. M. (2020). Development of artificial intelligence for modeling wastewater heavy metal removal: State of the art, application assessment and possible future research. *Journal of Cleaner Production*, 250, 119473. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119473>
- Bian, X., Cui, J., Tang, B., & Yang, L. (2018). Chelant-induced phytoextraction of heavy metals from contaminated soils: A review. *Polish journal of environmental studies*, 27(6), 2417-2424. <https://doi.org/10.15244/pjoes/81207>
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo). (2007). Iniciativa de agua potable y saneamiento. BID. (Disponible en <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=1090009>). [Consultado: 15 de enero de 2021].
- Bitton, G. (1994). *Wastewater Microbiology*. J. Wiley & Sons Inc. New York, N.Y. 478 p.
- Bonanno, G. & Cirelli, G. L. (2017). Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.021>

- Bonilla, G. A. (2017). Propuesta de fitorremediación para las aguas residuales de la planta piloto de alimentos en el campus occidental de la Universidad Tecnológica Equinoccial (Trabajo de grado). Universidad Tecnológica Equinoccial, Quito, Ecuador.
- Borek, L. (2018). Eutrophication risk of water in the manor-park channels: different ways of evaluation. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 13(2), 409-421. <https://doi.org/10.26471/cjees/2018/013/035>
- Bougnom, B. P., Zongo, C., McNally, A., Ricci, V., Etoa, F. X., Thiele-Bruhn, S., & Piddock, L. J. (2019). Wastewater used for urban agriculture in West Africa as a reservoir for antibacterial resistance dissemination. *Environmental research*, 168, 14-24. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.022>
- Bravo-Martín-Consuegra, S., García-Navarro, F. J., Amorós-Ortíz-Villajos, J. Á., Pérez-De-Los-Reyes, C., & Higuera, P. L. (2016). Effect of the addition of sewage sludge as a fertilizer on a sandy vineyard soil. *Journal of soils and sediments*, 16(4), 1360-1365. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1102-x>
- Briñez-Vásquez, G. N., Aconcha, C. E. S., Echavarria, J. D. S., Lomelin, A. L. R., & Jimenez, G. A. (2019). Fitorremediación de aguas contaminadas con componentes de amalgama de la preclínica de odontología de la Universidad Antonio Nariño, Ibagué Colombia. *Acta Odontológica Colombiana*, 9(2). <https://doi.org/10.15446/aoc.v9n2.79359>

- Buitrago, M., Yulier, S., & Romero-Coca, J. A. (2018). Current state review of the industry of tanneries in its processes and products: a competitiveness analysis. *Revista Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión*, 26(1): 113-124.
- Burkholder J. (2001). Eutrophication and oligotrophication. En: ASHER S. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*. Academic Press. United States; p. 649-670.
- Cabezas Sánchez, César. (2018). Enfermedades infecciosas relacionadas con el agua en el Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Publica*, 35(2), 309-316
- Cabrera, H., Garcés, M., & Paredes P. (2012). Producción de Aguas Servidas, Tratamiento y Uso en el Ecuador. Informe Nacional. Proyecto de Desarrollo de Capacidades para el Uso Seguro de Aguas Servidas en Agricultura (FAO, OMS, ONU-AGUA, UNU-INWEH, UNW-DPC, IWMI e ICID). Disponible en: http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/378/mod_page/cotent/144/ECUADOR_producci%C3%B3n_de_aguas_servidas_tratamiento_y_uso.pdf. [Consultado: 15 de enero de 2021].
- Cabrera, R. B., Gordillo, A. J. & Cerón, A. (2003). Inventario de contaminación emitida a suelo, agua y aire en 14 municipios del Estado de Hidalgo, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(4): 171-181.
- Caicedo, C., Verstraete, W., Rosenwinkel, K. H., & Nogueira, R. (2020). Growth kinetics of environmental *Legionella pneumophila*

isolated from industrial wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(2), 625-632. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02482-5>

Cajuste, L., Carrillo, G., Cota, G. & Laird, R. (1991). The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. *Water, Air and Soil Pollution*, 57-58, 763-771.

Caniani, D., Viccaro, M., Schiavone, C., Ponte, M.C.L., Masi, S., Mancini, I. M., & Cozzi, M. (2019). The balance between capturing phosphorus from manure and wastewater and the demand for crop fertilizer in Italy. *Natural Resources Research*, 28(1), 77-92. <https://doi.org/10.1007/s11053-018-9426-z>

Cao, L., Li, Z., Xiang, S., Huang, Z., Ruan, R., & Liu, Y. (2019). Preparation and characteristics of bentonite-zeolite adsorbent and its application in swine wastewater. *Bioresource technology*, 284, 448-455. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.043>

Carrillo, V., Fuentes, B., Gómez, G., & Vidal, G. (2020). Characterization and recovery of phosphorus from wastewater by combined technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 1-30. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09533-1>

Cartagena, M. (2019). Biorremediación en aguas residuales contaminadas con cianuro y mercurio generadas en el proceso de la minería aurífera en Colombia, a partir de una revisión bibliográfica entre los años 2008 -2018. Tesis de grado. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

- Carter, L. J., Chefetz, B., Abdeen, Z., & Boxall, A. B. (2019). Emerging investigator series: towards a framework for establishing the impacts of pharmaceuticals in wastewater irrigation systems on agro-ecosystems and human health. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21(4), 605-622. <https://doi.org/10.1039/C9EM00020H>
- Castaldi, P., Silvetti, M., Manzano, R., Brundu, G., Roggero, P. P., & Garau, G. (2018). Mutual effect of *Phragmites australis*, *Arundo donax* and immobilization agents on arsenic and trace metals phytostabilization in polluted soils. *Geoderma*, 314, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.040>
- Castebianco, J. A. (2018). Técnicas de remediación de metales pesados con potencial aplicación en el cultivo de cacao. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, 27(1), 21-35. <http://dx.doi.org/10.17163/lgr.n27.2018.02>
- Castillo, K., Herrero, S., Bergara, C., Salvatierra, L. y Pérez, L. (2018). Fitorremediación de aguas contaminadas con Pb^{2+} utilizando macrófitas del género *Salvinia*: evaluación de la intensidad y periodicidad de la descarga contaminante sobre la eficiencia del proceso y la fisiología vegetal. *Energeia*, 15(15), 20-31.
- Castro, C., Merzthal, G., & Van Veenhuizen, R. (2011). Integrated Urban Water Management in Lima, Peru: Building capacity for treatment and reuse of wastewater for green spaces and urban agriculture. A review of the SWITCH Lima Project. Work Package 6.2.: Learning Alliances. SWITCH, Managing Water for the City of the Future.

- Chaganti, V. N., Ganjegunte, G., Niu, G., Ulery, A., Flynn, R., Enciso, J. M., & Kiniry, J. R. (2020). Effects of treated urban wastewater irrigation on bioenergy sorghum and soil quality. *Agricultural Water Management*, 228, 105894. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105894>
- Chang, G., Yue, B., Gao, T., Yan, W., & Pan, G. (2020). Phytoremediation of phenol by *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle and associated effects on physiological parameters. *Journal of hazardous materials*, 388, 121569. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121569>
- Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., & Boumezzough, A. (2019). Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 18(4), 429-436. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
- Charris, J. C., & Caselles-Osorio, A. (2016). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales contruidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 93-103.
- Chatanga, P., Ntuli, V., Mugomeri, E., Keketsi, T., & Chikowore, N. V. (2019). Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(1), 45-51. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.002>

- Chauhan, P. S., Goradia, B., & Saxena, A. (2017). Bacterial laccase: recent update on production, properties and industrial applications. *3 Biotech*, 7(5), 323. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs13205-017-0955-7>
- Chavarría Hernández, C. Z., Gallegos Robles, M. Á., Fortis Hernández, M., González Salas, U., Cervantes Vázquez, M. G., & Castellanos Pérez, E. (2019). Presencia de enterobacterias en insumos de uso agrícola en La Comarca Lagunera. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 10(5), 999-1009.
- Chávez, M., y Loor, E. (2019). Incidencia de la vegetación en la remoción de materia orgánica en aguas residuales urbanas. (Trabajo de Grado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí "Manuel Félix López". Calceta, Ecuador.
- Chen, C., Zhao, T., Liu, R., & Luo, L. (2017). Performance of five plant species in removal of nitrogen and phosphorus from an experimental phytoremediation system in the Ningxia irrigation area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(10), 497. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6213-y>
- Chen, Z., Cuervo, D. P., Müller, J. A., Wiessner, A., Köser, H., Vymazal, J., & Kusch, P. (2016). Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(16), 15911-15928. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6801-3>
- Cheng, L., Zhou, Q., & Yu, B. (2019). Responses and roles of roots, microbes, and degrading genes in rhizosphere during phytoremediation of petroleum hydrocarbons contaminated

soil. *International journal of phytoremediation*, 21(12), 1161-1169. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1612841>

Cherfouh, R., Lucas, Y., Derridj, A., & Merdy, P. (2018). Long-term, low technicality sewage sludge amendment and irrigation with treated wastewater under Mediterranean climate: impact on agronomical soil quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(35), 35571-35581. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3463-3>

Cheshmazar, E., Arfaeinia, H., Karimyan, K., Sharafi, H., & Hashemi, S. E. (2018). Dataset for effect comparison of irrigation by wastewater and ground water on amount of heavy metals in soil and vegetables: Accumulation, transfer factor and health risk assessment. *Data in brief*, 18, 1702-1710. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.04.108>

Chirisa, I., Bandaiko, E., Matamanda, A., & Mandisvika, G. (2017). Decentralized domestic wastewater systems in developing countries: the case study of Harare (Zimbabwe). *Applied Water Science*, 7(3), 1069-1078. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0377-4>

Chowdhary, P., Yadav, A., Singh, R., Chandra, R., Singh, D. P., Raj, A., & Bharagava, R. N. (2018). Stress response of *Triticum aestivum* L. and *Brassica juncea* L. against heavy metals growing at distillery and tannery wastewater contaminated site. *Chemosphere*, 206, 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.163>

- Chowdhary, P., Yadav, A., Singh, R., Chandra, R., Singh, D. P., Raj, A., & Bharagava, R. N. (2018). Stress response of *Triticum aestivum* L. and *Brassica juncea* L. against heavy metals growing at distillery and tannery wastewater contaminated site. *Chemosphere*, 206, 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.156>
- Cirtina, D., & Capatina, C. (2017). Quality issues regarding the watercourses from middle basin of Jiu River. *Rev. Chim. (Bucharest)*, 68(1), 72-76. <https://www.revistadechimie.ro/pdf/CIRTINA%20D%201%2017.pdf>
- Collins, C., & Lyne, P. (1989). *Métodos microbiológicos*. Ed, Acribia, Zaragoza, España. 120 pp.
- Conagua. (2015). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de tratamiento de Aguas Residuales en Operación*. Diciembre 2015. México: Comisión Nacional del Agua/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 308 pp. Disponible en: http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/197610/Inventario_2015.pdf. [Consultado: 15 de enero de 2021].
- Contreras, A. R., Saiz-Poseu, J., García-Pardo, J., García, B., Lorenzo, J., Ojea-Jiménez, I., & Ruiz-Molina, D. (2016). Biocompatible polydopamine-like particles for the removal of heavy metals at extremely low concentrations. *RSC advances*, 6(46), 40058-40066. <https://doi.org/10.1039/C6RA03664C>

- Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-Dozal, S., López-Vidal, Y. A., Castillo-Rojas, G., & Vázquez-Salvador, N. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water research*, 123, 834-850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Corona, J. L. (2013). Contaminación antropogénica en el lago de Maracaibo, Venezuela. *Biocenosis*, 27(1-2).
- Cortés, A.A., Sánchez-Fortún, S., Camacho, B., & Carmen, M. (2018). Mecanismos de resistencia a metales tóxicos (cd) bajo variaciones abióticas en microalgas. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 21(1), 40-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.recqb.2017.08.005>
- Costa, D. O., Batista, R. O., Vale, H. S., Sousa, A. B. D., Dombroski, S. A., & Alves, S. (2016). Biological treatment of drippers clogged by the use of treated domestic wastewater. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(7), 595-599.
- Covarrubias, S. A., & Cabriaes, J. J. P. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Cristóvão, R.O., Botelho, C.M.S., Martins, R.J.E., & Boaventura, R.A.R. (2012). Chemical and biological treatment of fish canning wastewaters. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, 2: 237-242.

- Cruz, C.A., Ramos, S.A., & López, S. (2018). Efecto de la adición de ácidos orgánicos sobre la bioacumulación de Plomo, Talio y Vanadio en *Chrysopogon zizanioides* creciendo sobre suelos contaminados de un relleno sanitario. *Nova scientia*, 10(21), 403-422. <http://dx.doi.org/10.21640/ns.v10i21.1582>
- Cui, H., Li, H., Zhang, S., Yi, Q., Zhou, J., Fang, G., & Zhou, J. (2020). Bioavailability and mobility of copper and cadmium in polluted soil after phytostabilization using different plants aided by limestone. *Chemosphere*, 242, 125252. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125252>
- Curasma, M. A. & Sandoval, E. K. (2019). Evaluación de la eficiencia de un sistema integrado de biopelícula y fitorremediación con *Nasturtium officinale* (berro) para el tratamiento de agua residual municipal en la localidad de Huancavelica (trabajo de grado). Universidad nacional de Huancavelica, Peru.
- Daley, K., Jamieson, R., Rainham, D., & Hansen, L. T. (2018). Wastewater treatment and public health in Nunavut: a microbial risk assessment framework for the Canadian Arctic. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(33), 32860-32872. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8566-8>
- Darajeh, N., Truong, P., Rezania, S., Alizadeh, H., & Leung, D. W. M. (2019). Effectiveness of Vetiver grass versus other plants for phytoremediation of contaminated water, *J. Environ. Treat. Tech*, 7(3), 485-500.

- Daud, M. K., Ali, S., Abbas, Z., Zaheer, I. E., Riaz, M. A., Malik, A., ... & Zhu, S. J. (2018). Potential of duckweed (*Lemna minor*) for the phytoremediation of landfill leachate. *Journal of Chemistry*, 2018, 1-9. <https://doi.org/10.1155/2018/3951540>
- Daverey, A., Pandey, D., Verma, P., Verma, S., Shah, V., Dutta, K., & Arunachalam, K. (2019). Recent advances in energy efficient biological treatment of municipal wastewater. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100252. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100252>
- De Anda, J. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, 14(5), 119-143.
- De Anda, J., & Shear, H. (2017). "Searching a Sustainable Model to Manage and Treat Wastewater in Jalisco, Mexico". *International Journal of Development and Sustainability*, 5(6): 278-294.
- De la Paz, A., Salinas, N., & Matamoros, V. (2019). Unravelling the role of vegetation in the attenuation of contaminants of emerging concern from wetland systems: Preliminary results from column studies. *Water research*, 166, 115031. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115031>
- De Paul Obade, V., & Moore, R. (2018). Synthesizing water quality indicators from standardized geospatial information to remedy water security challenges: A review. *Environment international*, 119, 220-231. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.026>

- Deblauwe, V., Droissart, V., Bose, R., Sonké, B., Blach-Overgaard, A., Svenning, J. C., & Couvreur, T. L. P. (2016). Remotely sensed temperature and precipitation data improve species distribution modelling in the tropics. *Global Ecology and Biogeography*, 25(4), 443-454. <https://doi.org/10.1111/geb.12426>
- Del Pezo, N. (2019). Propuesta de fitorremediación de coliformes totales y *Escherichia coli* mediante la implementación de islas flotantes en aguas negras (Tesis de grado). Universidad de Guayaquil. Guayaquil, Ecuador.
- Del Pino Machado, A., Casanova, O., Hernández, J., Takata, V., & Panissa, G. (2017). Efecto de la aplicación de vinaza en suelos bajo cultivo de caña de azúcar. *Revista Ciencias Agronómicas*, 17, 030 – 036.
- Delgadillo, A., Gonzalez, C.A., Prieto-Garcia, F., Villagomez-Ibarra, J.R. & Acevedo-Sandoval, O. (2011). Phytoremediation: an alternative to eliminate pollution. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(2), 597-612.
- Demarco, C. F., Afonso, T. F., Pieniz, S., Quadro, M. S., Camargo, F. A., & Andreazza, R. (2019). Phytoremediation of heavy metals and nutrients by the *Sagittaria montevidensis* into an anthropogenic contaminated site at Southern of Brazil. *International Journal of Phytoremediation*, 21(11), 1145-1152. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1612843>

- Devi, P., Das, U., & Dalai, A. K. (2016). In-situ chemical oxidation: principle and applications of peroxide and persulfate treatments in wastewater systems. *Science of the Total Environment*, 571, 643-657. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.032>
- Deza, R. (2019). Eficiencia del Berro (*Nasturtium officinale*) para la Remoción de Nitratos y Fosfatos en aguas Residuales Domesticas–San Antón 2018 (trabajo de grado). Universidad Andina, Juliaca, Perú.
- Díaz, I. C., Quintero, H. F., Lozano, Y., Fonseca, L. C., & Valdés, D. M. (2017). Ríos Tejo y Chiquito: evaluación de los ICOs dentro la estructura urbana de Ocaña, Norte de Santander. *Revista Ingenio*, 13(1), 213-221. <https://doi.org/10.22463/2011642X.2150>
- Dotaniya, M. L., Datta, S. C., Biswas, D. R., Dotaniya, C. K., Meena, B. L., Rajendiran, S., & Lata, M. (2016). Use of sugarcane industrial by-products for improving sugarcane productivity and soil health. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 5(3), 185-194. <https://doi.org/10.1007/s40093-016-0132-8>
- Dotor-López, G. I., Zúñiga-Cruz, A., Cruz-Monterrosa, R. G., Díaz-Ramírez, M., & Rayas-Amor, A. A. (2017). Cuantificación de metales pesados en el cultivo de la fresa (*Fragaria xananassa* Duch. var. festival) en Tenancingo y Villa Guerrero estado de México. *Agroproductividad*, 10(10), 29-34.
- Du, J., Guo, Z., Li, R., Guo, D., Lahori, A. H., Wang, P., & Zhang, Z. (2020). Screening of Chinese mustard (*Brassica juncea* L.) cultivars for Cd/Zn phytoremediation and research on

physiological mechanisms. *Environmental Pollution*, 114213. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114213>

Du, P., Zheng, Q., Thomas, K. V., Li, X., & Thai, P. K. (2020). A revised excretion factor for estimating ketamine consumption by wastewater-based epidemiology—Utilising wastewater and seizure data. *Environment International*, 138, 105645. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105645>

Duarte, P. G., & Franco, J. C. (2016). Identificación de la biodiversidad de microalgal proveniente del Embalse del Muña para evaluar su potencial en biorremediación. *Revista Nova*, 2(1), 36-43. <https://doi.org/10.23850/25004476.618>

Dukare, A. S., Singh, R. K., Jangra, R. K., & Bhushan, B. (2020). Non-fungicides-based promising technologies for managing post-production penicillium induced spoilage in horticultural commodities: a comprehensive review. *Food Reviews International*, 1-41. <https://doi.org/10.1080/87559129.2020.1727497>

Echarri, L. (2010). Sustancias contaminantes del agua. En L. Echarri, *Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente*. p. 156.

Edberg, S., Le Clero, H., & Robertson, J. (1997). Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. II. Indicators and monitoring parameters for parasites. *Crit. Rev. Microbiol*, 23: 179-206.

Egendorf, S. P., Groffman, P., Moore, G., & Cheng, Z. (2020). The limits of lead (Pb) phytoextraction and possibilities of

phytostabilization in contaminated soil: a critical review. *International Journal of Phytoremediation*, 1-15. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1774501>

Eid, E. M., Shaltout, K. H., Moghanm, F. S., Youssef, M. S., El-Mohsnawy, E., & Haroun, S. A. (2019). Bioaccumulation and translocation of nine heavy metals by *Eichhornia crassipes* in Nile Delta, Egypt: perspectives for phytoremediation. *International journal of phytoremediation*, 21(8), 821-830. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1566885>

Ekta, P., & Modi, N. R. (2018). A review of phytoremediation. *J Pharmacogn Phytochem*, 7(4), 1485-1489.

Elgallal, M., Fletcher, L., & Evans, B. (2016). Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management*, 177, 419-431. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.08.027>

Ensink, J. H., & Van der Hoek, W. (2009). Implementation of the WHO guidelines for the safe use of wastewater in Pakistan: balancing risks and benefits. *Journal of Water and Health*, 7(3), 464-468.

Escobar-Rojas, M. C., Tovar-Bonilla, L. F., & Romero-Cuéllar, J. (2016). Diseño de un sistema experto para reutilización de aguas residuales tratadas. *Ciencia e ingeniería neogranadina*, 26(2), 21-34. <https://doi.org/10.18359/rcin.1827>

- Ezekoye, C. C., Chikere, C. B., & Okpokwasili, G. C. (2018). Fungal diversity associated with crude oil-impacted soil undergoing in-situ bioremediation. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 10, 148-152. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2018.11.003>
- Fagier, M. A., Ali, E. A., Tay, K. S., & Abas, M. R. B. (2016). Mineralization of organic matter from vinasse using physicochemical treatment coupled with Fe 2+-activated persulfate and peroxymonosulfate oxidation. *International journal of environmental science and technology*, 13(4), 1189-1194. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0963-x>
- Falkenberg, T., Saxena, D., & Kistemann, T. (2018). Impact of wastewater-irrigation on in-household water contamination. A cohort study among urban farmers in Ahmedabad, India. *Science of The Total Environment*, 639, 988-996. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.117>
- FAO. (2014). *Growing Greener Cities in Latin America and the Caribbean*. An FAO report on urban and periurban agriculture in the region. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO. (2017). *Reutilización de aguas para la agricultura en América Latina y El Caribe*. Estado, principios y necesidades. Santiago de Chile, p 116.
- Faour-Klingbeil, D., Murtada, M., Kuri, V., & Todd, E. C. (2016). Understanding the routes of contamination of ready-to-eat vegetables in the Middle East. *Food Control*, 62, 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2015.10.024>

- Farahat, E. A., & Galal, T. M. (2018). Trace metal accumulation by *Ranunculus sceleratus*: implications for phytostabilization. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(5), 4214-4222. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0808-2>
- Fatima, K., Imran, A., Amin, I., Khan, Q. M., & Afzal, M. (2016). Plant species affect colonization patterns and metabolic activity of associated endophytes during phytoremediation of crude oil-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6188-6196. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5845-0>
- Félix-Fuentes, A., Campas-Baypoli, O. N., & Meza-Montenegro, M. (2017). Calidad sanitaria de alimentos disponibles al público de Ciudad Obregón, Sonora, México. *Respyn*, 6(3), 1-12.
- Fernández, S. L. R., & Almanza, E. R. L. (2018). Caracterización de bacterias metaloresistentes de efluentes industriales de la ciudad de león, GTO. *Jóvenes en la ciencia*, 3, 305-309.
- Fernández, S., Poschenrieder, C., Marcenò, C., Gallego, J. R., Jiménez-Gámez, D., Bueno, A., & Afif, E. (2017). Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>
- Figuerola, M. E., & Giménez, A. M. (2017). Ecoanatomía y diversidad de leñosas en condiciones de salinidad del suelo. Los Bosques actuales del Chaco semiárido argentino. Una mirada propositiva *Ecoanatomía y Biodiversidad*.

- Fisher, J. B., Melton, F., Middleton, E., Hain, C., Anderson, M., Allen, R., & Kilic, A. (2017). The future of evapotranspiration: Global requirements for ecosystem functioning, carbon and climate feedbacks, agricultural management, and water resources. *Water Resources Research*, 53(4), 2618-2626. <https://doi.org/10.1002/2016WR020175>
- Fontalvo-Herazo, M. L., Piou, C., Vogt, J., Saint-Paul, U., & Berger, U. (2011). Simulating harvesting scenarios towards the sustainable use of mangrove forest plantations. *Wetlands Ecology and Management*, 19(5), 397. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9224-4>
- Fontalvo-Julio, F. A., & Tamaris-Turizo, C. E. (2018). Calidad del agua de la parte baja del río Córdoba (Magdalena, Colombia), usando el ICA-NSF. *Intropica*, 101-111.
- Foteinis, S., Monteagudo, J.M., Durán, A., & Chatzisyneon, E. (2018). Environmental sustainability of the solar photo-Fenton process for wastewater treatment and pharmaceuticals mineralization at wastewater in hybrid constructed wetland from the production of vinegar and packaging of detergents. *Desalination*, 246(1-3), 100-109.
- Franco, A. R., Naranjo, J. M. P., Nieto, D. M. C., & Sierra, M. S. B. (2016). Implementación de un sistema de fitorremediación en zona aledaña a reserva forestal protectora El Malmo, Boyacá, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 7(1), 93-103. <https://doi.org/10.22490/21456453.1540>

- Frascari, D., Zanaroli, G., Motaleb, M. A., Annen, G., Belguith, K., Borin, S., & Karajeh, F. (2018). Integrated technological and management solutions for wastewater treatment and efficient agricultural reuse in Egypt, Morocco, and Tunisia. *Integrated environmental assessment and management*, 14(4), 447-462. <https://doi.org/10.1002/ieam.4045>
- Fujii, K., Shibata, M., Kitajima, K., Ichie, T., Kitayama, K., & Turner, B. L. (2018). Plant–soil interactions maintain biodiversity and functions of tropical forest ecosystems. *Ecological research*, 33(1), 149-160. <https://doi.org/10.1007/s11284-017-1511-y>
- Fyllas, N. M., Bentley, L. P., Shenkin, A., Asner, G. P., Atkin, O. K., Díaz, S., & Huasco, W. H. (2017). Solar radiation and functional traits explain the decline of forest primary productivity along a tropical elevation gradient. *Ecology letters*, 20(6), 730-740. <https://doi.org/10.1111/ele.12771>
- Fyllas, N. M., Bentley, L. P., Shenkin, A., Asner, G. P., Atkin, O. K., Díaz, S., & Huasco, W. H. (2017). Solar radiation and functional traits explain the decline of forest primary productivity along a tropical elevation gradient. *Ecology letters*, 20(6), 730-740.
- Galal, T. M., Al-Sodany, Y. M., & Al-Yasi, H. M. (2020). Phytostabilization as a phytoremediation strategy for mitigating water pollutants by the floating macrophyte *Ludwigia stolonifera* (Guill. & Perr.) PH Raven. *International Journal of Phytoremediation*, 22(4), 373-382. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1663487>
- Galal, T. M., Gharib, F. A., Ghazi, S. M., & Mansour, K. H. (2017). Phytostabilization of heavy metals by the emergent macrophyte

Vossia cuspidata (Roxb.) Griff.: a phytoremediation approach. International journal of phytoremediation, 19(11), 992-999. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1303816>

Gao, Y., Wang, C., Zhang, W., Di, P., Yi, N., & Chen, C. (2017). Vertical and horizontal assemblage patterns of bacterial communities in a eutrophic river receiving domestic wastewater in southeast China. Environmental Pollution, 230, 469-478. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.081>

García, J. A. L., Grijalbo, L., Ramos, B., Fernández-Piñas, F., Rodea-Palomares, I., & Gutierrez-Mañero, F. J. (2013). Combined phytoremediation of metal-working fluids with maize plants inoculated with different microorganisms and toxicity assessment of the phytoremediated waste. Chemosphere, 90(11), 2654-2661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.042>

Garcia-Segura, S., Ocon, J. D., & Chong, M. N. (2018). Electrochemical oxidation remediation of real wastewater effluents—a review. Process Safety and Environmental Protection, 113, 48-67. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.09.014>

Gardner-Dale, D. A., Bradley, I. M., & Guest, J. S. (2017). Influence of solids residence time and carbon storage on nitrogen and phosphorus recovery by microalgae across diel cycles. Water research, 121, 231-239. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.033>

Garrone, P., Grilli, L., Groppi, A., & Marzano, R. (2018). Barriers and drivers in the adoption of advanced wastewater treatment

technologies: a comparative analysis of Italian utilities. *Journal of Cleaner Production*, 171, S69-S78. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.018>

Garzón-Zúñiga, M. A., González-Zurita, J., & García-Barrios, R. (2016). Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(2), 199-211. <http://dx.doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.06>

Geoffrey, K. K., Ngure, N. V., Kamau, L., Bet, D., Lugali, R., Wangila, A., & Kiarie, W. M. (2017). Survey of urban mosquitoes species (Diptera: Culicidae) with focus on waste water channels as larval habitats in Nairobi industrial area, Kenya. *African Journal of Health Sciences*, 30(2), 120-138.

George, K. S., Revathi, K. B., Deepa, N., Sheregar, C. P., Ashwini, T. S., & Das, S. (2016). A study on the potential of Moringa leaf and bark extract in bioremediation of heavy metals from water collected from various lakes in Bangalore. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 869-880. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.104>

Ghafuri, Y., Yunesian, M., Nabizadeh, R., Mesdaghinia, A., Dehghani, M. H., & Alimohammadi, M. (2018). Platinum cytotoxic drugs in the municipal wastewater and drinking water, a validation method and health risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(3), 784-796. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1400372>

- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción Más Limpia*, 7(2).
- Gómez, C. y Guarín, S. (2020). Evaluar el proceso de fitorremediación con *Eichhornia crassipes* en un agua residual mediante cromatografía de gases. Trabajo de Grado. Universidad Católica de Manizales.
- Gómez, O. G. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. *Revista de la Facultad de Medicina*, 66(1), 7-8.
- Gonzaga, S. E., Fernández, Y., Bernal, M. D. L. Á., & Moreno, A. (2019). Fitorremediación de aguas residuales porcícolas mediante el uso de semillas *Moringa oleifera* LAM. *Revista Científica Agroecosistemas*, 7(2), 132-139.
- Gonzales-Gustavson, E., Rusiñol, M., Medema, G., Calvo, M., & Girones, R. (2019). Quantitative risk assessment of norovirus and adenovirus for the use of reclaimed water to irrigate lettuce in Catalonia. *Water research*, 153, 91-99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.070>
- González-Chávez, M. D. C. A., Carrillo-González, R., Hernandez Godinez, M. I., & Evangelista Lozano, S. (2017). *Jatropha curcas* and assisted phytoremediation of a mine tailing with biochar and a mycorrhizal fungus. *International journal of phytoremediation*, 19(2), 174-182. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207602>

- Gonzalez-Rivas, N., Reyes-Pérez, H., & Barrera-Díaz, C. E. (2019). Recent advances in water and wastewater electrodisinfection. *ChemElectroChem*, 6(7), 1978-1983 <https://doi.org/10.1002/celc.201801746>
- Gotelli, M. J., Lo Balbo, A., Caballero, G. M., & Gotelli, C. A. (2020). Hexachlorocyclohexane phytoremediation using *Eucalyptus dunnii* of a contaminated site in Argentina. *International Journal of Phytoremediation*, 1-8. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1736511>
- Govil, P. K., & Krishna, A. K. (2018). Soil and water contamination by potentially hazardous elements: a case history from India. In *Environmental Geochemistry* (pp. 567-597). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63763-5.00023-9>
- Gozlan, R. E., Karimov, B. K., Zadereev, E., Kuznetsova, D., & Brucet, S. (2019). Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems in Europe and Central Asia. *Inland Waters*, 9(1), 78-94. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1510271>
- Green O, Katz S, Tarchitzky J, Chen Y. 2018. Formation and prevention of biofilm and mineral precipitate clogging in drip irrigation systems applying treated wastewater. *Irrig Sci*. 36, 257–270. <https://doi.org/10.1007/s00271-018-0581-0>
- Guadarrama-Brito, M.E., & Galván-Fernández, A. (2015). Impacto del uso de agua residual en la agricultura. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*. 4 (7), 1-10.

- Guarino, C., & Sciarrillo, R. (2017). Effectiveness of in situ application of an Integrated Phytoremediation System (IPS) by adding a selected blend of rhizosphere microbes to heavily multi-contaminated soils. *Ecological Engineering*, 99, 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.051>
- Gupta, D. K., Chatterjee, S., Datta, S., Voronina, A. V., & Walther, C. (2016). Radionuclides: accumulation and transport in plants. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 241 (pp. 139-160). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/398_2016_7
- Guzmán-Muñoz, K. I., Flores-Tavizón, E., & Cuevas-Rodríguez, G. (2016). Germinación y evaluación de *Sporobolus airoides* para la fitorremediación de aguas residuales con altas concentraciones de NaCl. *Tecnociencia Chihuahua*, 10(2), 90-100.
- Gwenzi, W., Mushaike, C. C., Chaukura, N., & Bunhu, T. (2017). Removal of trace metals from acid mine drainage using a sequential combination of coal ash-based adsorbents and phytoremediation by bunchgrass (Vetiver [*Vetiveria zizanioides* L]). *Mine Water and the Environment*, 36(4), 520-531. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0439-3>
- Hassena, A. B., Zouari, M., Elloumi, N., Khabou, W., & Zouari, N. (2017, November). Fertilizing Value of Treated Wastewater Under Short Term Irrigation of Olive Tree (*Olea europaea* L.). In *Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration* (pp. 801-803). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_234

- He, S., Li, J., Xu, J., & Mo, L. (2016). Enhanced removal of COD and color in paper-making wastewater by ozonation catalyzed by Fe supported on activated carbon. *BioResources*, 11(4), 8396-8408.
- Henao-Herreño, L. X., López-Tamayo, A. M., Ramos-Bonilla, J. P., Haas, C. N., & Husserl, J. (2017). Risk of illness with *Salmonella* due to consumption of raw unwashed vegetables irrigated with water from the Bogotá River. *Risk Analysis*, 37(4), 733-743.
- Herath I., & Vithanage M. (2015) Phytoremediation in Constructed Wetlands. In: Ansari A., Gill S., Gill R., Lanza G., Newman L. (eds) *Phytoremediation*. Springer, 243-263. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5_21
- Hernández, I., Navas, G., & Infante, C. (2017). Fitorremediación de un suelo contaminado con petróleo extra pesado con *Megathyrus maximus*. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(3), 495-503. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2017.33.03.12>
- Hernández-Salazar, Aurora, Moreno-Seceña, J. C., & Sandoval-Herazo, L. C. (2017). Tratamiento de aguas residuales industriales en México: Una aproximación a su situación actual y retos por atender. *RINDERESU*, 2 (1-2), 75-88.
- Hernández-Vega, J. C., Cady, B., Kayanja, G., Mauriello, A., Cervantes, N., Gillespie, A., & Colón-Carmona, A. (2017). Detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Arabidopsis thaliana* involves a putative flavonol synthase. *Journal of hazardous materials*, 321, 268-280. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.08.058>

- Hettiarachchi, H., & Ardakanian, R. (Eds.). (2017). *Uso seguro de aguas residuales en la agricultura: ejemplos de buenas prácticas*. United Nations University, Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources (UNU-FLORES).
- Hidalgo, M.D.M. (2017). La gestión del nexo agua-energía-alimentos: la clave para el desarrollo sostenible. *Cuadernos de estrategia*, (186), 119-158. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6115631>
- Hoffmann, T., Kutter, C., & Santamaria, J. (2004). Capacity of *Salvinia minima* Baker to tolerate and accumulate As and Pb. *Engineering in Life Sciences*, 4(1), 61-65. <https://doi.org/10.1002/elsc.200400008>
- Hukari, S., Hermann, L., & Nätörp, A. (2016). From wastewater to fertilisers—technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Science of the Total Environment*, 542, 1127-1135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064>.
- Hussain, M. I., Muscolo, A., Farooq, M., & Ahmad, W. (2019). Sustainable use and management of non-conventional water resources for rehabilitation of marginal lands in arid and semiarid environments. *Agricultural water management*, 221, 462-476. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.014>
- Ibarra, M. (2017). Tensions and Conflicts for the Water in the Real Estate Boom of Tecamac, Mexico. *Territorios*, (37), 8199. <http://dx.doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.4818>

- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2008). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais
- Ilyas, M., Ahmad, W., Khan, H., Yousaf, S., Yasir, M., & Khan, A. (2019). Environmental and health impacts of industrial wastewater effluents in Pakistan: a review. *Reviews on environmental health*, 34(2), 171-186.
- Imron, M. F., Kurniawan, S. B., Soegianto, A., & Wahyudianto, F. E. (2019). Phytoremediation of methylene blue using duckweed (*Lemna minor*). *Heliyon*, 5(8), e02206. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02206>
- Iribarnegaray, M. A., Rodriguez-Alvarez, M. S., Moraña, L. B., Tejerina, W. A., & Seghezzo, L. (2018). Management challenges for a more decentralized treatment and reuse of domestic wastewater in metropolitan areas. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(1), 113-122. <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.092>
- Izurieta, R., Campaña, A., Calles, J., Estévez, E., & Ochoa, T. (2019). Calidad del agua en Ecuador. *Calidad del Agua en las Américas*, 284.
- Jaramillo, M. C., Zapata, L. F., & Marulanda, T. (2015). Fitorremediación de mercurio a partir de *elodea* sp. *Revista Ingenierías USBMed*, 6(2), 42-45.
- Jaramillo, M. F., & Restrepo, I. (2017). Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. *Sustainability*, 9(10), 1734. <https://doi.org/10.3390/su9101734>

- Jaramillo, M. F., Cardona, D. M., & Castaño, A. G. (2020). Municipal wastewater reuse as a strategy for the prevention and water pollution control: Bolo and Frayle river basins (Colombia). *Ingeniería y competitividad: revista científica y tecnológica*, 22(2), 7. <https://doi.org/10.25100/iyc.22i2.9412>
- Jaramillo, M. F., Zea, D. A. C., & Galvis, A. (2020). Reutilización de las aguas residuales municipales como estrategia de prevención y control de la contaminación hídrica. Caso de estudio: Cuencas de los ríos Bolo y Frayle (Colombia). *Ingeniería y Competitividad*, 22(2), 1-21. <https://doi.org/10.25100/iyc.v22i2.9412>
- Jara-Peña, Enoc, Gómez C, José, Montoya T, Haydeé, Sánchez, Tito, Tapia, Liliana, Cano, Noema, & Dextre, Abigail. (2017). Acumulación de metales pesados en *Calamagrostis rigida* (Kunth) Trin. ex Steud. (Poaceae) y *Myriophyllum quitense* Kunth (Haloragaceae) evaluadas en cuatro humedales altoandinos del Perú. *Arnaldoa*, 24(2), 583-598. <https://dx.doi.org/http://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24210>
- Javaid, M. K., Ashiq, M., & Tahir, M. (2016). Potential of biological agents in decontamination of agricultural soil. *Scientifica*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/1598325>
- Jayasri, M. A., & Suthindhiran, K. (2017). Effect of zinc and lead on the physiological and biochemical properties of aquatic plant *Lemna minor*: its potential role in phytoremediation. *Applied Water Science*, 7(3), 1247-1253. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0376-x>

- Jeevanantham, S., Saravanan, A., Hemavathy, R. V., Kumar, P. S., Yaashikaa, P. R., & Yuvaraj, D. (2019). Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. *Environmental Technology & Innovation*, 13, 264-276. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.007>
- Jiang, L., Song, M., Yang, L., Zhang, D., Sun, Y., Shen, Z., & Zhang, G. (2016). Exploring the Influence of Environmental Factors on Bacterial Communities within the Rhizosphere of the Cu-tolerant plant, *Elsholtzia splendens*. *Scientific reports*, 6, 36302. <https://doi.org/10.1038/srep36302>
- Jojoa-Sierra, S. D., Silva-Agredo, J., Herrera-Calderon, E., & Torres-Palma, R. A. (2017). Elimination of the antibiotic norfloxacin in municipal wastewater, urine and seawater by electrochemical oxidation on IrO₂ anodes. *Science of the Total Environment*, 575, 1228-1238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.201>
- Ju, X., Gu, B., Wu, Y., & Galloway, J. N. (2016). Reducing China's fertilizer use by increasing farm size. *Global environmental change*, 41, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.08.005>
- Julon A. (2019) Capacidad adsorbente de sólidos totales de la biomasa seca de Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), quebrada altomayo, La Peca, Amazonas, 2018. (Tesis de posgrado) Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Chachapoyas.

- Kamran, M., Malik, Z., Parveen, A., Huang, L., Riaz, M., Bashir, S., & Ali, U. (2019). Ameliorative effects of biochar on rapeseed (*Brassica napus* L.) growth and heavy metal immobilization in soil irrigated with untreated wastewater. *Journal of Plant Growth Regulation*, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s00344-019-09980-3>
- Kardani, M., & Takdastan, A. (2015). Removal of total petroleum hydrocarbons using *Vetiveria zizanioides* and microbial population changes in soil contaminated with oil in Ahvaz. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, 25(131), 87-97.
- Kebonye, N. M., Eze, P. N., & Akinyemi, F. O. (2017). Long term treated wastewater impacts and source identification of heavy metals in semi-arid soils of Central Botswana. *Geoderma Regional*, 10, 200-214. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.08.001>
- Kee, J. C., Gonzales, M. J., Ponce, O., Ramírez, L., León, V., Torres, A., & Loayza-Muro, R. (2018). Accumulation of heavy metals in native Andean plants: potential tools for soil phytoremediation in Ancash (Peru). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 33957-33966. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3325-z>
- Khan, A. H. A., Kiyani, A., Cheema, A. S., Tareen, U., Nawaz, I., Iqbal, M., & Yousaf, S. (2020). Integrative Application of Soil Conditioners and Bio-augmentation for Enhanced Heavy Metal Stabilization from Wastewater and Improved Growth of *Nicotiana glauca* L. and *Petunia hybrida* L. *Journal of Plant Growth Regulation*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00344-020-10094-4>

- Kim, S., Chu, K. H., Al-Hamadani, Y. A., Park, C. M., Jang, M., Kim, D. H., ... & Yoon, Y. (2018). Removal of contaminants of emerging concern by membranes in water and wastewater: a review. *Chemical Engineering Journal*, 335, 896-914.
- Kjellén, M. (2018). Wastewater Governance and the Local, Regional and Global Environments. *Water Alternatives*, 11(2), 219-237. <http://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol11/v11issue2/434-a11-2-1/file>
- Kotzamani, A., Vasilakoglou, I., Dhima, K., Moulas, A. N., Vaiou, M., & Stefanou, S. (2020). Impact of Soil Salinity on Barley Allelopathic Potential and Main Secondary Metabolites Gramine and Hordenine. *Journal of Plant Growth Regulation*, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00344-020-10084-6>
- Koutsos, T. M., Chatzistathis, T., & Balampekou, E. I. (2018). A new framework proposal, towards a common EU agricultural policy, with the best sustainable practices for the re-use of olive mill wastewater. *Science of The Total Environment*, 622, 942-953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.073>
- Kumar, A., MMS, C. P., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., ... & Yadav, K. K. (2020). Lead Toxicity: Health Hazards, Influence on Food Chain, and Sustainable Remediation Approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2179. <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/7/2179#>

- Kumar, S., Saha, T., & Sharma, S. (2015). Treatment of pulp and paper mill effluents using novel biodegradable polymeric flocculants based on anionic polysaccharides: a new way to treat the waste water. *Int Res J Eng Technol*, 2(4), 1-14.
- Kumar, V., Chopra, A. K., Singh, J., Thakur, R. K., Srivastava, S., & Chauhan, R. K. (2016). Comparative assessment of phytoremediation feasibility of water caltrop (*Trapa natans* L.) and water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Solms.) using pulp and paper mill effluent. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 1(1), 13-21.
- Lahnsteiner, J., Pisani, P., Menge, J., & Esterhizen, J. (2013). More than 40 years of direct potable reuse experience in Windohek. In Lazarova V, Asano T, Bahri A and Anderson J (Eds) *Milestones in water reuse. The best success stories*. IWA publishing, London. p,351-364
- Lam, E. J., Cánovas, M., Gálvez, M. E., Montofré, Í. L., Keith, B. F., & Faz, Á. (2017). Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 210-217. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.06.015>
- Lathuillière, M. J., Coe, M. T., Castanho, A., Graesser, J., & Johnson, M. S. (2018). Evaluating water use for agricultural intensification in Southern Amazonia using the Water Footprint Sustainability Assessment. *Water*, 10(4), 349. <https://doi.org/10.3390/w10040349>
- Ledezma, J. C. R., Montiel, R. E., López, M. G. V., García, R. V., & Martínez, D. V. S. (2016). Conocimiento y percepción respecto

al impacto de vivir cerca a canales de aguas residuales. *Journal of Negative and No Positive Results: JONNPR*, 1(4), 142-148.

Lee, G., Suonan, Z., Kim, S. H., Hwang, D. W., & Lee, K. S. (2019). Heavy metal accumulation and phytoremediation potential by transplants of the seagrass *Zostera marina* in the polluted bay systems. *Marine pollution bulletin*, 149, 110509. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110509>

Legarda, F. V., Zambrano, N. A. S., & Velásquez, C. A. P. (2017). Evaluación de la actividad biológica de consorcios bacterianos remediadores de aguas residuales contaminadas con detergentes. *Modum*, 1, 65-76. http://revistas.sena.edu.co/index.php/Re_Mo/article/view/1657

Lenardis, A. E., Suárez, S. A., & Gil, A. (2019). Morfotipos de flores en cuatro genotipos de *Coriandrum sativum* (Apiaceae). *Agronomía & Ambiente*, 38(2).

León, R., Pernía, B., Siguencia, R., Franco, S., Noboa, A., & Cornejo, X. (2018). Potencial de plantas acuáticas para la remoción de coliformes totales y *Escherichia coli* en aguas servidas. *Enfoque UTE*, 9(4), 131-144. <http://dx.doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.286>

Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510-521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>

- Li, K., Lin, L., Wang, J., Xia, H., Liang, D., Wang, X., & Tang, Y. (2017). Hyperaccumulator straw improves the cadmium phytoextraction efficiency of emergent plant *Nasturtium officinale*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(8), 374. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6106-0>
- Li, Q., Huang, Y., Wen, D., Fu, R., & Feng, L. (2020). Application of alkyl polyglycosides for enhanced bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil using *Sphingomonas changbaiensis* and *Pseudomonas stutzeri*. *Science of The Total Environment*, 719, 137456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137456>
- Limmer, M. A., Wilson, J., Westenberg, D., Lee, A., Siegman, M., & Burken, J. G. (2018). Phytoremediation removal rates of benzene, toluene, and chlorobenzene. *International journal of phytoremediation*, 20(7), 666-674. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1413330>
- Lintern, A., Webb, J. A., Ryu, D., Liu, S., Bende-Michl, U., Waters, D., & Western, A. W. (2018). Key factors influencing differences in stream water quality across space. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(1), e1260. <https://doi.org/10.1002/wat2.1260>
- Liu, J., Ren, S., Cao, J., Tsang, D. C., Beiyuan, J., Peng, Y., & Wang, J. (2020). Highly efficient removal of thallium in wastewater by MnFe₂O₄-biochar composite. *Journal of Hazardous Materials*, 123311. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123311>

- Llatance, W., Emiliani, J., Bergara, D, Salvatierra, L. y Pérez, L. (2019). Caracterización de los mecanismos de fitorremediación de *Salvinia* sp. Frente a la exposición de metales pesados y su impacto sobre la fisiología vegetal. *Energeia*, 16(16), 2019
- Lobato-de Magalhães, T., & Martínez, M. (2018). Temporary freshwater wetlands floristics in central Mexico highlands. *Botanical Sciences*, 96(1), 138-156. <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.1532>
- Londoño, N. A. C., Suárez, D. G., Velásquez, H. I., & Ruiz-Mercado, G. J. (2017). Emergy analysis for the sustainable utilization of biosolids generated in a municipal wastewater treatment plant. *Journal of cleaner production*, 141, 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.033>
- López-García, A. D., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., Gómez-Meléndez, D. J., & Vázquez-Alvarado, R. E. (2016). Caracterización fisicoquímica del agua residual urbano-industrial y su importancia en la agricultura. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 139-157
- Loría, K. C., Emiliani, J., Bergara, C. D., Herrero, M. S., Salvatierra, L. M., & Pérez, L. M. (2019). Effect of daily exposure to Pb-contaminated water on *Salvinia biloba* physiology and phytoremediation performance. *Aquatic Toxicology*, 210, 158-166. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.02.019>
- Loroña, F., Gómez, W., Jaco, E., Reynaga, C., Sinarahua, M. G., Torres, J. G., ... & Carhuapoma, M. M. (2019). Eficiencia de la biorremediación de suelos contaminados con Diesel B5 mediante Microorganismo Eficaces (EM). *Cátedra Villarreal*, 6(2). <http://dx.doi.org/10.24039/cv201862278>

- Loy, S., Assi, A. T., Mohtar, R. H., Morgan, C., & Jantrania, A. (2018). The effect of municipal treated wastewater on the water holding properties of a clayey, calcareous soil. *Science of The Total Environment*, 643, 807-818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.104>
- Lozada, J. R. Mitos y leyendas relacionados con el arco minero en la Guayana venezolana. *Revista ecodiseño y sostenibilidad*, 9(1), 478-485
- Lucas, L. R., & Carreño, Á. L. (2018). Calidad de agua de consumo humano en las comunidades balsa en medio, Julián y Severino de la microcuenca Carrizal, Ecuador. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalurgica y Geográfica*, 21(42), 39-46. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v21i42.15785>
- Luzuriaga-Quichimbo, C. X., Hernández del Barco, M., Blanco-Salas, J., Cerón-Martínez, C. E., & Ruiz-Téllez, T. (2019). Plant biodiversity knowledge varies by gender in sustainable Amazonian agricultural systems called chacras. *Sustainability*, 11(15), 4211. <https://doi.org/10.3390/su11154211>
- Ma, Y., Oliveira, R. S., Freitas, H., & Zhang, C. (2016). Biochemical and molecular mechanisms of plant-microbe-metal interactions: relevance for phytoremediation. *Frontiers in plant science*, 7, 918. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00918>
- Mahdi, K. N., Peters, R. J., Klumpp, E., Bohme, S., Van der Ploeg, M., Ritsema, C., & Geissen, V. (2017). Silver nanoparticles in soil: aqueous extraction combined with single-particle

ICP-MS for detection and characterization. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 7, 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.12.002>

Mahfooz, Y., Yasar, A., Sohail, M. T., Tabinda, A. B., Rasheed, R., Irshad, S., & Yousaf, B. (2019). Investigating the drinking and surface water quality and associated health risks in a semi-arid multi-industrial metropolis (Faisalabad), Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20), 20853-20865.

Málaga, J., Avila-Santamaría, J. J., & Carpio, C. E. (2019). The Andean Region: An Important and Growing US Agricultural Trade Partner. *Choices*, 34(316-2019-3255), 1-9.

Malila, R., Lehtoranta, S., & Viskari, E. L. (2019). The role of source separation in nutrient recovery—comparison of alternative wastewater treatment systems. *Journal of Cleaner Production*, 219, 350-358. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.024>

Manjunatha, M. V., Satyareddi, S. A., Kumar, B. P., & Hebbara, M. (2019). Response of Treated and Untreated Domestic Waste Water Irrigation on Yield, Water Productivity and Economics of Cluster Bean. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*, 8(7), 2483-2491. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2019.807.306>

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>

- Mao, K., Zhang, K., Du, W., Ali, W., Feng, X., & Zhang, H. (2020). The potential of wastewater-based epidemiology as surveillance and early warning of infectious disease outbreaks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 17, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.04.006>
- Marcial, A., Méndez, F., Ricardo C. Jeny Pérez, Jeny., Hernández, G., Campos, O. 2006. Uso de las aguas residuales para el riego de cultivos agrícolas, en la agricultura urbana. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 15 (3): 17-21.
- Marco, C., Delgado, I., Vargas, C., Muñoz, X., Bhutta, Z. A., & Ferreccio, C. (2018). Typhoid fever in Chile 1969–2012: analysis of an epidemic and its control. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 99(3_Suppl), 26-33. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.18-0125>
- Márquez-Reyes, J. M., Valdés-González, A., García-Gómez, C., Rodríguez-Fuentes, H., Gamboa-Delgado, J., & Luna-Olvera, H. (2020). Evaluación de los efectos sinérgicos de cromo y plomo durante el proceso de fitorremediación con berro (*Nasturtium officinale*) en un humedal artificial. *Biotecnia*, 22(2), 171-178. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i2.1259>
- Márquez-Reyes, J. M., Valdés-González, A., García-Gómez, C., Rodríguez-Fuentes, H., Gamboa-Delgado, J., & Luna-Olvera, H. L. O. (2020). Evaluación de los efectos sinérgicos de cromo y plomo durante el proceso de fitorremediación con berro (*Nasturtium officinale*) en un humedal artificial. *Biotecnia*, 22(2), 171-178. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v22i2.1259>

- Martínez, R., & García, J. (2018). Análisis del desarrollo de la agroindustria local ecuatoriana y su relación con el potencial territorial.//Analysis of the development of the Ecuadorian local agroindustry and its relation with the territorial potential. *Ciencia Unemi*, 10(25), 45-54.
- Martins, P., Aline, S., Marcio, R., & Bolanos-Rojas, M.L. (2019). Tratamiento de aguas residuales provenientes de industria de productos de limpieza y desinfectantes por ozonización convencional y catalítica. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 27(2), 223-235. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052019000200223>
- Matamoros, V., Rodríguez, Y., & Bayona, J. M. (2017). Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. *Ecological Engineering*, 99, 222-227. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.054>
- Mateo, N., Nani, G., Montiel, W., Nakase, C., Salazar-Salazar, C., & Sandoval, L. (2019). Efecto de Canna hibryds en humedales construidos parcialmente saturados para el tratamiento de aguas porcinas. *RINDERESU*, 4(1-2), 59-68.
- Mateo, J., Raschid-Sally, L., & Thebo, A. (2015). Global wastewater and sludge production, treatment and use. In *Wastewater* (pp. 15-38). Springer, Dordrecht.
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., Turrall, H., & Burke, J. (2017). Water pollution from agriculture: a global review. Executive summary. Rome, Italy: FAO Colombo, Sri Lanka: International Water

Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE)..

Mazahrih, N., Al Sayari, A. S., Al-Hamoodi, A., Nejatian, A., & Belgacem, A. O. (2018). Impacts of irrigation with reclaimed wastewater on forages production, nutrients, and heavy metals content. *Journal of Agricultural Science*, 10(2). : <https://doi.org/10.5539/jas.v10n2p206>

McCall, C., Wu, H., Miyani, B., & Xagorarakis, I. (2020). Identification of multiple potential viral diseases in a large urban center using wastewater surveillance. *Water Research*, 116160. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116160>

McIntosh, P., Schulthess, C. P., Kuzovkina, Y. A., & Guillard, K. (2017). Bioremediation and phytoremediation of total petroleum hydrocarbons (TPH) under various conditions. *International journal of phytoremediation*, 19(8), 755-764. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1284753>

Mehmood, A., Mirza, M. A., Choudhary, M. A., Kim, K. H., Raza, W., Raza, N., & Sarfraz, M. (2019). Spatial distribution of heavy metals in crops in a wastewater irrigated zone and health risk assessment. *Environmental research*, 168, 382-388. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.09.020>

Mejía-Morales, C., Hernández-Aldana, F., Cortés-Hernández, D. M., Rivera-Tapia, J. A., Castañeda-Antonio, D., & Bonilla, N. (2020). Assessment of Biological and Persistent Organic Compounds in Hospital Wastewater After Advanced Oxidation Process UV/H₂O₂/O₃. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(2), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4463-8>

- Melián-Navarro, A. (2016). Reutilización de agua para la agricultura y el medioambiente. *Agua y territorio*, (8), 80-92. <https://doi.org/10.17561/at.v0i8.3298>
- Méndez, S., Amachi, F., Vera, M., & Espinosa, I. (2017). Fitorremediación al plomo asimilable, una biotecnología promisorio. *Revista ciencia y tecnología-para el Desarrollo-UJCM*, 2(4), 73-77. <http://dx.doi.org/10.37260/rctd.v2i4.58.g55>
- Mendieta, E., y Zambrano, B. (2019) Efecto de un biodegradador enzimático comercial en la producción de biol a partir de Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes* Solms). (Tesis de pregrado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Calceta-Ecuador.
- Mendoza, Á., Vidal, L., Hurtado, E., Maestre, R., y Acuña, R. (2019). Sistema de tratamiento de aguas superficiales para consumo humano en la microcuenca del Río Carrizal, Ecuador. *La Técnica*, (21), 97-112.
- Mendoza, M. C., Aguilar, Y. E., Cárdenas, M. M., & Villacres, J. J. C. (2019). Aguas residuales mineras en la inocuidad de la naranja cultivada a cercanías del río amarillo. *mktDescubre*, 1(14), 31-41.
- Mendoza, Y. I., I Pérez, J., & Galindo, A. A. (2018). Evaluación del aporte de las plantas acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el tratamiento de aguas residuales municipales. *Información tecnológica*, 29(2), 205-214. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>

- Mendoza, Y., Pérez, J. y Galindo, A. (2018). Evaluación del Aporte de las Plantas Acuáticas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. *Información tecnológica*, 29(2), 205-214. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>
- Mendoza-Espinosa, L. G., Burgess, J. E., Daesslé, L., & Villada-Canela, M. (2019). Reclaimed water for the irrigation of vineyards: Mexico and South Africa as case studies. *Sustainable Cities and Society*, 101769. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101769>
- Mkhinini, M., Boughattas, I., Boussetta, H., Alphonse, V., Livet, A., Grusti-Miller, S., & Bousserhine, N. (2017, November). Short Term Treated Wastewater Reuse Impact on Soil Microbial Biomass, Bacterial Functional Diversity and Enzymatic Activities in the Presence of Earthworms *Eisenia andrei*. In *Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration* (pp. 301-303). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_96
- Moazeni, M., Nikaeen, M., Hadi, M., Moghim, S., Mouhebat, L., Hatamzadeh, M., & Hassanzadeh, A. (2017). Estimation of health risks caused by exposure to enteroviruses from agricultural application of wastewater effluents. *Water research*, 125, 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.028>
- Mohamed, H. M., & Almaroai, Y. A. (2017). Effect of phosphate solubilizing bacteria on the uptake of heavy metals by corn plants in a long-term sewage wastewater treated soil. *International journal of environmental science and development*, 8(5), 366.

- Mohan, S., & Tippa, A. (2019). Role of Wetland Soil Bacteria in Enhancing the Phytoremediation Process through Bioavailability Phenomenon. In World Environmental and Water Resources Congress 2019: Groundwater, Sustainability, Hydro-Climate/Climate Change, and Environmental Engineering (pp. 1-10). Reston, VA: American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784482346.001>
- Mok, H. F., Barker, S. F., & Hamilton, A. J. (2014). A probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus disease burden from wastewater irrigation of vegetables in Shepparton, Australia. *Water Research*, 54, 347-362. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.060>
- Mondal, M. M. A., Ahmed, F., Nabi, K. E., Al Noor, M. M., & Mondal, M. T. R. (2019). Performance of organic manures on the growth and yield of red amaranth (*Amaranthus tricolor*) and soil properties. *Research in Agriculture Livestock and Fisheries*, 6(2), 263-269. <https://www.banglajol.info/index.php/RALF/article/view/43049>
- Montesillo-Cedillo, J. L. (2017). Suministro de agua potable en México: más allá del crecimiento poblacional. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 21-33
- Mora-Ravelo, S., Alarcon, A., Rocandio-Rodriguez, M., & Vanoye-Eligio, V. (2017). Bioremediation of wastewater for reutilization in agricultural systems: a review. *Applied Ecology and Environmental Research*, 15(1), 33-50. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1501_033050

Moreno, C., Pérez, M., & Moral, H. (1996). Análisis y calidad del agua de riego, 220 pp., Servicio de Publicaciones, Valencia.

Moreta-Pozo, J. C. (2011). La eutrofización de los lagos y sus consecuencias. Ibarra 2008 (Bachelor's thesis). <http://repositorio.utn.edu.ec/bitstream/123456789/720/2/06%20NUT%20099%20TESIS.pdf>

Moretti, S. M. L., Bertoncini, E. I., & Abreu-Junior, C. H. (2017). Carbon mineralization in soils irrigated with treated swine wastewater. *Journal of Agricultural Science*, 9(3), 19-29. <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v9n3p19>

Moscoso-Cavalini, J. (2016). Manual de buenas prácticas para el uso seguro y productivo de las aguas residuales domésticas. <http://190.12.92.167/handle/20.500.12543/207>

Mucha, Z., & Kulakowski, P. (2016). Turbidity measurements as a tool of monitoring and control of the SBR effluent at the small wastewater treatment plant—preliminary study. *Archives of Environmental Protection*, 42(3), 33-36. <https://doi.org/10.1515/aep-2016-0030>

Mulidzi, A. R., Clarke, C. E., & Myburgh, P. A. (2019). Response of soil chemical properties to irrigation with winery wastewater on a well-drained sandy soil. *South African Journal of Enology and Viticulture*, 40(2), 1-1. <http://dx.doi.org/10.21548/42-2-3403>

Munz, N. A., Burdon, F. J., De Zwart, D., Junghans, M., Melo, L., Reyes, M., & Stamm, C. (2017). Pesticides drive risk of micropollutants

in wastewater-impacted streams during low flow conditions. *Water Research*, 110, 366-377. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.001>

Muñoz, J., Macías, H., Delgado, G., Rivera, M., Inzunza, M., & Jacobo, M. (2017). Niveles de nitrógeno y fosforo en maíz (zea mayz L.) forrajero bajo riego con aguas residuales tratadas. *Agrofaz* 17 (2), 45-62.

Muñoz, K. & Vásquez M. (2019). Estudio de la eficiencia del tratamiento de aguas residuales domésticas con humedales artificiales de cinco especies de macrófitas (Trabajo de grado). Universidad Privada de Norte, Perú.

Muñoz-Rojas, M. (2018). Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 47-52. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.007>

Nandini, G. M., & Sheba, M. C. (2016). Emanating trends in the usage of bio-coagulants in potable water treatment: a review. *Seeds*, 99, 10.

Nascimento, C. O., Veit, M. T., Palácio, S. M., Gonçalves, G. C., & Fagundes-Klen, M. R. (2019). Combined application of coagulation/flocculation/sedimentation and membrane separation for the treatment of laundry wastewater. *International Journal of Chemical Engineering*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/8324710>

- Navarro-Frómeta, A. E., & Durán-Domínguez, M. D. C. (2019). El tratamiento descentralizado del agua residual de pequeñas localidades rurales y suburbanas: los humedales construidos, una tecnología a considerar. *Revista Cubana de Química*, 31, 87-104.
- Nieto, N. (2011). La gestión del agua: tensiones globales y latinoamericanas. *Política y cultura*, (36), 157-176.
- NOM-001-ECOL. (1996). Norma Oficial Mexicana. Que establece los LMP de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario de la Federación el 24 de junio de 1996.
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J.M., & Güereca, L.P. (2013). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas. México: Instituto de Ingeniería- UNAM, 140 pp.
- Núñez, R. A., Meas, Y., Ortega, R., & Olguín, E. J. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Revista ciencias*, 55 (3), 69-82.
- Obregón-Luna, J. (2016). Minirrevisión sobre el fertirriego de la caña de azúcar con vinazas de bioetanol. *Márgenes*, 4(2), 86-99.
- O'Connor, D., Zheng, X., Hou, D., Shen, Z., Li, G., Miao, G., & Guo, M. (2019). Phytoremediation: Climate change resilience and sustainability assessment at a coastal brownfield redevelopment. *Environment international*, 130, 104945. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104945>

- Odinga, C. A., Kumar, A., Mthembu, M. S., Bux, F., & Swalaha, F. M. (2019). Rhizofiltration system consisting of *Phragmites australis* and *Kyllinga nemoralis*: evaluation of efficient removal of metals and pathogenic microorganisms. *DWT*, 169, 120-132.
- OMS-UNICEF (Organización Mundial de la Salud y UNICEF). (2015). 25 años de progreso en saneamiento y abastecimiento de agua potable Actualización de 2015 y evaluación de los ODM. Organización Mundial de la Salud y UNICEF. (Disponible en http://data.unicef.org/wp-content/uploads/2015/12/Progress-on-Sanitation-and-Drinking-Water_234.pdf). [Consultado: 15 de enero de 2021].
- OMS-UNICEF JMP. (2015). Estimates on the use of water sources and sanitation facilities. Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. (Disponible en: [http://www.wssinfo.org/documents/?tx_displaycontroller\[type\]=country_files](http://www.wssinfo.org/documents/?tx_displaycontroller[type]=country_files)) [Consultado: 5 de marzo de 2021].
- OMS-UNICEF. (2015). Progress on Sanitation and Drinking Water – 2015 update and MDG assessment. OMS (Organización Mundial de la salud UNICEF. (disponible en: http://data.unicef.org/wp-content/uploads/2015/12/Progress-on-Sanitation-and-Drinking-Water_234.pdf). [Consultado: 15 de enero de 2021].
- ONU. (2016). Sustainable Development Goal 6: Ensure Availability and Sustainable Management of Water and Sanitation for All. Disponible en: <https://sustainabledevelopment.un.org/sdg6>. [Consultado: 5 de marzo de 2021].

ONU-Agua. (2015). Eliminating Discrimination and Inequalities in Access to Water and Sanitation. ONU-Agua. www.unwater.org/publications/eliminating-discrimination-inequalities-access-water-sanitation/. [Consultado: 15 de enero de 2021].

ONU-Medio Ambiente (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). (2016). A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. ONU-Medio Ambiente. Nairobi.

Oppliger, A., Höhl, J., & Fragkou, M. (2019). Escasez de agua: develando sus orígenes híbridos en la cuenca del Río Bueno, Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (73), 9-27. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000200009>

Organización del Tratado de Cooperación Amazónica - OTCA. (2020). Organización del Tratado de Cooperación Amazónica. Recuperado de http://www.otca-oficial.info/amazon/our_amazon

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture.

Ortiz, C., Bijlsma, L., Castiglioni, S., Covaci, A., de Voogt, P., Emke, E., & Kasprzyk-Hordern, B. (2018). Wastewater analysis for community-wide drugs use assessment. In *New Psychoactive Substances*, 543-566. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/164_2018_111

- Ortíz, J., Escalante, E., Fócil, R., Ramírez, H. y Díaz, I. (2017). Dinámica de poblaciones bacterianas y actividad deshidrogenasa durante la biorremediación de suelo recién contaminado e intemperizado con hidrocarburos. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(2), 237-246, <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2017.33.02.05>
- Otondo, A., Kokabian, B., Stuart-Dahl, S., & Gude, V. G. (2018). Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 3213-3222. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.064>
- Oustriere, N., Marchand, L., Roulet, E., & Mench, M. (2017). Rhizofiltration of a Bordeaux mixture effluent in pilot-scale constructed wetland using *Arundo donax* L. coupled with potential Cu-ecocatalyst production. *Ecological Engineering*, 105, 296-305. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.047>
- Pajevic, S., Borisev, M., Nikolic, N., Arsenov, D. D., Orlovic, S., & Zupunski, M. (2016). Phytoextraction of heavy metals by fast-growing trees: a review. In *Phytoremediation*, 29-64. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-40148-5_2
- Pandey, V. C., & Souza-Alonso, P. (2019). Market opportunities: in sustainable phytoremediation. In *Phytomanagement of Polluted Sites* (pp. 51-82). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00002-8>
- Paredes, J., & Ñique, M. (2015). Optimización de la fitorremediación de mercurio en humedales de flujo continuo empleando

Eichhornia crassipes "Jacinto de agua". *RevIA*, 5(1 y 2), 44-49.

Parker, S. P., & Corbitt, R.A. (1993). *Encyclopedia of Environmental Science & Engineering*. 3rd Edition. Mc. Graw Hill. Willard, Ohio. 749 p.

Parwin, R., & Karar Paul, K. (2020). Overview of Applications of Kitchen Wastewater and Its Treatment. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 24(2), 04019041. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000482](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000482)

Peguero, F., Zapata, S., & Sandoval, L. (2019). Agricultural Production of Central America and the Caribbean: Challenges and Opportunities. *Choices*, 34(316-2019-3256), 1-10.

Peikert, B., Schaumann, G. E., Bibus, D., Fischer, J., Braun, U., & Brunkhardt, J. (2017). Effects of olive oil mill wastewater on chemical, microbiological, and physical properties of soil incubated under four different climatic conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 53(1), 89-102.

Peinado, M. (2018). Población, cambio climático y huella ambiental// Population, Climate Change and Environmental Footprint. *Ecozon@: European Journal of Literature, Culture and Environment*, 9(1), 11-36. <https://doi.org/10.37536/ECOZONA.2018.9.1.2172>

Peña, E. P., Londén, M. W., Peña, L. S., & Concepción, A. V. (2017). Factores técnico productivos que afectan la sostenibilidad

del riego en instalaciones de agricultura urbana del Municipio Las Tunas, Cuba. *Ojeando la Agenda*, (50), 2. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6266020>

Perales Aguilar, L., Santos Díaz, M. D. S., Gómez Aguirre, Y. A., Ramos Gómez, M. S., & Pérez Molphe Balch, E. (2020). Análisis in vitro de la acumulación de metales pesados en plantas de la familia Asparagaceae tolerantes a la baja disponibilidad de agua. *Nova scientia*, 12(24), 0-0. <https://dx.doi.org/10.21640/ns.v12i24.2081>

Perdomo, A., Velasco, M., Cortés, M., Gallo, J., & Franco, R. (2016). La fitorremediación como estrategia para reducir impactos del mercurio en agua: un microproyecto de educación en química verde. *Bio-grafía*, 106-116. <https://doi.org/10.17227/bio-grafia.extra2016-6325>

Pérez, L. A. F., Lorza, R. L., & Bobadilla, M. C. (2019). Uso del programa simapro para evaluar coagulantes naturales en el tratamiento de aguas. *Biotecnia*, 21(3), 108-113.

Pérez, L. S., Rodriguez, O. M., Reyna, S., Sánchez-Salas, J. L., Lozada, J. D., Quiroz, M. A., & Bandala, E. R. (2016). Oil refinery wastewater treatment using coupled electrocoagulation and fixed film biological processes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.10.018>

Pérez-Alvarez, I., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L. M., Barceló, D., De Alda, M. L., Solsona, S. P., & Galar-Martínez, M. (2018).

Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, 240, 330-341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.116>

Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H.M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, A., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Risk of salinization and sodification of irrigated soils in the Lerma River basin. *Acta universitaria*, 29, e2066. Epub 01 de diciembre de 2019. <https://dx.doi.org/10.15174/au.2019.2066>

Picó, Y., Alvarez-Ruiz, R., Alfarhan, A. H., El-Sheikh, M. A., Alobaid, S. M., & Barceló, D. (2019). Uptake and accumulation of emerging contaminants in soil and plant treated with wastewater under real-world environmental conditions in the Al Hayer area (Saudi Arabia). *Science of The Total Environment*, 652, 562-572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.224>

Pineda, J. S. (2019). Evaluación del potencial de fitorremediación de *Isolepis cernua* y *Nasturtium aquaticum* para el tratamiento secundario de efluentes de curtiembre del parque industrial Rio Seco–Arequipa (trabajo de grado). Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Perú.

Pinedo Shahuano, B. (2019). Evaluación de la eficiencia de tuberías con filtros de *Coriandrum Sativum* (Cilantro) para adsorber mercurio en aguas residuales–mineras artesanales, del distrito de Manseriche (trabajo de grado). Universidad Científica del Perú, San Juan Bautista, Peru.

- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). (2016). Informe Regional sobre Desarrollo Humano para América Latina y el Caribe Progreso multidimensional: bienestar más allá del ingreso. PNUD. Nueva York, EE.UU.
- Polanco Rodríguez, A. G., Magaña Castro, T. V., Cetz Luit, J., & Quintal López, R. (2019). Uso de agroquímicos cancerígenos en la región agrícola de Yucatán, México. *Centro Agrícola*, 46(2), 72-83. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S0253-57852019000200072&script=sci_arttext&tlng=pt
- Portocarrero, R., Correa, M.A., Vallejo, J., Ullivarri, E., & Valeiro, A. (2018). Salinidad por aplicación de vinazas de un suelo subtropical cultivado con caña de azúcar. *Ciencia del Suelo*, 36(2).
- Poveda, R. (2014). Evaluación de especies acuáticas flotantes para la fitorremediación de aguas residuales industrial y de uso agrícola previamente caracterizada en el Cantón Ambato, Provincia de Tungurahua. Tesis de grado. Universidad Técnicas de Ambato.
- Powley, H. R., Dürr, H. H., Lima, A. T., Krom, M. D., & Van Cappellen, P. (2016). Direct discharges of domestic wastewater are a major source of phosphorus and nitrogen to the Mediterranean Sea. *Environmental Science & Technology*, 50(16), 8722-8730. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01742>
- Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z. (2020). Mitigation of eutrophication caused by wastewater discharge: A

simulation-based approach. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01346-4>

Qin, H., Diao, M., Zhang, Z., Visser, P. M., Zhang, Y., Wang, Y., & Yan, S. (2020). Responses of phytoremediation in urban wastewater with water hyacinths to extreme precipitation. *Journal of Environmental Management*, 271, 110948. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110948>

Qureshi, A. S., Hussain, M. I., Ismail, S., & Khan, Q. M. (2016). Evaluating heavy metal accumulation and potential health risks in vegetables irrigated with treated wastewater. *Chemosphere*, 163, 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.073>

Ramil, P., Rubinos, M., Gomez, L., Hinojo, B. & Rodriguez, P., (2014) *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas de Galicia como resultado de un transporte por mar a larga distancia. *Recursos Rurais*. 10, 15-24. <https://revistas.usc.gal/index.php/rr/article/view/3319>

Ramírez, A., & Viña, G. (2000). *Limnología colombiana, aportes a su conocimiento*. Colombia. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano, 293p.

Ramírez, K., y Paredes, M. (2019). Evaluación de dos especies macrófitas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en la remoción de contaminantes microbiológicos y químicos a través de un sistema de biofiltro en aguas residuales domésticas, Tarapoto (Tesis de grado). Universidad César Vallejo. Chiclayo, Perú.

- Ramos, A. C., Regan, S., McGinn, P. J., & Champagne, P. (2019). Feasibility of a microalgal wastewater treatment for the removal of nutrients under non-sterile conditions and carbon limitation. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 97, 1289-1298. <https://doi.org/10.1002/cjce.23392>
- Ramos, R., y Pizarro, R. (2018). Crecimiento y capacidad de biorremediación de *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophycea, Chlorophyta) cultivada en aguas residuales generadas en el cultivo del pez dorado *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). *Revista de biología marina y oceanografía*, 53(1), 75-86. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572018000100075>
- Ramos, S., Homem, V., Alves, A., & Santos, L. (2016). A review of organic UV-filters in wastewater treatment plants. *Environment international*, 86, 24-44. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.004>
- Rana, S., & Suresh, S. (2017). Comparison of different Coagulants for Reduction of COD from Textile industry wastewater. *Materials Today: Proceedings*, 4(2), 567-574. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.01.058>
- Rashid, H., Arslan, C., & Khan, S. N. (2018). Wastewater Irrigation, Its Impact On Environment And Health Risk Assessment In Peri Urban Areas Of Punjab Pakistan—A Review. *Environmental Contaminants Reviews (ECR)*, 1(1), 30-35. <http://doi.org/10.26480/ecr.01.2018.30.35>

- Ravindran, V. B., Surapaneni, A., Crosbie, N. D., Schmidt, J., Shahsavari, E., Haleyur, N., & Ball, A. S. (2019). A modified approach to recover and enumerate *Ascaris* ova in wastewater and sludge. *PLoS neglected tropical diseases*, 13(2), e0007020. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007020>
- Reasco P., D. A., Yépez, L., & Paredes, I. (2018). Incidencia de las actividades turísticas que alteran la calidad del agua del sistema lacustre Yahuarcocha. *Recinatur International Journal of Applied Sciences, Nature and Tourism*, 1(01), 124-146.
- Rehman, K., Imran, A., Amin, I., & Afzal, M. (2019). Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere*, 217, 576-583. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.041>
- Rehman, K., Imran, A., Amin, I., & Afzal, M. (2019). Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere*, 217, 576-583. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.041>
- Restrepo-Manrique, R., & Salcedo-Reyes, J. C. (2018). Application of physico-chemical indexes and BMWP/Col. to establish the impact of urbanization on Río Frío (Bucaramanga, Colombia). *Universitas Scientiarum*, 23(1), 109-128. <http://dx.doi.org/10.11144/javeriana.sc23-1.aopc>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., & Jiménez, E. E. G. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación*

y Desarrollo: I2+ D, 16(2), 66-77. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>

Rezania, S., Taib, S. M., Din, M. F. M., Dahalan, F. A., & Kamyab, H. (2016). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of hazardous materials*, 318, 587-599. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.053>

Rincón-Ruiz, A., Lara, D., Castro, L. G., & Rojas, C. (2016). Conflictos socioambientales y servicios ecosistémicos en la cuenca del río Orotoy: reflexiones para su gestión. *Ambiente y Sostenibilidad*, 3-16. <https://doi.org/10.25100/ays.v0i0.4285>

Rivas-Lucero, Bertha., Nevárez-Moorillón, Nieves., Bautista, R., Pérez, A., & Saucedo, R. (2003). Tratamiento de aguas residuales de uso agrícola en un biorreactor de lecho fijo. *Agrociencia*, 37(2), 157-166.

Rivera, P., Rivera, J., Andrade, E., Heyer, L., Garza, F., Requena, F., Castro, B. (2018). Bioestimulación y biorremediación de recortes de perforación contaminados con hidrocarburos. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34(2), 249-262. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.06>

Robledo Z., V. H., Velázquez M., M. A., Montañez S., J. L., Pimentel E., J. L., Vallejo C., A. A., López C., M. D., & Venegas G., J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(2), 221-235. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2017.33.02.04>

- Robledo, V-H-, Velázquez , M.A., Montañez, J. L., Pimentel, J.L., Vallejo, A.A., López , M.D., & Venegas, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(2), 221-235
- Robles-Pliego, M., Olguín, E. J., Hernández-Landa, J., González-Portela, R. E., Sánchez-Galván, G., & Cuervo-López, F. (2015). Dual purpose system for water treatment from a polluted river and the production of *Pistia stratiotes* biomass within a biorefinery. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 43(11), 1514-1521. <https://doi.org/10.1002/clen.201400222>
- Rocha, S., & Sousa-Coutinho, J. (2019). Construction and demolition waste as partial cement replacement. *Advances in Cement Research*, 31(9), 411-422. <https://doi.org/10.1680/jadcr.16.00132>
- Rodríguez, P., & Poveda, C. (2016). Diseño de un modelo costo-beneficio en la implementación de un sistema de fitorremediación de aguas residuales contaminadas con cromo en las curtiembres de San Benito, Sur de Bogotá. Fundación Universitaria Los Libertadores. Colombia.
- Rojas, D. G. (2018). La gestión de las cuencas hidrográficas en España: avances y carencias del segundo ciclo de planificación. *Agua y territorio*, (11), 123-136.
- Rojas, L., & Suyón, E. (2020) Eficiencia de fitorremediación con jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para disminuir concen-

traciones de arsénico en aguas del centro poblado cruz del Medano - Morrope – 2019 (Tesis de grado). Universidad de Lambayeque. Chiclayo, Perú

Roohi, M., Riaz, M., Arif, M. S., Shahzad, S. M., Yasmeen, T., Riaz, M. A., & Mahmood, K. (2016). Varied effects of untreated textile wastewater onto soil carbon mineralization and associated biochemical properties of a dryland agricultural soil. *Journal of environmental management*, 183, 530-540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.005>

Roohi, M., Riaz, M., Arif, M. S., Shahzad, S. M., Yasmeen, T., Riaz, M. A., & Mahmood, K. (2016). Varied effects of untreated textile wastewater onto soil carbon mineralization and associated biochemical properties of a dryland agricultural soil. *Journal of environmental management*, 183, 530-540. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.005>

Sadeghian, A., Wu, O., & Huang, B. (2018). Robust probabilistic principal component analysis based process modeling: Dealing with simultaneous contamination of both input and output data. *Journal of Process Control*, 67, 94-111. <https://doi.org/10.1016/j.jprocont.2017.03.012>

Saha, P., Shinde, O., & Sarkar, S. (2017). Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. *International journal of phytoremediation*, 19(1), 87-96. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1216078>

Saha, P., Shinde, O., & Sarkar, S. (2017). Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. *International journal*

of phytoremediation, 19(1), 87-96. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1216078>

Salazar-Ledesma, M., Prado, B., Zamora, O., & Siebe, C. (2018). Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. *Agriculture, ecosystems & environment*, 255, 73-83.

Samal, K., Kar, S., & Trivedi, S. (2019). Ecological floating bed (EFB) for decontamination of polluted water bodies: Design, mechanism and performance. *Journal of environmental management*, 251, 109550. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109550>

Sánchez Proaño, R. G., & García Gualoto, K. J. (2018). Tratamiento de aguas residuales de cargas industriales con oxidación avanzada en sistemas convencionales. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, 27(1), 103-111. <http://dx.doi.org/10.17163/lgr.n27.2018.08>

Sánchez, A. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y ambiente*, (14), 119-143.

Sandoval, J. (2019) Eficiencia del Jacinto de agua *Eichhornia crassipes* y lenteja de agua *Lemna minor* L. en la remoción de cadmio en aguas residuales. (Trabajo de egrado). Universidad Nacional Federico Villareal, Lima. Perú.

Sandoval-Herazo, L. C. S., Castro, S. A. Z., & Díaz, E. D. P. (2016). Procesos urbanísticos no sustentables en municipio de Colosó de Sucre, Colombia. *RINDERESU*, 1(1), 64-76.

- Sandoval-Herazo, M., Nani, G., Sandoval, L., Rivera, S., Fernández-Lambert, G., & Alvarado-Lassman, A. (2020). Evaluación del desempeño de humedales construidos verticales parcialmente saturados para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 23, 38.
- Sankpal, S.T., & Naikwade, P.V. (2012). Physicochemical analysis of effluent discharge of fish processing industries in Ratnagiri India. *Bioscience Discovery*, 3(1), 107-111.
- Sano, D., Amarasiri, M., Hata, A., Watanabe, T., & Katayama, H. (2016). Risk management of viral infectious diseases in wastewater reclamation and reuse. *Environment International*, 91, 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.001>
- Sarkar, A., Das, S., Srivastava, V., Singh, P., & Singh, R. P. (2018). Effect of wastewater irrigation on crop health in the indian agricultural scenario. In *Emerging Trends of Plant Physiology for Sustainable Crop Production* (pp. 357-371). Apple Academic Press.
- Sarkar, M. D., Rahman, M. J., Jasim Uddain, M. D., Rojoni, R. N., & Subramaniam, S. (2019). Metal accumulation behavior of the weed species growing under soil cadmium stress. *Pak. J. Bot*, 51(4), 1209-1214. [http://dx.doi.org/10.30848/PJB2019-4\(12\)](http://dx.doi.org/10.30848/PJB2019-4(12))
- Saxena, G., Purchase, D., & Bharagava, R. N. (2020). Environmental hazards and toxicity profile of organic and inorganic pollutants of tannery wastewater and bioremediation approaches.

In *Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety* (pp. 381-398). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1891-7_17

Schellenberg, T., Subramanian, V., Ganeshan, G., Tompkins, D., & Pradeep, R. (2020). Wastewater discharge standards in the evolving context of urban sustainability—The case of India. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 30. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00030>

Seco, A., Mateo, O., Zamorano-López, N., Sanchis-Perucho, P., Serralta, J., Martí, N., & Ferrer, J. (2018). Exploring the limits of anaerobic biodegradability of urban wastewater by AnMBR technology. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(11), 1877-1887. <https://doi.org/10.1039/C8EW00313K>

Seiple, T. E., Coleman, A. M., & Skaggs, R. L. (2017). Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. *Journal of environmental management*, 197, 673-680. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.032>

Sen, S. K., & Mandal, P. (2016). Solid matrix priming with chitosan enhances seed germination and seedling invigoration in mung bean under salinity stress. *Journal of Central European Agriculture*. <https://doi.org/10.5513/jcea.v17i3.4650>

Seres, M., Rozkosný, M., Hudcová, H., Salanda, P., Innemanová, P., & Sedláček, P. (2019, October). The application of treated wastewater for the irrigation of fast-growing trees-field experiments on constructed wetland. In *Waste Forum* (4).

- Shahid, A., Malik, S., Zhu, H., Xu, J., Nawaz, M. Z., Nawaz, S., & Mehmood, M. A. (2020). Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; a review. *Science of the Total Environment*, 704, 135303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135303>
- Sharawat, I., Dahiya, R., Dahiya, R. P., Sreekrishnan, T. R., & Kumari, S. (2019). Policy options for managing the water resources in rapidly expanding cities: A system dynamics approach. *Sustainable Water Resources Management*, 5(3), 1201-1215. <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0296-7>
- Sharma, A., Ahmad, J., & Flora, S. J. S. (2018). Application of advanced oxidation processes and toxicity assessment of transformation products. *Environmental research*, 167, 223-233. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.07.010>
- Sharma, S., & Bhattacharya, A. (2017). Drinking water contamination and treatment techniques. *Applied Water Science*, 7(3), 1043-1067.
- Sharma, S., & Malaviya, P. (2016). Bioremediation of tannery wastewater by chromium resistant novel fungal consortium. *Ecological engineering*, 91, 419-425. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.005>
- Silva, L. V., de Lima, V. L., Pearson, H. W., Silva, T. T., Maciel, C. L., & Sofiatti, V. (2016). Chemical properties of a Haplustalf soil under irrigation with treated wastewater and nitrogen fertilization. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(4), 308-315. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n4p308-315>

- Sims, N., & Kasprzyk-Hordern, B. (2020). Future perspectives of wastewater-based epidemiology: monitoring infectious disease spread and resistance to the community level. *Environment International*, 105689. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105689>
- Singh, C., Chowdhary, P., Singh, J. S., & Chandra, R. (2016). Pulp and paper mill wastewater and coliform as health hazards: a review. *Microbiol Res Int*, 4(3), 28-39.
- Singh, H., Verma, A., Kumar, M., Sharma, R., Gupta, R., Kaur, M., & Sharma, S. K. (2017). Phytoremediation: A green technology to clean up the sites with low and moderate level of heavy metals. *Austin Biochem*, 2(2), 1012.
- Smeti, E., Kalogianni, E., Karaouzas, I., Laschou, S., Tornés, E., De Castro-Català, N., & Muñoz, I. (2019). Effects of olive mill wastewater discharge on benthic biota in Mediterranean streams. *Environmental Pollution*, 254, 113057. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113057>
- Smith, K., Liu, S., Liu, Y., & Guo, S. (2018). Can China reduce energy for water? A review of energy for urban water supply and wastewater treatment and suggestions for change. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91, 41-58. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.051>
- Smyrilli, C., Selvakumaran, S., Alderson, M., Pizarro, A., Almendrades, D., Harris, B., & Bustamante, A. (2018). Sustainable decentralised wastewater treatment schemes in the context of Lobitos, Peru. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 13(1), 8-16. <https://doi.org/10.1680/jenes.17.00023>

- Sodré, F. F., Brandão, C. C. S., Vizzotto, C. S., & Maldaner, A. O. (2020). Epidemiologia do esgoto como estratégia para monitoramento comunitário, mapeamento de focos emergentes e elaboração de sistemas de alerta rápido para COVID-19. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170545>
- Solanki, P., Narayan, M., Meena, S. S., Srivastava, R. K., Dotaniya, M. L., & Dotaniya, C. K. (2018). Phytobionts of wastewater and restitution. In *Phytobiont and Ecosystem Restitution* (pp. 379-401). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1187-1_19
- Solano, A. (2019). Comparación de la eficiencia de *Pistia stratiotes* y *Azolla filiculoides* para mejorar la calidad del agua residual del dren 4000 (Tesis de grado). Universidad César Vallejo. Chiclayo, Perú
- Sotomayor, C., Morandini, M., Sanzano, G. A., & Quinteros, H. C. R. (2018). Efecto de la aplicación de vinaza en propiedades químicas y físicas del suelo. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán*, 95(1), 27-33.
- Souri, M. K., Alipanahi, N., Hatamian, M., Ahmadi, M., & Tesfamariam, T. (2018). Elemental profile of heavy metals in garden cress, coriander, lettuce and spinach, commonly cultivated in Kahrizak, South of Tehran-Iran. *Open Agriculture*, 3(1), 32-37. <https://doi.org/10.1515/opag-2018-0004>
- Suharto, B., Wirosoedarmo, R., & Sulanda, R. H. (2018). Pengolahan Limbah Batik Tulis dengan Fitoremediasi Menggunakan Tanaman Eceng Gondok (*Eichornia crassipes*). *Jurnal Sumberdaya Alam dan Lingkungan*, 3(1), 14-19.

- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Wu, Q., Zhang, F., Niu, Z., & Hu, H. Y. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: implications for resources utilization and management. *Journal of Cleaner Production*, 131, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.068>
- Superservicios. (2013). Informe Técnico sobre Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia. Obtenido de Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios: <http://www.superservicios.gov.co/content/download/4989/47298>
- Suryani, Y., Cahyanto, T., Sudjarwo, T., Panjaitan, D. V., Paujiah, E., & Jaenudin, M. (2017). Chromium Phytoremediation of Tannery Wastewater using *Ceratophyllum demersum*. *Biosaintifika: Journal of Biology & Biology Education*, 9(2), 233-239. <https://doi.org/10.15294/biosaintifika.v9i2.8716>
- Tarantino, E., Disciglio, G., Gatta, G., Libutti, A., Frabboni, L., Gagliardi, A., & Tarantino, A. (2017). Agro-industrial treated wastewater reuse for crop irrigation: implication in soil fertility. *Chemical Engineering Transactions*, 58, 679-684. <https://doi.org/10.3303/CET1758114>.
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, A., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 109-123. <https://www.redalyc.org/pdf/3442/344234336010.pdf>
- Teng, Y., & Zhou, Q. (2018). Conversion relationships between environmental quality criteria of water/air and soil. *Science China Earth Sciences*, 61(12), 1781-1791. <https://doi.org/10.1007/s11430-017-9250-5>

- Tibaduiza-Roa, V., Huerta-de la Peña, A., Morales-Jiménez, J., Hernández-Anguiano, A. M., & Muñiz-Reyes, É. (2018). Sistema de producción del cilantro en Puebla y su impacto en la inocuidad. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 9(4), 773-786. <http://dx.doi.org/10.29312/remexca.v9i4.1395>
- Tirry, N., Joutey, N. T., Sayel, H., Kouchou, A., Bahafid, W., Asri, M., & El Ghachtouli, N. (2018). Screening of plant growth promoting traits in heavy metals resistant bacteria: prospects in phytoremediation. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, 16(2), 613-619. <https://doi.org/10.1016/j.jgeb.2018.06.004>
- Tocto, R. Y. A., Ordoñez, E. C., Rascón, J., & Silva, R. C. (2018). Fitorremediación de aguas residuales domésticas utilizando las especies *Eichhornia crassipes*, *Nymphoides humboldtiana* y *Nasturtium officinale*. *Revista de Investigación en Agroproducción Sustentable*, 2(3), 48-53. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.3946755>
- Tran, Q. K., Jassby, D., & Schwabe, K. A. (2017). The implications of drought and water conservation on the reuse of municipal wastewater: Recognizing impacts and identifying mitigation possibilities. *Water research*, 124, 472-481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.069>
- Tripathi, S., Singh, V. K., Srivastava, P., Singh, R., Devi, R. S., Kumar, A., & Bhadouria, R. (2020). Phytoremediation of organic pollutants: current status and future directions. In *Abatement of Environmental Pollutants* (pp. 81-105). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7>

- Tsesmelis, D. E., Karavitis, C. A., Oikonomou, P. D., Alexandris, S., & Kosmas, C. (2019). Assessment of the vulnerability to drought and desertification characteristics using the standardized drought vulnerability index (SDVI) and the environmentally sensitive areas index (ESAI). *Resources*, 8(1), 6. <https://doi.org/10.3390/resources8010006>
- Ullah, S., Iqbal, Z., Mahmood, S., Akhtar, K., & Ali, R. (2020). Phytoextraction potential of different grasses for the uptake of cadmium and lead from industrial wastewater. *Soil Environ*, 39(1): 77-86. <https://doi.org/0.25252/SE/2020/91796>
- Ulloa-Stanojlović, F. M., Aguiar, B., Jara, L. M., Sato, M. I. Z., Guerrero, J. A., Hachich, E., & de Araújo, R. S. (2016). Occurrence of *Giardia intestinalis* and *Cryptosporidium* sp. in wastewater samples from São Paulo State, Brazil, and Lima, Peru. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 22197-22205. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7537-9>
- UNESCO. (2017). Educación para los Objetivos de Desarrollo Sostenible: objetivos de aprendizaje. París, UNESCO. Disponible en: unesdoc.unesco.org/images/0024/002474/247444e.pdf. [Consultado: 15 de enero de 2021].
- UNESCO. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales, el recurso desaprovechado. Francia: http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.

- Uzen, N., Cetin, O., & Unlu, M. (2016). Effects of domestic wastewater treated by anaerobic stabilization on soil pollution, plant nutrition, and cotton crop yield. *Environmental monitoring and assessment*, 188(12), 664. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5680-x>
- Valiela, I., Owens, C., Elmstrom, E., & Lloret, J. (2016). Eu-trophication of Cape Cod estuaries: Effect of decadal changes in global-driven atmospheric and local-scale wastewater nutrient loads. *Marine pollution bulletin*, 110(1), 309-315. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.047>
- Vallejo, V., Quintero, V., Sandoval, J., Garagoa, S., Bastos, J. (2016). Evaluación del efecto de la bioestimulación sobre la biorremediación de hidrocarburos en suelos contaminados con alquitrán en Soacha, Cundinamarca - Colombia. *Acta Agronómica*, 65(4), 354-3. <http://dx.doi.org/10.15446/acag.v65n4.51013>
- Vargas-Torres, K. L. (2018). Evaluación de *Eichhornia crassipes* y *Lemna minor* en la remoción de parámetros de las aguas residuales domésticas de la quebrada Azungue de la ciudad de Moyobamba, 2015. (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de San Martín, Tarapoto-Moyobamba.
- Vargas, C. M., Oviedo, A., Montañez, M. N. , & Polonia, A.. (2018). Estado del arte; del uso de la *eichhornia crassipes* en la fitorremediación de aguas residuales industriales. *Ingenio Magno*, 9(2), 105-130. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=702168>

- Vargas, C., Oviedo, A., Montañez, M. y Polania, A. (2018). Estado del arte; del uso de la *Eichhornia crassipes* en la fitorre-mediación de aguas residuales industriales. *Ingenio Magno*, 9(2), 105-130.
- Vargas, C., Rojas, R., & Joseli, J. (1996). Control y Vigilancia de la Calidad del Agua de Consumo humano. Textos Completos. CEPIS; 27p.
- Velásquez, T. (2017). Extracto hidroalcohólico de cáscaras de naranja (*Citrus sinensis*) como bioestimulador en un suelo de sabana contaminado con petróleo. *Ingeniería*, 21(2), 1-10.
- Verma, R., & Suthar, S. (2015). Lead and cadmium removal from water using duckweed–*Lemna gibba* L.: Impact of pH and initial metal load. *Alexandria Engineering Journal*, 54(4), 1297-1304. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2015.09.014>
- Vilches, A., & Gil-Pérez, D. (2020). The Role of Demogra-phy in the Transition to Sustainable Societies. *Ciência & Edu-cação (Bauru)*, 26. <https://doi.org/10.1590/1516-731320200016>
- Villalobos, J. A. M., Rodríguez, H. M., Ramírez, G. D., González, M. R., Ibarra, M. A. I., & Salcedo, M. D. R. J. (2017). Niveles de nitrógeno y fosforo en maíz (*zea mayz* l.) forrajero bajo riego con aguas residuales tratadas. *Agrofaz: pu-blicación semestral de investigación científica*, 17(2), 45-52. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6512473>
- Villamar, C. A., Vera-Puerto, I., Rivera, D., & De la Hoz, F. (2018). Reuse and recycling of livestock and municipal wastewater in

Chilean agriculture: A preliminary assessment. *Water*, 10(6), 817. <https://doi.org/10.3390/w10060817>

Villamar, C. A., Vera-Puerto, I., Rivera, D., & De la Hoz, F. (2018). Reuse and recycling of livestock and municipal wastewater in Chilean agriculture: A preliminary assessment. *Water*, 10(6), 817. <https://doi.org/10.3390/w10060817>

Vivanco, E. R.A., Gavi R. F., Peña, C. J.J. & Martínez, H. J. (2001). Flujos de Nitrógeno en un suelo cultivado con forrajes y regado con agua residual urbana. *Terra* 19: pp. 301-308.

Vongdala, N., Tran, H. D., Xuan, T. D., Teschke, R., & Khanh, T. D. (2019). Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. *International journal of environmental research and public health*, 16(1), 22.

Voulvoulis, N. (2018). Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 32-45. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005>

Wang, C., Zheng, S. S., Wang, P. F., & Qian, J. (2014). Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. *Journal of Hydrodynamics*, 26(4), 497-511. [https://doi.org/10.1016/S1001-6058\(14\)60057-3](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(14)60057-3)

Wang, F., Yi, X., Qu, H., Chen, L., Liu, D., Wang, P., & Zhou, Z. (2017). Enantioselective accumulation, metabolism and phytoremediation of lactofen by aquatic macrophyte *Lemna minor*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 143, 186-192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.051>

- Wang, J., Xia, J., & Feng, X. (2017). Screening of chelating ligands to enhance mercury accumulation from historically mercury-contaminated soils for phytoextraction. *Journal of environmental management*, 186, 233-239. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.031>
- Wang, L., Hou, D., Shen, Z., Zhu, J., Jia, X., Ok, Y. S., ... & Rinklebe, J. (2019). Field trials of phytomining and phytoremediation: A critical review of influencing factors and effects of additives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-51. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1705724>
- Wang, M., Chen, S., Chen, L., Wang, D., & Zhao, C. (2019). The responses of a soil bacterial community under saline stress are associated with Cd availability in long-term wastewater-irrigated field soil. *Chemosphere*, 236, 124372.
- Welz, P. J., Ramond, J. B., Braun, L., Vikram, S., & Le Roes-Hill, M. (2018). Bacterial nitrogen fixation in sand bioreactors treating winery wastewater with a high carbon to nitrogen ratio. *Journal of environmental management*, 207, 192-202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.015>
- Woldetsadik, D., Drechsel, P., Keraita, B., Itanna, F., & Gebrekidan, H. (2018). Farmers' perceptions on irrigation water contamination, health risks and risk management measures in prominent wastewater-irrigated vegetable farming sites of Addis Ababa, Ethiopia. *Environment Systems and Decisions*, 38(1), 52-64. <https://doi.org/10.1007/s10669-017-9665-2>

- Wu, C., Zhang, Z., Fei, Y., Wu, G., Qian, Y., & Meng, S. (2016). Characteristics of mercury form in soil-rice system and food security assessment in wastewater-irrigated paddy fields of Tianjin. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 32(18), 207-212.
- Wu, J., Wang, L., Wang, S., Tian, R., Xue, C., Feng, W., & Li, Y. (2017). Spatiotemporal variation of groundwater quality in an arid area experiencing long-term paper wastewater irrigation, northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 76(13), 460. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6787-2>
- WWDR. (2017). Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO. Francia. Disponible en: www.unwater.org. [Consultado: 5 de marzo de 2021].
- Xagorarakis, I. & O'Brien, E. (2020). Wastewater-Based Epidemiology for Early Detection of Viral Outbreaks. In *Women in Water Quality*, pp. 75-97. Edited by C. O'Bannon D.(eds) *Women in Water Quality. Women in Engineering and Science*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-17819-2_5
- Yadav, B., Pandey, A. K., Kumar, L. R., Kaur, R., Yellapu, S. K., Sellamuthu, B., & Drogui, P. (2020). Introduction to wastewater microbiology: special emphasis on hospital wastewater. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* (pp. 1-41). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00001-8>

- Yan, T., O'Brien, P., Shelton, J. M., Whelen, A. C., & Pagal-ing, E. (2018). Municipal wastewater as a microbial surveillance platform for enteric diseases: a case study for Salmonella and salmonellosis. *Environmental science & technology*, 52(8), 4869-4877. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00163> PMID: 29630348
- Yáñez-Yáñez, Á. W. (2016). El agua en América Latina. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 4(2), 46-47.
- Yee, R. A., Leifels, M., Scott, C., Ashbolt, N. J., & Liu, Y. (2019). Evaluating microbial and chemical hazards in commercial struvite recovered from wastewater. *Environmental science & technology*, 53(9), 5378-5386. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03683>
- Yuan, J., Van Dyke, M. I., & Huck, P. M. (2017). Identification of critical contaminants in wastewater effluent for managed aquifer recharge. *Chemosphere*, 172, 294-301. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.120>.
- Zamora, F., Rodríguez, N. J., Torres, D., & Yendis, H. J. (2009). Uso de agua residual y contenido de materia orgánica y biomasa microbiana en suelos de la llanura de Coro, Venezuela. *Agricultura técnica en México*, 35(2), 211-218.
- Zhang, M. H., Dong, H., Zhao, L., Wang, D. X., & Meng, D. (2019). A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of the total environment*, 670, 110-121. <https://doi.org/10.1016/j.>

scitotenv.2019.03.180

Zhou, G. J., Lin, L., Li, X. Y., & Leung, K. M. Y. (2020). Removal of emerging contaminants from wastewater during chemically enhanced primary sedimentation and acidogenic sludge fermentation. *Water Research*, 115646. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115646>.

PRÓLOGO

En América Latina la escasez de agua es un problema que afecta a casi todos los países de la región debido a la inadecuada distribución y el avance de los problemas climáticos que han llevado a un cambio en los patrones de distribución de la precipitación, entre las alternativas que han surgido en la región, está el uso de aguas residuales, especialmente con fines de riego de cultivos agrícolas, no solo porque suple los requerimientos hídricos, sino por el aporte de materia orgánica y nutrientes.

En países donde el cultivo de la caña de azúcar es altamente tecnificado y está asociado a la producción agroindustrial del alcohol, como lo son Brasil, Colombia y Venezuela, se genera gran cantidad de aguas residuales, las cuales se usan para el riego. Algo similar puede ocurrir con las aguas provenientes de la minería u otras industrias, siempre y cuando sean tratadas, esto disminuirá el uso de agroquímicos y promueve el aprovechamiento del agua.

Dada la importancia de las aguas residuales, y el aumento del uso en la región la iniciativa de los autores es fundamental para recopilar todas las experiencias que existen en los países de la región, destacar las ventajas de la aprovechamiento de este recursos, así como las desventajas del mismos, sobre todo por la implicaciones desde el punto de vista ambiental y de salud pública, en este sentido en este libro en sus seis capítulos se recogen aspectos como la caracterización de las aguas residuales (capítulo 1); Uso de aguas residuales en la agricultura (capítulo 2); Problemática ambiental de suelos y aguas por el uso inadecuado de aguas residuales (capítulo 3); Uso de agua y riesgos para la salud pública (capítulo 4); Mecanismos fisiológicos para la remediación de aguas residuales (capítulo 5); Experiencias en fitorremediación de Aguas Residuales (capítulo 6).

Este libro además de esbozar la importancia y problemática de las aguas residuales, aborda de manera transversal los temas más relevantes para la enseñanza de las ciencias ambientales que van desde los problemas de degradación ambiental del suelo y del agua, las alternativas de reciclaje como promotoras del desarrollo sustentables, las estrategias de recuperación de suelos contaminados, incluyendo los mecanismos fisiológicos de especies tropicales empleadas para tal fin.

Finalmente, es plausible el esfuerzo de los autores investigadores ecuatorianos por presentar la oferta de literatura científica en un país en pleno desarrollo como Ecuador y donde la literatura científica en especial en libros técnicos es limitada, este material sirva como líneas orientadoras para el desarrollo de líneas de investigación que permitirán desarrollar políticas de uso de aguas residuales en el Ecuador, donde la actividad agrícola especial en cultivos como el café, cacao y banano demanda de fuentes alternativas para suplir los requerimientos hídricos y de nutrientes.

Duilio Torres Rodríguez

Profesor Titular Universidad Lisandro Alvarado (UCLA), postgrado en ciencias del suelo, doctorando en ciencias del suelo y profesor visitante de la Universidad Rey Juan Carlos (España).

ISBN: 978-9978-395-87-5



9 789978 395875