www.saber.ula.ve/avancesenquimica
Avances en Química, 21(2), 43-56 (2026)
Artículo científico

Determinación de mercurio total mediante espectroscopia de absorción molecular UV/Vis: revisión de métodos

Máximo A Gallignani*[1], María del Rosario Brunetto[1], Carlos Ayala[2]

[1)] Departamento de Química, Facultad de Ciencias Básicas (FCB), Universidad Técnica de Manabí (UTM), Portoviejo, Ecuador.

[2)] Laboratorio de Espectroscopia Molecular (LEM), Departamento de Química, Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes (ULA): Mérida 5101, Venezuela.

(*) maximo.gallignani@utm.edu.ec; maximogallignani143@gmail.com

Recibido: 01/04/2026 **Revisado**: 15/06/2026 **Aceptado**: 10/07/2026

Resumen

El mercurio es un elemento con características físicas y químicas particulares. Por ello, el Hg metálico y algunos de sus compuestos han tenido múltiples aplicaciones a lo largo del tiempo. Sin embargo, su elevada movilidad, persistencia y toxicidad exigen un estricto control en muchos productos, y en diferentes matrices. En consecuencia, se han desarrollado métodos basados en técnicas electroquímicas, espectroscópicas y cromatográficas. Este trabajo presenta una revisión crítica de metodologías basadas en la espectroscopia de absorción molecular UV/Vis para la determinación de mercurio total, fundamentadas en la formación de complejos. Se contrastan estrategias de trabajo, características generales y aplicaciones.

Palabras clave: Espectroscopia de absorción molecular UV/Vis; formación de complejos; mercurio total

Abstract

Determination of total mercury by UV/Vis molecular absorption spectroscopy: a review of methods. Mercury is an element with particular physical and chemical characteristics. Therefore, metallic Hg and some of its compounds have had multiple applications over time. However, its high mobility, persistence, and toxicity require strict control in various samples and matrices. Consequently, methods based on electrochemical, spectroscopic, and chromatographic techniques have been developed. This paper presents a critical review of methodologies based on UV/Vis molecular absorption spectroscopy for the determination of total mercury, focusing on strategies based on complex formation, considering their principles, characteristics, and applications.

Keywords: UV/Vis molecular absorption spectroscopy; Complex formation; Mercury (total Hg)

Introducción

El mercurio (Hg) es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente y de gran relevancia toxicológica debido a su elevada movilidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Presen-ta propiedades fisicoquímicas particulares, entre ellas: alta densidad, estado líquido a temperatura ambiente y capacidad de formar amalgamas con algunos metales (Stillman, 2003; Cadavid-Muñoz y Arango-Ruiz, 2000; Lide, 2005; Cottom et al., 1999), lo que ha favorecido su uso en diversas aplicaciones tecnológicas e industriales, incluyendo dispositivos de medición, lámparas, componentes electrónicos, procesos de electrólisis industriales como el Castner-Kellner (Crook y Mousavi, 2016) y actividades mineras para la extracción de metales preciosos como oro y plata (Gaona-Martínez, 2004). Asimismo, ha sido utilizado en odontología y en formulaciones farmacéuticas y antisépticas (Cadavid-Muñoz y Arango-Ruiz, 2000; Soratur, 2002).

Sin embargo, el Hg no cumple ninguna función biológica conocida y es un potente agente neurotóxico. Su exposición puede generar efectos adversos en el sistema nervioso central, particularmente en el cerebelo, afectando el control motor y otras funciones neurológicas (Cadavid-Muñoz y Arango-Ruiz, 2000; Eisler, 2006) Entre las diferentes especies químicas de mercurio, los compuestos orgánicos -especialmente los derivados alquilados- presentan una elevada toxicidad (Aschner et al., 2017; Brunetto et al., 1999).

El impacto ambiental del Hg es particularmente relevante en ecosistemas acuáticos, donde puede transformarse microbiológicamente en metilmercurio, una de sus formas más tóxicas y biodisponibles. Este compuesto se incorpora fácilmente a organismos primarios y se transfiere a lo largo de la cadena trófica, dando lugar a procesos de bioacumulación y biomagnificación (Hintermann, 2010; Kolipinski et al., 2020). En consecuencia, su monitoreo en matrices ambientales, biológicas y alimentarias constituye una prioridad en química analítica. En muchos casos, el contenido de Hg total representa el parámetro analítico de interés, ya sea por requerimientos normativos o como indicador de contaminación, aunque en algunos casos es necesario complementar la información con estudios de especiación.

Para ello se han desarrollado métodos basados en técnicas elec-

troquímicas (Zaib et al., 2015; Suherman et al., 2017), espectroscópicas moleculares (Sandell et al., 1989; Marczenko y Freiser, 2008; Saputri et al., 2025) y atómicas (absorción, emisión y fluorescencia atómica), generalmente acopladas a sistemas de generación de vapor frío (GVF), o de generación fotoquímica de $Hg^0_{(g)}$, para mejorar la sensibilidad (Gallignani et al., 1998; Armenta y de la Guardia, 2011; Althoff et al., 2017; Ohki et al., 2013; Covaci y Frentiu, 2022; Santos et al., 2012; Shirkhanloo et al., 2017). También se han propuesto métodos cromatográficos con distintos detectores**,** algunos de ellos con estrategias de especiación (Brunetto et al., 1999; Hight y Cheng, 2006; Suvarapu y Baek, 2017; Shahid et al., 2020). No obstante, su aplicación puede verse limitada por el costo instrumental, la complejidad operativa y los requerimientos de mantenimiento.

En este contexto, la espectroscopia de absorción molecular ultravioleta-visible (EAM UV-Vis) (Skoog et al., 2019; Rubinson y Rubinson, 2001; Dyer y Garbarino, 1973) continúa siendo una alternativa analítica atractiva por su amplia disponibilidad, bajo costo y simplicidad, además de su potencial de automatización (García, 2018; Buie, 2011). El desarrollo de nuevas celdas, que se detallan en los catálogos técnicos correspondientes (Starna, 2026), detectores multicanal, sistemas de análisis en flujo (Cerdá, 2006)y herramientas quimiométricas, ha ampliado significativamente sus posibilidades analíticas.

Sin embargo, la determinación directa de Hg por esta técnica (espectrofotometría UV/Vis) plantea un problema: las soluciones de iones y de muchos compuestos mercuriales no muestran absorción significativa en esta región. En consecuencia, los métodos espectrofotométricos se basan en reacciones donde el Hg participa, de forma directa o indirecta, en la formación o transformación de especies con absorción detectable. Estas estrategias pueden agruparse bajo dos enfoques principales:

I) Métodos basados en la formación de complejos entre el Hg y ligandos adecuados, en los que al menos una de las especies involucradas presenta absorción útil en la región de trabajo.

II) Métodos cinéticos, basados en el efecto catalítico del ion Hg^{2+} en algunas reacciones específicas.

Por razones de extensión, pero sobre todo por la diferencia en la filosofía de trabajo, los métodos cinéticos serán presentados en la parte II de este estudio (Gallignani, et al., 2003; Valero et al., 2004; Kawashima, et al., 1997). En este marco, el objetivo del presente trabajo es presentar una revisión, crítica y comparativa, de métodos espectrofotométricos para la determinación de Hg total mediante la formación de complejos, analizando sus fundamentos, estrategias, características y aplicaciones, incluyendo propuestas con etapas de preconcentración. No se consideran en la revisión métodos cromatográficos con detección UV ni estudios de especiación.

Metodología

La metodología se basa en una revisión bibliográfica mediante el uso de palabras clave en bases de datos científicas ampliamente utilizadas (Web of Science, Scopus, Google Scholar, entre otras). Los trabajos seleccionados constituyen una muestra representativa de las estrategias desarrolladas para la determinación espectrofotométrica de mercurio, considerando su evolución histórica e impacto.

En todos los casos, la especie activa es Hg^{2+}; por ello, algunos procedimientos requieren un tratamiento previo de la muestra (digestión u oxidación), aspectos que no se abordan en este trabajo.

El proceso de absorción puede involucrar especies orgánicas o inorgánicas, iónicas o moleculares, generalmente en solución líquida. Con fines didácticos (para facilitar la lectura del trabajo), se incluye un breve "Marco conceptual" con algunas consideraciones sobre el proceso de absorción y las potenciales especies absorbentes.

Marco conceptual

Consideraciones sobre la EAM UV/Vis

La espectrofotometría UV/Vis se basa en la absorción de radiación electromagnética por especies moleculares en esta región espectral. En principio, se puede trabajar con sólidos, líquidos y gases; sin embargo, en química analítica se emplean principalmente disoluciones líquidas, y en menor extensión gaseosas. Sus fundamentos, instrumentación y aplicaciones básicas están bien documentados (Skoog et al., 2019; Rubinson y Rubinson, 2001). No obstante, a continuación, se señalan algunas consideraciones que pueden ser de interés:

- El UV/Vis de trabajo es de 190 a 780 nm. En ocasiones se extiende hasta el IR cercano (≈ 900 nm).
- La "absorción útil" requiere que la especie absorba en esta región y presente un coeficiente de extinción molar elevado ($\varepsilon > 10^3$ $L.mol^{-1}.cm^{-1}$).
- En compuestos orgánicos, la absorción depende de la presencia de cromóforos; y de la estructura de la molécula (presencia de multi cromóforos, conjugación, auxocromos, etc.) (Skoog et al., 2019; Rubinson y Rubinson, 2001; Dyer y Garbarino, 1973).
- Las características de absorción se pueden mejorar a través de una reacción de derivatización adecuada.
- En el caso de las especies inorgánicas:

  - Moléculas gaseosas como $SO_2(g)$, ciertos hidruros volátiles (AsH_3, SbH_3, SnH_4, etc.), entre otras, absorben en el UV, y sus bandas pueden utilizarse con fines analíticos (Gallignani et al., 2009; Cabredo et al., 1998; Cabrero et al., 1995).

  - Las disoluciones acuosas de iones poliatómicos pueden tener absorción en el UV (nitrito, nitrato, carbonato, etc.) o en el visible (cromato, dicromato, permanganato, etc.).

  - Las disoluciones de iones de muchos metales de transición

presentan absorción en el visible; sin embargo, estas transiciones presentan valores de **ε** relativamente bajos, lo que limita su utilidad analítica. En estos casos, se puede recurrir a reacciones químicas que generen especies absorbentes.

La determinación espectrofotométrica de Hg, cuyos iones no absorben en la región de trabajo, requiere su transformación en una especie absorbente mediante reacción con un ligando apropiado:

$$xM + yL \rightarrow M_xL_\gamma$$

donde M representa el ion Hg^{2+} y L el ligando (Cottom et al., 1999; Atkins et al., 2010; Housecroft y Sharpe, 2006).

En este marco, pueden distinguirse dos enfoques límite según el origen de la señal analítica. En los métodos directos (A), la absorción proviene del complejo formado y aumenta con la concentración de analito, mientras que en los indirectos (B), responde al ligando y decrece con la concentración de Hg. La primera variante es muy común, siendo la segunda muy escasa, pero factible.

(A) $M + L\text{-}1 \rightarrow ML\text{-}1$

donde el complejo ML_{-1} es la especie absorbente).

Ejemplo A-1: $Hg^{2+} + 2L_{Azo} \rightarrow Hg\text{-}(L_{Azo})_2$

donde L_{Azo} es un ligando tipo azo (Radhi, 2022). En este caso, la especie absorbente es el complejo, que absorbe a 626 nm.

Ejemplo A-2: $Hg^{2+}{}_{(ac.)} + 2HDz_{(ac.)} \rightarrow Hg(Dz)_2 + 2H^+$

donde Dz es el ligando: Ditizona (Mateo et al., 1988; Piña et al., 2012). En este caso, el complejo es la especie absorbente (λ= 490 nm), que se extrae en cloroformo.

(B) $M + L\text{-}2 \rightarrow ML\text{-}2$

donde el ligando L-2 es la especie que absorbe. El complejo no absorbe).

Ejemplo: $Hg^{2+} + GBI \rightarrow Hg(GBI)_2$

L-2 es el ligando: (1H-benzimidazol-2-yl)guanidina (Sundaresan et al., 2016). Se trata de un caso poco común, pero interesante. El complejo que se forma no absorbe; la señal analítica corresponde a la disminución de la absorbancia del ligando a 225 y 295 nm.

En los sistemas indirectos la química del sistema suele ser más compleja: el analito modifica la concentración o el comportamiento de otras especies absorbentes, como ocurre en las reacciones de desplazamiento (C) o en las de competencia por el ligando (D).

C) En este escenario hay dos metales y un solo ligando disponible; el segundo metal (M2) desplaza al primero en el complejo M1-L. Se colocan 2 ejemplos que ilustran situaciones distintas que se pueden desarrollar: en una se sigue la señal del complejo inicial (M1-L), mientras en la otra la absorción de interés corresponde al complejo (M2-L), producto de la reacción de desplazamiento.

$$M1\text{-}L + M2 \rightarrow M2\text{-}L + M1$$

Ejemplo C-1: $4[Fe(SCN^-)]^{2+} + Hg^{2+} \rightleftarrows [Hg(SCN)_4]^{2-} + 4Fe^{3+}$

El ligando es el ion tiocianato. Se monitorea la disminución de la absorbancia del tiocianato férrico. El producto de reacción,

$[Hg(SCN)_4]^{2-}$, no absorbe (Sulistyarti et al., 2020).

Ejemplo C2: $Zn(Dz)_2 + Hg^{2+} \rightarrow Hg(Dz)_2 + Zn^{2+}$

El ligando es la Ditizona, Dz (Ahmad et al., 2017). El Hg desplaza, o sustituye, al Zn en el complejo original. Se monitorea la absorbancia creciente del ditizonato de mercurio, que se extrae en CCl_4.

(D) El segundo escenario de métodos indirectos representa el caso inverso, una competencia por el ligando. El metal presente (M) puede unirse a dos ligandos (L1 y L2), por lo general, con diferente afinidad por él. Este tipo de esquema constituye la base de muchas titulaciones complejométricas.

$$M\text{-}L1 + L2 \rightleftarrows M\text{-}L2 + L1$$

$$[Ca^{2+}\text{- In}] + EDTA \rightarrow [Ca^{2+}\text{- EDTA}] + In$$

In es el indicador: negro de eriocromo T -NET

El Ca^{+2} esta inicialmente unido al NET (complejo rojo). El EDTA que se introduce desplaza al In en el complejo liberando al NET (color azul), generando el cambio de color en la solución, que determina el punto final. El seguimiento se puede hacer mediante una titulación espectrofotométrica (Harris, 2016).

En un marco distinto, desde el punto de vista químico, las interacciones Metal-Ligando pueden dar lugar a complejos de coordinación, quelatos, pares iónicos, de transferencia de carga, etc. En particular, el Hg^{2+} presenta afinidad por ligandos blandos -en concordancia con la teoría HSAB- formando especies como $(HgI_4)^{2-}$ o $[Hg(SCN)_4]^{2-}$, que pueden asociarse con cationes orgánicos cromóforos, así como quelatos con ligandos polidentados como la ditizona. La figura 1 sintetiza esta información, destacando las especies responsables de la absorción en cada caso.

Este trabajo tiene un claro enfoque analítico. En este contexto, la siguiente sección presenta una revisión y clasificación de los métodos reportados, orientada a relacionar el sistema químico con el diseño metodológico y el desempeño analítico.

Métodos espectrofotométricos para la determinación de mercurio

La literatura describe numerosos ligandos capaces de formar complejos con el ion Hg^{2+}, que han permitido el desarrollo de una variedad de métodos espectrofotométricos para su determinación. La tabla 1 resume los principales ligandos reportados y las siglas utilizadas para su identificación.

La mayoría son métodos directos, aunque unos pocos entran en el grupo de indirectos. No obstante, para los fines de esta revisión -centrada en el desempeño analítico- resulta conveniente adoptar una clasificación operativa basada en la forma en que se realiza la medida espectrofotométrica. Bajo este criterio, se

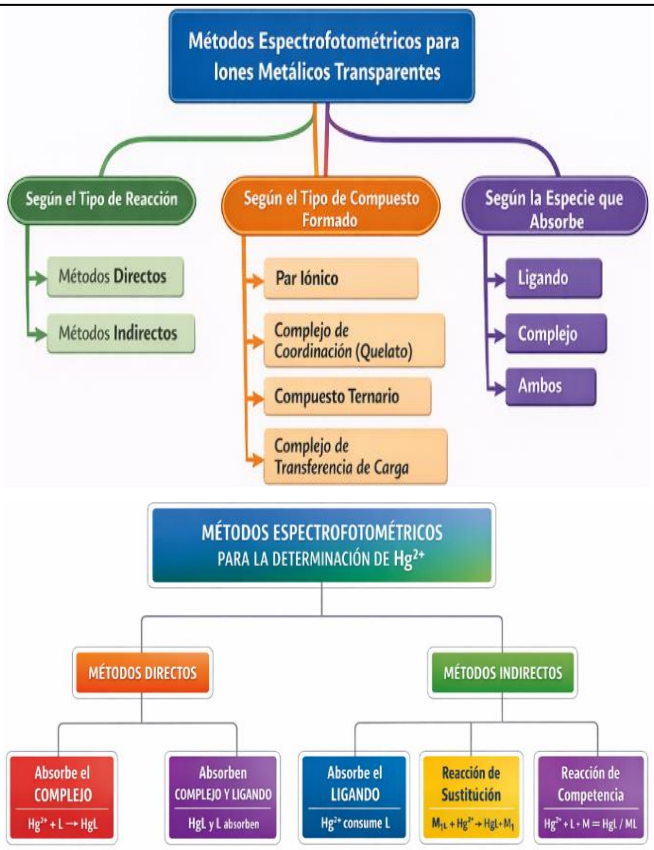


Fig. 1: Mapa conceptual sobre los métodos de análisis que se usan. (A) Clasificación en base a tres criterios: 1) Tipo de método, 2) Tipo de compuesto formado y 3) Especie absorbente. (B) Variante metodológicas que se dan dentro de los métodos directos e indirectos.

establecen tres categorías básicas: 1) métodos de lectura directa, 2) métodos extractivos y 3) métodos que incorporan etapas de preconcentración. A continuación, se discuten estos grupos indicando sus fundamentos y las estrategias de trabajo utilizadas, reseñando algunos trabajos representativos.

Grupo 1: Métodos de lectura directa

En estos métodos, todo el proceso analítico se desarrolla en el medio de reacción que contiene al analito. El ligando se añade directamente a la solución, se forma el complejo metal-ligando y se realiza la medición espectrofotométrica, destacando en ellos la simplicidad operativa. Sin embargo, para alcanzar esta condición ideal, en ocasiones se debe proporcionar asistencia para solventar problemas de solubilidad y, en algunos casos, espectrales. Las estrategias de trabajo diseñadas para solucionarlos se discuten en apartados separados, intentando, en lo posible, respetar la secuencia histórica en la evolución de los métodos de análisis.

Formación de especies coloreadas a partir del ion mercúrico: el ion $[HgI_4]^{2-}$ -Grupo 1A

Uno de los primeros sistemas utilizados para generar especies coloreadas a partir de soluciones de ion mercúrico fue la formación del ion tetraiodomercuriato(II) (figura 2). Las soluciones de $K_2[HgI_4]$ presentan color amarillo, lo que permitió explorar tempranamente su potencial analítico.

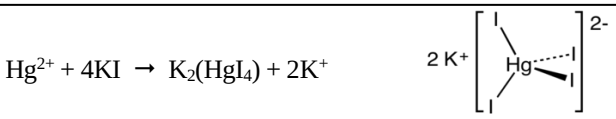


Fig. 2: Estructura propuesta para el ion HgI_4^{2-}

Pappas y Powell (1967) estudiaron este sistema, y encontraron interferencias significativas por parte de algunos cationes y aniones. Sobre esta base, Ramakrishna *et al*. (1976) propusieron la formación de un complejo (tipo par iónico ternario) por la asociación entre $[HgI_4]^{2-}$ y un catión orgánico derivado de rodamina 6G. En trabajos posteriores, se empleó rodamina B (Yow Loo et al., 2012) y tiocianato en lugar de ioduro (Hernández-Córdoba et al., 1984).

La implementación de estos métodos es sencilla y permite la detección en medios acuosos, aunque con limitaciones de selectividad y control de interferencias. Es importante destacar que en todos ellos se debe introducir en el medio de reacción un agente (gelatina, alcohol polivinílico, etc.) para estabilizar al producto de la reacción. La tabla 2A resume las características principales de estos métodos iniciales.

Formación de complejos usando nuevos ligandos Grupo 1B

Con el fin de mejorar la sensibilidad y ampliar el rango de aplicación, se desarrollaron metodologías de lectura directa asistidas, que hacen uso de ligandos con mayor afinidad por el ion mercúrico*. La asistencia consiste en introducir modifica-dores del medio como solventes orgánicos (pueden estar en la solución del ligando) o surfactantes, entre otros. El protocolo experimental en todos ellos es similar.

*Los nuevos ligandos son, estructuralmente, variados (ver tabla 1): heterociclos con átomos donadores N/S, derivados de tiocarbazona, compuestos azo, entre otros. No obstante, esta discusión excede el alcance de este trabajo, cuyo enfoque es esencialmente analítico (Cottom et al., 1999; Atkins et al., 2010; Housecroft y Sharpe, 2006).

La tabla 2B recoge algunos ejemplos representativos, que incluyen procedimientos directos (Radhi, 2022) y algunos indirectos (Sulistyarti et al., 2020; Ahmad et al., 2017). Los métodos asistidos que usan ditizona como ligando se colocan en un bloque separado, dentro de la tabla, para destacar el efecto del medio, especialmente en presencia de surfactantes, en la posición de la banda de absorción y en el coeficiente, **ε**, del complejo (Ahmed & Alam, 2003; Flores, 2011; Khan et al, 2005; Hernández y Mansilla, 2006; Orozco y Cañizares, 2010).

Si bien estos métodos mantienen la simplicidad operativa, y ofrecen buenas prestaciones analíticas, su selectividad puede verse limitada por el comportamiento espectral del sistema (ligando, complejo, medio de reacción) y/o por la presencia de interferentes. Por ello, el siguiente apartado aborda estrategias orientadas a enfrentar estos problemas.

Estrategias espectroscópicas para mejorar la selectividad – Grupo 1C

La selectividad puede ser un problema crítico en algunos méto-

Tabla 1. Ligandos utilizados para formar complejos absorbentes con el ion Hg^{2+}.

Siglas	Nombre del Ligando
Grupo 1-(0)	Ligandos iniciales usados para formar complejos (pares iónicos) coloreados de Hg:
(I^-)	Ion ioduro (Pappas & Powell, 1967)
I^- / Rod 6G	Ioduro y Rodamina 6G (Ramakrishna et al., 1976)
I^- / Rod B	Ioduro y Rodamina B (Yow Loo et al., 2012)
SCN^- / Rod B	Tiocianato y Rodamina B (Hernández-Córdoba et al., 1984)
Grupo 1-(1):	Ligandos usados en métodos que permiten la lectura directa en el medio de reacción:
Ligando azo	Ácido (E)-2-(4,5-bis(4-metoxifenil)-1H-imidazol-4-yl) diazenll) benzoico (Radhi, 2022)
SMR	Michler'sthioketon reagent (Hussain et al., 2019)
Br-PADAP	2 (5-Bromo-2-piridilazo)-5-(dietil amino) fenol (Simião et al., 2022)
HMBT*	2-((5-(2-hydroxy-3-methoxybenzylideneamino)–2H-1,2,4-triazole-3-ylimino)methyl)-6-methoxyphenol (Alzahrani et al., 2023)
MTCED	5-metiltiofeno-2-carboxaldehydo etilendiamino (Deepa et al., 2014)
2-ACPINH	N'-(1-(Pyridina-2-yl)etildieno)isonicotinohidrazida (Reddy et al., 2015)
GB1	1-(1H-benzimidazol-2-yl)guanidina (Sundaresan et al., 2016)
$(SCN)^-$	Ion Tiocianato (Sulistyarti et al., 2020)
MTDAA	2-Metiltofenildiazoaminoazobenzene (Guo et al., 2005)
HDz, Dz	Ditizona (Ahmed & Alam, 2003; Flores, 2011; Khan et al, 2005; Hernández y Mansilla, 2006; Orozco y Cañizares, 2010)
G-1(2)	Ligandos en métodos que usan estrategias de corrección de medida:
HOTT	6-hidroxi-3-(2-oxoindolin-3-ilideneamino)-2-tioxo-2H-1,3-thiazina-4(3H)-ona (Hamza et al., 2010)
TAR	2-Thiazolylazo) resorcinol (Al-Bagawi et al., 2017)
ACINH	Amil Cinamaldehido Isonicotinoil Hydrazona (ACINH) (Pradeep et al., 2016)
DHBTSC	3,4-DihidroiBenzaldehidoTiosemicarbazona (Mogalali et al., 2013)
ATP	2-Acetilpiridina Tiosemicarbazona (Babu y Reddy, 2012; Prasad, 2018)
DMIH	Diacetyl Monoxime Isonicotinoyl Hydrazone (Chandrasekhar et al., 2011)
Grupo 2	Ligandos usados en métodos extractivos - Tabla 2C:
(I^- & Rod B)	Ioduro y Rosadamina B (Yow Loo et al., 2012)
KXB	Benzil xantato de potasio (Rao, 2010)
TPA	Tiofenilacetona (Murti y Khopkar, 1977)
Ac. Ox	Acido Oxálico (Abdullah et al., 2019)
HDz / Dz	Ditizona (Mateo et al., 1988; Piña et al., 2012; Carrasquero et al., 2004; Ivanova et al., 2026)
Grupo 3	Ligandos presentes en métodos que incluyen etapas de preconcentración:
HDz/Dz	Ditizona (Carrera et al., 2016; Niazi et al., 2015)
BTAC	2-(2-benzotiazolilazo)- p-cresol (Lemos et al., 2012)
TMK	4,40-bis(dimethylamino)thioben-zophenone (Gharehbaghi et al., 2009)
PAR	4-(2-piridilazo) resorcinol (Yonehara et al., 2005)
AR6B	Astrazon Red (Antolová et al., 2016)
(FER)	Ferroina: $[Fe^{2+}(Fen)_3]^{2+}$ (Hosseini y Hashemi-Moghaddam, 2004; Hosseini y Hashemi-Moghaddam, 2005)
Grupo X	Ligandos presentes en trabajos que indican tendencias a futuro:
Ag@MESNA	Nano particulas de Ag funcionalizadas con sulfonato de mercaptanao (Vicente-Martínez et al, 2026)
Au (AuNPs)	Nano partículas de Au (AuNPs) funcionalizadas 8 Hidroxiquinoleina (dos Santos et al., 2025)
Abd	Abendazol (El-Shwiniy et al., 2022)

Nota: El orden en que se colocan los ligandos, corresponde -básicamente- a la secuencia en que son mencionados en el trabajo; y los grupos que se señalan responden a sus estructuras.

Tabla 2A. Métodos de lectura directa: desarrollos iniciales basados en la formación de complejos tipo par iónico.

Ligando / Complejo (Hg:L)*	λ (nm) ε (mol^{-1} L. cm^{-1})	IT: mg/L	Medio Modo: Lectura directa (LD)	Aplicación/Muestras
Ioduro (I^-) / 1:4 ⊙	323 / 2,34 x 10^4	0,04 - 0,6	LD: Acuoso, pH 4	Estudio interferencias (Pappas & Powell, 1967)
(I-) y Rod6G / 1:2◈	575 / 7,0 x 10^4	1 - 8	LD: Medio ácido + gelatina	Estudio Interferencias (Ramakrishna et al., 1976)
(I-) y RodB / 1:2◈	559 / 1,68×10^3	1 - 12	LD: Medio ácido + APV*	Estándares acuosos (Yow Loo et al., 2012)
SCN^- y RodB / 1:2◈	610 / 1,1×10^5	1 - 12	LD: Exceso SCN^- + APV*	Hg en aire● (Hernández-Córdoba et al., 1984)

*Complejo-Relación Metal:Ligando, ε: Coeficiente de extinción molar, IT: Intervalo de trabajo. Complejos tipo par iónico: ⊙ $[Hg(IO_4)]^{2-}$, ◈$[Hg(IO_4)^{2-}].(R^+)^{2-}$● El Hg se atrapa en una trampa de $H_2SO_4/KMnO_4$.

Tabla 2B. Métodos de lectura directa, con asistencia química, para la determinación de Hg(II)

Ligando Complejo*	λ (nm) ε (L.mol^{-1}.cm^{-1})	LT: mg/L L_D: mg/L	Medio Modo: Lectura directa◆	Aplicaciones Muestras
Ligando Azo Hg:L = 1:2	546 / 7,96 x 10^3	0,5 - 10 / 0,19	(Ligando en etanol), no hay efecto pH, T = 25 ^{0}C.	Estudios interferencias, aguas y actividad biológica (Radhi, 2022)
SMR Hg:L = 1:1	626 / 3,39 x 10^3	3 - 20,7 / 1,7	(SMR en etanol). pH neutro, T = 25^0 C.	Interferencias, muestras fortalecidas. Recuperación (Hussain et al., 2019)
Br-PADAD Hg:L = 1:2	566 / 8,87 x 10^2	0,1 - 10 / 0,02	(Br-PADAD en alcohol). T= 25 ^{0}C, pH 9.	Aguas en zonas auríferas. Actividad biológica (Simião et al., 2022)
HMBT Hg:L = 1:2	475 / 1,59 x 10^4	0,1- 6,0 / 0,016	(HMBT en metanol). T = 25 ^{o}C, pH 10.	Aguas varias: de grifo y aguas Zam Zam (Alzahrani et al., 2023)
MTCED Hg:L = 1:1	385 / 5,5 x10^4	0,83-8.6 / n.r	(MTCEDT en metanol). pH 2. 25 ^{o}C, pH 2.	Aguas varias (mar, rio, lluvia, industriales) (Deepa et al., 2014)
2-ACPINH Hg:L = 2:3	357 / 5,48 x 10^4	0,2 - 2,0 / n.r	(Solución acuosa / DMF). pH 5. T = 25 ^{0}C.	Aguas varias, alimentos y mezclas sintéticas (Reddy et al., 2015)
MTDAA Hg:L = 1:1	520 /1,33 x 10^5	0 - 6 / 0,27	(MTDAA en etanol), Triton X.-100, T = 25 ^{0}C	Agua: potable, de lago y aguas residuales (Guo et al., 2005)
GBI Hg:L = 1:2	245 y 295 nm ε: n.r)	0,01-10^3 / 0,01	(GBI en agua/DMSO). Reducción Absorbancia en 295nm◉	Certificada RM-1515. Interferencias (Sundaresan et al., 2016)
SCN- Hg:L = 1:4	460 / 4,7 x 10^3 ▲ $[Fe(SCN)]^{2+}$	1 - 30 / 058	Sustitución del Fe por Hg en el $[Fe(SCN)]^{2+}$ ◉	Aguas fortalecidas y de lavado (de zonas auríferas) (Sulistyarti et al., 2020)
Métodos de lectura directa, asistidos, que hacen uso de la ditizona (Dz) como ligando				
Hg:L = 1:2 (L: Ditizona)●	488 / 2,5×10^4	0,1 - 25 / n.r	(Mezcla de agua y 1:4 dioxano); T = 25 ^{0}C	Aguas, sangre, orina, tejidos vegetales, etc. (Ahmed & Alam, 2003)
	502 / 4,8x10^4	0,1-12 / n.r	(Triton X100), pH 2, T = 25 ^{0}C	Aguas y suelos (Flores, 2011)
	490 / 5,0x10 ^{4}	0,05 - 10 / n.r	(Docdecil sulfato sódico), pH ácido, T = 25 ^{0}C	Aguas, tejidos y fluidos, suelos, orina (Khan et al, 2005)
	493 / 7,2x10^4	0 - 3 / n.r	(Triton X-100), medio ácido, T = 25 ^{0}C	Aguas fortalecidas Solo analizan cadmio (Hernández y Mansilla, 2006)
	493 /: n.r	0,5 - 10 / 0,27	(Tritón X-100). Sistema FIA, portador mezcla de ácidos, pH= 0, T = 25 ^{o}C◈	Productos farmacéuticos (muestras digeridas) (Orozco y Cañizares, 2010)

*Complejo: Relación Metal:Ligando, ◆LC: lectura directa, con asistencia química (solventes, surfactantes, etc.), ε: coeficiente de extinción molar, IT: Intervalo de trabajo: LD Límite de detección). nr: No reportado. ▲ Valor estimado. ◈ Estos métodos corresponden, en la clasificación primaria, a métodos indirectos, ◈ FIA: Flow injection analysis. ● El valor de ε varía con el medio de reacción utilizado.

dos espectrofotométricos: por absorción de algunos componentes, solapamiento de bandas, etc. En este marco, se han desarrollado diversas estrategias espectroscópicas para abordarlos.

La tabla 2C recopila algunos métodos para determinar Hg^{2+} que incorporan dos estrategias usadas con frecuencia: corrección β (medidas a dos λ, una analítica y otra de corrección (Hamza et al., 2010; Al-Bagawi et al., 2017) y espectroscopia derivativa (ED) (Mogalali et al., 2013; Pradeep et al., 2016; Babu y Reddy, 2012; Prasad, 2018; Chandrasekhar et al., 2011), que permiten resolver señales superpuestas y mejorar la discriminación analítica sin necesidad de etapas adicionales de separación (la ED requiere un *software* apropiado para el tratamiento de los espectros; pero sus ventajas están bien documentadas (López de Alba et al., 2017; Gallignani et al., 2005; Gallignani et al., 2008). Estas aproximaciones representan una evolución significativa en el tratamiento de sistemas complejos.

Grupo 2: Métodos extractivos

Cuando hay problemas de solubilidad, o limitaciones de selectividad o sensibilidad que no pueden resolverse en el propio medio de reacción, se recurre a estrategias de separación, dando lugar a los métodos extractivos. En estos procedimientos, el complejo formado se transfiere a la fase orgánica, donde se realiza la medida espectrofotométrica. Esta etapa adicional suele aportar importantes mejoras en selectividad y sensibilidad, aun-que a costa de mayor tiempo de operación y, consumo de reactivos. Por esta razón estos métodos iniciales tienden a ser evitados, en favor de metodologías más simples.

En la literatura se han descrito métodos extractivos muy simples (Rao, 2010). Sin embargo, los desarrollos propuestos por Yow Loo et al. (2012), Murti y Khopkar (1977) (Hg-TBA-benceno), e incluso los que hacen uso de la ditizona (Dz) como ligando (Mateo et al., 1988; Piña et al., 2012), tanto en procedimientos directos como indirectos (Ahmad et al., 2017), son más representativos de esta modalidad, incluso desde el punto de vista histórico.

Con un enfoque diferente, Abdullah y colab. (2019) propusie-

Tabla 2C. Métodos de lectura directa directos que usan herramientas para mejorar la selectividad.

Ligando Complejo*	λ (nm) ε (L.mol^{-1}.cm^{-1})	IT (mg/L L_D (mg/L)	Medio Modalidad (β y ED)	Aplicaciones Muestras
➡ Lectura directa: Corrección Beta (β):				
HOTT Hg:L = 1:2	λ_{D0}: 505 y λ_β: 336 ε: 3,25 × 10^5	IT: 0.2 - 2.0 L_D: 0,026	**β:** pH = 5. D0 a λ_{D0}, con corrección a λ_β.	Fertilizantes, Aguas unidad odontología (Hamza et al., 2010)
TAR Hg:L = 1:2	λ_{D0}: 547 / λ_β = 442 ε: 1,44 × 10^5	IT: 0.1 - 2.0 L_D: 0,024	β: pH 6. Medida a λ_{D0}, con corrección a λ_β.	Aguas superficiales y de rio fortalecidas (Al-Bagawi et al., 2017)
➡ Métodos de lectura directa - Espectroscopia de derivadas:				
DHBTSC Hg:L = 1:2	λ_{D0}: 375 / λ_{D2}: 440 ε: 3,25 ×10^5	IT_{D0}: 0,05 - 0,5 IT_{D2}: 0,04 - 0,016	**ED:** (Tween 80). pH 6,5. D_0 y $D_{1(Pico\ a\ 440\ nm)}$.	Aguas residuales Aguas fortalecidas (Mogalali et al., 2013)
ACINH Hg:L = 1: 1	λ_{D0}: 391 / $\lambda_{D1(P)}$: 440 ε: 2,78×10^4	IT_{D0}: 1,0 -10 IT_{D1}: nr	**ED:** pH 10, D_0 391 nm y D_1 (Pico a 440 nm)	Aguas de rio, de Laboratorio, etc. (Pradeep et al., 2016)
ATP Hg:L = 1:1	λ_{D0}: 351 $\lambda_{D2\text{-}P}$: 410 y $\lambda_{D2\text{-}V}$: 473 ε: 5.4x10^4	IT_{D0}: 0,24 - 2,4 IT_{D2P}: 0,0296-0,664 IT_{D2V}: 0,008-0,08	**ED**: y pH 6: (ATP en DMF). Medidas λ_{D0} y λ_{D2} (pico a 410 y valle a 473).	Aguas, suelos. muestras biológicas, fármacos ayurdéticos (Babu y Reddy, 2012; Prasad, 2018)
DMIH 1:1	λ_{D0}: 375 y $\lambda_{D1(P)}$: 400 nm ε: 5.4x10^4	IT_{D1}: 1,003 - 12,03 L_D: n.r	**ED**: pH = 5,5, D0: 351 nm y $D1_{(Pico)}$ a 400 nm	Aleaciones sintéticas con Hg.; y aguas (Chandrasekhar et al., 2011)

* Relación Metal:Ligando, ε: Coeficiente de extinción molar, IT: Intervalo de trabajo, L_D: Límite de detección. D0, Di_0 Derivada de orden 0 (espectro de absorción) y orden i (1,2). Los subíndices P y V indican Pico o Valle. λDi es la longitud de onda de medida en la representación correspondiente.

Tabla 3. Métodos espectrofotométricos extractivos para la determinación de Hg(II).

Ligando Complejo *	λ (nm) ε (L.mol^{-1}.cm^{-1})	IT: mg/L	Medio Modalidad: Extracción	Aplicaciones Muestras
(I^-) y RodB (1:2)$^{\diamond}$	565 / 1,78 x10^4	0,25 - 1,35	(benceno) Solución acuosa	Hg en resinas de intercambiador iónico (Yow Loo et al., 2012)
KBX (1:2)	375 / 2,61×10^{-3}$^{\odot}$	1 - 20	(MIBK): Solución ac. pH 10	Aguas residuales y aguas fortalecidas (Rao, 2010)
TBA (1:2)	345 / 1,70 x 10^4	0,6 - 12,1	(benceno) Solución ac. pH 4. El extracto se lleva a pH 12 .	Aguas de desecho industriales (Murti y Khopkar, 1977)
Ditizona (1:2)	490 / ≈3,5x10^4	0,05 - 0,5 0,01 (V)^{o}	(CH_2Cl_2). Medio ácido; digestión previa.	Aguas varias, tejidos de peces y vegetales (Piña et al., 2012)
Ditizona (1:2)	488 nm / n.r	1,0 - 12	(CCl_4). Sustitución de Zn por Hg en soln. (pH 1) $ZnDz_2$,	Recuperación: aguas de rio fortalecidas (Ahmad et al., 2017)
Ac. oxálico $^{\bullet}$	300 nm / n.r	n.r	Soxhlet: Ac. Oxálico/$SnCl_2$	Aguas, suelos, productos agrícolas (Abdullah et al. (2019)

* Complejo: Relación Metal Ligando, ε: Coeficiente de extinción molar, IT: intervalo de trabajo, $^{\diamond}(HgI_4^{2-}).(R^+)_2^{\odot}$ El valor reportado (2,61 × 10^{-3}) es inconsistente; probablemente corresponde a 2,61×10^3. ^{o} Dependiendo del volumen de la muestra (Estos valores son para un volumen de muestra de V = 5 mL). $^{\bullet}$ La extracción *soxhelt* corresponde a un principio distinto, pero se incluye por acoplarse a una determinación espectrofotométrica. n.*r:* No reporta.

ron una modalidad de trabajo distinta, una extracción Soxhlet con ácido oxálico y cloruro estannoso, seguida de la medida espectro-fotométrica. La tabla 3 resume y contrasta las características en algunos de ellos. Sin embargo, a pesar de su mayor complejidad operativa, estos enfoques continúan siendo relevantes, especialmente en el análisis de muestras con bajas concentraciones de Hg(II) o en matrices de alta complejidad. En este punto, es importante aclarar que la extracción es una forma primaria de preconcentración; y bajo la figura de técnicas de preconcentración, vuelve a tomar presencia en el tercer grupo de métodos que se discuten en este trabajo.

En otro contexto, la ditizona ha estado presente en todos los grupos de métodos discutidos y también lo está en el grupo 3. En consecuencia, corresponde hacer algunas consideraciones sobre este ligando.

La ditizona (HDz), un ligando versátil

La ditizona (HDz, difeniltiocarbazona) es un quelante versátil,

usado en la determinación de metales como Cu, Zn y Hg (Sandell et al., 1989; Mateo et al., 1988; Flores, 2011; Carrasquero et al., 2004). En el caso del mercurio, está presente en todas las estrategias discutidas, tanto en métodos directos como indirectos; incluso en algunos con etapas de preconcentración.

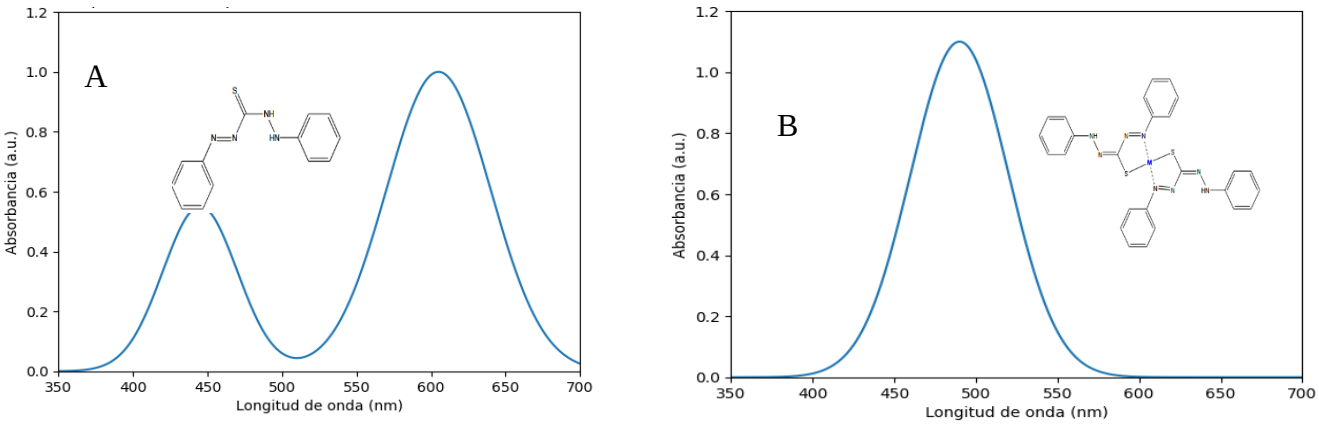


Fig. 3: Espectro de absorción simple de: (A) solución acuosa de ditizona (bandas en ≈ 435 y 605 nm) y B) solución, de ditizonato de plomo, en CCl_4 (banda en ≈490 nm). El objetivo es señalizar la absorción simple de cada componente aislado.

La figura 3 muestra la estructura y el espectro de absorción de la ditizona (solución acuosa) y del ditizonato de Hg (en CCl_4), con bandas de absorción alrededor de 435 y 600–620 nm para el ligando, y una intensa entre 485 y 500 nm para el complejo. Este es muy soluble en solventes como CCl_4, CH_2Cl_2, y $CHCl_3$, condición que suele usarse como base en los métodos extractivos. Los mecanismos de asistencia para solubilizar al complejo en el medio de trabajo inicial fueron discutidos en una sección previa. Recientemente Ivanova *et al*. (2026) publicaron un estudio sobre el equilibrio HHz-$Hg(Dz)_2$ con extracción en cloroformo.

Como extensión de las estrategias discutidas, y con el objetivo de mejorar la sensibilidad analítica, se han desarrollado metodologías que incorporan una etapa de preconcentración (PC). En general, se basan en la transferencia, retención o transformación del analito con el fin de concentrarlo en un volumen menor y aislarlo de la matriz. Dada su mayor complejidad, se presentan en un formato más detallado que permite incluir parámetros adicionales relevantes para su evaluación analítica.

Grupo 3 - Métodos que incorporan una etapa de preconcentración

Para dar cierre a esta sección del trabajo se revisan algunas es trategias de preconcentración (PC) que se usan para mejorar la sensibilidad analítica. De acuerdo con el mecanismo de separación o acumulación, los trabajos que se discuten pueden agruparse, básicamente, en cuatro bloques:

Microextracción en fase sólida (SPME): Se basa en la retención del analito sobre un adsorbente sólido, seguido de su elución en un volumen reducido. Por ejemplo, Carrera *et al.* (2016) la incorpora usando ditizona como quelante y un adsorbente a base de carbón activado.

Microextracción dispersiva líquido-líquido (DLLME): Es una de las modalidades más usadas, y consiste en la transferencia del analito a una fase orgánica finamente dispersa, que favorece una rápida extracción. Se muestran algunos ejemplos que la usan, pero con estrategias de trabajo distintas como: el análisis de una mezcla de Cu y Hg usando un quelante común y tratamiento quimiométrico de los datos (Niazi et al., 2015), procedimientos multietapa donde el complejo se deposita sobre una membrana que hace la función de celda; la DLLME asistida por vortex; o el uso de solventes iónicos, entre otras (Lemos et al., 2012; Gharehbaghi et al., 2009; Yonehara et al., 2005).

Generación de vapor con atrapamiento químico: Se fundamenta en la conversión del analito en una especie volátil, seguida de su separación de la matriz y retención. El método desarrollado por Yonehara *et al.* (2005) es representativo de este grupo: generación de vapor frío de Hg, separación, retención, reoxidación, formación de un complejo y medida espectrofotométrica.

Flotación y extracción de pares iónicos: En este caso, el analito forma un ion asociado hidrofóbico que puede separarse por flotación o extracción en fase orgánica, permitiendo su preconcentración. Hosseini y Hashemi-Moghaddam (2004 y 2005) desarrollaron una estrategia que combina la flotación del ion asociado $(HgI_4)^{2-}$- ferroína con su posterior extracción y medición, incorporando en trabajos posteriores etapas adicionales para incrementar la sensibilidad.

La tabla 4 sintetiza las características más relevantes de los métodos descritos. En general, muestran un carácter multietapa y pueden implicar cierta complejidad operativa; no obstante, permiten alcanzar altos factores de preconcentración, lo que constituye su principal ventaja. En este sentido, la automatiza-ción, cuando es posible, contribuye a simplificar su aplicación.

Los grupos de métodos discutidos, con el conjunto de estrategias involucradas, proporcionan una visión integral de los enfoques desarrollados para la determinación de mercurio, incluso a niveles traza. A partir de este marco, resulta pertinente considerar las tendencias actuales y perspectivas futuras en esta área.

Presente y futuro. Tendencias en los diseños metodológicos

En los últimos años se han propuesto enfoques alternativos para la determinación espectrofotométrica de Hg(II) que se apartan de los esquemas clásicos basados en complejos moleculares en

solución. Estos desarrollos incorporan nuevos tipos de reactivos y plataformas de reconocimiento, ampliando el alcance metodológico de este campo.

Entre ellos, destacan los sistemas basados en nanopartículas metálicas funcionalizadas, en los cuales el proceso de reconoc estos casos el ligando no actúa libre en solución, sino inmovilizado sobre una superficie nanométrica, manteniendo su capacidad de coordinación, pero en un entorno distinto. Ejemplos representativos incluyen nanopartículas de plata modificadas con ligandos tiolados (como MESNA), donde el Hg(II) forma especies Hg–S sobre la superficie (Vicente-Martínez et al, 2026), así como nanopartículas de oro funcionalizadas con quelantes orgánicos, como la 8-hidroxiquinoleína (dos Santos et al., 2025). En ambos casos, la interacción con el ion metálico induce cambios en las propiedades ópticas del sistema -frecuentemente asociados a fenómenos plasmónicos- que pueden ser monitoreados directamente, dando lugar a metodologías de respuesta diferente a la espectrofotometría convencional, pero conceptualmente vinculadas a la química de complejos.

En una línea diferente de trabajo, también se han explorado compuestos de interés farmacológico como posibles reactivos analíticos. En este contexto, se ha reportado el uso de albendazol como ligando para la determinación de Hg(II), aprovechando su capacidad para formar complejos con el ion metálico (El-Shwiniy et al., 2022). Este tipo de propuestas resulta de interés no solo desde el punto de vista analítico, sino también por la posibilidad de reutilizar moléculas bioactivas como agentes imiento químico tiene lugar en la interfase sólido–líquido. En complejantes, abriendo nuevas perspectivas en el diseño de métodos. No obstante, estos enfoques aún requieren mayor desarrollo y validación para su incorporación sistemática dentro de las metodologías convencionales.

Tabla 4. Métodos espectrofotométricos que incorporan etapas de preconcentración.

Ligando **Complejo***	**λ** **(nm)**	**IT: μg / L** **L_D: μg / L**	**Modo preconcentración** **Fc: Factor de PC**	**Solventes** **Ext y Dis**	**Aplicaciones** **Muestras**
Ditizona (Hg:L) 1:2	490	30 - 280 7,68	**SPME**: adsorbente sólido: Xerogel	Agua / Etanol	Aguas naturales y subterráneas (Carrera et al., 2016)
Ditizona (Hg:L) 1: 2	470-700*	10 - 300 2,8	**DLLME** (F_{PC} = 175) Usa quimiometría	S_{Ext}: CCL_4 S_{Dis}: Acetonitrilo	Aguas naturales y muestras sintéticas (Niazi et al., 2015)
BTCA (Hg:L) **1 : 1**	650	11 - 200 3,3	**DLLME** (F_{PC} = 64) Métodos multietapas	Ext: CCL_4 Dis: Etanol	Muestras de pelo, Aguas varias (Lemos et al., 2012)
TMK (Hg:L) **1:2**	575	12 - 140 3,9	**DLLME** / $F_{(PC)}$ = 18,8 TMS en micelas	S_{Ext}: Iónico S_{Dis}: Acetona	Aguas varias, suero salino (Gharehbaghi et al., 2009)
Br- y ArB6 (HgL) **1:1**◉	550	8 - 200 1,5	**DLLMCE** asistida por vortex /100 s	Soln ac. pH 2 Tolueno-CH_2Cl_2	Aguas naturales y fortalecidas (Antolová et al., 2016)
Otras variantes de preconcentración:					
PAR (Hg:L) **1:1**	525	0,5 - 20 0,16	**GVF**, retención del Hg, reoxidación, etc.	Complejo en NH_4Cl/NH_3	Efluentes industriales Aguas fortalecidas (Yonehara et al., 2005)
Ferroina◉ (Hg:L) **1:1**	509	6.5 - 190 1,25	Flotación, formación par asociado	Extracción con Acetonitrilo	Aguas de grifo, de mar, e industriales (Hosseini y Hashemi-Moghaddam, 2004)
Fer y Dz Hg:L) **1:2**	490	1,6 - 32 0,1	**Flotación**, Retención y tratamiento con NH_3	Extracción con CH_2Cl_2	Aguas industriales, de mar, cabello (Hosseini y Hashemi-Moghaddam, 2005)

*Complejo-Relación Metal:Ligando, ◉ $(HgBr_3)$ - $(Ar6B)^+$, IT y L_D: Intervalo de trabajo y Límite de detección. - λ_{Abs}: Longitud de onda de máxima absorción del complejo PC: Preconcentración y $F_{(PC)}$: Preconcentración y Factor de Preconcentración o enriquecimiento - S_{Ext} y S_{Dis}: Solventes de Extracción y Dispersión.

Tabla 5. Nuevos desarrollos metodológicos para la determinación espectrofotométrica de Hg(II)

Ligando / Complejo **Hg(II) - (NP_S-Func.)**	**λ** **(nm)**	**IT: mg / L** **I_D: mg / L**	**Medio** **Modalidad de trabajo**	**Aplicación** **Muestra**
$AgNP_S$@MESNA◉ Hg(II) - $AgNP_S$ Func.	392	0,02 - 0,2 0,07	Solución ac. Hg(II) + ´Suspensión ⦿ Agitación, toma de micromuestra y medida.	Aguas (Vicente-Martínez et al, 2026)[88]
$AuNP_S$@8HQ◆ Hg(II)- $AuNP_S$ Func.	650	01 - 1 0,02	Solución coloidal de ◆ solución ac. (pH 7) de Hg(II). Agitación, y medida	Aguas Timerasol (dos Santos et al., 2025)[89]
Abemdazol (abd) * Hg: L	585	3 - 200 0,5	El abendazol (un fármaco) actúa como el agente ligando ($\varepsilon_{Complejo}$= 6,3 x 10^3)	Aguas actividad biológica (El-Shwiniy et al., 2022)[90]

◉$AgNP_S$@ MESNA: Nanopartículas de Ag $AgNP_S$) funcionalizadas con mercaptoetano sulfonato,

◆ $AgNP_S$@ 8HQ: 8 Hidroxiquinoleina, IT y LD: Intervalo de trabajo y Límite de detección.

* El Abemdazol actúa como ligando en el método, pero es un principio farmacéutico.

De manera complementaria, se observa una tendencia creciente hacia el desarrollo de metodologías orientadas al análisis de micro muestras, en línea con la evolución de la espectrofotometría en su interacción con áreas como la biotecnología y las ciencias farmacéuticas. Este enfoque ha sido acompañado por el diseño de celdas de reducido volumen y por la disponibilidad de instrumentación específica para el análisis de pequeñas cantidades de muestra, lo que amplía el campo de aplicación de estas técnicas.

La tabla 5 resume algunas de las características de estos 3 métodos, incorporando algunos de los parámetros ya utilizados en las tablas 2, 3 y 4 para la reseña de los métodos.

Conclusiones

Se presenta una revisión de los métodos para la determinación de mercurio total mediante espectroscopia de absorción molecular UV/Vis, basada en reacciones de formación de complejos metal–ligando.

A pesar de la elevada sensibilidad y selectividad de las técnicas atómicas y cromatográficas, su costo instrumental y complejidad limitan su aplicación en numerosos laboratorios. En este contexto, la espectrofotometría UV/Vis constituye una alternativa accesible, sustentada en su amplia disponibilidad y en el desarrollo de reactivos cromogénicos adecuados. El análisis de mercurio como Hg total se justifica ya que, en muchos casos, es la información analítica de interés. La revisión permitió organizar las metodologías en métodos de lectura directa y extractivos, considerando su evolución, estrategias analíticas y tipos de ligandos empleados, así como el uso de técnicas de preconcentración para mejorar la sensibilidad.

La búsqueda de nuevos ligandos, incluyendo compuestos de diseño, se mantiene como una línea de investigación activa. Asimismo, los métodos cinéticos representan una alternativa relevante, cuyo análisis se aborda en la segunda parte de este trabajo.

Finalmente, se prevé la consolidación de tendencias como el análisis en micromuestras y el desarrollo de aplicaciones en áreas emergentes.

Referencias

Abdullah, S. O., Mohammed, Q. Y., & Kareem, S. R. (2019). Estimation of mercury in soil, water and plants spectrophoto-metrically. *Oriental Journal of Chemistry*, *35*(6), 1718–1721. http://doi.org/10.13005/ojc/350613

Ahmad, M. A., Marsom, E. S., & Hamzah, H. (2017). Spectro-photometric method for Hg(II) determination in aqueous environment using zinc dithizonate complex. *ASEAN Journal on Science and Technology for Development*, *18*(1), 25–34. https://doi.org/10.29037/ajstd.194

Ahmed, M. J., & Alam, M. S. (2003). A rapid spectrophotometric method for the determination of mercury in environmental, biological, soil and plant samples using diphenylthiocarbazone. *Journal of Spectroscopy*, *17*, 250927. https://doi.org/10.1155/2003/250927

Al-Bagawi, A. H., Ahmad, W., Saigl, Z. M., Alwael, H., Al-Harbi, E. A., & El-Shahawi, M. S. (2017). A simple and low cost dual wavelength β correction spectrophotometric determination and speciation of mercury(II) in water using chromogenic reagent 4-(2-thiazolylazo)resorcinol. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, *187*, 174–180. https://doi.org/10.1016/j.saa.2017.06.044

Althoff, A. G., Williams, C. B., McSweeney, T., Gonçalves, R., & Donati, G. L. (2017). Microwave-induced plasma optical emission spectrometry (MIP OES) and standard dilution analysis to determine trace elements in pharmaceutical samples. *Applied Spectroscopy*, *71*(12), 2692–2698. https://doi.org/10.1177/0003702817721750

Alzahrani, L., El-Ghamry, H. A., Saber, A. L., & Mohammed, G. I. (2023). Spectrophotometric determination of mercury(II) ions in laboratory and Zamzam water using bis-Schiff base ligand based on 1,2,4-triazole-3,5-diamine and o-vanillin. *Arabian Journal of Chemistry*, *16*, 104418. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2022.104418

Antolová, L. T., Zaruba, S., Sandrejov, J., Kocurov, L., Vishnikin, A. B., Baze, Y., Andruch, V., & Balogh, J. S. (2016). Spectrophotometric determination of mercury using vortex-assisted liquid–liquid microextraction. *Turkish Journal of Chemistry*, *40*(6), 965–973. https://doi.org/10.3906/kim-1605-63

Armenta, S., & de la Guardia, M. (2011). Determination of mercury in milk by cold vapor atomic fluorescence: A green analytical chemistry laboratory experiment. *Journal of Chemical Education*, *88*(4), 488–491. https://doi.org/10.1021/ed100578g

Aschner, M., Onishchenko, N., & Ceccatelli, S. (2017). Toxicology of alkylmercury compounds. *Metal Ions in Life Sciences*, 7, 403–434. https://doi.org/10.1039/BK9781847551771-00403

Atkins, P. W., Overton, T. L., Rourke, J. P., Weller, M. T., & Armstrong, F. A. (2010). *Inorganic chemistry* (5th ed.). W. H. Freeman and Company: New York, US.

Babu, S. V., & Reddy, K. H. (2012). Direct spectrophotometric determination of mercury(II) using 2-acetylpyridine thiosemicarbazone in environmental samples. *Indian Journal of Advances in Chemical Science*, *1*(1), 65–72. https://www.ijacskros.com/article/524?view=full

Brunetto, M. R., Luna, J., Zambrano, A., Gallignani, M., Burguera, J. L., Burguera, M., & Petit de Peña, Y. (1999). Determination of methyl mercury and inorganic mercury in whole blood by head-space cryofocusing gas chromatography and atomic absorption spectrometry. *Analyst*, *124*(10), 1493–1499. https://doi.org/10.1039/A904131A

Buie, J. (2011). Evolution of UV-Vis spectrophotometers. *Lab Manager*, *4*, 24–25. https://ww9.labmanager.com/evolution-of-uv-vis-spectrophotometers-18481

Cabredo, S., Galbán, J., & Sanz, S. (1998). Simultaneous determination of arsenic, antimony, selenium and tin by gas phase molecular absorption spectrometry after two-step hydride generation and preconcentration in a cold trap system. *Talanta*, *46*(4), 631–638. https://doi.org/10.1016/S0039-9140(97)00308-1

Cabrero Pinillos S., Sanz Vicente I., Sanz Asensio, J., & Galbán Bernal, J. (1995). Simultaneous determination of sulphide and sulphi-te by gas-phase molecular absorption spectrometry. Comparative study of different calculation methods. *Talanta*, *42*(7), 937-943. https://doi.org/10.1016/0039-9140(95)01529-k

Cadavid-Muñoz, N., & Arango-Ruiz, A. (2020). El mercurio como contaminante y factor de riesgo para la salud humana. *Revista Lasallista de Investigación*, *17*(2), 280–296. http://www.scielo.org.co/pdf/rlsi/v17n2/1794-4449-rlsi-17-02-280

Carrasquero Durán, A., Domínguez, H., & Acosta, Y. (2004). Síntesis de la ditizona (difenilcarbazona): Un ejercicio integrador en el laboratorio de química orgánica. *Investigación y Postgrado*, *19*(1), 33–50. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-00872004000100003&lng=es&nrm=iso

Carrera, S., Santiago, G., & Vega, M. (2016). Spectrophotometric determination of dithizone–mercury complex by solid phase microextraction in micropipette tip syringe packed with activated carbon xerogel. *Microchemical Journal*, *129*, 133–136. https://doi.org/10.1016/j.microc.2016.04.0113

Cerdá, V. (2006). *Introducción a los métodos de análisis en flujo*. Departament de Química, Universitat de les Illes Balears, Sciware: Palma de Mallorca, España.

Cotton, F. A., Wilkinson, G., Murillo, C. A., & Bochmann, M. (1999). *Advanced inorganic chemistry: A comprehensive text* (6th ed.). Wiley & Sons: New York, US.

Covaci, E., & Frentiu, T. (2022). Greenness and whiteness profiles of UV/Vis photochemical vapor generation capacitively coupled plasma microtorch optical emission spectrometry method for mercury determination and speciation in food and water. *Chemia*, 67(1), 7-25. https://doi.org/10.24193/subbchem.2022.1.01

Crook, J., & Mousavi, A. (2016). The chlor-alkali process: A review of history and pollution. *Environmental Forensics*, *17*(3), 211–217. https://doi.org/10.1080/15275922.2016.1177755

Chandrasekhar Reddy, G., Devanna, N., & Chandrasekhar, K. B.

(2011). Derivative spectrophotometric determination of mercury(II) using diacetyl monoxime isonicotinoyl hydrazone (DMIH). *International Journal of Chemistry*, *3*(2), 227–232. https://doi.org/10.5539/ijc.v3n2p227

Deepa, K., Raj, Y. P., & Lingappa, Y. (2014). Spectrophotometric determination of mercury in environmental samples using 5-methylthiophene-2-carboxaldehyde ethylenediamine (MTCED). *Der Pharma Chemica*, *6*(3), 48–55. http://derpharmachemica.com/archive.html

dos Santos, E. D., Herrmann, A. B., Zanuto, J. C., Marcon, B. H., Rodrigues, A. J. C., & Sturgeon, R. E. (2025). Spectrophotometric detection of free mercury(II) ions in thimerosal and aqueous media using 8-hydroxyquinoline functionalized gold nano-particles. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, *68*, e25250518. https://doi.org/10.1590/1678-4324-2025250518

Dyer, J. R., & Garbarino, J. (1973). *Aplicaciones de espectroscopía de absorción en compuestos orgánicos*. Prentice Hall Internacional: Bogotá, Colombia.

El-Shwiniy, W. H., El-Desoky, S. I., Alrabie, A., & Abd El-Wahaab, B. (2022). Spectrophotometric determination of Zr(IV), Hg(II) and U(VI) in solution with their analytical applications: Structural characterization and molecular docking of the solid complexes. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolcular Spectroscopy*, *279*, 121400. https://doi.org/10.1016/j.saa.2022.121400

Eisler, R. (2006). *Mercury hazards to living organisms* (1st ed.). CRC Press: Boca Ratón, US. https://doi.org/10.1201/9781420008838

Flores, B. M. (2011). Diseño y validación de un método de análisis por espectrofotometría UV-Vis para cinc(II) y mercurio(II) en muestras acuosas [Tesis de Licenciatura., Pontificia Universidad Católica de Perú]. http://hdl.handle.net/20.500.12404/1120

García, R. D. (2018). Instrumentos que revolucionaron la química: La historia del espectrofotómetro. *Avances en Química*, *13*(3), 79–82.

Gallignani, M., Bahsas, H., Brunetto, M. R., Burguera, M., Burguera, J. L., & Petit de Peña, Y. (1998). A time-based flow injection–cold vapor–atomic absorption spectrometry system with on-line microwave sample pretreatment for the determination of inorganic and total mercury in urine. *Analytica Chimica Acta*, *369*(1–2), 57–67. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(98)00217-7

Gallignani, M., Castellanos, L., Valero, M., & Brunetto, M. R. (2008). Determinación de nitritos en chorizos por espectro-fotometría derivativa utilizando un sistema de análisis en flujo. *CIENCIA*, *16*(2), 239-248.

Gallignani, M., Ovalles, F., & Brunetto, M. R. (2009). Flow analysis–hydride generation–gas phase derivative molecular absorption spectrophotometric determination of antimony in antileishmanial drugs. *Química Nova*, *32*(2), 337–342. https://doi.org/10.1590/S0100-40422009000200013

Gallignani, M., Ovalles, F., Brunetto, M. R., Burguera, M., & Burguera, J. L. (2005). Flow analysis–hydride generation–gas phase derivative molecular absorption spectrophotometric determination of antimony in oral homeopathic products formulated under alcoholic medium. *Talanta*, *68*(2), 365–373. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.08.059

Gallignani, M., Valero, M., Brunetto, M. R., Sánchez, A., Burguera, M., Burguera, J. L., & Cerdà, V. (2003). Los métodos cinéticos: Una alternativa atractiva para el análisis espectrofotométrico de nitritos en aguas a niveles de traza y ultratraza. *CIENCIA*, *11*(3), 235–251.

Gaona-Martínez, X. (2004). *El mercurio como contaminante global. Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente* [Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona]. https://www.tdx.cat/handle/10803/3174#page=1

Gharehbaghi, M., Shemirani, F., & Baghdadi, M. (2009). Dispersive liquid–liquid microextraction based on ionic liquid and spectrophotometric determination of mercury in water samples. International *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, *89*(1), 21–33. https://doi.org/10.1080/03067310802272994

Guo, Y., Din, B., Tian, M., Liu, Y., Chang, X., & Meng, S. (2005). The color reaction of mercury(II) with the new reagent 2-methyl-thiophenyldiazoaminoazobenzene and its application. *Journal of Analytical Chemistry*, *60*(7), 625–628. https://doi.org/10.1007/s10809-005-0149-z

Hamza, A., Bashammakh, A. S., Al-Sibaai, A. A., Al-Saidi, H. M., & El-Shahawi, M. S. (2010). Spectrophotometric determination of trace mercury(II) in dental-unit wastewater and fertilizer samples using the

novel reagent 6-hydroxy-3-(2-oxoindolin-3-ylideneami-no)-2-thioxo-2H-1,3-thiazin-4(3H)-one and dual-wavelength correction spectrophotometry. *Journal of Hazardous Materials, 178*(1–3), 287–292. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.075

Harris, D. C. (2016). *Quantitative chemical analysis* (9th ed.). W. H. Freeman and Company: New York, US.

Hernández-Córdoba, M., López-García, I., & Sánchez-Pedreño, C. (1984). Spectrophotometric determination of mercury with thiocyanate and rhodamine B. *Mikrochimica Acta, 84*(5–6), 467–475. https://doi.org/10.1007/BF01197161

Hernández, C. J., & Mansilla, G. C. (2006). Solubilización de la ditizona y sus complejos de mercurio, plomo y cadmio en medio micelar y sus aplicaciones en el análisis espectrofotométrico. *Revista de la Facultad de Ciencias de la UNI*, 10(1), 23–27. https://revistas.uni.du.pe/index.php/revciuni/article/view/2410/3118

Hight, S. C., & Cheng, J. (2006). Determination of methylmercury and estimation of total mercury in seafood using high performance liquid chromatography (HPLC) and inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS): Method development and validation. *Analytica Chimica Acta, 567*(2), 160–172. https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.03.048

Hintermann, H. (2010). Organomercurials: Their formation and pathways in the environment. *Metal Ions in Life Sciences, 7*, 365–401. https://doi.org/10.1039/BK9781847551771-00365

Hoecroft, C. E., & Sharpe, A. G. (2006). *Química inorgánica* (2ª ed.). Pearson Educación: Madrid, España.

Hosseini, M. S., & Hashemi-Moghaddam, H. (2004). Flotation-spectrophotometric determination of mercury in water samples using iodide and ferroin. *Analytical Sciences, 20*(10), 1449–1452. https://doi.org/10.2116/analsci.20.1449

Hosseini, M. S., & Hashemi-Moghaddam, H. (2005). Sensitized extraction spectrophotometric determination of Hg(II) with dithizone after flotation as ion associate using iodide and ferroin. *Talanta*, 67(3), 555–559. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.01.010

Hussain, A. F., Abd-Al Abbas, S. T., & Al-Khafaji, E. (2019). Spectrophotometric determination of mercury(II) with Michler's thioketone reagent. *Journal of Global Pharma Technology, 11*(9 Suppl.), 232–239. https://jgpt.co.in/index.php/jgpt/article/view/2939/2359

Ivanova, V., Minkova, K., & Chakarov, K. (2026). Optimization of the extraction conditions for the Hg^{2+}–dithizone complex in chloroform and its determination by UV-Vis spectrophotometry. *Journal of Chemical Technology and Metallurgy, 61*(1), 83–92. https://doi.org/10.59957/jctm.v61.i1.2026.8

Kawashima, T., Nakano, S., Tabata, M., & Tanaka, M. (1997). Catalytic reactions as applied to trace analysis. *Trends in Analytical Chemistry, 16*(3), 132–139. https://doi.org/10.1016/S0165-9936(97)00012-5

Khan, H., Ahmed, J., & Bhanger, M. I. (2005). A simple spectrophotometric determination of trace level mercury using 1,5-diphenylthiocarbazone solubilized in micelle. *Analytical Sciences, 21*(5), 507–512. https://doi.org/10.2116/analsci.21.507

Kolipinski, M., Subramanian, M., Kristen, K., Borish, S., & Ditta, S. (2020). Sources and toxicity of mercury in the San Francisco Bay Area, spanning California and beyond. *Journal of Environmental and Public Health, 2020*, Article 8184614. https://doi.org/10.1155/2020/8184614

Lemos, V. A., Oliveira dos Santos, L., dos Santos Silva, E., & dos Santos Vieira, E. V. (2012). Spectrophotometric determination of mercury in water samples after preconcentration using Dispersive liquid–liquid microextraction. *Journal of AOAC International, 95*(1), 227–231. https://doi.org/10.5740/jaoacint.11-198

Lide, D. R. (Ed.). (2005). *CRC handbook of chemistry and physics* (86th ed.). CRC Press: Boca Ratón, US.

López de Alba, P. L., & López-Martínez, L. (1993). Una introducción a la espectroscopia de derivadas. *Educación Química, 4*(3), 160–170. https://doi.org/10.22201/fq.18708404e.1993.3.66813

Marczenko, Z., & Freiser, H. (1981). Spectrophotometric determination of trace elements. *Critical Reviews in Analytical Chemistry, 11*(3), 195–260. https://doi.org/10.1080/10408348108542732

Mateo, R. D., Forteza, R., Cerdá, V., Lacort, G., Roura, M., & Baucells, M. (1988). Revisión sobre el mercurio como metal contaminante. *Química Analítica, 7*(2), 117–143.

Mogalali, M., Ramakrishna, K., & Subbarao, P. V. (2013). Derivative spectrophotometric determination of mercury (II) using 3,4-dihydroxybenzaldehyde thiosemicarbazone (DHBTSC) in presence of micelle medium. *Journal of Applied Chemistry, 3*(4), 60-67. https://iosrjournals.org/iosr-jac/papers/vol3-issue4/I0346067.pdf

Murti, M. V. R., & Khopkar, S. M. (1977). Extractive spectrophotometric determination of mercury with thiobenzoyl-acetone: Analysis of wastewater. *Bulletin of the Chemical Society of Japan, 50*(3), 738–741. https://doi.org/10.1246/bcsj.50.738

Niazi, A., Habibi, S., & Ramez, M. (2015). Preconcentration and simultaneous spectrophotometric determination of copper and mercury by dispersive liquid–liquid microextraction and orthogonnal signal correction partial least squares. *Arabian Journal of Chemistry, 8*, 706–712. http://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.014

Ohki, A., Hayashi, K., Ohsako, J., Nakajima, T., & Takanashi, H. (2013). Analysis of mercury and selenium during subcritical water treatment of fish tissue by various atomic spectrometric methods. *Microchemical Journal, 106*, 357-362. https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.09.008

Orozco, J. M., & Cañizares Macías, M. P. (2010). Determination of mercury in pharmaceutical formulations using a continuous flow system and dithizone in micellar medium. *Revista Mexicana de Ciencias Farmacéuticas, 41*(1), 37–43. https://www.redalyc.org/pdf/579/57912960005.pdf

Pappas, A. J., & Powell, H. B. (1967). Spectrophotometric determination of mercury(II) in aqueous potassium iodide media. *Analytical Chemistry, 39*(6), 579–581. https://doi.org/10.1021/ac60250a021

Piña, X., Marcó, P., Marcó, P. L., Poleo, G., Rojas, J., & Torres, G. (2012). Optimización de un método analítico para la determinación de mercurio en muestras ambientales por espectrometría UV-Visible. *Avances en Química, 7*(3), 171–180.

Pradeep Raju, B., & Devanna, N. (2016). Direct and derivative spectrophotometric determination of mercury(II) using alpha-amyl cinnamaldehyde isonicotinoyl hydrazone (ACINH). *International Journal of Research in Pharmaceutical Sciences, 7*(1), 82–86. http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84984924746&partnerID=MN8TOARS

Prasad Singh, S. (2018). UV-Vis spectrophotometric determination of mercury(II) using 2-acetylpyridine thiosemi-carbazone (APT) as a new analytical reagent in wastewater samples collected from Rani Pokhari of Kathmandu, Nepal. *International Journal of Chemical Studies, 2*(1), 54–56. https://www.chemistryjournal.in/assets/archives/2018/vol2issue1/2-5-17-888.pdf

Radhi, E. R. (2022). Spectrophotometric determination of Hg(II) using (E)-2-(4,5-bis(4-methoxyphenyl)-1H-imidazol-4-yl) diazenyl benzoic acid as analytical reagent. *Journal of Pharmaceutical Negative Results, 13*(1), 530–536. https://doi.org/10.47750/pnr.2022.13.S01.65

Rao, B. S. (2010). New analytical technique for the determination of mercury(II) by extraction spectrophotometric method with potassium benzyl xanthate in sewage wastes and spiked water samples. *Nature Environment and Pollution Technology, 9*(3), 503–506. https://neptjournal.com/upload-images/NL-14-6-(6)B-1514com.pdf

Ramakrishna, T. V., Aravamudan, G., & Vijayakumar, M. (1976). Spectrophotometric determination of mercury(II) as the ternary complex with rhodamine 6G and iodide. *Analytica Chimica Acta, 84*(2), 369–375. https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)82236-4

Reddy, P. N. K., Reddy, G. T., Sangita, K., Reddy, A. V. R., Parveen, S. N., & Reddy, N. C. G. (2015). Spectrophotometric determination of mercury(II) in environmental samples and synthetic mixtures using N′-(1-(pyridin-2-yl)ethylidene) isonicotinohydrazide as sensitive analytical reagent. Der Pharmacia Lettre, 7(1), 292–302. http://scholarsresearchlibrary.com/archive.html

Rubinson, K. A., & Rubinson, J. F. (2001). *Análisis instrumental* (1ª ed. en español). Prentice Hall: Madrid, España.

Sandell, E. C., & Onishi, H. (1989). *Photometric determination of traces of metals* (4th ed.). John Wiley & Sons: New York, US.

Santos da Silva, C., Oreste, E.Q., Nunes, A.M, Vieira, M.A., & Ribeiro, A.S. (2012). Determination of mercury in ethanol biofuel by photochemical vapor generation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry, 27*(4), 689-694. https://doi.org/10.1039/C2JA10281A

Saputri, F. A., Kenanga, A.W. P., Zubaidah, E. U., Mulyadi, C. A., & Pratiwi, R. (2025). Recent updates on analytical methods for mercury determination: A review. *Pharmacia, 72*, 1-14. https://doi.org/10.3897/pharmacia.72.e152087

Shahid, M., Shahid, N., Khalid, S., Bibi, I., Bundschuh, J., Khan Niazi, N. K., & Dumat, C. (2020). A critical review of mercury speciation, bioavailability, toxicity and detoxification in soil–plant environment: Ecotoxicology and health risk assessment. *Science of the Total Environment. 711*, 134749. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134749

Shirkhanloo, H., Khaligh, A., Mousavi, H. Z., & Rashidi, A. (2017). Ultrasound assisted-dispersive-ionic liquid-micromicro-solid phase extraction based on carboxyl-functionalized nanoporous graphene for speciation and determination of trace inorganic and organic mercury species in water and caprine blood samples. *Microchemical Journal, 130*, 245–254. https://doi.org/10.1016/j.microc.2016.09.012

Skoog, D. A., Holler, F. J., & Crouch, S. R. (2019). *Principios de análisis instrumental* (7ª ed.). Cengage Learning: México.

Simião, D. C., Pereira de Andrade, F., Lima, W. G., de Jesus, M. L., Gomes Dorim, P. H., & Paiva, M. C. (2022). Determination of mercury concentration by a new spectrophotometric method and evaluation of bacterial diversity in river water samples from Brazil. *Water Supply, 22*(5), 5535. https://doi.org/10.2166/ws.2022.173

Soratur, S. H. (2002). *Essentials of dental materials*. Jaypee Brothers Publishers: New Delhi, India.

Starna. (2026). *Quartz and glass cells for spectrophotometers* (catálogo técnico). Recuperado de: https://www.starnacells.com/d_download/2026_Cell_Catalog.pdf [Acceso: 15/01/ 2026]

Stillman, J. M. (2003). *The story of alchemy and early chemistry*. Kessinger Publishing LLC: Whitefish, US.

Sundaresan, C. N., Singh, D. K., & Sunil, A. (2016). Sensing of mercury(II) using 1-(1H-benzimidazol-2-yl) guanidine as chromophore. *Journal of Advanced Chemical Sciences, 2*(1), 195–197. https://jacsdirectory.com/journal-of-advanced-chemical-sciences/articleview.php?id=72

Suherman, A. L., Tanner, E. E. L., & Compton, R. G. (2017). Recent developments in inorganic Hg^{2+} detection by voltammetry. *Trends in Analytical Chemistry, 94*, 161–172. https://doi.org/10.1016/j.trac.2017.07.020

Sulistyarti, H., Retnowati, R., Sulistyo, E., Wulandari, E. R., & Nashukha, H. L. (2020). Development of indirect spectrophotometric method for mercury determination based on the formation of iron(III)–thiocyanate complex. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 833*, 012047. https://doi.org/10.1088/1757-899X/833/1/012047

Suvarapu, L. N., & Baek, S.-O. (2017). Recent studies on the speciation and determination of mercury in different environmental matrices using various analytical techniques. *International Journal of Analytical Chemistry, 2017*, Article 3624015. https://doi.org/10.1155/2017/3624015

Valero, M., Gallignani, M., Cerdà, V., & Brunetto, M. R. (2004). Desarrollo de un método cinético espectrofotométrico para la determinación de nitritos a nivel de trazas, basado en su efecto catalítico sobre la reacción redox entre la tionina y el bromato de potasio en un sistema de flujo. *CIENCIA, 12*(3), 189–204.

Vicente-Martínez, Y., Gea-Muñoz, J. L., López-García, I., & Hernández-Córdoba, M. (2026). Determination of Hg(II) in water samples using silver nanoparticles functionalized with mercaptoethane sulfonate by a portable nanodrop spectrophotometry system. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 348*(Part 1), 127214. https://doi.org/10.1016/j.saa.2025.127214

Yonehara, F. S., Pasquini, C., & Rohwedder, J. R. (2005). Flow system for preconcentration and spectrophotometric determination of reactive mercury. *Journal of the Brazilian Chemical Society, 16*(5), 928–935. https://www.scielo.br/j/jbchs/a/h7StMCmrKsBtRMb5gQFLN9k/?lang=en

Yow Loo, A. Y., Yap, P. I., Kutty, M. G., Timpe, O., Behrens, M., & Abd Hamid, S. B. (2012). Spectrophotometric determination of mercury with iodide and rhodamine B. *Sains Malaysiana*, *41*(2), 213–218. https://ukm.my/jsm/pdf_files/SM-PDF-41-2-2012/09%20Au%20Yoong%20Yow%20Loo.pdf

Zaib, M., Athar, M. M., Saeed, A., & Farooq, U. (2015). Electrochemical determination of inorganic mercury and arsenic: A review. *Biosensors and Bioelectronics*, *74*, 895–908. https://doi.org/10.1016/j.bios.2015.07.058