

***Cipangopaludina chinensis* (Gray, 1834)**



Foto: Oregon Department of Fish & Wildlife. Fuente: Wikimedia.

Cipangopaludina chinensis (antes *Bellamya chinensis*) es un gasterópodo de agua dulce nativo del sudeste de Asia. Se ha introducido a Canadá y gran parte de los Estados Unidos, probablemente a través del comercio de acuarios, la industria de la jardinería o con fines culinarios. Puede desplazar caracoles nativos y transmitir parásitos a los humanos, pero se sabe muy poco acerca de sus impactos ecológicos en los sistemas invadidos (GISD, 2010).

Información taxonómica

Reino: Animalia
Phylum: Mollusca
Clase: Gastropoda
Orden: Architaenioglossa
Familia: Viviparidae
Género: **Cipangopaludina**
Especie: ***Cipangopaludina chinensis* Gray, 1834**

Nombre común: Chinese mystery snail.

Resultado: 0.4843

Categoría de riesgo: Alto

Descripción de la especie

Es un caracol de agua dulce de gran tamaño, la concha puede alcanzar una longitud de hasta 70 mm (medido desde el vértice hasta la inflexión basal de la apertura) (Olden *et al.*, 2009; Solomon *et al.*, 2010). La concha es globosa y tiene 6 a 7 espirales que son convexas y tienen una sutura clara. Su coloración es ligera cuando es un organismo joven, que se oscurece a verde oliva, marrón verdoso, marrón o rojizo cuando es adulto. La coloración interior es de color blanco a azul pálido, y el labio es de color negro. Tiene una cáscara exterior gruesa y un opérculo duro que cubre la abertura de la cáscara (diafragma) que ofrece un alto grado de protección contra los depredadores y condiciones ambientales desfavorables (GISD, 2013).

Distribución original

Este de China, Taiwán, Corea, Japón (Chiu *et al.*, 2002), Birmania, Tailandia, Vietnam del sur, Filipinas, Java (AIS, 2005) y este de Rusia (GISD, 2013).

Estatus: Exótica no presente en México

¿Existen las condiciones climáticas adecuadas para que la especie se establezca en México? **Sí**

1. Reporte de invasora

Especie exótica invasora: Es aquella especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y ecosistemas naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública (LGVS, 2010).

B. Alto: Reporte de invasión o de impactos documentados en varios países, o en un país vecino o un país que tenga comercio con México.

Cipangopaludina chinensis se reporta como especie invasora en Estados Unidos (GISD, 2011; Soes *et al.*, 2011).

2. Relación con taxones cercanos invasores

Evidencia documentada de invasividad de una o más especies **con biología similar** a la de la especie que se está evaluando. Las especies invasoras pueden poseer características no deseadas que no necesariamente tienen el resto de las especies relacionadas taxonómicamente.

B. Alto: Evidencia de que la especie pertenece a un género en el cual existen especies invasoras o de que existen especies equivalentes en otros géneros que son invasoras de alto impacto.

Bellamyia japonicus se reporta como especie invasora en Estados Unidos (Bury *et al.*, 2011; Kipp *et al.*, 2016).

3. Vector de otras especies invasoras

La especie tiene el potencial de transportar otras especies invasoras (es un vector) o patógenos y parásitos de importancia o impacto para la biodiversidad, la economía y la salud pública (por ejemplo aquí se marca si es vector de rabia, psitacosis, virus del Nilo, cianobacterias, etc.).

D. Bajo: Evidencia de que la especie es vector de especies que causan afectaciones menores a una sola especie o población.

C. chinensis es anfitrión de varios helmintos parásitos que afectan a los seres humanos. Por lo tanto, puede servir como vector de parásitos y enfermedades, incluyendo el parásito intestinal humano (AIS, 2005; Chung & Jung, 1999 & Havel, 2010 citados por GISD, 2011). La mayor parte de estos, como *Angiostrongylus cantonesis* (Chen, 1935) y varios miembros de la familia Echinostomatidae necesitan altas temperaturas o huéspedes primarios. Sin embargo, en América del Norte no se han reportado aún introducciones reales de parásitos de *C. chinensis* (Soes *et al.*, 2011), ni casos que involucren parásitos intestinales transmitidas por la especie en los Estados Unidos (Bury *et al.*, 2007 citado por GISD, 2011), por lo que debe considerarse como datos deficientes (Soes *et al.*, 2011).

En Corea, *Cipangopaludina chinensis malleata* es conocida por ser el anfitrión de *Echinostoma cinetorchis*, trematodo parásito intestinal en los seres humanos. También es un huésped común para las larvas de echinostomas en las Islas de Kinmen (Kipp *et al.*, 2013).

4. Riesgo de introducción

Probabilidad que tiene la especie de llegar al país o de que continúe introduciéndose (en caso de que ya esté presente o se trate de una traslocación). Destaca la importancia de la vía o el número de vías por las que entra la especie al territorio nacional. Intervienen también el número de individuos y la frecuencia de introducción.

B. Alto: Evidencia de que la especie tiene una alta demanda o tiene la posibilidad de entrar al país (o a nuevas zonas) por una o más vías; el número de individuos que se introducen es considerable; hay pocos individuos con una alta frecuencia de introducción o se utiliza para actividades que fomentan su dispersión o escape. Las medidas para evitar su entrada son poco conocidas o poco efectivas.

C. chinensis ha sido introducida a los Estados Unidos (AIS, 2005), aproximadamente a 30 estados (GISD, 2013) posiblemente por filtraciones procedentes de la industria acuícola (AIS, 2005). En 1892, la especie fue importada a los mercados vivos en San Francisco, encontrándose en 1911 una próspera población en la bahía (AIS, 2005). También se reporta como especie introducida en Canadá (GISD, 2013), Islas Hawaianas (Cowie, 1997 & Karatayev *et al.*, 2009 citado por Soes *et al.*, 2011) y recientemente en los Países Bajos, representando el primer registro para Europa (GISD, 2013), en donde probablemente su introducción está relacionado con el comercio de mascotas para estanques de jardín o acuarios (Soes *et al.*, 2011).

La especie se consume comúnmente en Asia, lo que probablemente promovió su introducción a América del Norte (Soes *et al.*, 2011). También es conocido por ser popular en el acuarismo y en el comercio de especies ornamentales (Karatayev *et al.*, 2009 citado por Soes *et al.*, 2011). Se vende en los mercados de alimentos chinos en Estados Unidos (Benson, 2007 citado por GISD, 2013), y también puede ser útil en la eliminación de los lodos y metales pesados en los campos de arroz (Kurihara & Suzuki, 1987 citado por GISD, 2013).

5. Riesgo de establecimiento

Probabilidad que tiene la especie de **reproducirse y fundar poblaciones viables** en una región fuera de su rango de distribución natural. Este indicador toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales. En el caso de especies exóticas ya establecidas o de nativas trasladadas se debe evaluar el riesgo de establecimiento en nuevos sitios donde no se han reportado previamente.

B. Alto: Evidencia de que al menos una población de la especie se ha establecido exitosamente y es autosuficiente fuera de su rango de distribución conocido. Especies con cualquier tipo de reproducción, especies que presenten cuidado parental, especies que presenten estrategia r. Las medidas de mitigación para evitar su establecimiento son poco conocidas o poco efectivas.

Antes de 1965, *C. chinensis* se establecieron tanto en la costa oeste como en el este de Estados Unidos, así como en algunos de los estados del Golfo como Texas. Los Grandes Lagos también se ha visto afectados; se han reportado poblaciones en el Lago Michigan y el Lago Erie (AIS, 2005). Asimismo hay reportes de establecimiento en los estanques de agua dulce y lagos en Canadá (Cowie, 1997 & Karatayev *et al.*, 2009 citado por Soes *et al.*, 2011), donde las poblaciones son especialmente numerosas en el sureste (Jokinen, 1982 citado por Soes *et al.*, 2011), e Islas de Hawaii (Cowie, 1997 & Karatayev *et al.*, 2009 citado por Soes *et al.*, 2011).

C. chinensis es vivípara, da a luz a los juveniles (Dillon, 2000 citado por GISD, 2013) desarrollados por completo. Las hembras pueden vivir hasta 5 años (Kipp *et al.*, 2013) y liberan continuamente pequeñas cantidades de juveniles (Havel, 2010 citado por GISD, 2013), según los informes, produce 65 crías vivas por año (Keller *et al.*, 2006 citado por GISD, 2013). Todas las hembras contienen generalmente embriones de mayo a agosto, y las crías nacen de junio a octubre. Los machos viven hasta 3 años, a veces hasta 4 años (Kipp *et al.*, 2013).

6. Riesgo de dispersión

Probabilidad que tiene la especie de **expandir su rango geográfico** cuando se establece en una región en la que no es nativa. Este indicador toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales.

B. Alto: Evidencia de que la especie es capaz de establecer nuevas poblaciones viables lejos de la población original. Las medidas de mitigación son poco conocidas o poco efectivas.

Este caracol se importa fácilmente para los mercados de alimentos de Asia. Por lo tanto, algunas liberaciones pudieron haber sido intencionales con el fin de crear una fuente de alimentación local. Una vez en los cuerpos de agua, la especie puede ser transportada a través de cubos de cebo y en las áreas de retención de agua de los barcos (AIS, 2005).

La mayor propagación de poblaciones establecidas se puede producir de forma natural o como resultado de actividades humanas como la navegación. Los navegantes de servicios recreativos pueden transportar este caracol a nuevos lugares, ya sea que se una a los macrófitos que a menudo infestan los cascos de los barcos. Además, puede sobrevivir por largos periodos de exposición al aire debido a su capacidad de cerrar el opérculo, probablemente hace que sea bastante resistente a la desecación cuando se encuentra en un barco o remolque; ese rasgo, y el hecho de que lleva juveniles vivos que pueden estar “almacenados” durante

largos periodos en el interior del adulto, podrían facilitar las invasiones incluso cuando los navegantes no visitan nuevos lagos en el mismo día. Las liberaciones intencionales de acuarios y jardines, y la dispersión por las corrientes, también podrían provocar que la especie llegara a nuevos lagos (Solomon *et al.*, 2010).

Desde 1890, la especie se ha extendido por gran parte de los Estados Unidos y partes del sur de Canadá, con apariciones en al menos 27 estados, además de Quebec (Jokinen, 1982 citado por Solomon *et al.*, 2010).

Aún no se ha desarrollado métodos específicos de control para *C. chinensis*, pero hay técnicas generales de manejo de caracoles que se podrían aplicar. El control biológico es siempre un método que la mayoría de la gente apoya, ya que por lo general causa la menor cantidad de daño a otros organismos acuáticos, por lo que se recomienda la introducción de peces o tortugas que se alimentan de caracoles, método que puede ser capaz de reducir las poblaciones (AIS, 2005).

El sulfato de cobre ha sido aprobado por la Agencia de Protección Ambiental de E.U.A., como un anticaracol comúnmente utilizado para el control de otras especies de caracoles invasores. Recientemente se ha utilizado contra *C. chinensis* en el Condado de Jackson, Oregon. Si bien no se ha logrado la erradicación al 100 %, puede ser un método exitoso para el control de las poblaciones (Freeman, 2010). Pero por lo general estos químicos no son selectivos (AIS, 2005).

Debido a que es legal poseer *C. chinensis* en los Estados Unidos, se recomienda la creación de restricciones comerciales en relación a la venta, importación o cría de especies de alto riesgo en las zonas en las que tienen potencial para establecer poblaciones (Rixon *et al.*, 2005; Strecker *et al.*, 2011). Cambiar el comportamiento humano para eliminar los macrófitos puede reducir la propagación de este caracol (Havel, 2010 citado por GISD, 2011).

El mejor tipo de control es la prevención. Evitar la propagación adicional de *C. chinensis* ayudará a mantener los ecosistemas nativos (AIS, 2005).

AMENZAS A LA SALUD PÚBLICA

7. Impactos sanitarios

Describir los impactos a la salud humana, animal y/o vegetal causados directamente por la especie. Por ejemplo aquí se marca si la especie es venenosa, tóxica, causante de alergias, especies parasitoides o la especie en sí es el factor causal de la enfermedad (las especies evaluada es un virus, bacteria, etc.). *

F. Se desconoce: No hay información.

AMENAZAS A LA ECONOMÍA

8. Impactos económicos

Describe los impactos a la economía. Considera el incremento de costos de actividades productivas, daños a la infraestructura, pérdidas económicas por daños o compensación de daños, pérdida de usos y costumbres, etc.

C. Medio: Existe evidencia de que la especie provoca o puede provocar daño moderado a la capacidad productiva o a una parte del proceso productivo. Existen medidas de mitigación disponibles para reducir el impacto, pero su efectividad no ha sido comprobada en las condiciones bajo las que se encontraría la especie en México.

Las conchas de *C. chinensis* obstruyen los tubos de entrada de agua, inhibiendo el flujo de esta (AIS, 2005). Además, las conchas en descomposición pueden formar grandes hileras en las orillas de los lagos, convirtiéndose en una molestia para los residentes de las regiones (Bury *et al.*, 2007 citado por GISD, 2011)

AMENAZAS A LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA NATIVA

9. Impactos al ecosistema

Describe los impactos al ambiente; se refiere a cambios físicos y químicos en agua, suelo, aire y luz.

B. Alto: Existe evidencia de que la especie causa cambios sustanciales temporales y reversibles a largo plazo (> de 20 años) en grandes extensiones.

En un experimento, *C. chinensis* es capaz de reducir la biomasa de algas y aumentar la proporción N:P en la columna de agua. Tales efectos pueden tener consecuencias ecológicas importantes (Johnson *et al.*, 2009 citado por GISD, 2013).

10. Impacto a la biodiversidad

Describe los impactos a las comunidades y especies; por ejemplo, mediante herbivoría, competencia, depredación e hibridación.

B. Alto: Existe evidencia de que la especie tiene alta probabilidad de producir descendencia fértil por hibridación o provoca cambios reversibles a largo plazo (> de 20 años) a la comunidad (cambios en las redes tróficas, competencia por alimento y espacio, cambios conductuales) o causa afectaciones negativas en el tamaño de las poblaciones nativas.

C. chinensis compite con caracoles nativos por alimento y espacio (AIS, 2005).

La presencia de *C. chinensis* ha influenciado negativamente sobre el tamaño de las poblaciones de *Physella gyrina* y *Lymnaea stagnalis*, siendo la competencia de alimento el principal problema en experimentos de mesocosmos. Este experimento también indicó que puede alterar las comunidades bentónicas, modificando la biomasa de las algas y la composición de las especies de estas (Johnson *et al.*, 2009). Sin embargo tales impactos negativos sobre los conjuntos de gastrópodos aún no se han confirmado en estudios de campo (GISD, 2013).

La elevada densidad del caracol, se asocian con las bajas densidades de algunas especies nativas. Específicamente, *Lyogyrus granum*, especies *Valvata*, *Lymnaea*, *Physa acuta*, y *Helisoma trivolvis* tendían a no reproducirse en los sitios donde la abundancia de *C. chinensis* fuera mayor entre 0 y 2 individuos por m² (Solomon *et al.*, 2010).

Referencias:

AIS (Aquatic Invasive Species). 2005. Chinese mystery snail. Consultado en Julio 2016 en: http://www.in.gov/dnr/files/CHINESE_MYSTERY_SNAIL.pdf

Bury, A.J., Sietman, E.B. & Karns, N.B. 2011. Distribution of the Non-Native Viviparid Snails, *Bellamya chinensis* and *Viviparus georgianus*, in Minnesota and the First Record of *Bellamya japonica* from Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*, 22 (4): 697-703.

Chiu, Y-W., Chen, H-C., Lee, S-C. & Chen, C.A. 2002. Morphometric analysis of shell and operculum variations in the viviparid snail, *Cipangopaludina chinensis* (Mollusca: Gastropoda), in Taiwan. *Zoological Studies* 41(3): 321–331

Freeman, M. 2010. Invasive snails pose threat if not eradicated. Mail Tribune. Consultado en junio 2016 en: <http://www.mailtribune.com/apps/pbcs.dll/article?AID=/20101030/NEWS/10300304>

GISD (Global Invasive Species Database). 2013. *Cipangopaludina chinensis*. Consultado en julio 2013 en: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1812>

Kipp, R.M., Benson, A.J., Larson, J. & Fusaro, A. 2013. *Cipangopaludina chinensis malleata*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Consultado en julio de 2013 en: <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1045>

Johnson, P.T.J., Olden, J.D., Solomon, C.T. & Vander Zanden, M.J. 2009. Interactions among invaders: community and ecosystem effects of multiple invasive species in an experimental aquatic system. *Oecologia* 159: 161–170.

Kipp, R.M., Benson, A.J., Larson, J. & Fusaro, A. 2013. *Cipangopaludina chinensis malleata*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Consultado en julio 2013 en: <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1045>

Kipp, R.M., A.J. Benson, Larson, J. & Fusaro, A. 2016. *Cipangopaludina japonica*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Consultado en julio 2016 en: <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1046>

Ley General de Vida Silvestre (LGVS). 2010. Nueva ley publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 3 de julio de 2000. Última reforma publicada DOF 06-04-2010.

Olden, J.D., Larson, E.R. & Mims, M.C. 2009. Home-field advantage: native signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) out consume newly introduced crayfishes for invasive Chinese mystery snail (*Bellamya chinensis*). *Aquat Ecol* 43: 1073-1084.

Rixon, C.A.M., Duggan, I.C., Bergeron, N.M.N., Ricciardi, A. & Macisaac, H.J. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. *Biodiversity and Conservation* 14: 1365-1381.

Soes, M.D., Majoor, D.G. & Keulen, M.A.S. 2011. *Bellamyia chinensis* (Gray, 1834) (Gastropoda: Viviparidae), a new alien snail species for the European fauna. *Aquatic Invasions* Volume 6, Issue 1: 97-102.

Solomon, C.T., Olden, J.D., Johnson, P.T.J. & Dillon, R.T. 2010. Distribution and community-level effects of the Chinese mystery snail (*Bellamyia chinensis*) in northern Wisconsin lakes. *Biol. Invasions* 12:1591-1605.

Strecker, A.L., Campbell, P.M. & Olden, J.D. 2011. The aquarium trade as an invasion pathway in the Pacific Northwest. *Fisheries* 36: 74-85.