







## Lodos residuales en México: perspectivas, retos y áreas de oportunidad Residual sludge in Mexico: perspectives, challenges, and areas of opportunity

A. Jiménez Montoya <sup>a\*</sup>, L. García-Guzmán <sup>a</sup>, P. D. Orantes-Calleja <sup>b</sup>, Y. Pérez-Jiménez <sup>b</sup>, M. R. Mejía-Cuero <sup>c</sup>, E. Dehonor-Márquez <sup>c</sup>

<sup>a</sup> División de Ingeniería Civil, Tecnológico Nacional de México TES-San Felipe del Progreso, 50640, San Felipe del Progreso, México, México.

<sup>a</sup> División de Ingeniería en Energías Renovables, Tecnológico Nacional de México TES-San Felipe del Progreso, 50640, San Felipe del Progreso, México, México.

<sup>c</sup> División de Ingeniería Química, Tecnológico Nacional de México TES-San Felipe del Progreso, 50640, San Felipe del Progreso, México, México.

### Resumen

En este trabajo, se presenta un análisis del potencial de aprovechamiento de lodos residuales provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales y de ríos en México, con especial énfasis en el caso del río Lerma-Santiago. Se analizaron diversos artículos de investigación, reportes técnicos y tesis a partir de los cuales se clasificó la información de acuerdo con las temáticas: caracterización de lodos, posibilidades de aprovechamiento (agrícola, artesanal, de aplicación en ingeniería civil y energético), riesgos asociados a su manejo, normatividad y regulación aplicable e impacto ambiental. El caso del río Lerma y de las plantas de tratamiento de aguas residuales aledañas es de especial interés en México. Las áreas de oportunidad identificadas indican que es posible realizar un aprovechamiento de los lodos residuales tomando en cuenta los ámbitos académicos, gubernamentales y privados orientado hacia un desarrollo sustentable que sea ambientalmente amigable, económicamente viable y socialmente aceptable.

**Palabras clave:** Lodos residuales, planta de tratamiento de aguas residuales, ladrillos, alfarería, sustratos agrícolas.

### Abstract

In this research, an analysis on the potential for utilizing residual sludge from wastewater treatment plants and rivers in Mexico was carried out, with special emphasis on the Lerma-Santiago River case. Various research articles, technical reports, and thesis were reviewed, from which the information was classified according to the following topics: sludge characterization, utilization possibilities (agricultural, artisanal, civil engineering applications, and energy), risks associated with its management, applicable regulations and standards, and environmental impact. The case of the Lerma River and the surrounding wastewater treatment plants is of particular interest in Mexico. The identified areas of opportunity indicate that it is possible to achieve an employment in environmental, social, and economic impact, provided that the participation of social, governmental, academic, and private sectors is involved in an interdisciplinary manner.

**Keywords:** Residual sludge, wastewater treatment plant, bricks, pottery, agricultural substrates.

### Introducción

Los lodos son mezclas semilíquidas de sólidos de suelo cuya utilización práctica se presenta a la par de la especie humana, con fines de construcción de vivienda, pero sobre todo agrícolas (Cárdenas Torrado & Molina Pérez, 2022), siendo los principales tipos los aluviales (sedimentos transportados por agua de corrientes naturales) (Rodríguez et al., 2012) y residuales (subproducto de un tren de tratamiento de aguas) (Twardowska et al., 2004). Las primeras civilizaciones, como la egipcia, mesopotámica e india, se instalaron cerca de los

grandes ríos como el Nilo, Éufrates e Indo, debido a la necesidad de suministro constante de agua. El uso de los lodos del lecho del río les permitió generar sistemas de producción agrícola altamente competitivos que hicieron de las mencionadas civilizaciones grandes imperios que prosperaron por milenios (Angelakts et al., 2020). En México, se tiene constancia del aprovechamiento de los lodos aluviales del lecho del lago de Texcoco por la civilización mexicana, que utilizaba este material en las chinampas para la siembra de maíz, frijol y calabaza (Martínez Ruiz, 2014; Rey-Hernández & Bobbink, 2022).

\*Autor para la correspondencia: [adan.jm@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:adan.jm@s Felipeprogreso.tecnm.mx)

**Correo electrónico:** [adan.jm@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:adan.jm@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (Adán Jiménez-Montoya), [lucia.gg@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:lucia.gg@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (Lucía García-Guzmán), [paula.oc@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:paula.oc@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (Paula Deyanira Orantes-Calleja), [yesenia.pj@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:yesenia.pj@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (Yesenia Pérez-Jiménez), [mariadelrosario.mc@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:mariadelrosario.mc@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (María del Rosario Mejía-Cuero), [ethnice.dm@s Felipeprogreso.tecnm.mx](mailto:ethnice.dm@s Felipeprogreso.tecnm.mx) (Ethnice Dehonor-Márquez)

**Historial del manuscrito:** recibido el 03/12/2025, última versión-revisada recibida el 02/03/2026, aceptado el 09/03/2026, publicado el 06/04/2026. DOI: <https://doi.org/10.29057/icbi.v14IEspecial2.16766>



El uso intensivo agrícola se debe a que estos lodos naturalmente cuentan con una gran cantidad de materia orgánica disuelta, con contenido de nutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P), azufre (S), potasio (K) y calcio (Ca), además de minerales que favorecen el desarrollo vegetal y mejoran la estructura del suelo (Kiani et al., 2023; Robles et al., 2019). La composición de limo, arcilla y arena proporciona a los lodos características de manejabilidad y aireamiento, que promueven la capacidad de retención de humedad, permitiendo el crecimiento de ciertas especies vegetales. Además, estos lodos contienen trazas de metales pesados como níquel (Ni), cadmio (Cd), hierro (Fe), manganeso (Mn), plomo (Pb), zinc (Zn), oro (Au) y cobre (Cu), cuyos niveles, en la mayoría de los casos, son ínfimos y sin riesgo para la vida. También contienen especies bacterianas, fúngicas y parásitos como platelmintos, *Escherichia coli*, anélidos, entre otros (Coria-Téllez et al., 2025a; Hansen, 2012; Villalobos-Castañeda et al., 2010, 2016). Sin embargo, al igual que el contenido de materia orgánica, estas propiedades son variables según la zona de ubicación del río o lago del que se extraiga el lodo.

Aunque los ríos han sido una de las fuentes principales de agua y alimentos de la humanidad, han servido también como mecanismo de limpieza y depósito de residuos humanos. Por mencionar algunos ejemplos, en la Francia medieval, el río Sena era el lugar de depósito de los desechos sanitarios. Con el surgimiento de la revolución industrial, en estos ríos se vertieron los residuos de innumerables industrias altamente contaminantes como curtidurías, siderúrgicas, tintorerías, papelerías, entre otros (Barles, 2007; Richardson & Soloviev, 2021; Wolf et al., 2021). Esto incrementó sustancialmente el contenido de contaminantes, especialmente de metales pesados, convirtiendo estos ríos en focos de infección e insostenibles para la vida durante décadas.

En México, por ejemplo, a la llegada de los españoles, el lago de Texcoco era un cuerpo hídrico del cual se extraía una cantidad considerable de lodos para la agricultura, sin embargo, para entonces ya se consideraba un lago cuyas aguas ya no eran potables por el vertido de los residuos humanos, aunque aún apto para especies endémicas como el ajolote. Actualmente no se realiza extracción de lodos del lago para agricultura por factores diversos como cambio de uso de suelo e industrialización, derivando en la pérdida de la fauna endémica (Montero-Rosado et al., 2022; Ramos et al., 2025).

Este, al igual que otros cuerpos de agua, como el río Lerma, se deterioró a causa del vertido indiscriminado de residuos de tipo municipal e industrial, a partir de los años sesenta (Coria-Téllez et al., 2025; Gradilla-Hernández et al., 2022; Sedeño-Díaz & López-López, 2007; Villalobos-Castañeda et al., 2010). Esta situación de contaminación de cuerpos de agua se observa en otras partes del mundo debido a las diversas actividades humanas (Alfee & Bloor, 2025), presentando una problemática difícil de resolver. Ante la actual situación de escasez hídrica global, se presenta la necesidad de restaurar los cuerpos de agua contaminados mediante estrategias de saneamiento y recuperación.

Uno de los mecanismos desarrollados desde inicios del siglo XX fue la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales, previo al vertido de estas aguas a los ríos (Angelakis et al., 2022; Cao et al., 2025). El principal subproducto de las PTAR son los lodos residuales que, a diferencia de los lodos comunes, se ven reemplazados en su

mayoría por materia orgánica y floculantes (Velázquez-Machuca, et al., 2019). A pesar de considerarse un residuo que, en la mayoría de los casos, va a parar a vertederos, investigaciones y desarrollos tecnológicos por el mundo demuestran su potencial aprovechamiento en aplicaciones agrícolas (fertilizantes y mejoradores de suelo) (Markowicz et al., 2021), energéticas (biogás y biocarbón) (Velázquez et al., 2019) y constructivas (ladrillos, cementos y agregados ligeros) (Chang et al., 2020). En el caso de países en vías de desarrollo, muchas de las descargas de las aguas municipales e industriales van a parar directo a los ríos, por lo que los lodos que pudieran ser procesados en las PTAR terminan sedimentados en la parte baja de los ríos, contaminando el lecho. Algunos de los mecanismos de saneamiento son el realizar la extracción de lodos y sedimentos, que muchas veces quedan expuestos en las orillas de estos a modo de dique, pero representando aún un riesgo de contaminación (Afolayan et al., 2025; Cao et al., 2025). En este artículo, se analiza la situación de aprovechamiento de lodos residuales provenientes de PTARs y de lodos provenientes de los sedimentos de los ríos, con especial énfasis en México y en el Estado de México.

## 1. Lodos de PTAR y lodos de lecho de río

Los lodos residuales provenientes de aguas industriales contienen metales pesados, que en cierto modo son aprovechables mediante métodos como la pirólisis (Velázquez Machuca et al., 2019), neutralización e inmovilización bioquímica (Zhang et al., 2017), gasificación, entre otros (Cárdenas Torrado & Molina Pérez, 2022). El uso tentativo como minerales estratégicos es aún área de estudio y no se tiene constancia de una extracción intensiva y aprovechamiento a escala real. Sin embargo, algunos estudios señalan que pueden ser aprovechados para aplicaciones diversas, permitiendo generar modelos de economía circular o de explotación comercial (Gherghel et al., 2019). Mientras que los lodos provenientes de aguas residuales domésticas disponibles en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003c), por su alto contenido de materia orgánica, pueden ser utilizados como sustratos a través de técnicas como compostaje, deshidratación, incineración y pirólisis debido a los nutrientes que pueden proporcionar.

### 1.1 Lodos de PTAR

De acuerdo con datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), actualmente en México existen alrededor de 2,600 plantas de tratamiento de aguas residuales (Comisión Nacional del Agua, 2022). El tratamiento de las aguas residuales es un proceso crítico que remueve los contaminantes emergentes y los patógenos dañinos para devolver al agua condiciones seguras para su reutilización o su descarga en el medio ambiente. El tren de tratamiento consta de varias etapas, una etapa de pretratamiento que consiste en remoción de sólidos como arenas, otra de tratamiento primario que consiste en la sedimentación de sólidos disueltos, una más de tratamiento secundario para degradar la materia orgánica el tratamiento terciario para eliminación de contaminantes orgánicos y patógenos y una etapa final en la cual se obtienen lodos (Figura 1), en estas

etapas se minimizan los contaminantes presentes a la entrada del proceso.



Figura 1. Lodos de PTAR, con tratamiento primario a partir de la incorporación de hidróxido de calcio (cal).

El tratamiento de aguas residuales genera diferentes tipos de lodos, cuya composición y propiedades dependen de las operaciones unitarias involucradas. La adecuada gestión de estos subproductos es esencial para minimizar impactos ambientales y sanitarios. En función de la etapa del proceso y el tratamiento aplicado, Grobelak et al. (2019) y Lundin et al. (2004) clasifican a los lodos de la siguiente manera:

- Lodo crudo: Fracción inicial sin tratamiento, con humedad superior al 95 %, elevada carga orgánica y emisión de olores por compuestos volátiles.
- Lodo primario: Proveniente de sedimentación primaria, compuesto por sólidos orgánicos e inorgánicos sedimentables; concentración típica de sólidos suspendidos: 2–7 %.
- Lodo secundario: Generado en procesos biológicos (lodos activados, filtros percoladores), constituido por biomasa microbiana y sólidos finos; parte se recircula al reactor, mientras el exceso se purga para controlar la edad del lodo.
- Lodo mixto: Mezcla de lodo primario y secundario, que requiere acondicionamiento mediante estabilización y deshidratación.
- Lodo concentrado: Producto del espesamiento mecánico o gravitacional, con incremento en sólidos (4–10 %).
- Lodo digerido: Resultado de digestión anaerobia o aerobia, donde la materia orgánica biodegradable se transforma en biogás y compuestos estables, reduciendo la DBO.
- Lodo deshidratado: Obtenido tras separación sólido-líquido (centrifugación, filtración), con contenido de sólidos entre 15–35 %.
- Lodo higienizado: Tratado para inactivar patógenos mediante métodos térmicos, químicos o biológicos, cumpliendo criterios sanitarios.
- Lodo seco: Producto del secado térmico o solar, con humedad residual <10 %, apto para disposición final o aprovechamiento energético.
- Lodo estabilizado: Ha pasado por procesos que disminuyen la fracción orgánica biodegradable, reduciendo riesgos de putrefacción y generación de olores.

El caudal de agua residual que llega a las PTARS municipales son del tipo doméstico y varía dependiendo de hábitos y costumbres de la población, de la dotación del agua, instalaciones hidráulicas y del consumo, entre otros factores. Debido a lo anterior, presenta una variación durante el día, la semana y los meses del año. Los principales constituyentes presentes en aguas residuales son sólidos suspendidos como partículas suspendidas orgánicas (volátiles) e inorgánicas (fijas); materia orgánica biodegradable, nutrientes (N y P) pesticidas, hidrocarburos, metales pesados, compuestos inorgánicos disueltos como calcio (Ca), magnesio (Mg), cloro (Cl) y sodio (Na), microbiológicos (virus, bacterias, protozoarios y huevos de helminto); grasas y aceites (Eddy et al., 2014). Los límites máximos permisibles de estos contaminantes en las descargas de aguas residuales de las PTARs se rigen por la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la NOM-002-SEMARNAT-1996.

A partir del tratamiento de estas aguas se generan lodos que poseen un alto valor agronómico, debido a su elevado contenido de nitrógeno, fósforo y materia orgánica. La presencia de estos componentes en los lodos los convierte en un recurso valioso para la fertilización, mejora y remediación de suelos, contribuyendo a incrementar la productividad agrícola y la sostenibilidad del ecosistema (An-nori et al., 2023; Giannetta et al. 2023; Ye et al., 2023). La cantidad de lodos generados en las PTAR representa el 1% y el 2% del volumen del efluente tratado. La composición de los lodos es muy variable lo que hace esencial evaluar sus características fisicoquímicas y microbiológicas asociadas al agua residual influente, de los agentes de floculación y coagulación empleados, de las tecnologías de tratamiento y del tipo de tratamiento aplicado para su estabilización (Candela et al., 2025; Markowicz et al., 2021).

#### *Lodos de Lecho de Río*

Los lodos provenientes de ríos se componen de materia orgánica, nutrientes, partículas antropogénicas, arenas erosionadas, acumuladas o dispersas, estos constituyentes son transportados durante largas distancias a lo largo de una cuenca por el agua, estos sedimentos tienen un gran impacto en la ecología, la flora y la fauna (Irie et al., 2024). Funcionan como un sitio activo de intercambio de materia en la interfaz entre el suelo y el agua, por lo tanto, la liberación de sedimentos se convierte en la carga interna más importante que influye en la calidad del agua (Lei et al., 2010).

Diversos estudios han demostrado que el sedimento del lecho puede contribuir significativamente a la carga orgánica durante crecidas. De hecho, los contaminantes como *Escherichia coli* pueden llegar al lecho del río, permanecer allí durante un tiempo y luego liberarse lentamente de nuevo a la columna de agua (Cho et al., 2010; Wilkinson et al., 2011). Este fenómeno, conocido como principio de sumidero-fuente, implica que la distribución de la velocidad y la movilidad de las partículas de sedimento se ven significativamente influenciadas por el flujo inestable durante las crecidas, lo cual repercute en la dispersión de contaminantes y en la ecología fluvial.

La composición mineral de los sedimentos de ríos consiste principalmente en illita (47–55%), caolinita (25–35%) y montmorillonita (16–26%). En estudios recientes realizados en sedimentos del lago Puliyanthangal, Ranipet, India (Sathish et al., 2025), indicaron que el cuarzo es el componente predominante, mientras que el feldespato ortoclasa, la montmorillonita y la illita están presentes en menor cantidad en las muestras analizadas. Normalmente, los niveles de elementos químicos en estos sedimentos están influenciados por las condiciones fisiográficas, los procesos hidrodinámicos asociados con los depósitos finos también de las condiciones del entorno, como el clima, la geología y las actividades humanas es por eso que los niveles de minerales



Figura 2. Lodos provenientes del lecho del Río Lerma-Santiago. Estado de México, México.

en cuerpos de agua dependen directamente de la dinámica geoquímica de la carga sedimentaria en cada masa hidrológica (Tunio et al., 2024).

A pesar de las diversas sustancias contaminantes que los lodos pudieran contener, poseen propiedades benéficas para los suelos agrícolas; contienen macro y microelementos, necesarios para las plantas y la fauna presente en el suelo; tienen alto contenido de materia orgánica, que genera retención del agua, resistencia a la erosión, mejora las condiciones químicas y biológicas del suelo y aumentan la disponibilidad de los nutrientes; por lo que, una gestión adecuada de los lodos de una PTAR contribuyen a promover una economía sostenible y circular (Lucía et al., 2025).

Por otra parte, la combinación de minerales presentes en los sedimentos lacustres actúa como un indicador sensible en los estudios de calidad, ya que contiene información relevante sobre diversos contaminantes. La caracterización adecuada de la composición de los sedimentos y la determinación de sus propiedades físicas y químicas constituyen un aspecto fundamental para comprender la dinámica geoquímica de la carga sedimentaria en prácticamente todas las cuencas. Para garantizar un manejo seguro y eficiente de los lodos, es necesario cuantificar las concentraciones de nutrientes, evaluar su composición química, incluyendo la concentración de metales pesados y el contenido de patógenos y parásitos presentes; esta práctica es indispensable para su aprovechamiento (Valladares et al., 2024).

En México, en los últimos años se ha observado un incremento significativo en los estudios orientados a evaluar las características fisicoquímicas y la composición química de

los lodos fluviales, tanto para su aprovechamiento como para determinar el grado de contaminación por metales pesados en aguas superficiales. El sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago constituye uno de los más importantes de México, con una superficie aproximada de 130,000 km<sup>2</sup>, dividido en tres cuencas (alta, media y baja) que abarcan parte del Estado de México, Michoacán, Querétaro, Guanajuato y Jalisco. En este contexto, diversos estudios han evaluado la calidad y toxicidad de los sedimentos en diferentes tramos del río Lerma (Comisión Nacional del Agua, 2022), evidenciando problemáticas asociadas a la contaminación por actividades antrópicas (Figura 2).

Un ejemplo relevante de estas investigaciones es el estudio hecho en el curso alto del río Lerma (CARL), por García-Aragón et al. (2007) donde se realizó un análisis integral de la materia suspendida en descargas urbanas e industriales, determinando concentraciones de elementos mayoritarios y trazas mediante Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X y Microscopía Electrónica de Barrido. Los resultados evidenciaron que metales como Cr, Cu, Zn y Pb provienen principalmente de actividades antropogénicas, mientras que K, Ca, Ti, Mn y Fe tienen origen natural, asociado al arrastre de suelos en temporada de lluvias. Además, determinaron variación estacional en las concentraciones y se identificaron tributarios críticos que aportan altos niveles de contaminantes demostrando que la materia suspendida es un indicador de contaminación para caracterizar la composición y origen de los contaminantes en sistemas fluviales.

Por otro lado, Coria-Téllez et al. (2025) llevaron a cabo en el meandro La Piedad-Pénjamo, un cauce aislado del río Lerma, como resultado se identificaron características fisicoquímicas relevantes: pH neutro, conductividad eléctrica adecuada y textura franco-arenosa con cantidades significativas de limo y arcilla, además de moderada materia orgánica (MO), factores que pueden actuar como reservorios de contaminantes. El análisis del factor de enriquecimiento indicó presencia moderada de Zn, Cr y Cu, las concentraciones más altas se registraron en sitios cercanos a zonas urbanas, lo que sugiere que las principales fuentes de contaminación son las aguas residuales urbanas e industriales sin tratamiento, desechos de porcicultura y basura urbana. La presencia de lirio acuático y partículas microscópicas de plancton indica eutrofización y desarrollo de vida acuática, respectivamente.

Otro ejemplo relevante es el trabajo de González-Díaz et al. (2025), realizado en la cuenca del río Santiago-Guadalajara, que comprende una superficie de 10,016.46 km<sup>2</sup>. Con el propósito de evaluar la contaminación por metales pesados, se efectuó una campaña de monitoreo mensual en 25 estaciones de muestreo distribuidas en los cauces principales y sus afluentes, durante el periodo de julio de 2021 a abril de 2022. Los resultados evidenciaron una secuencia decreciente en las concentraciones promedio de metales: Fe > Al > Mn > B > Ba > Zn > As > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd. El Índice de Contaminación por Metales Pesados (HPI), por sus siglas en inglés [adimensional] calculado a partir de los datos para la cuenca del río Santiago-Guadalajara alcanzó un valor promedio global de 305.522, lo que ubica a la cuenca dentro del rango crítico de contaminación; siendo los valores típicos HPI < 100: Agua no contaminada (o de baja contaminación), HPI = 100: Umbral crítico de contaminación peligrosa y HPI > 100: Alta contaminación: agua no apta para el consumo

humano (Hartningsih et al., 2024). Este nivel implica riesgos significativos para la vida acuática y la salud humana, particularmente por la presencia de arsénico (As), cadmio (Cd) y níquel (Ni) en algunas estaciones de monitoreo.

Anteriormente de Anda et al. (2024) realizaron un análisis de sedimentos en los ríos Santiago y Zula de Guadalajara, así como en sus principales afluentes, aplicando seis índices y criterios para evaluar la contaminación por metales; como resultado identificó la siguiente secuencia de metales (valores promedio en  $\text{mg kg}^{-1}$ , base seca): Zn (71.92) > Cu (35.22) > Cr (23.82) > Ni (14.95) > Pb (10.82) > As (2.82) > Cd (2.40) > Sb (2.06). Estudios previos señalan que elementos como Al, Fe, Mn y Ba forman parte de la composición litológica natural de la cuenca, por lo que su presencia se atribuye principalmente a procesos de meteorización. Sin embargo, los métodos de evaluación aplicados indicaron niveles de contaminación bajos a moderados para Cu, Cr, Ni, Pb y Zn, mientras que Sb y Cd presentaron niveles considerables a muy altos en varias estaciones, lo que representa un riesgo potencial para la biota acuática y la salud humana.

Estos hallazgos evidencian la urgencia de fortalecer y ampliar la red de monitoreo no solo en la cuenca del río Rio Lerma, sino en todos los ríos y lagos del país. Es indispensable identificar las fuentes puntuales y difusas de contaminación, así como implementar medidas integrales de control que garanticen la protección ambiental y la salud pública. Un sistema nacional de monitoreo permitiría generar información confiable para la gestión sostenible de los recursos hídricos y la prevención de riesgos asociados a la presencia de metales pesados y otros contaminantes.

## 2. Aplicaciones y Usos

### 2.1. Construcción

Estudios diversos han analizado el efecto de la incorporación de lodos en aplicaciones diversas (Figura 3).



Figura 3. Usos y aplicaciones de lodos residuales.

La aplicación definitiva depende de la diversidad de componentes presentes en los lodos y la naturaleza de las arcillas utilizadas para la sustitución, además del tratamiento de los lodos según su aplicación. Por ejemplo, para elaboración de

ladrillos cocidos y materiales refractarios (siendo el área de aplicación con mayor exploración en la literatura de materiales de construcción) se pueden obtener mejoras en la resistencia a la compresión.

En la Tabla 1 se presenta una comparativa de la variación de propiedades físico-mecánicas obtenidas en diversos estudios. Tal como se puede observar, las aplicaciones son diversas, con técnicas de manejo variadas, tanto con lodos sinterizados o crudos estabilizados y secos. Las evidencias sugieren que la incorporación de lodos puede comprometer ligeramente la resistencia en sustituciones altas para aplicaciones en concretos, pero mejorarlas en materiales refractarios, mejora significativamente las propiedades térmicas, y obtener resultados diversos en absorción de agua (Hao et al., 2022; Zheng et al., 2024). También se halló una correlación entre la tasa de absorción y la temperatura de cocción (atribuible al alto contenido de sílice, que fomenta la formación de vidrio, pudiendo repercutir en una mejora de la calidad final del ladrillo, al reducir patologías asociadas a altas temperaturas de cocción, como se muestra en la Figura 4.



Figura 4. Fisuración por calentamiento y enfriamiento no uniforme en ladrillo decorativo, evidenciada por fisuras de origen térmico.

A pesar de su potencial aplicabilidad en construcción, persisten limitaciones por su alta demanda de agua, la trabajabilidad (Chang et al., 2020) y riesgos de lixiviación proveniente de la materia prima, además de requerir mejores evaluaciones de durabilidad y necesitar pretratamientos más eficientes para ampliar aplicaciones funcionales. Los procesos de sinterización que incluyen lodos, a pesar del consumo

Tabla 1. Comparativa de variación de propiedades al incorporar lodos residuales en matrices de suelo/morteros para materiales con aplicaciones de construcción

Referencia	Aplicación	Tipo y % de sustitución (wt)	Tratamiento / T°	Propiedad evaluada	Resultado con lodo	Control
(Lynn et al., 2016)	Ladrillos / cerámica	Hasta 60% SSA (ceniza de lodo)	Sinterización	Resistencia a compresión	Hasta 80 MPa	No especificado (típicamente 40–60 MPa en arcilla convencional)
(Bubalo et al., 2021)	Ladrillos cerámicos	5 a 10% de SSA	Cocción convencional	Resistencia a compresión	Hasta 54 MPa	Aproximadamente 50 MPa
(Fuentes-Molina et al., 2021)	Material no estructural	5 a 30% de lodo residual	Hasta 1000 °C	Resistencia a compresión	Hasta 51 MPa	36.6 MPa
(Sarabia-Guarín et al., 2020)	Ladrillos refractarios	5% de lodo tratado (no SSA)	Cocción	Módulo de ruptura (MOR)	33.14 MPa	23.7 MPa (70% arcilla–30% caolín) / 49.9 MPa (100% arcilla)
(Suchorab et al., 2016)	Concreto con agregados ligeros	10% lodo seco + 90% arcilla (agregado sinterizado)	Sinterizado 30 min	Resistencia a compresión	Hasta 11.1 MPa	15.8 MPa
(Carrión et al., 2013)	Bloques prefabricados	Ceniza de lodo 15% (sust. árido fino)	—	Resistencia a compresión	Incremento de 25.5% respecto control	Valor base no indicado en resumen
(Jianu et al., 2018)	Mezclas cemento-lodo	50 a 50% de lodo centrifugado (5% humedad)	—	Resistencia al martilleo	Óptima en 50–50%	No especificado

energético, pueden traer beneficios al disminuir los riesgos de liberación de metales pesados (Lynn et al., 2016).

## 2.2 Uso en Alfarería

La aplicación práctica de lodos residuales a alfarería es una de las menos estudiadas. Sin embargo, los lodos residuales, al ser muy compatibles con las arcillas, pueden ser utilizados como materia prima de forma similar a los ladrillos.

El material base varía su composición dependiendo de la zona de extracción, siendo típicos los valores de 40–60 % de fracción fina (limo más arcilla), constituido principalmente por óxido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ), óxido de hierro III ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) y óxido de aluminio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) y 40–60 % de arenas y limos gruesos (Villeda-Muñoz et al., 2011). Mientras que los lodos extraídos de PTARs contienen hasta un 98% de agua, siendo el resto sustancias orgánicas e inorgánicas como óxido de silicio, hierro y aluminio que indican el potencial de los lodos residuales a utilizarse como aditivos o sustitutos en alfarería y cerámica, ladrillos, macetas (Figura 5) y otras piezas no estructurales. Además, la presencia de metales pesados favorece la nucleación en la sinterización de las arcillas, mejorando la resistencia térmica y en algunos casos conducen a la formación de mulita un mineral cerámico extremadamente estable, considerado uno de los componentes más importantes en materiales refractarios y cerámicos avanzados (Fuentes-Molina et al., 2021; Lil et al., 1974; Orlov et al., 2020; Tang et al., 2019).

Particularmente, Orlov et al. (2020) mencionan que la adición de un 20% de lodos de PTAR aumenta la resistencia a la compresión hasta 10.2 MPa respecto a los 7 MPa del material sin incorporación de lodos, además disminuye un 20% la densidad de la cerámica y reduce la sensibilidad de las arcillas al proceso de secado. Wen et al. (2023) realizaron tejas



Figura 5. Maceta de arcilla. La incorporación de lodos residuales puede contribuir al mejoramiento de la manejabilidad en su manufactura, así como de la calidad final en el proceso de cocción.

cerámicas probando diferentes muestras con hasta el 40% de lodos residuales hidrolizados obteniendo buena estabilidad térmica, mostrando valores de resistencias de 136.8 MPa, observándose una disminución respecto a los 140.7 MPa del sujeto de control. Cangussu et al. (2023) y Ospanov et al. (2025) realizaron ladrillos con arcillas y mezcla de 0-50% de lodos, encontraron que con 10% lodo mejoró la estructura del ladrillo y sus propiedades como resistencia a la flexión y hasta un 15% menor densidad al ladrillo convencional.

Por otro lado, Mozo et al. (2015) evaluaron la incorporación de lodos en 0-15% para la fabricación de ladrillos con pastas cerámicas, mostrando que aun en rango de 10-15% de lodo presentan niveles aceptables de resistencia estos materiales de pastas cerámicas. Estos resultados son similares a los hallados por Cangussu et al. (2023) al sustituir el 10% de arcillas por lodo en baldosas cerámicas para suelo.

Por tanto, estos estudios confirman que los lodos residuales pueden incorporarse con éxito en diversos productos cerámicos sin comprometer su rendimiento, así como sus diversas aplicaciones.

### 2.3 Uso agrícola

El uso agrícola es quizá el más difundido, así como evidenciado en cuanto a uso intensivo. Debido al alto contenido de materia orgánica, los lodos de PTAR o de lecho de río son aprovechables como sustratos agrícolas y de mejoramiento de suelo (Figura 6), como ejemplo, se pueden citar los trabajos de Haryanta (2021), Khakbaz et al. (2020), Olejnik (2024) y Arciniega-Galaviz et al. (2024).

La mayoría de estos trabajos sustentan sus hallazgos mediante los lodos extraídos de las PTARS, sin embargo, para el caso de ríos contaminados, existe poca información al respecto. Los lodos existentes en los lechos de las cuencas y riveras son poco estudiados y las aplicaciones para extracción de lodos in situ aún más, siendo de los pocos trabajos el de Haryanta (2021), en el que hacen uso de lodos sedimentarios y composta urbana para cultivo de especies florícolas. Por otro lado, el uso de lodos residuales ha sido más investigado por diversos autores. López-Díaz et al. (2022) realizó una investigación indicando el potencial de uso de los lodos con fines agrícolas de una planta de tratamiento de aguas residuales en Taxco o el realizado por Rojas-Remis & Mendoza-Espinosa, (2012) quienes analizaron el potencial energético de los lodos en las diversas PTARS del país.

El compostaje constituye una excelente manera de gestionar los lodos residuales de depuradoras mediante la degradación eficaz de los contaminantes. Este es un proceso anaeróbico que transforma materia orgánica en un producto agrícola de valor (Rombel et al., 2025). Aunque los lodos son una fuente importante de fertilizante orgánico, también contienen diversas partículas peligrosas, como metales pesados y productos farmacéuticos y de cuidado personal (Jiang et al., 2025). Sin embargo, para garantizar su uso como sustratos y otros se deben considerar los límites de contaminantes establecidos en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003a). El compostaje se ha considerado un método económico y eficiente para convertir los lodos residuales en sustancias húmicas estables (Amini et al., 2025; Jiang et al., 2025). Este proceso transforma los residuos orgánicos en un producto final estabilizado, libre de patógenos

y sustancias nocivas, lo que lo hace apto para su uso como fertilizante agrícola.

El compost ofrece múltiples beneficios, como la mejora de la estructura del suelo, una mayor retención de agua, el aporte de nutrientes esenciales y una menor dependencia de los fertilizantes químicos, lo que promueve la agricultura sostenible y minimiza la contaminación ambiental (Amini et al., 2025). Existen diversos estudios de aprovechamiento efectivo y sostenido de lodos residuales para aplicaciones como sustratos de uso agrícola o forestal. Guadalupe et al. (2011) realizaron un estudio relativo a la producción de composta y vermicomposta a partir de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro municipal, en el estado de Durango. Pérez et al. (2007) realizaron un estudio relativo a la evaluación del desempeño de lodos residuales como abono agrícola y forestal en el estado de Jalisco.

Además, se han estudiado diversos tipos de aditivos (orgánicos, inorgánicos y biológicos) que pueden añadirse durante el compostaje de materia orgánica (Jiang et al., 2025; Rombel et al., 2025). En una investigación realizada por Boruszko & Sidełko (2025) exploraron la viabilidad de incorporar microorganismos eficientes en el compostaje de lodos de depuradora de productos lácteos para mejorar su idoneidad para aplicaciones naturales, especialmente en la agricultura, la aplicación de estos microorganismos influyó de manera positiva en la composición final del compost.

En otro estudio, se examinó cómo el biocarbón hecho de sauce o lodos de depuradora a 500 °C o 700 °C afecta a los hidrocarburos aromáticos policíclicos durante el compostaje de lodos de depuradora con paja de trigo, la adición de biocarbón impactó tanto los hidrocarburos aromáticos policíclicos totales como los hidrocarburos aromáticos policíclicos libremente disueltos, con efectos que dependieron de la temperatura de pirólisis y, en menor medida, de la materia prima. Se produjeron mayores pérdidas de hidrocarburos aromáticos policíclicos totales con biocarbón de baja temperatura, mientras que la mayor reducción se observó con el biocarbón derivado de lodos de depuradora producido a 500 °C (Rombel et al., 2025).



Figura 6. El uso de lodos como sustrato agrícola, especialmente para especies forestales, es el de mayor difusión actualmente.

Según estudios previos, la combinación de dos o más tipos de residuos orgánicos es una opción adecuada para ajustar la relación C/N y el contenido de humedad durante el proceso de compostaje, en donde la materia orgánica se descompone en compuestos más simples gracias a diversas enzimas. En cuanto a la composición de nutrientes, la relación C/N óptima para el compostaje de lodos suele oscilar entre 25 y 35, lo que facilita la movilización y volatilización de nutrientes (Amini et al., 2025; Zhao et al., 2025). Existen diversos estudios con este enfoque.

En una investigación realizada por Amini et al. (2025), se evaluó el compostaje conjunto de residuos sólidos urbanos y lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales en un sistema de compostaje en recipiente cerrado, centrándose en el impacto del óxido de calcio (CaO) sobre la actividad enzimática y la mineralización de la materia orgánica. Por otro lado, Zhao et al. (2025) se enfocaron en la recolección de catorce especies de plantas de humedales urbanos y lodos de depuradora de seis plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) durante cuatro estaciones, con el fin de realizar un proceso de compostaje conjunto; los resultados revelaron fluctuaciones estacionales significativas en los nutrientes de los lodos, con base en el aporte de nutrientes para el compostaje conjunto, mientras que la selección prioritaria de especies vegetales incluyó *Phragmites australis*, *Canna indica*, *Myriophyllum verticillatum* y *Bidens frondosa*.

#### 2.4 Uso energético

Existen diversidad de estudios que señalan el potencial de aprovechamiento de lodos de las diversas PTARs en México, como el realizado en la planta internacional de tratamiento de aguas residuales en Nuevo Laredo, Tamaulipas por Aguilar-Benitez & Blanco (2018), en el que se analiza como caso de éxito la extracción de metano a partir de los lodos y aguas residuales. El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua investiga el potencial para generación de electricidad a partir de los lodos residuales en diversas instalaciones del país (Morales et al., 2017).

Sin embargo, también son de interés las biomásas obtenidas a partir de estos lodos para generación de briquetas de carbón (Velázquez Machuca et al., 2019), biogás (Lu et al., 2024) (Figura 7) e inclusive biodiesel (Mancipe-Arias & Triviño-Restrepo, 2018).

### 3. Extracción y tratamiento de lodos provenientes de lechos de río.

La mayoría de los sedimentos fluviales presenta una mezcla compleja de sustancias orgánicas e inorgánicas que se acumulan a lo largo del tiempo debido a descargas urbanas sin tratamiento, actividades industriales, prácticas agrícolas, emisiones vehiculares y procesos mineros, entre otros factores. Este carácter heterogéneo limita su uso directo en aplicaciones primarias o secundarias (Alfee & Bloor, 2025). De hecho, muchos sedimentos actúan como reservorios de contaminación al concentrar metales pesados, microplásticos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados, compuestos organoclorados, éteres difenílicos polibromados, contaminantes orgánicos persistentes, así como residuos farmacéuticos y de cuidado personal, los cuales pueden

liberarse nuevamente al medio acuático al desestabilizarse su unión con la matriz sedimentaria (Padhye et al., 2023).



Figura 7. Biorreactor experimental tipo bolsa para tratamiento de lodos residuales. El reactor permite obtener biogás a partir de la digestión anaerobia de la materia orgánica presente en los lodos.

Los procedimientos convencionales para el tratamiento y rehabilitación de ríos incluyen etapas críticas orientadas, en primer término, al cese de descargas contaminantes y, posteriormente, a la remoción de sedimentos para favorecer el restablecimiento del caudal. No obstante, la extracción sistemática de sedimentos desde los lechos fluviales no forma parte de las prácticas rutinarias; más bien se implementa como una acción de gestión ambiental impostergable ante la necesidad de preservar los ecosistemas, remediar sitios contaminados y mitigar procesos de eutrofización (Simonson et al., 2021).

El dragado es actualmente el método predominante para la extracción de sedimentos. Este procedimiento permite retirar materiales ricos en nutrientes, materia orgánica, arcillas, arena, grava y diversos desechos industriales, incluidos residuos mineros, municiones y plásticos, contribuyendo además al control del fitoplancton (Vivian & Murray, 2009). Las técnicas de excavación pueden aplicarse en condiciones secas o húmedas. En excavación en seco, el cuerpo de agua se vacía y los sedimentos se deshidratan antes de ser retirados con retroexcavadoras, bulldozers o dragas. En condiciones húmedas, se emplean dragas de cadena de cangilones y sistemas de bombeo que transportan la mezcla agua-sedimento a través de tuberías. El dragado neumático, por su parte, extrae los sedimentos mediante bombeo y posteriormente se adicionan polímeros para facilitar su (Hupfer & Hilt, 2008). Este proceso debe planearse rigurosamente, ya que su ejecución sin un análisis detallado del impacto ambiental y del área de intervención puede inducir la resuspensión de contaminantes (Wates & Götz, 2016).

Tras la extracción, los sedimentos requieren un pretratamiento para evitar la biomagnificación y reducir la movilidad de los contaminantes. Este pretratamiento puede incluir espesamiento, deshidratación, estabilización y remediación. La deshidratación puede realizarse mediante hornos, liofilización, geotextiles, filtración a presión o adición de arcillas, métodos que permiten disminuir el contenido de

agua y optimizar tanto los costos como la eficiencia del tratamiento posterior (Zhou et al., 2021). La estabilización, por su parte, constituye una estrategia eficaz para habilitar el uso de sedimentos como materiales de construcción, empleando agentes como cal, cenizas volantes, aglutinantes fosfatados y, particularmente, cemento Pórtland, ampliamente utilizado como agente cementante.

La etapa de remediación busca eliminar o inmovilizar los contaminantes antes de la disposición final o reutilización del sedimento. Entre las tecnologías empleadas predominan los procesos químicos, donde oxidantes como peróxido de hidrógeno, ozono, permanganato y persulfato transforman los contaminantes en compuestos menos tóxicos. Asimismo, agentes reductores como hierro, carbono orgánico, lactato, etanol e hidrógeno gaseoso pueden tratar metales, metaloides y otros contaminantes inorgánicos, siendo estos métodos ampliamente aplicados en la remediación de suelos (Fratini et al., 2025; Wang et al., 2024).

La biorremediación constituye una alternativa sostenible para degradar contaminantes orgánicos mediante el uso de microorganismos capaces de neutralizar compuestos tóxicos y restaurar la calidad del sedimento (Liu et al., 2024). De forma complementaria, la fitorremediación emplea plantas tolerantes a condiciones salinas o con alta carga orgánica, lo cual resulta adecuado para el tratamiento de ciertos sedimentos contaminados. Finalmente, la remediación térmica utiliza calor para volatilizar o degradar contaminantes a través de técnicas como destilación térmica o tratamiento por microondas, ofreciendo ventajas significativas frente a los métodos químicos en matrices altamente complejas.

#### 4. Riesgos

El aprovechamiento efectivo de lodos residuales en ríos y PTARs es un área de estudio que implica un riesgo bioético latente (Acosta-Slane et al., 2021). Los beneficios potenciales son motivo para ejecutar acciones para su aprovechamiento con un adecuado tratamiento. En el caso del Río Lerma-Santiago, no se tiene constancia de una estrategia para su tratamiento encaminado a una explotación sostenible de los lodos de sus cuencas o de las plantas de tratamiento adyacentes.

En México, al igual que en otros países, los lodos de PTAR usualmente terminan en rellenos sanitarios. O'Kelly (2005) analiza esta problemática desde un punto de vista geotécnico, indicando que el comportamiento del lodo como suelo es similar al de una arcilla orgánica de alta plasticidad o una turba, lo que lo hace estable siempre y cuando se vigile la emisión de biogás para prevenir fallas de taludes, así como riesgos ambientales.

Si bien es difícil valorar consecuencias directas del uso e implementación de lodos con fines de aprovechamiento industrial, agrícola o de investigación, resulta claro que, debido a los componentes, como huevos de helminto (Figura 8), salmonella o metales pesados, es necesario establecer protocolos que permitan aminorar los riesgos asociados a su manejo con fines de explotación intensiva (cuestión no contemplada por la normatividad vigente).



Figura 8. Helmintos presentes en lodos residuales.

#### 5. Normatividad, retos y áreas de oportunidad en México

En México existe un marco normativo que regula el muestreo, así como el uso, aprovechamiento y disposición final de los lodos residuales generados en plantas de tratamiento de aguas residuales, principalmente a través de la NMX-AA-003-1980 (Dirección General de Normas, 1980) para el muestreo de aguas residuales, la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2003b) para las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos, y la NOM-161-SEMARNAT-2011 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013) para su clasificación como residuos de manejo especial. Sin embargo, estas normativas no contemplan apartados específicos para su explotación intensiva en aplicaciones emergentes tales como la elaboración de productos de construcción, la producción de biofertilizantes y sustratos, la formulación de morteros para alfarería o la obtención de bioenergéticos.

Esta ausencia normativa se relaciona con que, como se expuso en los apartados anteriores, la mayoría de los estudios sobre estos usos se encuentran aún en fases científicas, experimentales o a nivel de prototipo, sin alcanzar un grado de desarrollo suficiente para su integración en la regulación vigente. Por tanto, es de especial interés desarrollar estrategias que permitan realizar un uso sostenible de los lodos residuales de lechos de río y PTAR que permitan realizar un aprovechamiento de sus beneficios, a la vez que se contribuya al manejo sostenible de estos recursos. En el caso específico del río Lerma, la implementación de este tipo de estrategias en las PTARs aledañas a la cuenca puede coadyuvar como estrategia de saneamiento, siendo que es uno de los ríos más contaminados de México. De implementarse un proyecto que permita este uso sostenido de los lodos de PTAR y de lecho de río, podría establecerse una estrategia nacional e internacional que permita un adecuado aprovechamiento de estos recursos.

## 6. Conclusiones

El análisis integrado del uso y aprovechamiento de los lodos residuales provenientes tanto de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) como del lecho de ríos en México muestra que estos materiales representan un recurso subutilizado con un potencial considerable para aplicaciones agrícolas, constructivas, alfareras y energéticas. La evidencia científica revisada confirma que los lodos poseen características fisicoquímicas valiosas como altos contenidos de materia orgánica, nutrientes esenciales y minerales de interés tecnológico que pueden traducirse en beneficios ambientales, sociales y económicos cuando se gestionan adecuadamente. No obstante, su composición heterogénea, la presencia variable de contaminantes y los riesgos sanitarios asociados requieren un manejo cuidadosamente controlado para evitar impactos adversos.

A pesar del creciente interés científico y de los casos de estudio que demuestran su viabilidad técnica, el aprovechamiento de lodos en México continúa limitado por barreras normativas, falta de estandarización de procesos, bajos niveles de transferencia tecnológica y ausencia de esquemas de gobernanza que articulen esfuerzos entre sectores académico, industrial, gubernamental y social. Las normas vigentes se enfocan principalmente en el muestreo, clasificación y disposición final, sin contemplar lineamientos específicos para promover su valorización intensiva en productos de alto valor agregado.

Por tanto, es indispensable fortalecer la investigación aplicada, ampliar las evaluaciones de riesgos e impulsar proyectos piloto que permitan escalar las aplicaciones más prometedoras bajo criterios de sostenibilidad. En regiones altamente impactadas como la cuenca Lerma-Chapala-Santiago, el aprovechamiento de lodos puede contribuir simultáneamente al saneamiento ambiental y al desarrollo de modelos de economía circular. Avanzar hacia una estrategia nacional de valorización de lodos, sustentada en ciencia, normativa actualizada y participación multisectorial, permitirá transformar un residuo históricamente problemático en un recurso estratégico para el país.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación SECIHTI por el apoyo en el financiamiento del proyecto PEE-2025-G-506 y a la red de minerales estratégicos del Tecnológico Nacional de México por el apoyo brindado.

## Referencias

Acosta Slane, D., Cecilia, M., Aragón, V., & Parra Acosta, H. (2021). Los lodos residuales desde la bioética y sustentabilidad. In *Aproximaciones teórico-metodológicas para el análisis territorial y el desarrollo regional sostenible* (1st ed., Vol. 1). Universidad Nacional Autónoma de México.

Afolayan, A., Čemý, R., & Fořt, J. (2025). Review of Treatment Techniques for Dredged Sediments in the Context of Valorization as Secondary Raw Materials. *Buildings*, 15(10), 1639. <https://doi.org/10.3390/buildings15101639>

Aguilar-Benítez, I., & Blanco, P. A. (2018). Methane recovery and reduction of greenhouse gas emissions: WWTP Nuevo Laredo, Tamaulipas,

Mexico. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 9(2), 86–111. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-02-04>

Alfee, S. L., & Bloor, M. C. (2025). A global review of river sediment contamination and remobilization through climate change-induced flooding. In *Sustainable Environment* (Vol. 11, Issue 1). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/27658511.2024.2440957>

Amini, J., Hossaini, H., Hossini, H., & Pirsahab, M. (2025). Effect of calcium oxide on enzymatic activities in co-composting of sewage sludge and municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18, 100695. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100695>

Angelakis, A. N., Capodaglio, A. G., & Dyalnas, E. G. (2022). Wastewater Management: From Ancient Greece to Modern Times and Future. *Water*, 15(1), 43. <https://doi.org/10.3390/w15010043>

Angelakis, A. N., Zaccaria, D., Krasinikoff, J., Salgot, M., Bazza, M., Roccaro, P., Jimenez, B., Kumar, A., Yinghua, W., Baba, A., Harison, J. A., Garduno-Jimenez, A., & Fereres, E. (2020). Irrigation of World Agricultural Lands: Evolution through the Millennia. *Water*, 12(5), 1285. <https://doi.org/10.3390/w12051285>

An-nori, A., El Mejahed, K., El Fels, L., Touhami, D., Ezzariai, A., El Gharous, M., & Hafidi, M. (2023). Assessment of the agronomic value of solar-dried sludge and heavy metals bioavailability based on the bioaccumulation factor and translocation index. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/feenvs.2023.1163422>

Arciniega Galaviz, M. A., Valdez Martínez, D., & Hernández Sandoval, P. (2024). Aprovechamiento de lodos residuales generados en un sistema de acuaponía como mejorador en suelo de cultivo. *BUIYYA TIERRA*, 1(2), 71–84. <https://doi.org/10.62457/8fnnmfw29>

Barles, S. (2007). Urban metabolism and river systems: an historical perspective – Paris and the Seine, 1790–1970. <https://doi.org/10.5194/hessd-4-1845-2007>

Boruszko, D., & Sidelko, R. (2025). Application of effective microorganisms in the full-scale composting of dairy industry sewage sludge. *Desalination and Water Treatment*, 323, 101389. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101389>

Bubalo, A., Vouk, D., Stirmer, N., & Nad, K. (2021). Use of sewage sludge ash in the production of innovative bricks—An example of a circular economy. *Sustainability* (Switzerland), 13(16). <https://doi.org/10.3390/su13169330>

Cangussu, N., Vasconcelos, L., & Maia, L. (2023). Environmental benefits of using sewage sludge in the production of ceramic bricks. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(10), 25344–25355.

Cao, X., Chen, S., Liu, Y., Long, G., & Xu, Y. J. (2025). Domestic wastewater is an overlooked source and quantity in global river dissolved carbon. *Nature Communications*, 16(1), 7522. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-62920-6>

Cárdenas Torrado, G., & Molina Pérez, F. J. (2022). Alternativas para tratar lodos originados en sistemas de tratamiento de aguas residuales: una revisión. *Ingeniería*, 27(3), e17945. <https://doi.org/10.14483/23448393.17945>

Carrión, M. T. P., Brotons, F. B., Terradillos, P. G., Malo, O. G., & Bernabeu, J. P. (2013). Uso potencial de ceniza de lodo de depuradora como sustitución de árido fino en bloques de hormigón prefabricados. *DYNA*, 80(179), 142–150.

Chang, Z., Long, G., Zhou, J. L., & Ma, C. (2020). Valorization of sewage sludge in the fabrication of construction and building materials: A review. In *Resources, Conservation and Recycling* (Vol. 154). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104606>

Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Kim, J. H., Guber, A. K., Shelton, D. R., & Rowland, R. (2010). Release of *Escherichia coli* from the bottom sediment in a first-order creek: Experiment and reach-specific modeling. *Journal of Hydrology*, 391(3–4), 322–332. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.033>

Comisión Nacional del Agua. (2022). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación, 2022*. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-nacional-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-de-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>

Coria-Téllez, A. V., Ríos-Pérez, D. A., Tiwari, D. K., & Merino-Solís, M. L. (2025). Contaminación de sedimentos de un meandro del río Lerma, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 16(4), 181–224. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2025-04-05>

de Anda, J., Shear, H., Lugo-Melchor, O. Y., Padilla-Tovar, L. E., Bravo, S. D., & Olvera-Vargas, L. A. (2024). Use of the Pesticide Toxicity Index to Determine Potential Ecological Risk in the Santiago-Guadalajara River Basin, Mexico. *Water* (Switzerland), 16(20). <https://doi.org/10.3390/w16203008>

- Dirección General de Normas. (1980). NMX-AA-003-1980, Aguas residuales. Muestreo. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166762/NMX-AA-003-1980.pdf>
- Eddy, M. \&, Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. L. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education. <https://www.mhprofessional.com/9781259015799-usa-wastewater-engineering-treatment-and-resource-recovery-group>
- Fratini, C., Anselmi, S., & Renzi, M. (2025). Dredge Sediment as an Opportunity: A Comprehensive and Updated Review of Beneficial Uses in Marine, River, and Lagoon Eco-Systems. In *Environments - MDPI* (Vol. 12, Issue 6). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/environments12060200>
- Fuentes-Molina, N., Cujia-Urrutia, D. N., & Robles-Julio, C. A. (2021a). Análisis de las relaciones lodo cemento como material de construcción no estructural. *Información Tecnológica*, 32(6), 143–150. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642021000600143>
- García Aragón, J. A., Díaz-Delgado, C., Quentin, E., Ávila Pérez, P., Tejeda Vega, S., & Zarazúa Ortega, G. (2007). Caracterización de la contaminación por metales pesados y reducción de capacidad de almacenamiento hidráulico por azolve de un embalse mexicano. *Hidrobiológica*, 17(2), 127–138. <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/984>
- Gherghel, A., Teodosiu, C., & De Gisi, S. (2019). A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 228, 244–263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>
- González-Díaz, R. L., de Anda, J., Shear, H., Padilla-Tovar, L. E., Lugo-Melchor, O. Y., & Olvera-Vargas, L. A. (2025). Assessment of Heavy Metals in Surface Waters of the Santiago–Guadalajara River Basin, Mexico. *Hydrology*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/hydrology12020037>
- Gradilla-Hernández, M. S., Díaz-Vázquez, D., Yebra-Montes, C., del Castillo, A. F., Shear, H., Garcia-Gonzalez, A., de Anda, J., & Mazari-Hiriart, M. (2022). Assessment of the Potential of Coordinating Two Interacting Monitoring Networks within the Lema-Santiago Hydrologic System in Mexico. *Water*, 14(11), 1687. <https://doi.org/10.3390/w14111687>
- Grobela, A., Czerwińska, K., & Murtaś, A. (2019). General considerations on sludge disposal, industrial and municipal sludge. In *Industrial and Municipal Sludge: Emerging Concerns and Scope for Resource Recovery* (pp. 135–153). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00007-6>
- Guadalupe, M., Rosa, V.-D. La, Pérez-López, M. E., Medina-Herrera, E., & Martínez-Prado, M. A. (2011). Producción de composta y vermicomposta a partir de los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de un rastro. In *Rev. Int. Contam. Ambie* (Vol. 27, Issue 3).
- Hansen, A. M. (2012). Lake sediment cores as indicators of historical metal(loid) accumulation – A case study in Mexico. *Applied Geochemistry*, 27(9), 1745–1752. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.02.010>
- Hao, N., Song, Y., Wang, Z., He, C., & Ruan, S. (2022). Utilization of silt, sludge, and industrial waste residues in building materials: A review. In *Journal of Applied Biomaterials and Functional Materials* (Vol. 20). SAGE Publications Ltd. <https://doi.org/10.1177/22808000221114709>
- Haryanta, D. R. F. S. (2021). The Utilization of Sediment Mud in Water Channel and Urban Organic Compost Waste For Sunflower (*Helianthus Anuus L. Var. Early Russian*) Cultivation. *Agricultural Science*, 4(2), 113–125.
- Hupfer, M., & Hilt, S. (2008). Lake Restoration. *Encyclopedia of Ecology*, Five-Volume Set, 1–5, 2080–2093. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00061-6>
- Irie, M., Arakaki, S., Suto, T., & Umino, T. (2024). Classification of River Sediment Fractions in a River Segment including Shallow Water Areas Based on Aerial Images from Unmanned Aerial Vehicles with Convolution Neural Networks. *Remote Sensing*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/rs16010173>
- Jiang, J., Tang, Z., Liu, K., Wang, S., Li, Y., Lv, J., Yan, X., Liu, D., Bhopale, P., & Cheng, K. (2025). A novel two-stage laccase application strategy to maintain enzyme activity and promote pharmaceuticals and personal care products degradation during sewage sludge composting. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(5), 118877. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.118877>
- Jianu, N. R., Moga, I. C., Pricop, F., & Chivoiu, A. (2018). Wastewater Sludge Used as Material for Bricks Fabrication. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 374(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/374/1/012061>
- Khakbaz, A., De Nobili, M., Mainardis, M., Contin, M., Aneggi, E., Mattiussi, M., Cabras, I., Busut, M., & Goi, D. (2020). Monitoring of heavy metals, eox and las in-sewage sludge for agricultural use: A case study. *Detritus*, 12, 160–168. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13993>
- Kiani, M., Zrim, J., Simojoki, A., Tammeorg, O., Penttinen, P., Markkanen, T., & Tammeorg, P. (2023). Recycling eutrophic lake sediments into grass production: A four-year field experiment on agronomical and environmental implications. *Science of The Total Environment*, 870, 161881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161881>
- Lei, X., Cui, B., & Zhao, H. (2010). Study on the simulation of nutrient release from river inner source and its application—a case study of Guangzhou-Foshan River network, China. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1380–1392. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.150>
- Lil, H., Ulm, N., & Ludwinski, F. (1974). Method of using sludge for making ceramic articles (Patent US4112033A).
- López-Díaz, J. A., Alvira-Serrano, L. A., Talavera-Mendoza, O., Sarmiento-Villagrana, A., & Hernández-Flores, G. (2022). Chemical fractionation of potentially toxic heavy metals and metalloids in residual mud obtained from the wastewater treatment plant at Taxco de Alarcón, Guerrero, Mexico. *Boletín de La Sociedad Geologica Mexicana*, 74(2). <https://doi.org/10.18268/BSGM2022v74n2a121221>
- Lu, D., Song, Y., Yang, Z., & Li, H. (2024). Research progress and perspective on sludge anaerobic digestion technology: A bibliometric analysis. *Water Science and Technology*, 89(9), 2311–2325. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.121>
- Lucia, C., Badalucco, L., Corsino, S. F., Galati, A., Iovino, M., Muscarella, S. M., Paliaga, S., Torregrossa, M., & Laudicina, V. A. (2025). Management and valorisation of sewage sludge to foster the circular economy in the agricultural sector. *Discover Soil*, 2(1). <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00105-9>
- Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson, G. J., & Zetterlund, H. (2004). Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4), 255–278. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.006>
- Lynn, C. J., Dhir, R. K., & Ghataora, G. S. (2016). Sewage sludge ash characteristics and potential for use in bricks, tiles and glass ceramics. *Water Science and Technology*, 74(1), 17–29. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.040>
- Mancipe Arias, L. M., & Triviño Restrepo, M. del P. (2018). Valoración de lodos de planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) como materia prima para la extracción de lípidos en la obtención de biodiesel. *Revista ION*, 31(1), 71–79. <https://doi.org/10.18273/revion.v31n1-2018012>
- Markowicz, A., Bondareczuk, K., Wiekiera, A., & Sułowicz, S. (2021). Is sewage sludge a valuable fertilizer? A soil microbiome and resistome study under field conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 21(8), 2882–2895. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02984-1>
- Martínez Ruiz, J. L. (2014). The chinampa: a sustainable high efficient agrohydrologic system for shallow lacustrine and wetland areas. *Water Practice and Technology*, 9(3), 324–330. <https://doi.org/10.2166/wpt.2014.034>
- Montero-Rosado, C., Ojeda-Trejo, E., Espinosa-Hernández, V., Fernández-Reynoso, D., Caballero Deloya, M., & Benedicto Valdés, G. S. (2022). Water Diversion in the Valley of Mexico Basin: An Environmental Transformation That Caused the Desiccation of Lake Texcoco. *Land*, 11(4), 542. <https://doi.org/10.3390/land11040542>
- Morales, G. M., Yoval, L. S., Camperos, E. M. R., Gasca Álvarez, S., Franco, J. N., Cruz, N. H., Rojas, J. L. G., Sotelo, A. E., & Calderón Mólgora, C. G. (2017). Energía limpia del agua sucia: aprovechamiento de lodos residuales (1st ed.). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://www.gob.mx/imta>
- Mozo, W., Gómez, A., & Camargo, G. (2015). Efecto de la adición de biosólido (seco) a una pasta cerámica sobre la resistencia mecánica de ladrillos. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(27), 61–78.
- O'Kelly, B. C. (2005). Sewage Sludge to Landfill: Some Pertinent Engineering Properties.
- Olejnik, D. (2024). Evaluation of the Heavy Metals Content in Sewage Sludge from Selected Rural and Urban Wastewater Treatment Plants in Poland in Terms of Its Suitability for Agricultural Use. In *Sustainability* (Switzerland) (Vol. 16, Issue 12). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su16125198>
- Orlov, A., Belkanova, M., & Vatin, N. (2020). Structural Ceramics Modified by Water Treatment Plant Sludge. *Materials* 2020, Vol. 13, Page 5293, 13(22), 5293. <https://doi.org/10.3390/MA13225293>
- Ospanov, K., Andracka, D., Kuldeeva, E., & Munussov, I. (2025). Utilization of Sewage Sludge in the Sustainable Manufacturing of Ceramic Bricks. *Sustainability*, 17(14), 6431.

- Padhye, L. P., Srivastava, P., Jaseemzad, T., Bolan, S., Hou, D., Shaheen, S. M., Rinklebe, J., O'Connor, D., Lamb, D., Wang, H., Siddique, K. H. M., & Bolan, N. (2023). Contaminant containment for sustainable remediation of persistent contaminants in soil and groundwater. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 455). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131575>
- Pérez, S., Alarcón, V., Rediar, K., Natera, Z., Álvarez, H., & Macías, R. (2007). Evaluación de lodos residuales como abono orgánico en suelos volcánicos de uso agrícola y forestal en Jalisco, México. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33932207>
- Ramos, A. G., Mena, H., Schneider, D., & Zambrano, L. (2025). Movement ecology of captive-bred axolotls in restored and artificial wetlands: Conservation insights for amphibian reintroductions and translocations. *PLOS ONE*, 20(4), e0314257. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0314257>
- Rey-Hernández, C., & Bobbink, I. (2022). Chinampas Agriculture and Settlement Patterns: The Contemporary Relevance of Aztec Floating Gardens. *Blue Papers*, 1(2), 90–99. <https://doi.org/10.58981/bluepapers.2022.2.09>
- Richardson, M., & Soloviev, M. (2021). The Thames: Arresting Ecosystem Decline and Building Back Better. *Sustainability*, 13(11), 6045. <https://doi.org/10.3390/su13116045>
- Robles, B., Flores, J., Martínez, J. L., & Herrera, P. (2019). The Chinampa: An Ancient Mexican Sub-Irrigation System. *Irrigation and Drainage*, 68(1), 115–122. <https://doi.org/10.1002/ird.2310>
- Rojas Remis, R., & Mendoza Espinosa, L. G. (2012). Utilización de biosólidos para la recuperación energética en México. *Prucción + Limpia*, 7(2).
- Rombel, A., Różyło, K., Ok, Y. S., & Oleszczuk, P. (2025). Influence of biochar characteristics on polycyclic aromatic hydrocarbons content during co-composting of sewage sludge. *Bioresource Technology*, 423, 132220. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132220>
- Sarabia-Guarín, A., Sánchez-Molina, J., & Bermúdez-Carrillo, J. C. (2020). Effect of use residual sludge from wastewater treatment plants as a partial substitute for clay for refractory bricks production. *Revista UIS Ingenierías*, 20(1), 11–12. <https://doi.org/10.18273/revuin.v20n1-2021002>
- Sathish, V., Chandrasekaran, A., Hamideen, M. S., & Isinkaye, M. O. (2025). Impact of industrial activities on physicochemical properties, mineralogical, and elemental composition in sediments of Puliyanthangal lake, Ranipet, India. *Scientific Reports*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-06142-2>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2003a). NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=691939](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939)
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2013). NOM-161-SEMARNAT-2011, Que establece los criterios para clasificar a los residuos de manejo especial y determinar cuáles están sujetos a plan de manejo, así como los procedimientos para su inclusión o exclusión. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/DO3015.pdf>
- Simonson, W. D., Miller, E., Jones, A., García-Rangel, S., Thomson, H., & McOwen, C. (2021). Enhancing climate change resilience of ecological restoration — A framework for action. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 300–310. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.002>
- Suchorab, Z., Barnat-Hunek, D., Franus, M., & Lagód, G. (2016). Mechanical and physical properties of hydrophobized lightweight aggregate concrete with sewage sludge. *Materials*, 9(5). <https://doi.org/10.3390/ma9050317>
- Tang, Y., Wu, P., Shih, K., & Liao, C. (2019). Industrial sludge for ceramic products and its benefit for metal stabilization. In *Industrial and Municipal Sludge* (pp. 253–293). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815907-1.00012-X>
- Tunio, I. A., Kumar, L., Memon, S. A., Mahessar, A. A., & Kandhir, A. W. (2024). Sediment transport dynamics during a super flood: A case study of the 2010 super flood at the Guddu Barrage on the Indus River. *International Journal of Sediment Research*, 39(5), 683–701. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.03.002>
- Valladares, L. D. L. S., Vargas-Luque, A., Borja-Castro, L., Valencia-Bedregal, R., de Jesús Velázquez-García, J., Barnes, E. P., Domínguez, A. B., Byrne, P., Kollu, P., Rodríguez Martínez, M., Coaquira, J. A., & Barnes, C. H. W. (2024). Physical and chemical techniques for a comprehensive characterization of river sediment: A case of study, the Moquegua River, Peru. *International Journal of Sediment Research*, 39(3), 478–494. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.03.003>
- Velázquez Machuca, M. A., Equihua Soriano, J. R., González, J. V., Montañez Soto, J. L., Pimentel Equihua, J. L., & Navia, M. M. (2019). Physical and chemical characterization of residual sludge biochar. *Terra Latinoamericana*, 37(3), 243–251. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i3.409>
- Villalobos-Castañeda, B., Alfaro-Cuevas, R., Cortés-Martínez, R., Martínez-Miranda, V., & Márquez-Benavides, L. (2010). Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166(1–4), 331–346. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1005-7>
- Villalobos-Castañeda, B., Cortés-Martínez, R., Segovia, N., Buenrostro-Delgado, O., Morton-Bermea, O., & Alfaro-Cuevas-Villanueva, R. (2016). Distribution and enrichment of trace metals and arsenic at the upper layer of sediments from Lerma River in La Piedad, Mexico: case history. *Environmental Earth Sciences*, 75(23), 1490. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6251-8>
- Vivian, C. M. G., & Murray, L. A. (2009). Pollution, Solids. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 519–525. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12374473-9.00767-0>
- Wang, R., Tang, C., Pan, X., Wang, D., Dong, Z., Zhang, X., & Lu, X. (2024). Efficient stabilization of dredged sludge with high water content using an improved bio-carbonation of reactive magnesia cement method. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, 16(9), 3760–3771. <https://doi.org/10.1016/j.jrmge.2023.12.030>
- Wates, J., & Götz, A. (2016). Practical Considerations in the Hydro Re-Mining of Gold Tailings. *Gold Ore Processing: Project Development and Operations*, 729–738. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63658-4.00040-2>
- Wen, L., Lin, L., Fan, Y., Luo, Y., Ma, S., Zhou, Y., Yang, C., Shih, K., & Li, X. (2023). Valorization of thermally hydrolyzed sludge with clay for sintering of ceramic tiles. *Science of The Total Environment*, 877, 162871.
- Wilkinson, R. J., McKergow, L. A., Davies-Colley, R. J., Ballantine, D. J., & Young, R. G. (2011). Modelling storm-event E. coli pulses from the Motueka and Sherry Rivers in the South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(3), 369–393. <https://doi.org/10.1080/00288330.2011.592839>
- Wolf, S., Esser, V., Schüttrumpf, H., & Lehmkuhl, F. (2021). Influence of 200 years of water resource management on a typical central European river. Does industrialization straighten a river? *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00460-8>
- Ye, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Ding, A., Deng, S., Nguyen, D. D., & Bui, X. T. (2023). Application of Sewage Sludge as an Agricultural Soil Amendment. In *Sustainable Treatment and Management of Sewage Sludge* (pp. 69–83). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003354765-6>
- Zhang, X., Wang, X. Q., & Wang, D. F. (2017). Immobilization of heavy metals in sewage sludge during land application process in China: A review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 9, Issue 11). MDPI. <https://doi.org/10.3390/su9112020>
- Zhao, C., Wu, Z., Huang, J., Yao, S., Chen, X., Huang, Z., Li, H., Li, C., Ruan, M., Zhang, X., & Zhou, J. (2025). Feedstock collection strategies for nutrient substances balance and heavy metals control in sludge co-composting: A case study. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(6), 120278. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.120278>
- Zheng, W., Shao, Y., Qin, S., & Wang, Z. (2024). Future Directions of Sustainable Resource Utilization of Residual Sewage Sludge: A Review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 16, Issue 16). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su16166710>
- Zhou, H., Zhang, W., Li, L., Zhang, M., & Wang, D. (2021). Environmental impact and optimization of lake dredged-sludge treatment and disposal technologies based on life cycle assessment (LCA) analysis. *Science of The Total Environment*, 787, 147703. <https://doi.org/10.1016/J.SCIOTENV.2021.147703>