



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIENCIAS DE LA VIDA Y DE LA
NATURALEZA (ILACVN)**

**CIENCIAS BIOLÓGICAS –ECOLOGIA Y
BIODIVERSIDAD**

ECOTOXICOLOGÍA EN ANFIBIOS: UN ANÁLISIS CIENCIOMÉTRICO

GISSELLE MARIA MORÍNIGO EGUSQUIZA

Foz de Iguazú, Paraná
2016

GISSELLE MARIA MORÍNIGO EGUSQUIZA

ECOTOXICOLOGÍA EN ANFIBIOS: UN ANÁLISIS CIENCIOMÉTRICO

Trabajo de Conclusión de Curso presentado al Instituto Latinoamericano de Ciencias de la Vida y de la Naturaleza de la Universidad Federal de la Integración Latinoamericana, como requisito parcial a la obtención del título de Licenciado en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad

Prof. Dr. Michel Varajão Garey

Foz de Iguazú, Paraná
2016

GISSELLE MARIA MORÍNIGO EGUSQUIZA

ECOTOXICOLOGÍA EN ANFIBIOS: UN ANÁLISIS CIENCIOMÉTRICO

Trabajo de Conclusión de Curso presentado al Instituto Latinoamericano de Ciencias de la Vida y de la Naturaleza de la Universidad Federal de la Integración Latinoamericana, como requisito parcial a la obtención del título de Licenciado en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Michel Varajão Garey
UNILA

Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA

Prof. Dra. Marcela Boroski
UNILA

Prof. Dr. Alexandre Vogliotti
UNILA

Foz de Iguazú, ____ de _____ de 2016

A mi familia, por el amor, la fortaleza y el apoyo incondicional en los momentos de adversidad y alegría.

AGRADECIMIENTOS

Primeramente agradezco a Dios, por esa fuerza interior llamada fe, que me motiva a creer y a seguir siempre;

A mis padres, Silvio y Carmen, a mi hermano César, porque a pesar de la distancia, siempre fueron mi sostén y nunca me abandonaron en este largo proceso. Por el incentivo, la fortaleza y el amor de siempre!

A mi Orientador, Michel Garey, por todos los conocimientos transmitidos, pero principalmente por la gran paciencia, dedicación y por la amistad formada durante este tiempo.

A Clara y Mayda, porque la vida nos hizo hermanas de otras madres... porque juntas salimos de nuestra pequeña ciudad y emprendimos este largo viaje, enfrentamos bajezas y triunfos... por este lazo tan lindo! por esta gran amistad!

A mis colegas de investigación, Jéssica, Fátima y Jean; a Débora, por los fracasos y triunfos, por las salidas de campo, porque sobre todo, se volvieron grandes amigos;

A Paula, Janaína y Adriane, compañeras y amigas de casa. Gracias por los momentos buenos y no tan buenos que hemos pasado, por las alegrías y tristezas, y por todo aquello que ha marcado durante nuestra vivencia. Gracias!

A los profesores del curso, por las enseñanzas dadas, entrega, disposición y comprometimiento con los alumnos;

A los compañeros de curso, por compartir momentos de desesperación y de alegrías;

A todos aquellos, que de alguna u otra manera contribuyeron para que esto se vuelva una hermosa realidad;

También agradezco enormemente al Gobierno Brasileiro, por la beca otorgada durante estos años, lo cual me permitió llegar al término de la carrera. Muchas gracias!

EGUSQUIZA, G.M.M. **Ecotoxicología en anfibios: un análisis cuantitativo**. 2016. 73 p. Trabajo de Conclusión de Curso (Graduación en Ciencias Biológicas) – Universidad Federal de la Integración Latinoamericana, Foz de Iguazú, Paraná, 2016.

RESUMEN

Este trabajo tuvo como objetivo principal el análisis cuantitativo temporal de estudios ecotoxicológicos en anuros a través de un abordaje cuantitativo. Mediante la principal base de datos de investigación académica *Web of Science*, encontramos 761 estudios publicados entre los años 1952–2015, los cuales incluyeron trabajos teóricos y experimentales. A partir del año 1990 aproximadamente, observamos un salto abrupto en el número de publicaciones, los cuáles se mantuvieron más o menos constante a través de los años siguientes. La mayor parte de los estudios ecotoxicológicos evaluaron: toxicidad/mortalidad, seguido de desenvolvimiento/metamorfosis. Mientras que una pequeña porción de publicaciones evaluaron otros tipos de estudios: teratogénesis, comportamiento, interacciones ecológicas, bioacumulación y otros. En cuanto a los anuros como organismo de test, verificamos la utilización de 25 familias, 52 géneros y 149 especies. Las principales familias utilizadas fueron Ranidae, Bufonidae, Pipidae e Hylidae. De esta forma, observamos que existe una gran discrepancia en cuanto al número de especies, géneros y familias descritas actualmente, comparados al número de especies, géneros y familias utilizadas en los estudios ecotoxicológicos. Inclusive, gran parte de las especies estudiadas, no se encuentran amenazadas de extinción y sus poblaciones se mantienen estables. Esto sería explicado por el hecho de que la mayoría de los estudios ecotoxicológicos son llevados a cabo en regiones templadas con baja biodiversidad, donde los declives poblacionales son menos frecuentes. También evaluamos estudios de toxicidad de LC50 (Concentración Letal Media) en 121 publicaciones, de los cuáles, el 78,51% trabajaron con compuestos orgánicos sintéticos en sus experimentos, principalmente con insecticidas. De la misma forma, verificamos la utilización de 16 familias, 37 géneros y 73 especies de anuros en experimentos de LC50. El patrón de utilización en cuanto a familias, géneros y especies, fue similar a lo observado para estudios en general de ecotoxicología. A través de los valores de LC50_{4-días} observados en los estudios (n = 79), presuponemos que existe una variación de sensibilidad intra e interespecíficamente frente a los compuestos orgánicos e inorgánicos. Por último, verificamos que el tiempo de exposición de los organismos frente a los contaminantes, varió ampliamente entre los estudios de LC50 (0,5 a 21 días); no obstante, el test de LC50_{4-días} fue uno de los más utilizados en los experimentos. Las variaciones metodológicas entre los estudios no permiten la extrapolación de los resultados para muchas especies, por tanto, los experimentos llevados a cabo en condiciones altamente controladas, deberían estar mejores conectados con el efecto real de los contaminantes en condiciones de campo. La utilización de especies amenazadas o con poblaciones en declive de zonas de alta biodiversidad, como organismos modelos en los estudios ecotoxicológicos, ayudarían a fomentar planes de conservación para estas especies, en vista a que los contaminantes ejercen una fuerte presión sobre las poblaciones de anuros y consecuentemente sobre el ecosistema en sí.

Palabras claves: Abordaje Cuantitativo, Anuros, Categorías de amenaza, Ecotoxicología.

EGUSQUIZA, G.M.M. **Ecotoxicologia em anfíbios: uma análise cienciométrica**. 2016. 73 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, Paraná, de 2016.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo principal realizar uma análise quantitativa temporal de estudos ecotoxicológicos de anuros através de uma abordagem cienciométrica. Através da principal base de dados de investigação acadêmica *Web of Science*, encontramos 761 estudos publicados entre os anos de 1952–2015, os quais incluíram trabalhos teóricos e experimentais. A partir do ano de 1990 aproximadamente, observamos um salto abrupto no número de publicações, os quais se mantiveram mais ou menos constante através dos anos seguintes. A maior parte dos estudos ecotoxicológicos avaliaram: toxicidade/mortalidade, seguido de desenvolvimento/metamorfose. Por outro lado, uma pequena porção de publicações avaliaram outros tipos de estudos: teratogênese, comportamento, interações ecológicas, bioacumulação, entre outros. Enquanto os anuros como organismos de teste, verificamos a utilização de 25 famílias, 52 gêneros e 149 espécies. As principais famílias utilizadas foram Ranidae, Bufonidae, Pipidae e Hylidae. Dessa forma, observamos que existe uma grande discrepância com relação ao número de espécies, gêneros e famílias utilizadas nos estudos ecotoxicológicos. Inclusive, a maior parte das espécies, não se encontram ameaçadas de extinção e suas populações se mantêm estáveis. Isso seria explicado pelo fato de que grande parte dos estudos ecotoxicológicos são realizados em regiões temperadas com baixa biodiversidade, onde declínios populacionais são menos frequentes. Também avaliamos estudos de toxicidade de LC50 (Concentração Letal Média) em 121 publicações, das quais, 78,51% trabalharam com compostos orgânicos sintéticos em seus experimentos, principalmente com inseticidas. Da mesma forma, verificamos a utilização de 16 famílias, 37 gêneros e 73 espécies de anuros em experimentos de LC50. O padrão de utilização de famílias, gêneros e espécies, foi similar ao observado para estudos em geral de ecotoxicologia. Através dos valores de LC50_{4-dias} observados nos estudos (n = 79), pressupomos que existe uma variação de sensibilidade intra e interespecificamente frente aos compostos orgânicos e inorgânicos. Por último, verificamos que o tempo de exposição dos organismos frente aos contaminantes, variou amplamente entre os estudos de LC50 (0,5 a 21 dias); não obstante, o teste de LC50_{4-dias} foi um dos mais utilizados nos experimentos. As variações metodológicas entre os estudos não permitem a extrapolação dos resultados para muitas espécies, portanto, os experimentos realizados em condições altamente controladas, deveriam estar conectados de forma mais adequada com o efeito real dos contaminantes em condições de campo. A utilização de espécies ameaçadas ou com populações em declínio de zonas de alta biodiversidade, como organismos modelos em estudos ecotoxicológicos, ajudariam a fomentar planos de conservação para essas espécies, tendo em vista que os contaminantes exercem uma forte pressão sobre as populações de anuros e conseqüentemente sobre o ecossistema em si.

Palavras chaves: Abordagem Cienciométrica, Anuros, Categorias de ameaça, Ecotoxicologia.

SUMARIO

1. INTRODUCCIÓN	9
2. OBJETIVOS	14
2.1 General.....	14
2.2 Específicos.....	14
3. METODOLOGÍA	15
4. RESULTADOS	18
4.1 Análisis bibliométrico de estudios ecotoxicológicos.....	18
4.2 Concentración Letal Media (LC50) en estudios ecotoxicológicos sobre anuros.....	24
5. DISCUSIÓN	28
5.1 Análisis bibliométrico de estudios ecotoxicológicos.....	28
5.2 Concentración Letal Media (LC50) en estudios ecotoxicológicos sobre anuros.....	35
6. CONCLUSIONES	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
APÉNDICES	49
APÉNDICE A. –Lista de especies de anuros utilizados en estudios ecotoxicológicos.....	50
APÉNDICE B. –Número de géneros y especies conocidos y número de géneros y especies observadas en este trabajo.....	56
APÉNDICE C. –Relación de las publicaciones obtenidas, con informaciones acerca de: tipo de contaminante, nombre del contaminante, valores de Concentración Letal Media (LC50 _{4-días}) observados para las diferentes especies de anuros, y la publicación original de donde fueron obtenidos los datos presentados en la tabla.....	57
APÉNDICE D. –Lista de publicaciones sobre LC50 _{4-días} observados en este estudio.....	68

1. INTRODUCCIÓN

La cienciometría corresponde a una medida de la producción científica representadas por registros bibliográficos, lo cual revela el avance de conocimiento que subyace a algún tema específico (Jacobs, 2010), en este caso, a estudios ecotoxicológicos utilizando os anuros como modelo (Amphibia: Anura). En las últimas décadas, de manera general, las publicaciones científicas sobre especies de anuros han aumentado abruptamente, debido al registro del declive de las poblaciones de este taxón, presentado en el Primer Congreso de Herpetología, realizado en Inglaterra en 1989. Sin embargo, es sabido que la producción científica ocurre de forma desproporcional entre los países, y que las mayores cantidades de estudios provienen de países con baja diversidad de anfibios (e.g., Estados Unidos, Canadá, Reino Unido). Los países con alta diversidad y que albergan el mayor número de especies amenazadas de extinción son aquellos que carecen de estudios científicos (e.g., Costa Rica, Brasil) (Brito, 2008). Esta imparcialidad puede dificultar el entendimiento de los impactos antrópicos sobre las poblaciones y comunidades de anfibios de países megadiversos.

Las poblaciones de anfibios se encuentran en descenso a través del mundo como resultado de múltiples causas: modificación y pérdida de hábitat, especies exóticas, parásitos, contaminantes, radiación UV, cambio climático (Blaustein & Wake, 1990; Sparling, 2001; Relyea, 2004). Estos factores pueden operar en forma aislada, o sinérgicamente, afectando la poblaciones y comunidades de anuros (Sparling, 2001). No obstante, los contaminantes son apuntados como uno de los principales causadores del declive mundial en las poblaciones de anuros (Blaustein, 1990; Lavilla, 2001 Relyea, 2005). Algunas características de los anuros que los hace susceptibles a la presencia de los mismos son: ciclo de vida bifásico (habitan en el agua y en la tierra), piel permeable (facilita mayores tasas de absorción), estaciones reproductivas (en algunos casos están sobrepuestas con el periodo de aplicación de pesticidas) (Sparling, 2001; Peltzer et al., 2011) y en general baja tasa de movilidad (generan mayores probabilidades

de exposición, principalmente en zonas agrícolas) (Sparling, 2001; Relyea, 2004). Gracias a estas peculiaridades, los anuros, son conocidos por tener mayores sensibilidades a pruebas ecotoxicológicas que otros organismos acuáticos (Sparling, 2001; Bridges, 2002).

La introducción de cualquier compuesto contaminante en el ambiente natural puede generar problemas de desequilibrios derivando a la pérdida de los procesos del ecosistema, resultando en la disminución de la biodiversidad (Cairns, 1986; Tortorelli & Hernández, 1995). Aunque los sistemas naturales tienen la capacidad de tolerar las alteraciones, mediante procesos internos de autodepuración, el deterioro ambiental es producido cuando la cantidad y calidad de los contaminantes superan la capacidad de recuperación del propio sistema natural (Tortorelli & Hernández, 1995). De esta forma, los estudios ecotoxicológicos tienen por finalidad determinar el potencial tóxico de cualquier sustancia activa, permitiendo comparar la toxicidad de diferentes compuestos y la sensibilidad de las especies utilizadas, a fin de determinar los efectos sobre los organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas (Hoffman et al., 2001; Capó, 2007). En los últimos años, el foco de la ecotoxicología se ha desplazado desde la descripción de los efectos de los contaminantes químicos sobre organismos individuales, a enfoques más integrados para la predicción y evaluación de los efectos a largo plazo a través de especies y del funcionamiento de los ecosistemas (Capó, 2007; Chiari et al., 2015).

Los contaminantes son hallados en todos tipos de ambientes: agua, tierra, aire, nieve (Albert, 1997) pero comúnmente están concentrados en sistemas acuáticos, lo que plantea un reto importante para la conservación de muchos taxones (Hammond et al., 2012). Existe una gran diversidad de contaminantes derivados de la actividad humana, como los insecticidas, herbicidas, fertilizantes químicos, detergentes, aguas residuales, plásticos y otros sólidos, los cuales exhiben diferentes impactos negativos sobre los anfibios (Mann et al., 2009). Muchos de los contaminantes tienen la capacidad de acumularse en los sistemas acuáticos (e.g.,

compuestos organoclorados) donde son ingeridos por pequeños organismos a través de los cuales se introducen en la cadena alimentaria (Adams & Rowland, 2001). Los cuerpos de aguas lentos (e.g., estanques, lagos, lagunas, pantanos) son los más susceptibles a la presencia de contaminantes debido a ausencia de flujo o intercambio de agua, ya que el proceso de eutrofización se intensifica en estos ambientes, provocando cambios físicos, químicos y biológicos en la calidad del agua (Esteves, 2011). Ya, un cuerpo de agua lotico, tiene como principal característica la corriente de agua, lo que favorece la dispersión de los contaminantes, minimizando su acumulación dentro del sistema acuático (Esteves, 2011). De manera general, los organismos acuáticos son los más susceptibles a los contaminantes y poseen la capacidad de demostrar los efectos que los mismos ejercen sobre el ambiente (Díaz Báez et al., 2004).

Estudios ecotoxicológicos utilizando anuros como especie alvo son relativamente comunes, sin embargo, estos estudios generalmente están limitados a trabajar con pocos contaminantes y un número restringido de especies (Relyea & Diecks, 2008), siendo que usualmente las especies más estudiadas no se encuentran dentro de las listas de especies amenazadas de extinción o sus poblaciones se encuentran estables (Brito, 2008). Esto genera serias implicancias en los planes de conservación debido a la ausencia de información sobre especies amenazadas o con declives poblacionales (Brito, 2008), que muchas veces son alvos de las acciones conservacionistas. A su vez, las pruebas de toxicidad basadas en especies individuales son insuficientes para predecir y extrapolar los efectos a niveles de población y ecosistemas (Cairns, 1983). En condiciones naturales, los organismos están inmersos en un sistema complejo, con características físico-químicas, biológicas y ecológicas que pueden influenciar la toxicidad de la sustancia o la respuesta del organismos frente al contaminante (Barnett & Heath, 2001; Davinson, 2004). Por ende, las pruebas laboratoriales no siempre representan el escenario real de los efectos de los contaminantes y genera dificultad a la extrapolación de los resultados obtenidos en laboratorio a condiciones de campo (Relyea &

Hoverman, 2006). Aun así, teniendo en cuenta las limitaciones, los datos obtenidos en laboratorios son fundamentales, ya que forman una base de conocimiento importante, forneciendo informaciones esenciales para nuevos estudios utilizando diferentes metodologías (e.g., experimentos en mesocosmos).

Varios tipos de efectos de contaminantes fueron observados en los anuros: bioacumulación (Thybaud, 1990; Schuyttema, 1991) teratogénesis (Mann et al., 2009; Peltzer et al., 2011), alteraciones de las tasas demográficas y de crecimiento, (Relyea, 2004a; Sparling & Fellers, 2009), alteraciones hormonales (feminización testicular) (Cevasco et al., 2008; Mann et al., 2009; Bradaouli et al., 2010), efectos sinérgicos, debido a la interacción entre pesticidas y estrés, asociados a factores bióticos (e.g., predadores, competidores, patógenos) (Relyea, 2004b; Johson et al., 2002; Peltzer et al., 2008), y abióticos (e.g., otros contaminantes, Ph, radiación UV, eutrofización) (Blaustein et al., 2003; Hatch & Blaustein, 2003), así como alteraciones en la dinámica de las comunidades (Boone & James, 2003; Relyea, 2005). Sin embargo, existen pocos trabajos de revisión bibliográfica o de metaanálisis sobre efectos ecotoxicológicos sobre los anuros, el cual es esencial para la síntesis y desenvolvimiento del conocimiento.

Las pruebas principales de los trabajos ecotoxicológicos, constan por lo general de ensayos toxicológicos (agudos y crónicos). El test de LC50 (Concentración Letal Media), es uno de los ensayos toxicológicos agudos comúnmente realizado y su finalidad consiste en causar la muerte al 50% de la población en un corto periodo de tiempo, generalmente entre 24 a 96 horas (Adams et al., 2001). Los ensayos toxicológicos crónicos evalúan los efectos adversos de los contaminantes (e.g., crecimiento, reproducción, comportamiento, residuos de tejido, efectos bioquímicos, entre otros), como resultado de una exposición a largo plazo, ya sean semanas o meses (Adams et al., 2001). Por lo general, los estudios toxicológicos en anuros (e.g., LC50) no se encuentran protocolados en cuanto al tiempo de duración del test y en

relación al estadio de desarrollo del organismo utilizado, siendo una desventaja a la hora de realizar comparaciones entre estudios (Relyea & Mills, 2001). En los anuros, la sensibilidad a los contaminantes está relacionado a las diferentes etapas del desarrollo del organismo, tiempo de reproducción, capacidad competitiva y vulnerabilidad a la depredación (Boone & Semlitsch, 2001; Relyea & Diecks, 2008; Rohr et al., 2013). Además, a influencia sobre organismos depende de tipo compuestos químicos, características fisicoquímicas (e.g., tasa de descomposición), de la concentración y frecuencia de aplicación, siendo que el grado de sensibilidad varía intra e interespecíficamente (Relyea & Diecks, 2008; Peltzer et al., 2011).

La contaminación ambiental debido a las acciones antrópicas es una de las mayores amenazas a la biodiversidad (Shiva, 1994; Santamarta, 2001; Randall, 2002). Con el avance de las áreas urbanas y la expansión agrícola, ha aumentado considerablemente la presión sobre los ecosistemas naturales y sobre las especies existentes en esos ambientes, principalmente en los ecosistemas acuáticos. Considerando la gran demanda de implementos agrícolas en el mundo y la creciente polución, la revisión de artículos científicos es importante para el desenvolvimiento de la ciencia, debido a que genera un panorama general sobre el avance de las investigaciones con finalidades específicas, en este caso, concernientes a estudios ecotoxicológicos en anuros.

2. OBJETIVOS

2.1 General

Este estudio tuvo como foco principal realizar un análisis cuantitativo temporal de estudios ecotoxicológicos en anuros a través de un abordaje cuantitativo.

2.2 Específicos

Los objetivos específicos de este estudio fueron los siguientes:

- a) Evaluar la progresión de estudios ecotoxicológicos a través del tiempo a partir de los primeros registros de estudios observados;
- b) Evaluar los tipos de estudios desarrollados por los trabajos ecotoxicológicos;
- c) Identificar familias de anuros comúnmente utilizados en estudios ecotoxicológicos;
- d) Comparar los géneros y especies conocidos actualmente para cada familia, en relación a la cantidad de géneros y especies utilizados en estudios ecotoxicológicos;
- e) Evaluar las categorías de amenazas y el estado de las especies utilizadas en estudios ecotoxicológicos;
- f) Identificar las familias de anuros comúnmente utilizados en experimentos de LC50 (Concentración Letal Media);
- g) Evaluar la variación de estudios de LC50, en relación al tiempo de duración del test (días) y tipos de contaminantes utilizados;

3. METODOLOGÍA

En este estudio se utilizó un abordaje cuantitativo a través de la revisión de publicaciones sobre ecotoxicología en anuros durante los años 1952 – 2015, anexadas en la colección principal de la *Web of Science*, de Thomson Reuters Institute of Scientific Information (ISI). Dicha búsqueda se efectuó mediante la introducción de términos específicos, presentes en el título, resumen y/o palabras claves [*ecotoxicology, toxicity, insecticide, fungicide, herbicide, atrazine, carbaryl, glyphosate, endosulfan, nitrate, nitrite, malathion, parathion, LC50, AND tadpole, frog, anura, amphibian*]. El operador de búsqueda AND fue utilizado para encontrar registros que contuviesen las palabras en asociación, por ejemplo: *cadmium and tadpole, fungicide and frog*.

Se han considerados estudios teóricos (e.g., revisiones bibliográficas, metaanálisis) y experimentales; dentro del cual, fueron tomados en cuenta estudios de: toxicidad, desenvolvimiento, teratogénesis, comportamiento, interacciones ecológicas y abióticas. Este último incluía también datos de estudios que combinaban exposición de contaminante a estresores naturales (e.g., competidores, predadores, infecciones por parásitos), y estresores químicos (e.g., otros contaminantes, radiación UV, temperatura, pH). De los estudios, fueron extraídas las siguientes informaciones: año de publicación, categoría del estudio (conforme la clasificación explicada abajo) y especie. Se destaca, que solo fueron considerados especies pertenecientes a la Clase: Amphibia; Orden: Anura. Los estudios teóricos no fueron utilizados en el trabajo.

Los tipos de estudios fueron clasificados en siete categorías: Toxicidad (incluyendo determinación de toxicidad y mortalidad), Metamorfosis (crecimiento, tamaño y peso), Teratogénesis (anomalías internas y externas), Comportamiento, Bioacumulación, Interacciones ecológicas (depredación, parasitismo, competición) y Otros (sinergismo entre

factores abióticos, por ejemplo, radiación UV más pesticida; alteración en usos de hábitat y variación genética, estructura de las poblaciones). Estudios categorizados como “teratogénesis”, ya no fueron incluidos en “metamorfosis”, debido a que fueron considerados como efectos dependientes (es decir, estudios que evaluaron teratogénesis tuvieron que observar el proceso de la metamorfosis), a fin de evitar una sobreestimación de publicaciones. Para categorías restantes, las publicaciones fueron contabilizadas de acuerdo a todos los tipos de estudios desenvueltos, por lo que algunas de las publicaciones fueron contabilizadas más de una vez, cuando evaluaba efectos que se encuadraban en más de una categoría, según nuestro criterio de clasificación, como por ejemplo: efectos comportamentales y desenvolvimiento. Los tipos de estudios fueron evaluados en 680 estudios experimentales, mediante una lectura del resumen, objetivo y/o resultado del trabajo

Mediante la plataforma online *Amphibian Species on the World* 6.0 (Frost, 2016) fueron obtenidos la clasificación de las especies, siguiendo las propuestas filogenéticas más recientes (Pyron & Wiens, 2011; Duellman et al., 2016), en sus respectivas familias y géneros, y datos respectivos al número total de especies y géneros conocidos por familia actualmente (Frost, 2016). La cantidad de géneros y especies observados en los estudios fueron contabilizados, a fin de comparar con la cantidad actualmente descrita y conocida. También fueron verificadas las categorías de amenaza y el estado de las poblaciones de la especies a través la plataforma de la IUCN *Red List of Threatened Species* 2015-4, de modo a tener un panorama general sobre el estado actual de las especies. Las categorías de amenaza utilizadas por la IUCN son: DD (Datos deficientes), LC (Preocupación menor) y NT (Casi en peligro), para las especies no amenazadas, y VU (Vulnerable), EN (En peligro), CR (Críticamente amenazado) para las especies amenazadas de extinción. El estado de las poblaciones fueron categorizados como: EA (En aumento), E (Estable), ED (En declive) y D (Desconocido). Las publicaciones fueron

contabilizadas de acuerdo a las familias, al tipo de estudio, categorías de amenaza y estados de las poblaciones de las especies.

Estudios con experimentos de toxicidad aguda (LC50) fueron evaluados adicionalmente en la plataforma *Google Académico*, debido a que algunas revistas no están incluidas dentro de la plataforma *Web of Science*. La búsqueda fue realizada durante los años 1970 – 2015, para el cual fueron introducidas las mismas palabras claves utilizadas durante la búsqueda anterior en la plataforma *Web of Science*. Fueron considerados los siguientes criterios para la inclusión de las publicaciones: determinación de LC50, utilización de anuros como organismo de estudio independiente del estadio de desarrollo, utilización de contaminantes orgánicos e inorgánicos en forma de ingredientes activos y/o formulaciones, estudios en microcosmos y/o mesocosmos realizados en diferentes intervalos de tiempo. Las publicaciones encontradas en ambas plataformas fueron contabilizados apenas una vez.

De los estudios de LC50, fueron extraídas las siguientes informaciones: Tipo de contaminante, especie de anuro, tiempo de exposición y los valores de LC50_{4-días} (por ser el test más comúnmente utilizado). Estudios de LC50_{4-días} cuyos valores fueron presentados en µg/L o ppm, fueron transformados a mg/L. Las publicaciones fueron contabilizadas de acuerdo a los siguientes criterios: Familia, tiempo empleado para obtener el LC50, tipo de contaminante, categorías de amenaza y estados de las poblaciones. Para una mejor comprensión de los datos se aplicó una estadística descriptiva.

4. RESULTADOS

4.1 Análisis bibliométrico de estudios ecotoxicológicos

Fueron encontrados 761 trabajos ecotoxicológicos, siendo 10,64% ($n = 81$) trabajos descriptivos o de revisión y 89,36% trabajos experimentales ($n = 680$), que utilizaron especies de anfibios – anuros, como organismo de estudio (Fig. 1). El primer trabajo encontrado data del año 1952 y sigue con un crecimiento lento hasta 1975, y a partir de aquel año ocurre un ligero aumento del número de publicaciones; sin embargo, a partir de año 1990 en adelante, se observa un crecimiento exponencial de estudios publicados. Ya, desde el año 2001 hasta el 2015, el número de publicaciones se mantiene más o menos constante, pero siempre con una pequeña tendencia de aumento.

Evaluando el grupo de trabajos experimentales, verificamos que la mayoría de las publicaciones enfocaron en estudios de toxicidad ($n = 352$ publicaciones), metamorfosis ($n = 227$), teratogénesis ($n = 165$). Los demás tipos de estudios fueron menos frecuentes en las publicaciones ($n < 150$) (Fig. 2). Al analizar los artículos publicados a lo largo de la serie temporal verificamos que los primeros estudios ecotoxicológicos enfocaban en los efectos individuales de los contaminantes, como la toxicidad, efectos teratogénicos y/o efectos de bioacumulación. Actualmente, muchos estudios están enfocados fuertemente en los efectos de los contaminantes de manera integrada sobre los procesos ecológicos que subyacen a las comunidades naturales (e.g., depredación, parasitismo, competencia).

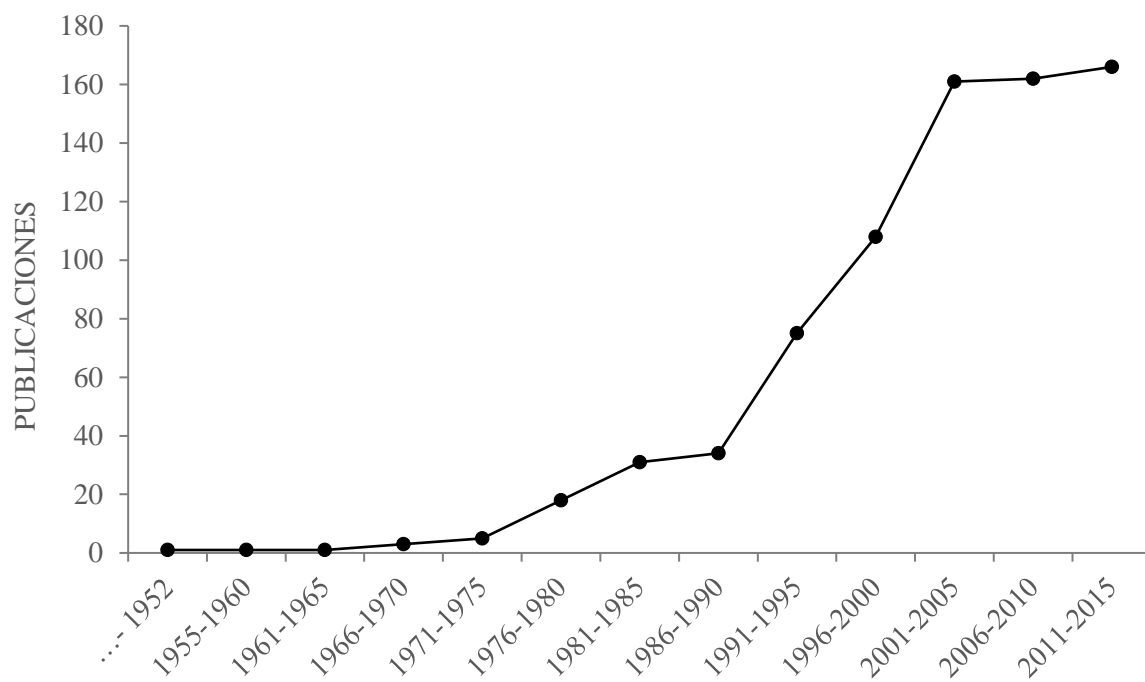


Figura 1. Números de trabajos ecotoxicológicos utilizando anuros como modelo publicados en la plataforma *Web of Science*, durante el periodo de 1952-2015.

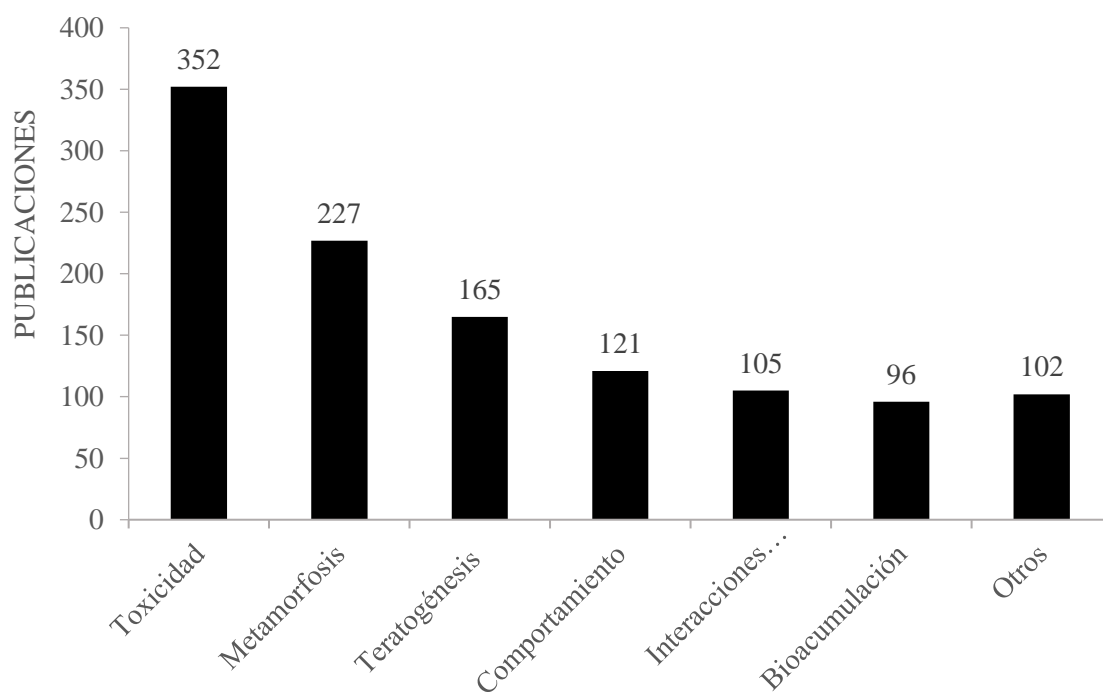


Figura 2. Tipos de estudios evaluados en los trabajos ecotoxicológicos utilizando anuros como modelo entre 1952 – 2015.

En las publicaciones de trabajos ecotoxicológicos experimentales, fueron registradas 25 familias, 52 géneros y 149 especies de anuros (Figs. 3, 4, 5; Apéndice A) Entre ellas, figuran cuatro principales familias: Ranidae (n=339 publicaciones), Bufonidae (n=157), Pipidae (n=125) e Hylidae (n=123). Para las demás familias fueron registradas pocas publicaciones (n < 25) (Fig. 3). Ranidae fue representado por tres géneros y 31 especies (Figs. 4, 5; Apéndice B), siendo los géneros *Lithobates* y *Rana* los mejores representados, mientras que las especies más utilizadas fueron *Lithobates pipiens* (n=96 publicaciones) y *Rana temporaria* (n=42). La familia Bufonidae fue representada por ocho géneros y 22 especies (Figs. 4, 5; Apéndice B), siendo los géneros más utilizados: *Anaxyrus* y *Rhinella*, mientras que las especies más utilizadas fueron *Anaxyrus americanus* (n=55 publicaciones) y *Rhinella arenarum* (n=43). La familia Pipidae fue representada por un único género y dos especies, siendo el género *Xenopus* y la especie *Xenopus laevis* (n=112 publicaciones) los más utilizados en estudios ecotoxicológicos (Figs. 4, 5; Apéndice B). En cuanto a la familia Hylidae, fueron observados nueve géneros y 30 especies, entre ellos los géneros *Hyla* y *Pseudacris* fueron los mejores representados. Las especies más utilizadas de esta familia fueron *Hyla versicolor* (n=32 publicaciones) y *Pseudacris regilla* (n=22) (Figs. 4,5; Apéndice B). Las demás familias, fueron pocas representadas por los géneros (n < 4) (Fig. 4; Apéndice B) y por las especies (n < 10) (Fig. 5; Apéndice B).

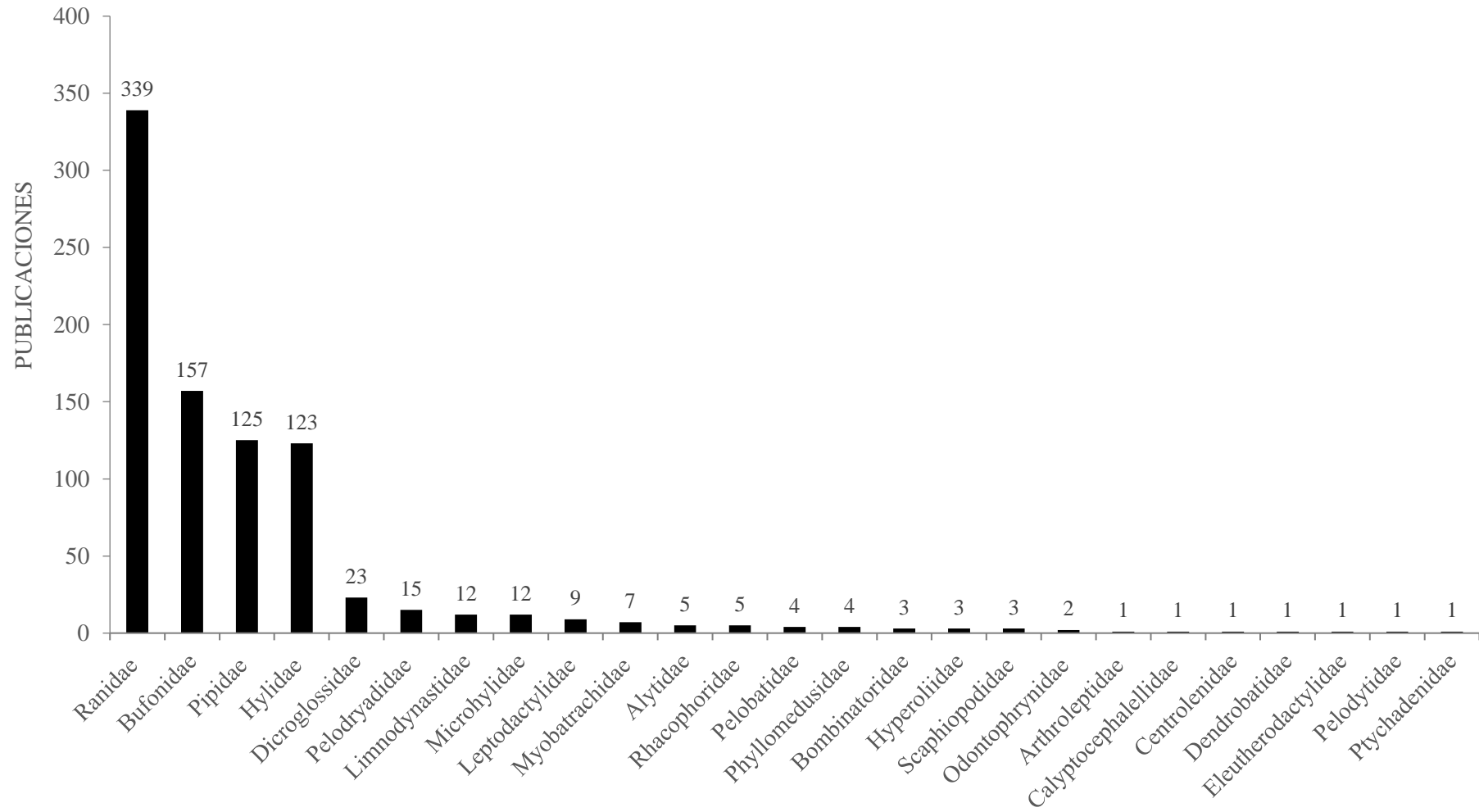


Figura 3. Frecuencia de familias de anuros utilizados en 680 publicaciones ecotoxicológicas.

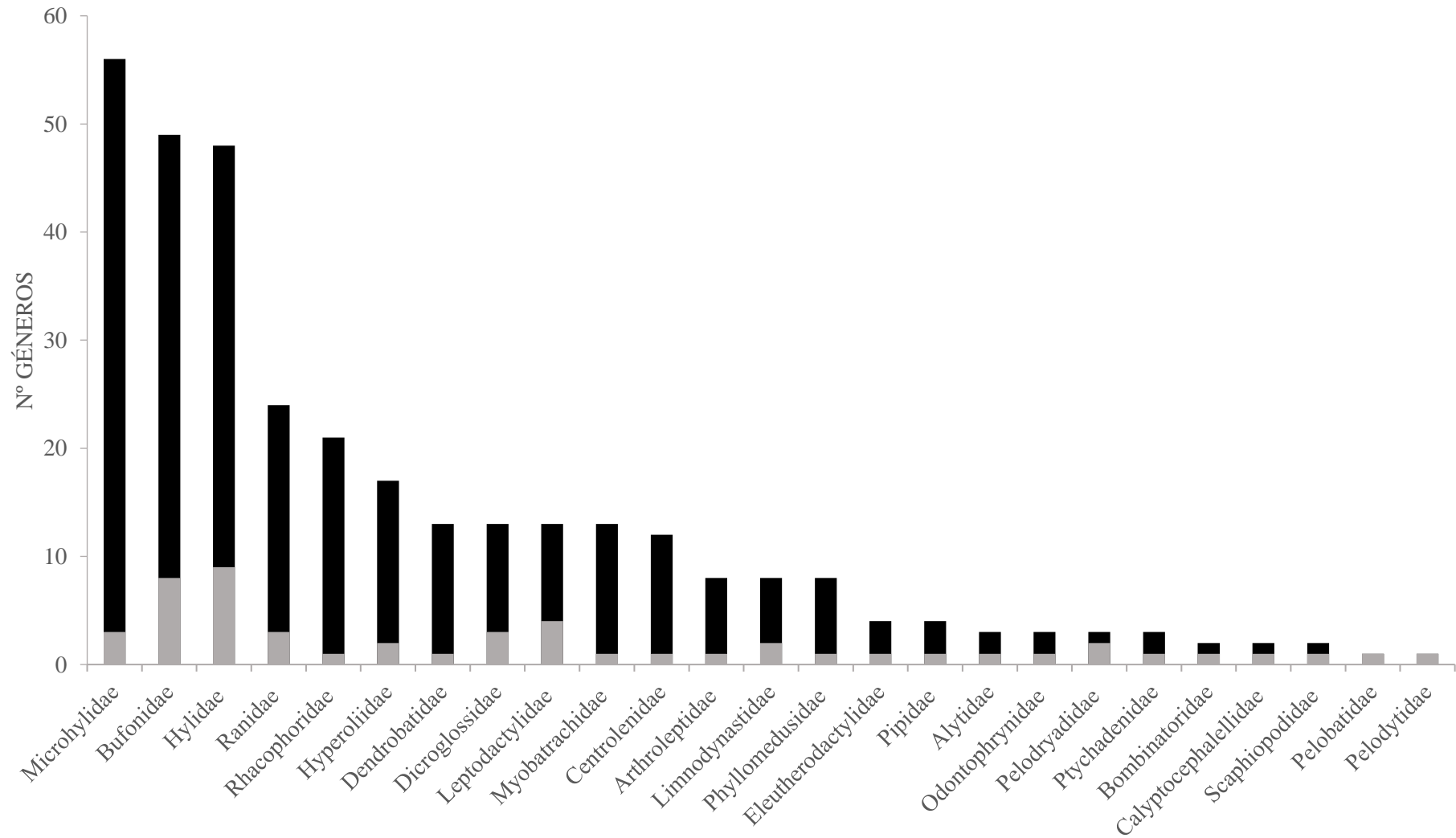


Figura 4. Número de géneros conocidos para cada familia de anuro (barras negras) y número de géneros que utilizados como modelo en estudios de ecotoxicología (barras grises).

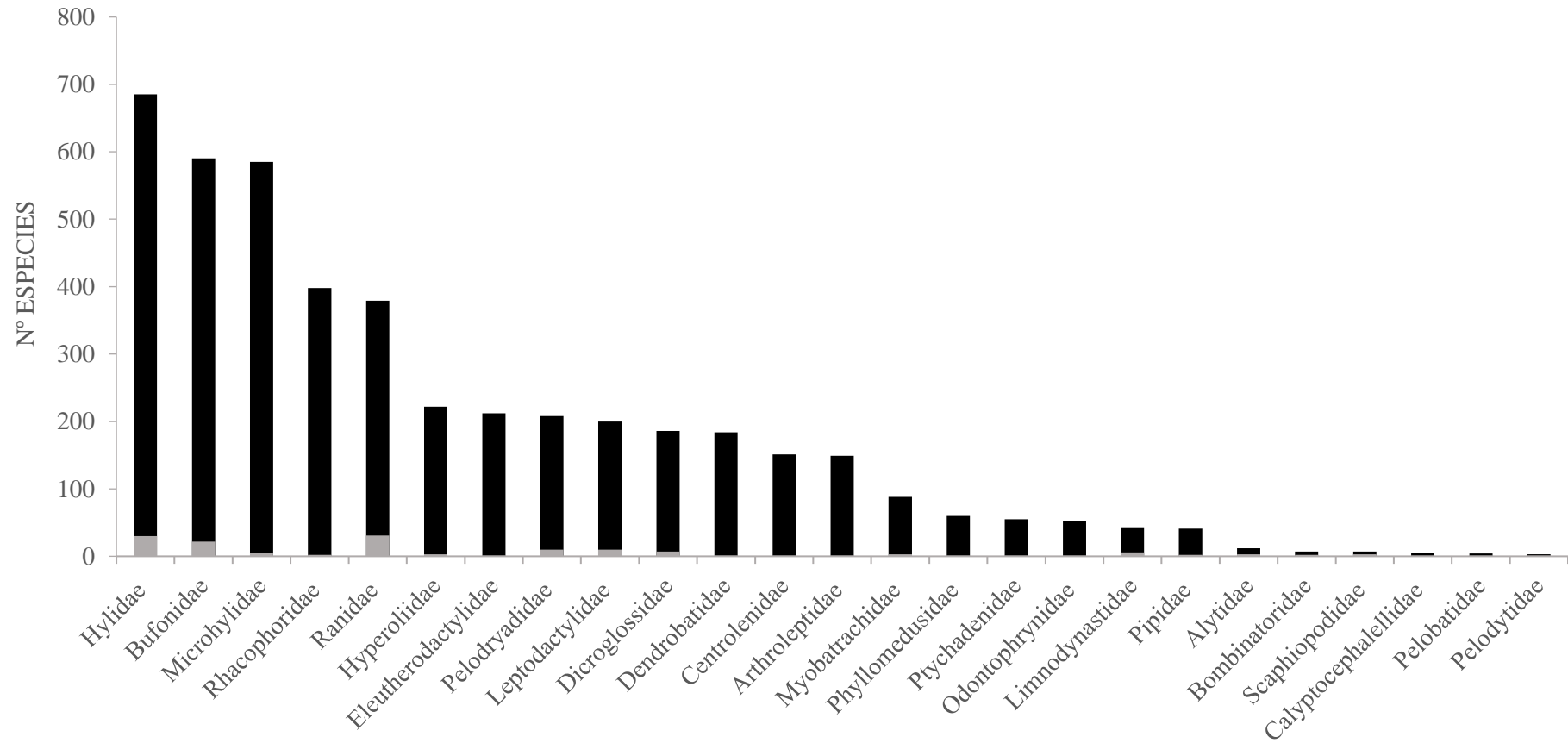


Figura 5. Número de especies conocidas para cada familia de anuro (barras negras) y número de especies utilizadas como modelo en estudios de ecotoxicología (barras grises).

En cuanto al grado de amenaza, se observó que las especies utilizadas en los trabajos ecotoxicológicos se encuentran clasificadas en: Datos deficientes ($n = 2$ especies), Preocupación menor ($n = 129$), Casi en peligro ($n = 8$) Vulnerable ($n = 5$), En peligro ($n = 4$), Críticamente amenazado ($n = 1$) (Apéndice A). En cuanto al estado de las poblaciones, mayor parte de las especies se encuentran con la población estable (55% especies), en declive (27%), desconocido (11%) y en aumento (7%) (Apéndice A). En base a los resultados anteriores verificamos que el 98,01% de las publicaciones están basadas en especies no amenazadas (DD, LC, NT), y el 1,99%, están basadas en especies amenazadas de extinción (VU, EN, CR). De la misma forma, el 54,57% de las publicaciones enfocaron en especies cuyas poblaciones se encuentran estables, el 22,95%, en poblaciones en declive, el 19,71%, en poblaciones en aumento y el 2,76%, trataron con especies, cuyo estado de las poblaciones están desconocidos.

4.2 Concentración Letal Media (LC50) en estudios ecotoxicológicos sobre anuros

Los testes de LC50 fueron evaluados en 121 estudios, para los cuales, se observó que existe una amplia gama de productos utilizados, que varían en el grado de toxicidad. En relación a los tipos de compuestos testados, fue observado que el 78,51% ($n = 95$) de los estudios, trabajaron con compuestos orgánicos sintéticos (e.g., insecticidas, herbicidas, fungicidas) y el 21,49% ($n = 26$) trabajaron con compuestos inorgánicos (e.g., sales como: cloruro de mercurio, sulfato de amonio, nitrato de sodio; y metales como: aluminio, cromo, mercurio)

Fueron utilizados como modelos nos estudios ecotoxicologicos anuros pertenecientes a 16 familias, 37 géneros y 73 especies. Las familias mejores representadas en las publicaciones para este tipo de estudio fueron: Ranidae ($n = 56$ publicaciones) y Bufonidae ($n = 46$), seguidos por las familias Hylidae ($n = 25$) y Pipidae ($n = 21$). Las demás familias fueron pocas representadas en las publicaciones ($n \leq 10$) (Fig. 6). En estudios de LC50, la familia Ranidae fue representada por tres géneros y 18 especies, Bufonidae, fue representado por siete géneros

y 16 especies, Hylidae, representado por siete géneros y 15 especies. Las demás familias fueron pocas representadas por los géneros ($n \leq 3$) y por las especies ($n \leq 5$) (Fig. 7).

En cuanto al grado de amenaza, se observó que las especies utilizadas en estudios de LC50, se encuentran clasificadas en: DD ($n = 1$ especie; *Fejervarya multistriata*), LC ($n = 70$), NT ($n = 1$; *Pelophylax nigromaculatus*) y VU ($n = 1$; *Litoria freycineti*) (Apéndice A). También verificamos que el 53,47% publicaciones de LC50 están basados en especies cuyas poblaciones se encuentran estables, el 22,99%, en poblaciones en declive, el 19,71% en poblaciones en aumento y el 2,76%, trataron con especies, cuyo estado de las poblaciones están desconocidos

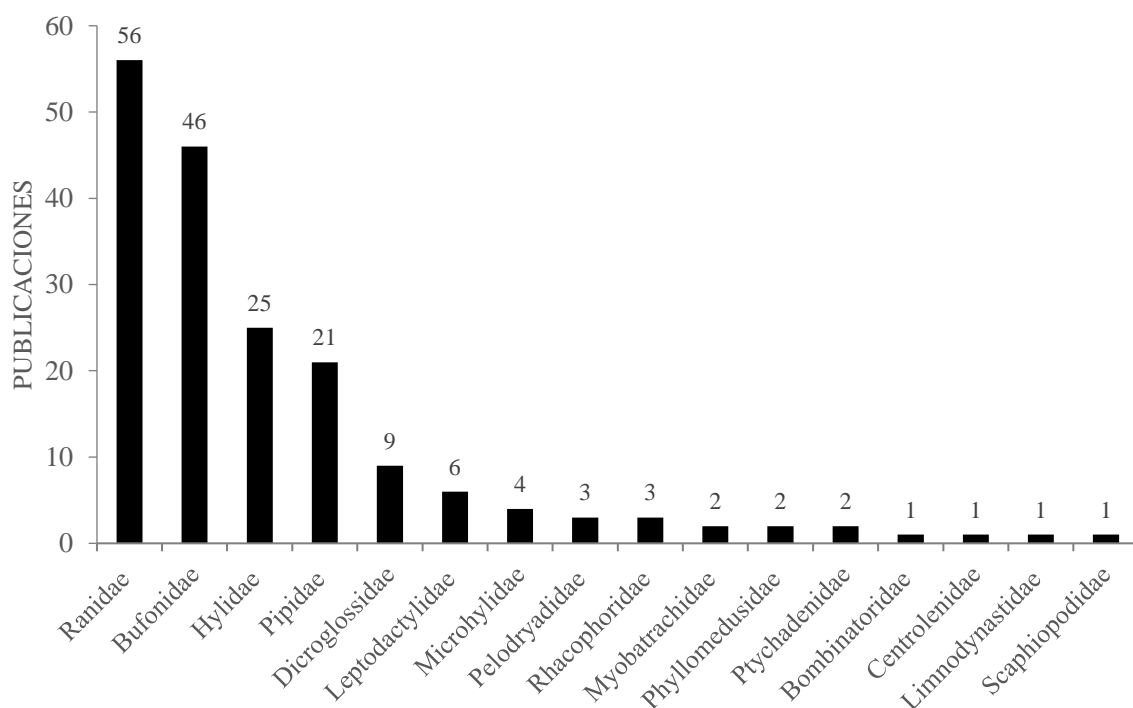


Figura 6. Número de familias de anuros utilizados en test de LC50 observados en 121 publicaciones evaluadas en este estudio entre los años 1970–2015.

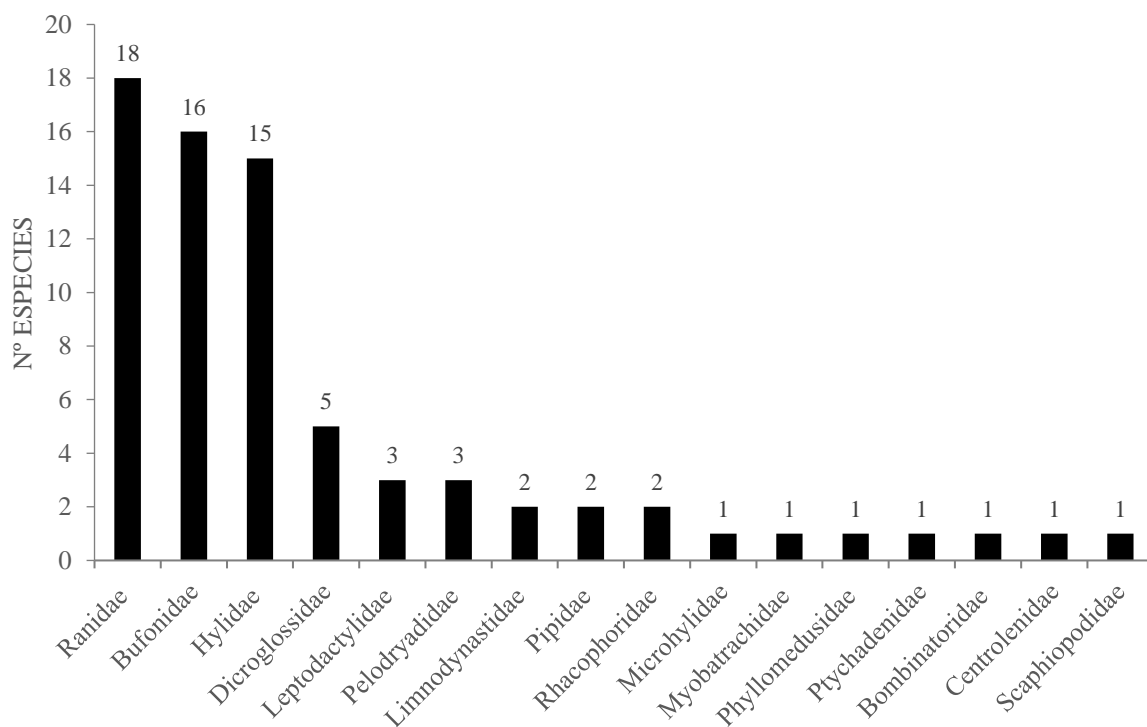


Figura 7. Número de especies observadas por familia de anuros utilizados en los estudios de LC50

A través de los valores observados de $LC50_{96\text{-horas}}$ ($n=79$ publicaciones) (Apéndice C), para las especies de diferentes familias y géneros, presuponemos que existe una variación de sensibilidad entre familias, entre géneros de la misma familia, y especies del mismo género, los cuáles pueden responder de forma diferente a los contaminantes testados (Hammond et al., 2012). Asimismo, se destaca, de que no todos los trabajos presentaron el valor absoluto del LC50, algunos lo hicieron en forma de desvío, y otros en forma de amplitud de variación. Además, observamos que existe una gran variación de los intervalos de tiempo utilizados por los estudios a la hora de determinar el LC50, variando entre 0,5 a 21 días. La mayor parte de los trabajos utilizan un periodo de tiempo corto, entre 2 a 4 días. Sin embargo, el $LC50_{4\text{-días}}$ fue el test comúnmente utilizado en trabajos de toxicidad (79,33%), seguido del $LC50_{2\text{-días}}$ (18,18%); $LC50_{1\text{-día}}$ (15,70%) y $LC50_{3\text{-días}}$ (13,22%). Los demás tiempos (entre 5–21 días) aparecieron de forma infrecuente en los trabajos ($n \leq 10$) (Fig. 8). Cabe desatacar, que la variación de sensibilidades observadas no fue plausible de test estadístico, debido a la gran

variedad metodológica de los estudios. Sin embargo, a través de los valores brutos obtenidos, presuponemos que la susceptibilidad de algunas familias podría ser comparables entre sí.

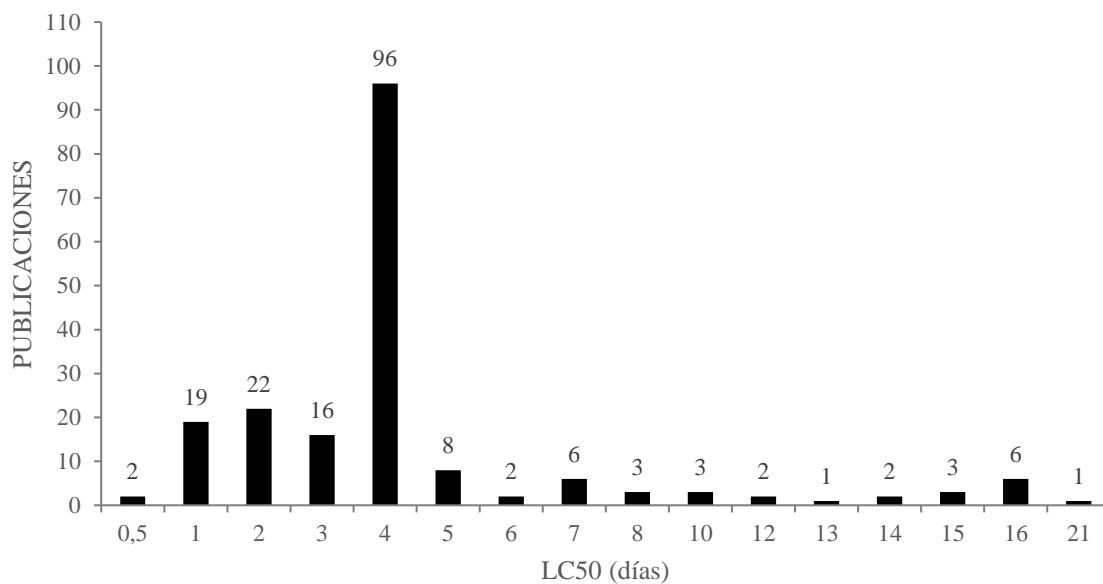


Figura 8. Número de publicaciones en relación a los intervalos de tiempo utilizados en los estudios de LC50 con anuros.

5. DISCUSIÓN

5.1 Análisis bibliométrico de estudios ecotoxicológicos

El número de publicaciones de estudios ecotoxicológicos, ha experimentado un enorme crecimiento en las últimas décadas. Estos estudios han generado mucha información sobre los efectos tóxicos directos de una amplia gama de contaminantes, y en algunos casos, han evaluado los efectos indirectos de los contaminantes sobre los ecosistemas (Relyea & Hoverman, 2006). En este estudio, fueron encontrados 761 trabajos ecotoxicológicos con anfibios anuros durante el periodo de 1952 al 2015. En las décadas pasadas, el número de publicaciones era bastante reducida, pero a partir de 1990 aproximadamente, la cifra de publicaciones sufrió un salto abrupto (Relyea & Hoverman, 2006), como producto del descubrimiento de la disminución, y en algunos casos, de la extinción, de las poblaciones de anfibios, dilucidado durante el Primer Congreso Mundial de Herpetología en 1989 (Blaustein & Wake, 1990; Lavilla, 2001). Los poluentes, incluyendo los pesticidas agrícolas, fueron identificados como potenciales contribuidores en el declive de las poblaciones (Ghose et al., 2014). La gran expansión agrícola, junto al uso indiscriminado de pesticidas (Zhang et al., 2011), despertaron el interés de muchos investigadores ecológicos, a fin de dilucidar el papel de los contaminantes sobre las poblaciones, comunidades y ecosistemas (Relyea & Hoverman, 2006), generando un aumento sustancial en el número de publicaciones en relación a esta temática (SCImago, 2007).

Entre los países más contribuyentes con estudios de anfibios, en relación a la conservación (Brito, 2008) y a la ecotoxicología (Kopp et al. (2007), son: Estados Unidos, Canadá, e Instituciones de Europa Occidental, como Reino Unido e Italia (Brito, 2008). En América del Sur: Brasil y Argentina, y en América Central: México, constituyen los mayores contribuidores con producciones científicas sobre conservación y ecotoxicología de anfibios (Kopp et al., 2007; Brito, 2008). Esta distribución es contrastante con la distribución de biodiversidad de anfibios, siendo que la Región Neotropical alberga la más diversa fauna de

anfibios, representando casi la mitad de especies descritas en el mundo (Duellman, 1999). No obstante, los países de esta región poseen menor cantidad de publicaciones en esta área (Brito, 2008). El Brasil, por ejemplo, es considerado uno de los mayores consumidores de pesticidas en el mundo (Terra, 2008; Zhang et al., 2011), sin embargo hay pocos estudios que traten con las especies que habitan en este país (Brito, 2008). De modo general, la mayoría de los estudios sobre anfibios –anuros, principalmente, están limitados a regiones con baja diversidad como el Paleártico y Neártico (Brito, 2008), dificultando la utilización de estudios ecotoxicológicos en planes de conservación para las regiones que albergan la mayoría de las especies de anfibios.

La mayor parte de los estudios ecotoxicológicos evaluaron toxicidad – mortalidad (30,13%) seguido de estudios de desenvolvimiento – metamorfosis (19,43%). Uno de los test toxicológicos comúnmente utilizado, es el LC50. (Adams & Rowland, 2001), No obstante, otros test toxicológicos también son aplicados, como por ejemplo: LC10, LC80 (Concentración Letal Media que elimina el 10 y 80% de la población), NOEC (Concentración en el que no se observan efectos), LOEC (Concentración mínima en el que se observan efectos) (EPA, 2016). Los test toxicológicos ayudan a evaluar la sensibilidad o tolerancia de los organismos expuestos a los contaminantes, mientras que estudios de metamorfosis ayudan a evaluar los efectos en las diferentes etapas del desenvolvimiento, consecuentemente evalúan la influencia del contaminante en la fisiología del organismo expuesto. Una cantidad significativa de los estudios (14,12%) evaluaron efectos teratogénicos, principalmente en condiciones laborales, debido a la dificultad de realizarlos en condiciones de campo (Peltzer et al., 2011). Sin embargo, la mayoría de los estudios teratogénicos laborales están basados en concentraciones de pesticidas, que exceden las concentraciones halladas en muestras de campo, y por lo general están limitados a estados larvales, por lo que malformaciones en las extremidades no son encontrados con frecuencia (Mann et al., 2009). Uno de los métodos ampliamente utilizado para evaluar efectos teratogénicos es el FETAX (*Frog embryo teratogenesis assay – Xenopus*),

el cual consiste en un bioensayo de corta duración (96 horas) utilizado para determinar el potencial teratogénico de productos químicos (Albert, 1997). La evaluación de efectos teratogénicos en campo es importante a modo de obtener un panorama más realista de los efectos a largo plazo de los contaminantes, ya que algunos estudios indican mayores frecuencias de malformaciones en anuros ocurre en sitios agrícolas (Peltzer et al., 2011)

Compuestos organoclorados, principalmente, tienden a ser de alta persistencia, baja degradabilidad, bioacumulables y biomagnificables en los organismos (Blus, 2011). Estudios de bioacumulación son pocos evaluados actualmente en anuros (8,21%), pero es un tipo de estudio común en peces, principalmente aquellos de importancia económica (Vergara & Rodríguez, 2015). Los primeros estudios de bioacumulación en anuros, fueron realizados para insecticidas organoclorados como el DDT (Licht, 1976), paration (Hall, 1990). Metales pesados (e.g., mercurio y plomo) (Bank et al., 2007; Jofré et al., 2012), también son bioacumulables y biomagnificables a través de la cadena trófica (Albert, 1997). Sin embargo, los datos ecotoxicológicos para pesticidas organoclorados están limitados a pocos países (e.g., Estados Unidos, Canadá) donde estos estudios son realizados (Blus, 2011), El uso de estos compuestos ya fueron prohibidos por varios países debido a su alta persistencia en el ambiente (Blus, 2011; Zhang et al., 2011). La carencia de estudios de bioacumulación en anuros, principalmente en zonas de alta biodiversidad, aumenta el déficit de conocimientos e información acerca de procesos de absorción, metabolismo y depuración de contaminantes (Katagi & Ose, 2014) no solo en especies de anuros, sino en el ecosistema como un todo. El entendimiento de tales procesos (absorción, metabolismo y depuración) es necesario para comprender la relación entre exposición y los efectos secundarios del tóxico. Consecuentemente, mayores estudios deben ser realizados, tanto en metales y compuestos organoclorados, principalmente en países donde esos productos aún son utilizados.

En los primeros años de los estudios ecotoxicológicos en anfibios, los efectos de los contaminantes sobre el ecosistema en general eran poco conocidas, pues estudios de interacciones ecológicas eran pocos realizados. Siendo que a partir de año 2004 aproximadamente observamos un aumento considerable de estudios de interacciones (8,98%) Las primeras publicaciones se basaban principalmente en interacciones de competición y depredación (Boone & Semlitsch, 2001; 2002; Mills, 2004) Pero a partir del 2007 aproximadamente, muchos estudios han enfocado fuertemente en interacciones entre contaminantes y parasitismo por trematodos y hongos, debido al papel de las enfermedades emergentes en el declive de las poblaciones de anuros (Puglis & Boone, 2007; Rohr et al., 2013, Hanlon et al., 2015). Los estudios de interacciones ecológicas ayudan a elucidar como los contaminantes interfieren en las cadenas tróficas, y cuáles son los posibles efectos indirectos en las comunidades (Relyea & Hoverman, 2006).

Estudios evaluando efectos comportamentales también fueron frecuentes en anuros (10,35%), siendo que los primeros estudios visaban evaluar solamente los efectos de un contaminante, mediante comportamientos de forrageamiento, hiperactividad, narcosis, natación acelerada y parálisis (Cooke, 1970; Hecnar, 1995; Sparling et al., 2001). Otros estudios, ya han enfocado en interacciones sinérgicas entre factores bióticos y abióticos: comportamientos adaptativos antipredatorios, como actividad de evitación a depredadores y diferentes usos de refugio fueron observados para pesticidas en sinergismo con depredadores (Lefcort, 1998; Relyea, 2004b; Teplistsky et al., 2005), así como alteraciones comportamentales reproductivos por interferencia de contaminantes (e.g., alteración en la fonotaxía; Huang et al., 2015). Otros tipos de estudios, aparte de los citados anteriormente son evaluados en los trabajos exotoxicológicos (8,73%) como: sinergismo de pesticidas con acidez (Edginton et al., 2004), radiación UV (Blaustein et al., 2003; Hatch & Blaustein, 2003), entre dos o más contaminantes (Howe, 1998), estructuras poblacionales (Boone & James, 2003; Relyea, 2005a), efectos

maternales y genéticos (Kadokami et al., 2004; Bridges & Semlitsch, 2001). En síntesis, el campo de la ecotoxicología en anfibios es muy amplia y cada trabajo que enfoca un tipo de estudio específico, contribuye de manera sustancial con el crecimiento de la ciencia, en cuanto al entendimiento de los impactos de los contaminantes en los ambientes naturales. Aun así, estos tipos de estudios están centrados en pocos contaminantes, teniendo en cuenta, que anualmente se rocían más de 4,6 millones de toneladas de pesticidas en el medio ambiente y existen >500 pesticidas con aplicaciones en masa, entre ellos, muchos pesticidas organoclorados (Zhang et al., 2011). Siendo que, proximadamente solo el 1% de los pesticidas son eficaces y el 99% son liberados en suelos no-alvos, cuerpo de agua y ambientes, para finalmente ser absorbidos por casi todos los organismos (Zhang et al., 2011).

Los estudios ecotoxicológicos utilizando anuros como modelo fueron realizados con 149 especies, distribuidas por 25 familias, lo que corresponde al 44,64% del total de familias descritas para el Orden Anura (n=56) (Frost, 2016). Las principales familias utilizadas en los estudios ecotoxicológicos fueron: Ranidae, Bufonidae, Pipidae e Hylidae; un patrón similar a lo observado en el estudio de patrones de diversidad de anfibios, donde las familias más utilizadas en los estudios fueron: Hylidae, Leptodactylidae, Bufonidae, Ranidae (Campos et al., 2014)). El uso de estas familias pueden deberse a ciertas características como: alta riqueza de especies (Frost, 2016), ocurrencia en regiones tropicales y templadas, principalmente en Europa y América del Norte (excepto Pipidae) (Brito, 2008), diversos usos de hábitats, tipo de hábito nocturno o diurno, especies con tiempo de desenvolvimiento corto (Burggren & Warburton, 2007) y principalmente la presencia de ranacuajos acuáticos (Wells, 2010).

De manera general, familias bastante representativas en la Región Neotropical, fueron poco representativas en los estudio ecotoxicológicos, como por ejemplo, Microhylidae, constituido por 56 géneros y 585 especies descritas (Frost, 2016), siendo que en este trabajo, solo fueron observados cinco especies de tres géneros. La gran ausencia de esta familia en los

estudios, podría deberse a que algunas especies presentan desenvolvimiento directo (e.g., *Myersiella microps*), y muchas otras especies presentan estrategias de reproducción explosiva (*sensu* Wells, 1977; Toledo et al., 2010; Santana et al., 2012), lo que disminuiría la probabilidad de estas especies ser utilizadas en estudios ecotoxicológicos. La superfamilia Brachycephaloidea (compuesto por las familias Brachycephalidae, Craugastoridae Eleutherodactylidae) cuenta con el 15,67% (n = 1036) del total de especies de anuros descritos (Frost, 2016). Sin embargo, la principal limitación de esta superfamilia, es que todas las especies presentan desenvolvimiento directo con ovoposición terrestre y bajo número de huevos (Wells 2010; Padial et al. 2014), dificultando su utilización en experimentos ecotoxicológicos.

De la misma forma, dentro de las familias, verificamos que sólo algunos géneros y pocas especies son ampliamente utilizados por estas familias, siendo que la mayoría de los géneros y especies de anfibios nunca fueron utilizados en experimentos ecotoxicológicos. Por ejemplo, la familia Ranidae, a pesar de contar con 24 géneros y 379 especies descritas (Frost, 2016), en este estudio, solo fue representada por tres géneros y 31 especies (Apéndice B), la familia Bufonidae cuenta con 49 géneros y 590 especies descritas (Frost, 2016) de los cuáles, apenas ocho géneros y 22 especies fueron utilizadas en estudios ecotoxicológicos (Apéndice B). La familia Pipidae cuenta con sólo con cuatro géneros y 41 especies descritas (Frost, 2016), dentro del cual, *Xenopus*, fue el único género observado en los trabajos, con la única especie *Xenopus laevis* (n=112 publicaciones). Verificamos que esta especie es la más estudiada en el campo de la ecotoxicología, sirviendo también de modelo para estudios de biología del desarrollo (Gilbert, 2005). Así, constatamos que a pesar de que exista una gran discrepancia en el número de género y especies descritas por familia (Apéndice B), el número utilizado en trabajos ecotoxicológicos, es bastante reducida, y por lo general están limitadas a ciertos géneros como *Xenopus*, *Lithobates*, *Rana* y *Anaxyrus*, que en gran parte son encontrada en América del Norte (Canadá y EE UU) y Europa (Frost, 2016). Estos países son líderes en

publicaciones de estudios ecotoxicológicos utilizando anfibios como modelo (Kopp et al., 2006), lo que explica la mayor representatividad de estos géneros. En relación a las especies, verificamos que apenas el 2,25% del total de especies de anuros descritos actualmente (n=6608 especies) (Frost, 2016) fueron utilizados en estudios ecotoxicológicos. Entre las especies más representadas se encuentran: *Lithobates pipiens*, *Anaxyrus americanus*, *Hyla versicolor* y *Pseudacris regilla* (nativas de Estados Unidos y Canadá), *Rhinella arenarum*, (nativa de América del Sur), *Xenopus laevis*, (nativa de África, pero introducida en América) y *Rana temporaria* (nativa de Europa) (Maddison & Schulz, 2007; IUCN, 2015; Frost, 2016). El bajo número, o mismo, hasta la ausencia de estudios con varias familias, géneros y principalmente, con las especies de anfibios resulta en una baja previsibilidad de los reales impactos de los contaminantes sobre los anuros.

La mayor parte de los estudios fueron conducidos con especies no amenazadas (94,17%) y con poblaciones estables (54,57%). Teniendo en vista que los contaminantes son una de las principales amenazas a las poblaciones de anfibios (Sparling, 2001; Relyea, 2005b) la realización de pocos estudios con especies bajo algún grado de amenaza de extinción (1,98%), o con poblaciones en declive (22,95%), sustenta la idea, de que la mayoría de los estudios ecotoxicológicos no están direccionados para planes de conservación de especies realmente amenazadas o para aquellas que merezcan atención por estar en declive poblacional.

Contrariamente a las especies comúnmente utilizadas; la obtención de respuestas a exposiciones de contaminantes pueden requerir de mucho tiempo, ser costoso y difícil de llevarse a cabo en especies no modelos (e.g., especies con tiempo de desarrollo largo, pocos huevos por desova o con desenvolvimiento directo), principalmente para aquellas amenazadas o de interés para la conservación (Chiari, et al., 2015). Por tanto, la ecotoxicología tradicional se ha enfocado en un puñado de especies modelos que puede ser fácilmente estudiados en condiciones de laboratorio, y los resultados de toxicidad de las especies son extrapolados a

menudo a otros grupos taxonómicos (Chiari, et al., 2015). No obstante, la carencia de estudios especies consideradas no modelos, nos limita en el conocimiento acerca del impacto real de los contaminantes, y con ello la previsión de impactos ambientales sobre los anuros y el funcionamiento de los ecosistemas se tornan poco fiable. Frente al escenario de declive mundial de las especies de anuros (Stuart et al., 2004), el aumento en el uso de pesticidas (Satorre, 2005), de la polución de ecosistemas acuáticos y terrestres (Relyea & Hoverman, 2006), se hace necesario mayores investigaciones, principalmente en especies neotropicales amenazadas o en declive poblacional (Stuart et al., 2004). Pues si no se cambian las tendencias de estudios, las consecuencias por la persistencia de las poblaciones de anuros pueden ser nefastas (Brito, 2008).

5.2 Concentración Letal Media (LC50) en estudios ecotoxicológicos sobre anuros

El LC50, es el método comúnmente utilizado, para estimar el peligro toxicológico de cualquier sustancia sobre los organismos, y por lo general es determinado a través de experimentos de corta duración (entre 1 a 4 días de exposición) a fin de generar curvas de dosis-respuesta (Schmuck, et al. 1994; Hammond et al., 2012). El LC50 es determinado tanto para compuestos orgánicos e inorgánicos. En este trabajo observamos, que gran parte de los estudios de LC50 evaluaron compuestos orgánicos sintéticos (78,51%) (e.g., insecticidas, herbicidas, fungicidas) y pocos evaluaron compuestos inorgánicos de forma independiente (21,49%) (e.g., metales, sales). Cabe destacar que muchos pesticidas (e.g., insecticidas, herbicidas, fungicidas) también poseen metales o sales, dentro de sus componentes. Además, algunos los metales también son encontrados en forma orgánica, pero en su forma inorgánica son altamente tóxicos (e.g., mercurio, plomo, arsénico) (Ferrer, 2003). La prevalencia de estudios con compuestos

orgánicos sintéticos puede estar relacionado con la gran demanda de estos productos a nivel mundial.

Entre los compuestos orgánicos, los más estudiados fueron: insecticidas, seguido de herbicidas y pocos estudios sobre fungicidas, resultado similar a lo observado en una revisión sobre los efectos ecológicos de los pesticidas (Relyea & Hoverman, 2006) Sin embargo, en los cultivos agrícolas, los herbicidas aparecen como uno de los pesticidas más comúnmente utilizados, seguidos de insecticidas y fungicidas (Donaldson et al., 2002; Zhang et al., 2011). No obstante, un ensayo de meta-análisis (Ghose et al., 2014) demostró que nematocidas y fungicidas pueden ser más tóxicos que los herbicidas, y son los que reciben menor atención por parte de las investigaciones (Ghose et al., 2014). A pesar de que los compuestos orgánicos parezcan ser más tóxicos que los inorgánicos, (e.g., las sales; Apéndice C) y sean el foco principal de los estudios ecotoxicológicos, existen muchos compuestos cuyo potencial de toxicidad no fueron evaluados para anfibios (e.g., el fungicida Rovral). Existe >50.000 químicos que aún no han sido evaluados en la fauna ni en la flora por la EPA (*U.S. Environmental Protection Agency* (Relyea & Mills, 2001). La base de datos ECOTOX, cuenta información toxicológica de ~ 200 tipos de pesticidas, evaluados en ~190 especies de aguas dulce y marina (ECOTOX, 2016). Es decir, la cantidad de compuestos encontrados en los ecosistemas es inimaginable, y existe un gran vacío de los estudios en cuanto a otros tipos de contaminantes. Esto sugiere que los efectos de muchos pesticidas son pocos o nada conocidos, principalmente en regiones de alta biodiversidad, como por ejemplo, el Brasil, siendo uno de los mayores consumidores de pesticidas (Terra, 2008; Zhang et al., 2011), alberga más del 13% de la fauna de anfibios del mundo (Segalla et al., 2014).

Mientras tanto, los compuestos inorgánicos han sido poquísimos investigados (21,49%) por los trabajos ecotoxicológicos (e.g., fertilizantes nitrogenados y metales). Además de los efectos sobre los individuos (Bellezi et al., 2015) y las poblaciones (Hecnar, 1995), el

aporte de nitrógeno u otros nutrientes, como fósforo, puede resultar en la eutrofización de los cuerpos de agua (Johson & Chase, 2004), ocasionando serios efectos en las comunidades acuáticas, como por ejemplo, el bloom de algas. A pesar de que algunos estudios ya evaluaron el potencial tóxico de las sales (Shuhaimi-Othmana et al., 2012), y principalmente, efecto de bioacumulación de algunos metales (Jofré et al., 2012) poco se conoce sobre el efecto de estos contaminantes a largo plazo sobre los anfibios, y su posible relación con el declive de las poblaciones.

Las pruebas de LC50, suelen centrarse por lo general en pocos “organismos modelos” (e.g., *Daphnia* [Cladocera: Brachiopoda], *Lithobates* [Amphibia: Anura]) como parte del proceso para intentar identificar la especie más sensible dentro de cada grupo (Hammond et al., 2012; Chiari, et al., 2015). Verificamos que apenas 73 especies de anuros pertenecientes a 16 familias y 37 géneros fueron utilizados en los experimentos de LC50. Nuevamente, las cuatro principales familias fueron: Ranidae, Bufonidae, Hylidae y Pipidae, y las demás familias fueron pocos ($n < 10$) utilizados en los experimentos de LC50. De esta forma, aparece un patrón similar a lo observado anteriormente, en cuanto a estudios en general de ecotoxicología, en relación a la utilización de algunas familias, géneros y especies. Inclusive, la mayor parte de los estudios de LC50 también están enfocados en especies no amenazadas, cuyas poblaciones se encuentran estables (53,47%). Esta observación muestra un panorama general acerca de la carencia de información que tenemos en relación a la toxicidad de los contaminantes sobre las especies de anuros, el cual está limitado a ciertas familias, géneros, y especies considerados “modelos”, y que no están encuadrados dentro de las categorías de amenaza de la IUCN. En vista a que la mayoría de las especies utilizadas son de áreas templadas (Ghose et al., 2014), se hace necesario estudios toxicológicos (e.g., LC50) en especies tropicales, baja algún grado de amenaza o cuyas poblaciones están en declive, como una forma de conocer la posible implicancia de los contaminantes sobre las poblaciones de anuros.

Mediante una comparación de los valores de $LC_{50_{4-días}}$ obtenidos de los estudios, verificamos que podría existir una gran variación interespecífica en la sensibilidad de las especies. Por ejemplo, para el herbicida atrazina, el $LC_{50_{4-días}}$ varió de 0,23mg/L en la especie *Ptychadena bibroni* (Ezemonye & Tongo, 2009) a 126 mg/L en *Xenopus laevis* (Morgan et al., 1996). En relación al nitrato de amonio, el $LC_{50_{4-días}}$ varió de 13,6 mg/L en la especie *Anaxyrus americanus* (Hecnar, 1995) a 2198,7 mg/L en *Bufo bufo* (Xu & Oldham, 1997). Para el insecticida endosulfán, el $LC_{50_{4-días}}$ varió de 0,0005 mg/L para *Rana boylei* (Ezemonye & Isioma, 2010) a 120 mg/L para *Pseudacris crucifer* (Jones et al., 2009) (Apéndice C). Hammond et al., (2012), evaluaron las diferencias de sensibilidades frente al insecticida endosulfán, entre las familias Ranidae, Bufonidae e Hylidae, a través del primer análisis filogenético de 15 especies. Concluyeron que la familia Ranidae fue la más sensible, seguido de Hylidae y Bufonidae (Hammond et al., 2012). El mecanismo que subyace a los patrones de sensibilidad es actualmente desconocido, y podría estar relacionado a algún aspecto de la fisiología conservada dentro de cada clado, ya que el endosulfán sólo ha estado en uso durante el pasado 57 años (Hammond et al., 2012). Por tanto, las diferencias de sensibilidades fueron corroboradas para algunas familias, frente a un tipo específico de contaminante. Sin embargo estas informaciones no pueden ser verificadas para otras familias, debido a la ausencia de estudios que permitan fundamentar las comparaciones.

La aparente variabilidad de en la sensibilidad de las especies (Apéndice C), demuestra que los datos obtenidos a partir de algunas especies, pueden ser difícilmente extrapolados para todo un género o una familia, pues los resultados carecen de robustez debido a las variaciones interespecíficas (Forbes y Calow, 2002).

A parte de la variación interespecífica, también existe una gran variación intraespecífica en la sensibilidad a los contaminantes orgánicos en inorgánicos. Por ejemplo, el $LC_{50_{4-días}}$ de la especie *Rhinella arenarum* frente al insecticida cipermetrina, varió de 6,8 mg/L a 30,2 mg/L

(Brodeur et al., 2014). El $LC50_{4\text{-días}}$ de la especie *Duttaphrynus melanostictus*, frente al zinc (metal pesado), varió de 4,2 mg/L (Shuhaimi-Othman et al., 2012) a 19,86 mg/L (Khangarot & Ray, 1987). Estudios con el objetivo específico de evaluar la variación intraespecífica fueron realizados. Como por ejemplo, diferentes poblaciones de *Lithobates sylvaticus* variaron considerablemente en su sensibilidad a los insecticidas clorpirifos, carbaril, y malatión (Hua et al., 2013), así como las poblaciones de *Lithobates sphenoccephalus*, frente al carbaril (Brigdes & Semlitsch, 2000). Las diferencias observadas intraespecíficamente, crea problemas de inferencia porque una sola población sola no refleja la sensibilidad de todas las especies y los resultados probablemente sería productos de las muestras de poblaciones específicas, y no necesariamente una diferencia a nivel de especie (Hammond et al., 2012). Existe una hipótesis recientemente estudiada “tolerancia cruzada”, en que las poblaciones desarrollar una tolerancia frente a diferentes pesticidas que poseen el mismo modo de acción (e.g., inhibidores de la acetilcolinesterasa) (Hua et al., 2013; 2015). La cuantificación de la existencia y prevalencia de tolerancia cruzada en anfibios pueden contribuir con informaciones importantes a fin de desarrollar esfuerzos de conservación (Hua et al., 2013). A pesar de esta hipótesis sea un conocimiento reciente es importante que futuras investigaciones evalúen la existencia de la tolerancia cruzada, principalmente en especies con poblaciones halladas en declive, como una forma de potencializar su aplicabilidad en planes de conservación.

Asimismo, está claro que las diferencias observadas inter e intraespecíficamente, pueden ser influenciadas por las variaciones metodológicas entre los estudios: tipos de experimentos (mesocosmo, microcosmos); duración del experimento; características fisiológicas (tiempo de desenvolvimiento, estadios larvales, historias de vida); interacciones ecológicas (competición, depredación, parasitismo, entre otros) (Stuart et al., 2004; Relyea & Hoverman, 2006; Hammond et al., 2012). Además, la sensibilidad o la tolerancia de las especies pueden estar influenciada por: características del contaminante (formulaciones, ingredientes

activos, rutas de exposición, tiempo y frecuencia de aplicación, procesos históricos de exposición), condiciones ambientales (temperatura, radiación UV, características fisicoquímicas del agua, entre otros) (Fisher, 1991; Longley & Stark 1996; Hammond et al., 2012; Hua et al., 2013); poblaciones distribuidas a lo largo de gradientes (Bendis y Relyea, 2014), efectos maternos y genéticos (Kadokami et al., 2004; Bridges & Semlitsch, 2001) e inclusive las relaciones filogenéticas (Hammond et al., 2012; Chiari et al., 2015).

Sin embargo, a pesar de que las variaciones intra e interpecífica sean un hecho en los estudios de LC50, las estimaciones poseen un bajo poder de confiabilidad (Relyea & Mills, 2001) cuando los factores citados anteriormente no son tenidos en cuenta, por lo que los experimentos deben estar mejores conectados con el mundo real. De esta forma, la evaluación de riesgos ecológicos en base de este criterio (LC50) puede ser engañosa, ya que la respuesta observada a nivel individual (e.g., supervivencia), proporcionará un predictor débil para evaluar efectos a nivel poblacional (e.g., tasas de crecimiento) (Forbes & Calow, 1999). Aun así, llevando en consideración las limitaciones que pueden influenciar la toxicidad de los contaminantes, y consecuentemente la sensibilidad de los organismos; los estudios de LC50 son fundamentales para evaluar efectos de contaminantes e inclusive permiten la creación y aplicación de estrategias de conservación.

6. CONCLUSIONES

El campo de la ecotoxicología ha despertado un gran interés por parte de ecologistas, proporcionando importantes informaciones sobre como las sustancias químicas pueden afectar las especies de anuros y a las comunidades en general. La ecotoxicología tradicional tenía como foco principal evaluar los efectos individuales de los contaminantes sobre pocas especies considerados “organismo modelo”. Actualmente, los estudios están enfocándose en cómo los contaminantes afectan las interacciones ecológicas, y sus consecuencias sobre las comunidades y ecosistemas. La mayoría de los estudios ecotoxicológicos son llevados a cabo en condiciones altamente artificiales, los cuales proporciona informaciones importantes sobre el efecto de los contaminantes sobre las especies, pero deben ser vistos con cautela en la extrapolación de los resultados en condiciones reales en campo. Pues es necesario mejorar las pruebas estándares de toxicidad de manera que se puedan simular adecuadamente las condiciones ambientales reales, y poder desarrollar modelos que utilicen la información proveniente de estas pruebas a fin de predecir la respuesta de los receptores ambientales (e.g., especies de anuros)

A pesar de que el enfoque tradicional ha tomado un curso diferente, los estudios aún se basan en pocas especies de anuros como organismos de test, de las miles de especies conocidas. Gran parte de las especies utilizadas están distribuidas en América del Norte, donde los mayores estudios son realizados (Kopp et al., 2007; presente estudio). Con esto, existe una enorme carencia de investigaciones en especies tropicales y contaminantes utilizados en culturas tropicales, teniendo en cuenta, que en los Estados Unidos, por ejemplo, se utiliza otros tipos de pesticidas, debido al clima templado. Así, gran parte de los estudios enfocan en especies no amenazadas, e inclusive en aquellas, cuyas poblaciones se encuentran estables o en aumento. Con esto, se refuerza la idea de que mayores estudios precisan ser llevados a cabo en zonas de alta biodiversidad, donde declives poblacionales son comunes, a fin de proponer estrategias de conservación en base a las investigaciones ecotoxicológicas. La ecotoxicología en anuros sigue

siendo un gran desafío entre los científicos, debido a ser un área muy amplia y compleja. Se precisa de gran número de investigadores, tiempo y recursos, para que la ciencia siga avanzando en este campo, y con ello, la comprensión de los mecanismos que subyacen a los efectos de los contaminantes, forneciendo un camino para la protección de los ecosistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, W.J., and C. D. Rowland. 2001. Aquatic Toxicology Test Methods. Pp.19–35 in D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr. and J. Cairns Jr. (Eds.), Handbook of Ecotoxicology. CRC Press, USA.
- Albert, L.A. 1997. Compuestos orgánicos persistentes. Pp. 334–358 en: L.A. Albert (Ed.), Introducción a la toxicología ambiental. Metepec, México.
- Bacchetta, R., P. Mantecca, M. Andrioletti, C. Vismara, and G. Vailati. 2008. Axial skeletal defects caused by carbaryl in *Xenopus laevis* embryos. Science of the Total Environment 392:110–118.
- Bank, M.S., J. Crocker, B. Connery, A. and Amirbahman. 2007. Mercury bioaccumulation in green frog (*Rana clamitans*) and bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles from Acadia National Park, Maine, USA. Environmental Toxicology and Chemistry 26:118–125
- Barnett, A.R., and A.G. Heath. 2001. Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates. Pp. 679–691 in D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr, and J. Cairns Jr. (Eds.), Handbook of Ecotoxicology. CRC Press, USA.
- Bellezi, L., P. Ilha, and L. Schiesari. 2015. Ontogenetic Variation in the Sensitivity of the Gladiator Frog, *Hypsiboas faber*, to Inorganic Nitrogen. Copeia 103:14-21.
- Bendis, R.J., and R.A. Relyea. 2014. Living on the edge: populations of two zooplankton species living closer to agricultural fields are more resistant to a common insecticide. Environmental Toxicology and Chemistry 33:2835–2841.
- Blaustein, A.R., and D.B. Wake. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? Trends in Ecology and Evolution 5:203–204.
- Blus, L.J. 2001. Organochlorine Pesticides. Pp. 314–317 in D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr., and J. Cairns Jr.(Eds.), Handbook of Ecotoxicology. CRC Press, USA
- Boone, M.D., and R.D. Semlitsch. 2001. Interactions of an insecticide with larval density and predation in experimental amphibian communities. Conservation Biology 15:228–238.
- Boone, M.D., and R.D. Semlitsch. 2002. Interactions of an insecticide with competition and pond drying in amphibian communities. Ecological Applications 12:307–316.
- Bridges C.M., F.J. Dwyer, D.K. Hardesty, and D.W. Whites. 2002. Comparative contaminant toxicity: Are amphibian larvae more sensitive than fish? Environmental Contamination and Toxicology 69:562–569.
- Bridges, C.M., and R.D. Semlitsch. 2000. Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of ranidae and patterns of amphibian decline. Conservation Biology 14:1490–1499.
- Brito, D. 2008. Amphibian conservation: Are we on the right track? Biological Conservation 141:2912–2917.
- Brodeur, J.C., C.M. Asorey, A. Sztrum, and J. Herkovits. 2009. Acute and subchronic toxicity of arsenite and zinc to tadpoles of *Rhinella arenarum* both alone and in combination. Journal of Toxicology and Environmental Health 72:884–890.
- Burggren, W.W., and S. Warburton. 2007. Amphibians as animal models for laboratory research in Physiology. ILAR J 48: 260–269.

- Cairns, J., Jr. 1983. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia*, 100:47.
- Cairns, J., Jr. 1986. The myth of the most sensitive species. *Bioscience* 36:670.
- Campos, F., D. Brito, and M. Solé. 2014. Diversity patterns, research trends and mismatches of the investigative efforts to amphibian conservation in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 86:1873–1886.
- Capó, M.M. 2007. *Principios de Ecotoxicología, Diagnóstico, Tratamiento y Gestión del Medio Ambiente*. P.320. Editorial Tébar, España.
- Cevasco, A., R. Urbatzka, S. Bottero, A. Massari, F. Pedemonte, W. Kloas, and A. Mandich. 2008. Endocrine disrupting chemicals (EDC) with (anti)estrogenic and (anti)androgenic modes of action affecting reproductive biology of *Xenopus laevis*: II. Effects on gonad histomorphology. *Comparative Biochemistry and Physiology C Toxicology and Pharmacology* 147:241–251
- Chiari, Y., S. Glaberman, N. Serén, M.A. Carretero, and I. Capellini. 2015. Phylogenetic signal in amphibian sensitivity to copper sulfate relative to experimental temperature. *Ecological Applications* 25:596–602.
- Cooke, A.S. 1970. The effect of pp'-DDT on tadpoles of the common frog (*Rana temporaria*). *Environmental Pollution* 1:57–71.
- Cooke, A.S. 1981. Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environmental Pollution (Series A)* 25:123–133.
- Davinson, C. 2004. Declining downwind: Amphibian population declines in California and historical pesticide use. *Ecological Applications* 14:1892–1902.
- Díaz Báez, M.C., M.C. Bustos López, y A.J. Espinosa Ramírez. 2004. *Pruebas de toxicidad acuática: Fundamentos y métodos*. P.32. Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Donaldson, D., T. Kiely, and A. Grube. 2002. Pesticide industry sales and usage. USEPA Report No. 733-R-02-001. United States Environmental Protection Agency, USA.
- Duellman, W.E., A.B. Marion, and S.B. Hedges. 2016. Phylogenetics, classification, and biogeography of the treefrogs (Amphibia: Anura: Arboranae). *Zootaxa* 4104:1–109.
- Duellman, W.E., 1999. Global distributions of amphibians: patterns, conservation and future challenges. Pp. 1–30 in: W.E. Duellman (Ed.), *Patterns of Distribution of Amphibians*. John Hopkins University Press, USA.
- ECOTOX. Ecotoxicology knowledgebase. 2016. an online reference. Available at <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Edginton, A.N., P.M. Sheridan, G.R. Stephenson, D.G. Thompson, and H.J. Boermans. 2004. Comparative effects of pH and vision herbicide on two life stages of four anuran amphibian species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:815–822.
- EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). 2016. Referencia online. Disponible en <https://spanol.epa.gov>
- Esteves, Francisco de Assis. 2011. 2^{nda} ed. *Fundamentos de Limnología*. Interciencia, Brasil.

- Ezemonye L.I.N., and T. Isioma. 2010. Acute toxic effects of Endosulfan and Diazinon pesticides on adult amphibians (*Bufo regularis*). *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 2:73–78.
- FAOSTAT .Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura – Dirección de estadística. 2016. Referencia online. Disponible en <http://faostat3.fao.org/home/S>
- Ferrer, A. 2003. Intoxicación por metales. *Anales Sis San Navarra* 26:141–153.
- Fisher., S.W. 1991. Changes in the toxicity of three pesticides as a function of environmental pH and temperature. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46:197–202.
- Forbes, V.E., and P. Calow. 1999. Is the per capita rate of increase a good measure of population–level effects in ecotoxicology? *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:1544–1556.
- Frost, D.R. 2016. Amphibian Species of the World: an online reference. Version 6.0. Available at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA
- Ghose, S.L., M.A. Donell, J. Kerby and S.M. Whitfield. 2014. Acute toxicity tests and meta–analysis identify gaps in tropical ecotoxicology for amphibians *Environmental Toxicology and Chemistry* 9999:1–6.
- Gilbert, S.F. 2005. *Biologia do desenvolvimento*. 5th ed. Funpec. Brasil
- Hall, R.J. 1990. Accumulation, metabolism and toxicity of parathion in tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44:629–635.
- Hammond, J.I., D.K. Jones, P.R. Stephens, and R.A. Relyea. 2012. Phylogeny meets ecotoxicology: evolutionary patterns of sensitivity to a common insecticide. *Evolutionary Applications* 5:593–606.
- Hanlon, S.M., K.J. Lynch, J.L. Kerby, and M.J. Parris. 2015. The effects of a fungicide and chytrid fungus on anuran larvae in aquatic mesocosms. *Environmental Science and Pollution Research* 22:12929–12940.
- Hanazato, T. 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution* 112:1–10.
- Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from Southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:2131–2137.
- Hill, E.F. 2001. Wildlife Toxicology of Organophosphorus and Carbamate Pesticides. Pp. 282–305 in D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr., and J. Cairns Jr.(Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press, USA.
- Hoffman, D.J., B.A. Rattner, G.A. Burton Jr. and J. Cairns. 2001. *Handbook of Ecotoxicology*. 2nd ed. CRC Press, USA.
- Howe, G.E., R. Gillis y R.C. Mowbray. 1998. Effect of chemical synergy and larval stage on the toxicity of atrazine and alachlor to amphibian larvae. *Environmental nvironmental Toxicology and Chemistry*, 17: 519–525.

- Howe, C.M., M. Berrill, B.D. Pauli, C.C. Helbing, K. Werry, and N. Veldhoen. 2004. Toxicity of glyphosate based pesticides to four North American frog species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:1928–1938.
- Hua, J., D.K. Jones, B.M. Mattes, R.D. Conhran, R.A. Relyea, and J.T. Hoverman. 2015. Evolved pesticide tolerance in amphibians: predicting mechanisms based on pesticide novelty and mode of action. *Environmental Pollution* 206:56–63.
- Huang, M.Y., R.Y. Duan, and X. Ji. 2015. The influence of long term cadmium exposure on phototaxis in male *Pelophylax nigromaculata*. *Chemosphere* 119:763–768.
- IUCN. 2015. The IUCN Red List of Threatened Species: an online reference. Version 2015-4. Available at <http://iucnredlist.org/>
- Jacobs, D. 2010. Demystification of Bibliometrics, Scientometrics, Informetrics and Webometrics. Pp. 1-19 in: 11th DIS Annual Conference.
- Jofré, M.B., R.I. Antón, E. Caviedes Vidal. 2012. Lead and cadmium accumulation in anuran amphibians of a permanent water body in arid Midwestern Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 19:2889–2897.
- Johson, P.J., K.B. Lunde, E.M. Thurman, E.G. Ritchie, S.N. Wray, D.R. Sutherland, J.M. Kapfer, T.J. Frest, J. Bowerman, and A.R. Blaustein. 2002. Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the western united states. *Ecological Monographs* 72:151–168.
- Johnson, P.T., and J.M. Chase. 2004. Parasites in the food web: linking amphibian malformations and aquatic eutrophication. *Ecology Letters* 7:521–526.
- Jones, D. K., J.I. Hammond, and R.A. Relyea. 2009. Very highly toxic effects of endosulfan across nine species of tadpole: lag effects and family level selectivity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28:1939–1945.
- Katagi, T., and K. Ose. 2014. Bioconcentration and metabolism of pesticides and industrial chemicals in the frog. *Journal of Pesticide Science* 39:55–68.
- Khargarot, B.S., and P.K. Ray. 1987. Sensitivity of toad tadpoles, *Bufo melanostictus* (Schneider), to heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38:523–527.
- Kadokami, K., M. Takeishi, M. Kuramoto and Y. Ono. 2004. Maternal transfer of organochlorine pesticides, polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, and coplanar polychlorinated biphenyls in frogs to their eggs. *Chemosphere* 57:383–389.
- Kopp, K., N.R. Antonio Filho, M.I. Ribeiro, e R.P Bastos. 2007. Publicações Sobre Efeitos de Pesticidas em Anfíbios no Período de 1980 a 2007. *Revista Multiciência Campinas* 8:173–186.
- Lavilla, E.O. 2001. Amenazas, declinaciones poblaciones y extinciones en anfibios Argentinos. *Cuaderno de Hepetología* 15:59–82.
- Lefcort, H., R.A. Meguire, L.H. Wilson, and W.F. Ettinger. 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35:447–456.
- Licht, L.E. 1976. Postmetamorphic retention of ¹⁴C DDT by wood frog tadpoles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology* 55:119–121.

- Longley, M., and J.D. Stark. 1996. Analytical techniques for quantifying direct, residual, and oral exposure of terrestrial invertebrates to pesticides. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 57:683–690.
- Maddison, D.R., and K.S. Schulz. 2007. The Tree of Life Web Project: an online reference. Available at: <http://tolweb.org>
- Mann, R., Hyne, R.V., Choung, C. and S.P. Wilson. 2009. Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 157:2903–2927.
- Mills, R. 2004. Synergistic impacts of malathion and predatory stress on six species of North American tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:1080–1084.
- Moore, L.J., L. Fuentes, J.H. Rodgers Jr, W.W. Bowerman, G.K. Yarrow, W.Y. Chao and W.C. Bridges Jr. 2012. Relative toxicity of the components of the original formulation of roundup to five North American anurans 78:128–133.
- Morgan, M.K., P.R. Scheuerman, C.S. Bishop, and R.A Pyles. 1996. Teratogenic potential of atrazine and 2,4-D using FETAX. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 48:151–168.
- Padial, J.M., T. Grant and D.R. Frost. 2014. Molecular systematics of terranas (Anura: Brachycephaloidea) with an assessment of the effects of alignment and optimality criteria. *Zootaxa* 3825:1-132.
- Peltzer M.P., R.C. Lajmanovich, J.C. Sánchez, M.C. Cabagna, A.M. Attademo, and A. Basso. 2008. Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70:185–197.
- Peltzer M.P., R.C. Lajmanovich, L. C. Sanchez, A.M. Attademo, C.M. Junges, C.L. Bionda, A.L. Martino, and A. Bassó. 2011. Morphological abnormalities in amphibian populations from the mid-eastern region of Argentina. *Herpetological Conservation and Biology* 6:432–442.
- Puglis, H.J., and Boone, M.D. 2007. Effects of a fertilizer, an insecticide, and a pathogenic fungus on hatching and survival of bullfrog (*Rana Catesbeiana*) tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 2198–2201.
- Pyron, R.A., and J.J. Wiens. 2011. A large scale phylogeny of Amphibia including over 2800 species, and a revises classification of advance frogs, salamanders, and caecilians. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61:543–583.
- Randall, V.G. 2002. *Biología de la conservación: conceptos y prácticas*. Pp. 117–123. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).
- Relyea, R. 2004a. Growth and survival of five amphibian species exposed to combinations of pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:1737–1742
- Relyea, R. 2004b. Synergistic impacts of malathion and predatory stress on six species of North American tadpoles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:1080–1084.
- Relyea, R. 2005a. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15:618–627.
- Relyea, R. 2005b. The lethal impacts of roundup and predatory stress on six species of North American tadpoles. *Environmental Contamination and Toxicology* 48:351–357.

- Relyea, R., and J. Hoverman. 2006. Assessing the ecology in ecotoxicology: a review and synthesis in freshwater systems. *Ecology Letters* 9:1157–1171.
- Relyea, R.A., and N. Diecks. 2008. An unforeseen chain of events: lethal effects of pesticides on frogs at sublethal concentrations. *Ecological Applications* 18:1728–1742.
- Rohr, J.R., T.R. Raffel, N.T. Halstead, T.A. McMahon, S.A. Johnson, R.K. Boughton, and L.B. Martin. 2012. Early life exposure to a herbicide has enduring effects on pathogen induced mortality. *Proceedings of the Royal Society*, 280:20131502: an online reference. Available at <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.1502>
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S. Rodrigues, D.L. Fischman, and R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783–1786.
- Teplistsky, C., P. Henna, A. Laurila, and J. Merila. 2005. Common pesticide increases costs of antipredator defenses in *Rana temporaria* tadpoles. *Environmental Science and Technology* 39: 6079-6085.
- Terra, F.H.B. 2008. A Indústria de Agrotóxicos no Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Brasil.
- Toledo, L.F., D. Loebmann, and C.F. 2010. Revalidation and redescription of *Elachistocleis cesarii* (Miranda-Ribeiro, 1920) (Anura: microhylidae). *Zootaxa*, 2418:50-60.
- Wells, K.D. 1977. The social behaviour of anuran amphibians. *Animal Behaviour* 25: 666–693.
- Wells, K. D. 2010. The ecology and behavior of amphibians. University of Chicago Press.
- Xu, Q., and R.S. Oldham. 1997. Lethal and Sublethal Effects of Nitrogen Fertilizer Ammonium Nitrate on Common Toad (*Bufo bufo*) Tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32:298-303.
- Zang, W., F. Jiang, and J. Ou. 2011. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences* 1:125–144.

APÉNDICES

APÉNDICE A.—Lista de especies de anuros utilizados en estudios ecotoxicológicos, categorías de amenaza de las especies y estados de las poblaciones. Abreviaturas: DD: Sin datos; LC: Preocupación menor; NT: Casi en peligro; VU: Vulnerable; EN: En peligro de extinción; CR: Críticamente amenazado; EA: En aumento; E: Estable; ED: En declive; D: Desconocido.

Familias	Géneros	Especies	Categorías de amenaza						Estados de las poblaciones					
			DD	LC	NT	VU	EN	CR	EA	E	ED	D		
Bufonidae	<i>Anaxarus</i>	<i>Anaxyrus cognatus</i>		x									x	
		<i>Anaxyrus terrestris</i>		x							x			
		<i>Anaxyrus americanus</i>		x							x			
		<i>Anaxyrus boreas</i>		x									x	
		<i>Anaxyrus californicus</i>							x				x	
		<i>Anaxyrus canorus</i>							x				x	
		<i>Anaxyrus fowleri</i>		x								x		
		<i>Anaxyrus punctatus</i>		x								x		
		<i>Anaxyrus woodhousii</i>		x								x		
	<i>Bufo</i>	<i>Bufo viridis</i>		x									x	
		<i>Bufo balearicus</i>		x									x	
	<i>Bufo</i>	<i>Bufo bufo</i>		x								x		
		<i>Bufo japonicus</i>		x								x		
	<i>Duttaphrynus</i>	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>		x							x			
	<i>Epidalea</i>	<i>Epidalea calamita</i>		x									x	
	<i>Melanophryniscus</i>	<i>Melanophryniscus stelzneri</i>		x								x		
	<i>Rhinella</i>	<i>Rhinella arenarum</i>		x								x		
		<i>Rhinella marina</i>		x							x			
		<i>Rhinella granulosa</i>		x								x		
		<i>Rhinella margaritifera</i>		x								x		
		<i>Rhinella fernandezae</i>		x								x		
		<i>Rhinella humboldti</i>		x								x		
	<i>Sclerophrys</i>	<i>Sclerophrys maculata</i>		x								x		

Familias	Géneros	Especies	Categorías de amenaza					Estados de las poblaciones				
			DD	LC	NT	VU	EN	CR	EA	E	ED	D
		<i>Pseudacris triseriata</i>		X							X	
	<i>Scinax</i>	<i>Scinax nasicus</i>		X						X		
		<i>Scinax ruber</i>		X						X		
		<i>Scinax fuscovarius</i>		X						X		
Alytidae	<i>Discoglossus</i>	<i>Discoglossus galganoi</i>		X							X	
		<i>Discoglossus jeanneae</i>				X					X	
		<i>Discoglossus scovazzi</i>		X						X		
Arthroleptidae	<i>Leptopelis</i>	<i>Leptopelis ragazzii</i>					X			X		
Bombinatoridae	<i>Bombina</i>	<i>Bombina orientalis</i>		X							X	
		<i>Bombina bombina</i>		X							X	
Calyptocephalellidae	<i>Calyptocephalella</i>	<i>Calyptocephalella gayi</i>					X				X	
Centrolenidae	<i>Espadarana</i>	<i>Espadarana prosoblepon</i>		X						X		
Dendrobatidae	<i>Oophaga</i>	<i>Oophaga pumilio</i>		X								X
Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>Euphlyctis hexadactylus</i>		X						X		
		<i>Euphlyctis cyanophlyctis</i>		X						X		
	<i>Fejervarya</i>	<i>Fejervarya limnocharis</i>								X		
		<i>Fejervarya multistriata</i>	X									X
	<i>Hoplobatrachus</i>	<i>Hoplobatrachus tigerinus</i>		X						X		
		<i>Hoplobatrachus rugulosus</i>		X						X		
		<i>Hoplobatrachus crassus</i>		X							X	
Eleutherodactylidae	<i>Eleutherodactylus</i>	<i>Eleutherodactylus johnstonei</i>		X						X		
Hyperoliidae	<i>Hyperolius</i>	<i>Hyperolius parkeri</i>		X								X
		<i>Hyperolius argus</i>		X								X
	<i>Kassina</i>	<i>Kassina senegalensis</i>		X								X
Microhylidae	<i>Elachistocleis</i>	<i>Elachistocleis bicolor</i>		X						X		
	<i>Gastrophryne</i>	<i>Gastrophryne olivacea</i>		X						X		
		<i>Gastrophryne carolinensis</i>		X						X		
	<i>Microhyla</i>	<i>Microhyla fissipes</i>		X						X		

Familias	Géneros	Especies	Categorías de amenaza					Estados de las poblaciones						
			DD	LC	NT	VU	EN	CR	EA	E	ED	D		
Pelodryadidae	<i>Ranoidea</i>	<i>Microhyla pulchra</i>		X							X			
		<i>Ranoidea moorei</i>		X							X			
		<i>Ranoidea caerulea</i>		X							X			
		<i>Ranoidea raniformis</i>		X								X		
		<i>Ranoidea citropa</i>		X							X			
	<i>Litoria</i>	<i>Litoria adelaidensis</i>		X							X			
		<i>Litoria verreauxii</i>		X								X		
		<i>Litoria freycineti</i>					X					X		
		<i>Litoria ewingii</i>		X							X			
		<i>Litoria fallax</i>		X									X	
Limnodynastidae	<i>Heleioporus</i>	<i>Litoria castanea</i>							X				X	
		<i>Heleioporus eyrei</i>		X							X			
	<i>Limnodynastes</i>	<i>Limnodynastes tasmaniensis</i>		X							X			
		<i>Limnodynastes dorsalis</i>		X							X			
		<i>Limnodynastes peronii</i>		X						X				
		<i>Limnodynastes fletcheri</i>		X							X			
		<i>Limnodynastes dumerilii</i>		X							X			
		<i>Engystomops pustulosus</i>		X							X			
	Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus latinasus</i>		X							X		
			<i>Leptodactylus macrosternum</i>		X							X		
<i>Leptodactylus mystacinus</i>				X							X			
<i>Leptodactylus latrans</i>				X							X			
<i>Leptodactylus melanonotus</i>				X							X			
<i>Physalaemus</i>			<i>Physalaemus biligonigerus</i>		X							X		
			<i>Physalaemus santafecinus</i>		X									X
		<i>Physalaemus centralis</i>		X									X	
<i>Pleurodema tucumanum</i>			X							X				
Myobatrachidae		<i>Crinia</i>	<i>Crinia signifera</i>		X						X			

Familias	Géneros	Especies	Categorías de amenaza					Estados de las poblaciones				
			DD	LC	NT	VU	EN	CR	EA	E	ED	D
		<i>Crinia parinsignifera</i>		X								X
		<i>Crinia insignifera</i>		X						X		
Odontophrynidae	<i>Odontophrynus</i>	<i>Odontophrynus occidentalis</i>		X								X
Pelobatidae	<i>Pelobates</i>	<i>Pelobates cultripes</i>			X						X	
Pelodytidae	<i>Pelodytes</i>	<i>Pelodytes ibericus</i>		X						X		
Ptychadenidae	<i>Ptychadena</i>	<i>Ptychadena bibroni</i>		X							X	
Phyllomedusidae	<i>Agalychnis</i>	<i>Agalychnis callidryas</i>		X							X	
Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>Lithobates virgatipes</i>		X								X
		<i>Lithobates catesbeianus</i>		X					X			
		<i>Lithobates clamitans</i>		X						X		
		<i>Lithobates palustris</i>		X						X		
		<i>Lithobates pipiens</i>		X							X	
		<i>Lithobates sylvaticus</i>		X						X		
		<i>Lithobates sphenoccephalus</i>		X						X		
		<i>Lithobates grylio</i>		X							X	
		<i>Lithobates berlandieri</i>		X						X		
		<i>Lithobates blairi</i>		X							X	
		<i>Lithobates heckscheri</i>		X						X		
		<i>Lithobates septentrionalis</i>		X						X		
	<i>Pelophylax</i>	<i>Pelophylax esculentus</i>		X							X	
		<i>Pelophylax perezii</i>		X						X		
		<i>Pelophylax lessonae</i>		X							X	
		<i>Pelophylax ridibundus</i>		X					X			
		<i>Pelophylax nigromaculatus</i>			X						X	
		<i>Pelophylax porosus</i>		X							X	
	<i>Rana</i>	<i>Rana temporaria</i>		X						X		
		<i>Rana aurora</i>		X							X	
		<i>Rana boylei</i>			X						X	

APÉNDICE B.—Número de géneros y especies conocidos y número de géneros y especies observadas en este trabajo.

Familias	Géneros Conocidos	Géneros Observados	Familias	Especies Conocidas	Especies Observadas
Microhylidae	56	3	Hylidae	685	30
Bufonidae	50	8	Bufonidae	590	22
Hylidae	48	9	Microhylidae	585	5
Ranidae	24	3	Rhacophoridae	398	2
Rhacophoridae	21	1	Ranidae	379	31
Hyperoliidae	17	2	Hyperoliidae	222	3
Dendrobatidae	13	1	Eleutherodactylidae	212	1
Dicroglossidae	13	3	Pelodyadidae	208	10
Leptodactylidae	13	4	Leptodactylidae	200	10
Myobatrachidae	13	1	Dicroglossidae	186	7
Centrolenidae	12	1	Dendrobatidae	184	1
Arthroleptidae	8	1	Centrolenidae	151	1
Limnodynastidae	8	2	Arthroleptidae	149	1
Phyllomedusidae	8	1	Myobatrachidae	88	3
Eleutherodactylidae	4	1	Phyllomedusidae	60	1
Pipidae	4	1	Ptychadenidae	55	1
Alytidae	3	1	Odontophrynidae	52	1
Odontophrynidae	3	1	Limnodynastidae	43	6
Ptychadenidae	3	1	Pipidae	41	2
Pelodyadidae	3	2	Alytidae	12	3
Bombinatoridae	2	1	Bombinatoridae	7	2
Calyptocephalellidae	2	1	Scaphiopodidae	7	3
Scaphiopodidae	2	1	Calyptocephalellidae	5	1
Pelobatidae	1	1	Pelobatidae	4	1
Pelodytidae	1	1	Pelodytidae	3	1

APÉNDICE C.—Relación de las publicaciones obtenidas, con informaciones acerca de: tipo de contaminante, nombre del contaminante, valores de Concentración Letal Media (LC50_{4-días}) observados para las diferentes especies de anuros, y la publicación original de donde fueron obtenidos los datos presentados en la tabla.

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Alaclor	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	3,9	Howe, 1998
Orgánico	Alaclor	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	3,3	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	26,5	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	10,7	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina + Alaclor	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	1,8	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina + Alaclor	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	1,5	Howe, 1998
Orgánico	Dithane	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	1,4	Harris et al., 2000
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	1,6	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	<12,9	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	4,8	Edginton et al., 2009
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.americanus</i>	1,7	Edginton et al., 2009
Orgánico	Endosulfan	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.boreas</i>	76,1	Jones et al., 2009
Orgánico	Permetrina	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.boreas</i>	9,54	ECOTOX
Orgánico	Permetrina	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.boreas</i>	0,01	ECOTOX
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.boreas</i>	2	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	MON 0818	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.fowleri</i>	0,80	Moore et al., 2012
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.fowleri</i>	4,21	Moore et al., 2012
Orgánico	Aldrin	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	0,5	Syers, 1970
Orgánico	DDT	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	1	Syers, 1970
Orgánico	Dieldrin	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	0,15	Syers, 1970
Orgánico	Gution	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	0,13	Syers, 1970
Orgánico	Heptacloro	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	0,44	Syers, 1970
Orgánico	Lindano	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	4,4	Syers, 1970
Orgánico	Malation	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	0,42	Syers, 1970
Orgánico	Paraquat	Bufo	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.woodhousii</i>	26	Syers, 1970

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Cipermetrina	Bufo	<i>Bufo</i>	<i>B. Bufo</i>	0,009	Hashimoto & Nishiuchi, 1981
Orgánico	Diazinon	Bufo	<i>Bufo</i>	<i>B. Bufo</i>	14	Harris, 1998
Orgánico	Endosulfan	Bufo	<i>Bufo</i>	<i>B. Bufo</i>	0,43	Bernabò et al., 2008
Orgánico	Endosulfan	Bufo	<i>Bufo</i>	<i>B. Bufo</i>	0,43	Ezemonye & Isioma, 2010
Orgánico	Dichlorvos	Bufo	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	41,31	ECOTOX
Orgánico	Dichlorvos	Bufo	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	51,64	Geng et al. 2005
Orgánico	Fenol	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	183,70	Paisio et al., 2009
Orgánico	Atrazina	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	27,16	Brodeur et al., 2009
Orgánico	Glifosato	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	14,4	Brodeur et al., 2014
Orgánico	Glifosato	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	72,8	Brodeur et al., 2014
Orgánico	Cipermetrina	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	6,8	Brodeur et al., 2014
Orgánico	Cipermetrina	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	30,2	Brodeur et al., 2014
Orgánico	Clorpirifós	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	1,46	ECOTOX
Orgánico	Deltametrina	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	4,37	Salibián, 1992
Orgánico	Malation	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. arenarum</i>	44	Rosenbaum et al., 1988
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. granulosa</i>	2,34	Bernal et al., 2009
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	858,26	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	319	Henao et al., 2014
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	123,59	Henao et al., 2013
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	2,89	Triana Velásquez et al. 2013
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	2,43	Henao et al., 2014
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	3,33	Henao et al., 2015
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. humboldti</i>	2,12	Henao et al., 2015
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. typhonius</i>	1,5	Bernal et al., 2009
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	495,18	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	160,05	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	1216	Henao et al., 2014
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	2,73	Bernal et al., 2009
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	1,42	Triana Velásquez et al., 2013
Orgánico	Roundup	Bufo	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	1,42	Henao et al., 2014

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Roundup	Bufoiidae	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	2,27	Henao et al., 2015
Orgánico	Roundup	Bufoiidae	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	2,14	Henao et al., 2015
Orgánico	Azadirachtin	Bufoiidae	<i>Rhinella</i>	<i>R. marina</i>	13,43	Punzo & Parker, 2005
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Centrolenidae	<i>Espadarana</i>	<i>E. prosoblepon</i>	2,41	Bernal et al., 2009
Orgánico	Emisan	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. cyanophlyctis</i>	27,5	Kanamadi & Saidapurm, 1992
Orgánico	Malation	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. cyanophlyctis</i>	3,52	Giri et al., 2012
Orgánico	Carbaryl	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	55,34	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Endrina	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	0,21	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Lebacyd	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	0,84	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Malation	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	0,59	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Pentaclorofenato de sodio	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	18,44	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Rogor	Dicroglossidae	<i>Euphlyctis</i>	<i>E. hexadactylus</i>	7,84	Khengarot et al., 1985
Orgánico	Dichlorvos	Dicroglossidae	<i>Fejervarya</i>	<i>F. multistriata</i>	8,424	ECOTOX
Orgánico	Dichlorvos	Dicroglossidae	<i>Fejervarya</i>	<i>F. multistriata</i>	10,53	Geng et al., 2005
Orgánico	Imidacloprid	Dicroglossidae	<i>Fejervarya</i>	<i>F. limnocharis</i>	82	Feng et al., 2004
Orgánico	Carbaryl	Dicroglossidae	<i>Hoplobatrachus</i>	<i>H. tigerinus</i>	6,2	Marian et al., 1983
Orgánico	Endosulfan	Dicroglossidae	<i>Hoplobatrachus</i>	<i>H. tigerinus</i>	0,0018	Gopal et al., 1981
Orgánico	Paraquat	Dicroglossidae	<i>Hoplobatrachus</i>	<i>H. tigerinus</i>	4,36	Kennedy & Sampath, 2001
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	<i>D. microcephalus</i>	1,2	Bernal et al., 2009
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hyla</i>	<i>H. chrysofelis</i>	2,50	Moore et al., 2012
Orgánico	Carbaryl	Hylidae	<i>Hyla</i>	<i>H. chrysofelis</i>	2,74	Zaga et al. 1998
Orgánico	Endosulfan	Hylidae	<i>Hyla</i>	<i>H. chrysofelis</i>	9	Jones et al., 2009
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hyla</i>	<i>H. chrysofelis</i>	1,7	Jones et al., 2011
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hyla</i>	<i>H. chrysofelis</i>	1,7	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Cosmo Flux	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	849,21	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	302,31	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	1457	Henao et al., 2014
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	2,06	Bernal et al., 2009
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	2,15	Triana et al., 2013
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	1,41	Henao et al., 2014

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	2,20	Henao et al., 2015
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Hypsiboas</i>	<i>H. crepitans</i>	1,42	Henao et al., 2015
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Osteopilus</i>	<i>O. septentrionalis</i>	20,81	Reyes et al., 2003
Orgánico	Clorpirifós	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	0,365	Sparling & Fellers, 2009
Orgánico	Endosulfan	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. crucifer</i>	120	Jones et al., 2009
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. crucifer</i>	0,8	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Endosulfan	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	21,4	Jones et al., 2009
Orgánico	Endosulfan	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	0,15	Sparling & Fellers, 2009
Orgánico	Gution	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	4,14	Schuytema et al., 1995
Orgánico	Gution	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	0,84	Schuytema et al., 1995
Orgánico	DDT	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,80	Syers, 1970
Orgánico	Dieldrin	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,10	Syers, 1970
Orgánico	Endrina	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,18	Syers, 1970
Orgánico	Lindano	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	2,7	Syers, 1970
Orgánico	Malation	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,20	Syers, 1970
Orgánico	Metoxicloro	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,33	Syers, 1970
Orgánico	Paraquat	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	28	Syers, 1970
Orgánico	Paration	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	1	Syers, 1970
Orgánico	Toxafeno	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	0,50	Syers, 1970
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Hylidae	<i>Scinax</i>	<i>Scinax ruber</i>	1,64	Bernal et al., 2009
Orgánico	Roundup	Hylidae	<i>Scinax</i>	<i>Scinax nasicus</i>	2,64	Lajmanovich et al., 2003
Orgánico	Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	2234,86	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	655,13	Henao et al., 2013
Orgánico	Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	1.160	Henao et al., 2014
Orgánico	Glifosato + Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	2,78	Bernal et al., 2009
Orgánico	Roundup	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	3,03	Triana Velásquez et al. 2013
Orgánico	Roundup	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	2,78	Henao et al., 2014
Orgánico	Roundup + Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	3,90	Henao et al., 2015
Orgánico	Roundup + Cosmo Flux	Leptodactylidae	<i>Engystomops</i>	<i>E.pustulosus</i>	2,79	Henao et al., 2015
Orgánico	Dichlorvos	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	0,62	ECOTOX

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Dichlorvos	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	0,78	Geng et al. 2005
Orgánico	Endosulfan	Pelodyadidae	<i>Litoria</i>	<i>L. freycineti</i>	0,0013	Broomhall & Shine, 2003
Orgánico	2,4-Dimethylaniline	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	>270	Morgan, 1996
Orgánico	Atrazina	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	126	Morgan, 1996
Orgánico	Carbaryl	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	1,73	Zaga et al., 1998
Orgánico	Carbaryl	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	15,25	Zaga et al., 1998
Orgánico	Clorotaniil	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,008	Yu et al., 2013
Orgánico	Clorotaniil	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,014	Yu et al., 2013
Orgánico	Clorpirifós + Peronyl butoxide	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	2,41	El-Merhibi et al., 2012
Orgánico	Clorpirifós + Peronyl butoxide	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	4	El-Merhibi et al., 2012
Orgánico	Dieldrin	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,008–0,03	Schuytema et al., 1999
Orgánico	Dieldrin	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	>0,18	Schuytema et al., 1999
Orgánico	Fluoranteno	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,19	Hatch & Burton, 1998
Orgánico	Gution	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	11,89	Schuytema et al., 1994
Orgánico	Gution	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	2,94	Schuytema et al., 1995
Orgánico	Gution	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	1,60	Schuytema et al., 1994
Orgánico	Gution	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,59	Schuytema et al., 1995
Orgánico	Etoxilatos de nonilfenol	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	3,4–5,4	Mann & Bidwel, 2000
Orgánico	Permetrina	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,693	ECOTOX
Orgánico	Permetrina	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	0,297	ECOTOX
Orgánico	Butóxido de piperonilo	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	68	El-Merhibi et al., 2012
Orgánico	Roundup	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	7,29	Perkins et al., 2000
Orgánico	Roundup	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	6,8	Perkins et al., 2000
Orgánico	Roundup	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	9,3	Perkins et al., 2000
Orgánico	Roundup	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	15,6	Edginton et al., 2004
Orgánico	Roundup	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	7,9	Edginton et al., 2004
Orgánico	Triclopyr	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	10	Perkins et al., 2000
Orgánico	Triclopyr	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	159	Perkins et al., 2000

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Menefacet	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. tropicalis</i>	2,70	Saka, 2010
Orgánico	Simetrina	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. tropicalis</i>	3,70	Saka, 2010
Orgánico	Tiobencarb	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. tropicalis</i>	0,752	Saka, 2010
Orgánico	Atrazina	Ptychadenidae	<i>Ptychadena</i>	<i>P. bibroni</i>	0,23	Ezemonye & Tongo, 2009
Orgánico	Atrazina	Ptychadenidae	<i>Ptychadena</i>	<i>P. bibroni</i>	0,30	Ezemonye & Tongo, 2009
Orgánico	Atrazina	Ptychadenidae	<i>Ptychadena</i>	<i>P. bibroni</i>	0,43	Ezemonye & Tongo, 2009
Orgánico	Basudin	Ptychadenidae	<i>Ptychadena</i>	<i>P. bibroni</i>	0,0008	Marian et al., 1983
Orgánico	Bentazona	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	4530	França et al., 2015
Orgánico	Carbofuran	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	29,90	França et al., 2015
Orgánico	Cloruro de mercurio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,063	McCrary & Heagler, 1997
Orgánico	Dieldrin	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,04 a 0,05	Schuyttema et al., 1999
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	1,3	Jones et al., 2009
Orgánico	Fluoranteno	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	111,3	Walker et al., 1998
Orgánico	Imazapyr	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	799,6	Trumbo & Waligora, 2009
Orgánico	Imazapyr	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	14,7	Trumbo & Waligora, 2009
Orgánico	Imazapyr	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	1739	Trumbo & Waligora, 2009
Orgánico	MON 0818	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,83	Moore et al., 2012
Orgánico	Oxicloruro de cobre	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	2,83	Lombardi et al., 2002
Orgánico	Penoxsulam	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	7,52	França et al., 2015
Orgánico	Permetrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,10	França et al., 2015
Orgánico	Permetrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	7,03	ECOTOX
Orgánico	Permetrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,115	ECOTOX
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	2,1 –2,2	Jones et al., 2011
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	2,77	Moore et al., 2012
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	0,8	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Triclopyr	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	174,5	Trumbo & Waligora, 2009
Orgánico	Triclopyr	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. catesbeianus</i>	814,1	Trumbo & Waligora, 2009
Orgánico	Cloruro de mercurio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,014	McCrary & Heagler, 1997
Orgánico	Diazinon	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,005	Harris, 1998
Orgánico	Dithane	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	2,21	Harris, 1998

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Dithane	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,96	Harris, 1998
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,35	Berrill et al., 1998
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,36	Berrill et al., 1998
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	0,25	Berrill et al., 1998
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	3,2	Jones et al., 2009
Orgánico	Gution	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>5	Harris, 1998
Orgánico	Malation	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	6,47	Weir et al., 2012
Orgánico	Mon 0818	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	1,32	Moore et al., 2012
Orgánico	Pendimetalina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	2,47	Weir et al., 2012
Orgánico	Release	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	3,01	Wojtaszek et al., 2005
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	6,5	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>38,10	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	1,1	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>57,7	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>57,7	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>7,2	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	5,3	Edginton et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	1,4	Edginton et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	4,34	Wojtaszek et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	2,70	Wojtaszek et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	2,2–2,6	Jones et al., 2011
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	4,22	Moore et al., 2012
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	1,4	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Thiodan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	> 11,75	Harris, 1998
Orgánico	Thiodan	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	>4,7	Harris, 1998
Orgánico	Trifluralin	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	2,81	Weir et al., 2012
Orgánico	Trifluralin	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	9,76	Weir et al., 2012
Orgánico	Alaclor	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	11,5	Howe, 1998
Orgánico	Alaclor	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	3,5	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	47,6	Howe, 1998

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Atrazina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	14,5	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina + Alaclor	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	6,5	Howe, 1998
Orgánico	Atrazina + Alaclor	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	2,1	Howe, 1998
Orgánico	Dieldrin	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	0,071	Schuytema et al., 1999
Orgánico	Dithane	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	0,20	Harris et al., 2000
Orgánico	Esfenvalerate	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	0,007	Materna et al., 1995
Orgánico	Fluoranteno	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	0,36	Hatch & Burton, 1998
Orgánico	Mon 0818	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	0,68	Moore et al., 2012
Orgánico	Paraquat	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	1,3	Linder et al., 1990
Orgánico	Release	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	2,79	Wojtaszek et al., 2005
Orgánico	Release	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	3,29	Wojtaszek et al., 2005
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	9,2	Relyea & Jones., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	15,1	Edginton et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	1,1	Edginton et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	11,47	Wojtaszek et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	4,25	Wojtaszek et al., 2004
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	1,80	Moore et al., 2012
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	1,5	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Nonilfenol	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,00034	Bridges et al., 2002
Orgánico	Carbaryl	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	8,4	Bridges et al., 2002
Orgánico	Cloruro de mercurio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,006	McCrary & Heagler, 1997
Orgánico	Endrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,005–0,015	Hall & Swineford, 1980
Orgánico	Pentaclorofenol	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,14	Bridges et al., 2002
Orgánico	Permetrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	18,2	Bridges et al., 2002
Orgánico	Permetrina	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,081	ECOTOX
Orgánico	Roteone	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,423–0,591	Melvin & Trudeau, 2012
Orgánico	Toxafeno	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,378–0,790	Hall & Swineford, 1980
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	1,10	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	0,71	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	0,58	Edge et al., 2014

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	0,99	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	0,085	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	0,70	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	>4	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	>8	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	4,94	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	8,26	Edge et al., 2014
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	1,9	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Urea	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	14.290	Harless et al., 2011
Orgánico	Imidacloprid	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. nigromaculatus</i>	129	Feng et al., 2004
Orgánico	Tebufenozide	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. nigromaculatus</i>	0,83	ECOTOX
Orgánico	Malation	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. ridibundus</i>	29	Sayim, 2008
Orgánico	Malation	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. ridibundus</i>	38	Sayim, 2008
Orgánico	Clorpirifós	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. boylei</i>	3,00	Sparling & Fellers, 2007
Orgánico	Clorpirifós	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. boylei</i>	0,066	Sparling & Fellers, 2009
Orgánico	Diazinon	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. boylei</i>	7,49	Sparling & Fellers, 2007
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. boylei</i>	0,0005	Sparling & Fellers, 2009
Orgánico	Malation	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. boylei</i>	2,14	Sparling & Fellers, 2007
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. cascadae</i>	15	Jones et al., 2009
Orgánico	Roundup	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. cascadae</i>	1,7	Relyea & Jones, 2009
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. dalmantina</i>	0,074	Lavorato et al., 2013
Orgánico	Tiobencarb	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. japonica</i>	6,5	Saka, 1999
Orgánico	Endosulfan	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. temporaria</i>	0,054	Denoël et al., 2012
Orgánico	Dichlorvos	Rhacophoridae	<i>Polypedates</i>	<i>P. megacephalus</i>	10	ECOTOX
Orgánico	Dichlorvos	Rhacophoridae	<i>Polypedates</i>	<i>P. megacephalus</i>	12,94	Geng et al., 2005
Orgánico	Clorotanil	Scaphiopodidae	<i>Spea</i>	<i>Spea multiplicata</i>	10,7	Yu et al., 2013
Inorgánico	Cloruro de sodio	Bufonidae	<i>Anaxyrus</i>	<i>A. americanus</i>	3925,8	Collins & Russell, 1987
Inorgánico	Nitrato de amonio	Bufonidae	<i>Anaxyrus</i>	<i>A. americanus</i>	13,6	Hecnar, 1995
Inorgánico	Nitrato de amonio	Bufonidae	<i>Anaxyrus</i>	<i>A. americanus</i>	39,3	Hecnar, 1995
Inorgánico	Nitrito	Bufonidae	<i>Anaxyrus</i>	<i>A. boreas</i>	>7	Marco et al., 1999

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Inorgánico	Níquel	Bufonidae	<i>Anaxyrus</i>	<i>A.terrestris</i>	2,91	Fort et al., 2006
Inorgánico	Nitrato de amonio	Bufonidae	<i>Bufo</i>	<i>B. Bufo</i>	2198,7	Xu & Oldham, 1997
Inorgánico	Aluminio	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	1,9	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	8,18	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	0,3	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Cobre	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	0,32	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	Cobre	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	0,03	Moore et al., 2012
Inorgánico	Cromo	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	49,29	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	Hierro	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	0,4	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Manganeso	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	39	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Mercurio	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	0,043	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	Níquel	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	25,32	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	Níquel	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	8,8	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Plomo	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	1,5	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Zinc	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	19,86	Khangarot & Ray, 1987
Inorgánico	zinc	Bufonidae	<i>Duttaphrynus</i>	<i>D. melanostictus</i>	4,2	Shuhaimi-Othman et al., 2012
Inorgánico	Arsénico	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	50,04	Brodeur et al. 2009
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	2,19	Ferrari et al. 1993
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	2,65	Ferrari et al. 1993
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	3,06	Ferrari et al. 1993
Inorgánico	Cadmio	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	6,77	Ferrari et al. 1993
Inorgánico	Zinc	Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>R.arenarum</i>	2,49	Brodeur et al. 2009
Inorgánico	Cloruro de amonio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	60,3	Schuytema & Nebeker, 1999
Inorgánico	Cloruro de sodio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. crucifer</i>	2830,4	Collins & Russell, 1987
Inorgánico	Nitrato de amonio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	41,1	Schuytema & Nebeker, 1999
Inorgánico	Nitrato de sodio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	643	Schuytema & Nebeker, 1999
Inorgánico	Nitrito	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	1,90	Marco et al. 1999
Inorgánico	Sulfato de amonio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. regilla</i>	>102,9	Schuytema & Nebeker, 1999
Inorgánico	Nitrato de amonio	Hylidae	<i>Pseudacris</i>	<i>P. triseriata</i>	17	Hecnar, 1995
Inorgánico	Cadmio	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	1,58	Rao & Madhyastha, 1987

Tipo de Compuesto	Contaminante	Familia	Género	Especie	LC50 (mg/L)	Referencias
Inorgánico	Cobre	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	5,04	Rao & Madhyastha, 1987
Inorgánico	Manganeso	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	14,84	Rao & Madhyastha, 1987
Inorgánico	Mercurio	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	1,12	Rao & Madhyastha, 1987
Inorgánico	Zinc	Microhylidae	<i>Microhyla</i>	<i>M.fissipes</i>	22,41	Rao & Madhyastha, 1987
Inorgánico	Fluoruro	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	632	Goh & Neff, 1993
Inorgánico	Níquel	Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>X. laevis</i>	7,88	Fort et al., 2006
Inorgánico	Cloruro de sodio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	3109,3	Collins & Russell, 1987
Inorgánico	Nitrato de amonio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. clamitans</i>	32,4	Syers, 1970
Inorgánico	Nitrato de amonio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. pipiens</i>	22,6	Hecnar, 1995
Inorgánico	Cobre	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sphenoccephalus</i>	0,23	Bridges et al., 2002
Inorgánico	Acetato de magnesio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	3230	Harless et al., 2011
Inorgánico	Acetato potásico	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	4230	Harless et al., 2011
Inorgánico	Cloruro de magnesio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	7110	Harless et al., 2011
Inorgánico	Cloruro de sodio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	1721,4	Collins & Russell, 1987
Inorgánico	Cloruro de sodio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	2636 a 5109	Sanzo y Hecnar, 2006
Inorgánico	Cloruro de sodio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	7560	Harless et al., 2011
Inorgánico	Cloruro de sodio	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>L. sylvaticus</i>	3980	Harless et al., 2011
Inorgánico	Cloruro de cadmio	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. lessonae</i>	51,2	Selvi et al., 2003
Inorgánico	Cadmio	Ranidae	<i>Pelophylax</i>	<i>P. ridibundus</i>	71,8	Loumbourdis et al., 1999
Inorgánico	Nitrito	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. aurora</i>	5,59	Marco et al. 1999
Inorgánico	Nitrito	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. pretiosa</i>	6,82	Marco et al. 1999
Inorgánico	Cadmio	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. luteiventris</i>	15,31	Lefcort et al., 1998
Inorgánico	Zinc	Ranidae	<i>Rana</i>	<i>R. luteiventris</i>	28,38	Lefcort et al., 1998

APÉNDICE D.—Lista de publicaciones sobre LC50_{4-días} observados en este estudio.

- Bernabò, I., E. Brunelli, C. Berg, A. Bonaccia, and S. Tripepia. 2008. Endosulfan acute toxicity in Bufo bufo gills: Ultrastructural changes and nitric oxide synthase localization. *Aquatic Toxicology* 86:447–456.
- Bernal, M.H., K.R. Solomon, G. Carrasquilla. 2009. Toxicity of Formulated Glyphosate (Glyphos) and Cosmo-Flux to Larval Colombian Frogs 1. Laboratory Acute Toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A* 72:15–16.
- Berrill, M., D. Coulson, L. McGillivray, and B. Pauli. 1998. Toxicity of Endosulfan to aquatic stages of anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 1738–1744.
- Bridges C.M., F.J. Dwyer, D.K. Hardesty, and D.W. Whites. 2002. Comparative contaminant toxicity: Are amphibian larvae more sensitive than fish? *Environmental Contamination and Toxicology* 69:562–569.
- Brodeur, J.C., G. Svartza, C.S. Perez-Colla, D.J.G. Marino, and J. Herkovitsa. 2009. Comparative susceptibility to atrazine of three developmental stages of *Rhinella arenarum* and influence on metamorphosis: Non-monotonous acceleration of the time to climax and delayed tail resorption. *Aquatic Toxicology* 91:161–170.
- Brodeur, J.C., M.B. Poliserpi, M.F. D'Andrea, and M. Sánchez. 2014. Synergy between glyphosate- and cypermethrin-based pesticides during acute exposures in tadpoles of the common South American Toad *Rhinella arenarum*. *Chemosphere* 112:70–76.
- Broomhall, S., and R. Shine. 2003. Effects of the insecticide endosulfan and presence of congeneric tadpoles on Australian Treefrog (*Litoria freycineti*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45:221–226.
- Chandler, J.H., and L.L. Marking. 1982. Toxicity of Rotenone to Selected Aquatic Invertebrates and Frog Larvae. *The Progressive Fish-Culturist* 44:78–80.
- Collins, S., and R. Russell. 1987. Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution* 150:320–324.
- Denoël, M., B. D'Hooghe, G.F. Ficetola, C. Brasseur, E. de Pauw, J. Pierre Thomé, and P. Kestemont. 2012. Using sets of behavioral biomarkers to assess short-term effects of pesticide: a study case. *Ecotoxicology* 21:1240–1250.
- ECOTOX. Ecotoxicology knowledgebase. 2016. an online reference. Available at <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Edge, C., M. Gahl, D. Thompson, C. Hao, and J. Houlahan. 2014. Variation in amphibian response to two formulations of glyphosate-based herbicides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33:2628–2632.
- Edginton, A.N., P.M. Sheridan, G.R. Stephenson, D.G. Thompson, and H.J. Boermans. 2004. Comparative effects of pH and Vision® herbicide on two life stages of four anuran amphibian species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:815–822.
- El-Merhibi, A., A. Kumar, and T. Smeaton. 2004. Role of piperonyl butoxide in the toxicity of chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia* and *Xenopus laevis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57:202–212.

- Ezemonye L.I.N., and I. Tongo. 2009. Lethal and Sublethal Effects of Atrazine to Amphibian Larvae. *Jordan Journal of Biological Sciences* 2:29–36.
- Ezemonye L.I.N., and T. Isioma. 2010. Acute toxic effects of Endosulfan and Diazinon pesticides on adult amphibians (*Bufo regularis*). *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology* 2:73–78.
- Feng, S., Z. Kong, X. Wang, L. Zhao, and P. Peng. 2004. *Chemosphere* 56:457–463.
- Ferrari, L., A. Salibián, and C.V. Muiño. 1993. Selective protection of temperature against cadmium acute toxicity to *Bufo arenarum* tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50:212–218.
- França, F.M., T.C. Brazil de Paiva, A.S. Marcantônio, P.C. Teixeira, and C.M. Ferreira. 2015. Acute toxicity and ecotoxicological risk assessment of rice pesticides to *Lithobates catesbeianus* tadpoles. *Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 50:406–410.
- Geng, B.R., D. Yao, and Q.Q. Xue. 2005. Acute toxicity of the pesticide dichlorvos and the herbicide butachlor to tadpoles of four anuran species. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75:343–349.
- Giri, A., S.S. Yadava, S. Giri, and G.D. Sharmac. 2012. Effect of predator stress and malathion on tadpoles of indian skittering frog. *Aquatic Toxicology* 106:157–163.
- Goh, E.H., and A.W. Neff. 2003. Effects of fluoride on *Xenopus* embryo development. *Food and Chemical Toxicology* 41:1501–1508.
- Gopal, K., R.N. Khanna, M. Anand, and G.S.D. Gupta. 1981. The acute toxicity of endosulfan to fresh-water organisms. *Toxicology Letters* 7:453–456.
- Hall, R.J., and D. Swineford. 1980. Toxic effects of endrin and toxaphene on the southern leopard frog *Rana sphenocephala*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 23:53–65.
- Harless, M.L., C.J. Huckins, J.B. Grant, and T.G. Pypker. 2011. Effects of six chemical deicers on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:1637–1641.
- Harris, M.L., C.A. Bishop, J. Struger, B. Ripley, and J.P. Bogart. 1998. The functional integrity of northern leopard frog (*Rana pipiens*) and green frog (*Rana clamitans*) populations in orchard wetlands. II. Effects of pesticides and eutrophic conditions on early life stage development. *Environmental Toxicology* 7:1351–1363.
- Harris, M.L., L. Chora, C.A. Bishop, and J.P. Bogart. 2000. Species and age related differences in susceptibility to pesticide exposure for two amphibians, *Rana pipiens* and *Bufo americanus*. *Environmental Contamination and Toxicology* 64:263–270.americanus.
- Hashimoto, Y., and Y. Nishiuchi. 1981. Establishment of bioassay methods for the evaluation of acute toxicity of pesticides to aquatic organisms. *Journal of Pesticide Science* 6:257–264.
- Hatch, A.C., and G.A. Burton. 1998. Effects of photoinduced toxicity of fluoranthene on amphibian embryos and larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 1777–1785.
- Hecnar, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from Southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:2131–2137.

- Henao Muñoz L.M., V.A. Arango-Cubillos, y M.H. Bernal Bautista. 2013. Toxicidad aguda y efectos subletales del Cosmo-Flux411F en embriones de cuatro especies de anuros colombianos. *Actualidades Biológicas* 35: 209–218.
- Henao Muñoz, L.M., C.M. Montes Rojas, y M.H. Bernal Bautista. 2015. Toxicidad aguda y efectos subletales de la mezcla glifosato (Roundup Activo) y Cosmo-Flux 411F en embriones y renacuajos de cuatro especies de anuros colombianos *Revista de Biología Tropical* 63:223–233.
- Henao Muñoz L.M., T.M. Triana Velásquez, y M.H. Bernal Bautista. 2015. Evaluación de la toxicidad de dos agroquímicos, Roundup Activo y Cosmo-Flux®411F, en renacuajos de anuros colombianos. *Acta Biológica Colombiana* 20:153–161.
- Howe, G.E., R. Gillis, and R.C. Mowbray. 1998. Effect of chemical synergy and larval stage on the toxicity of atrazine and alachlor to amphibian larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 519–525.
- Jones, D. K., J.I. Hammond and R.A. Relyea. 2009. Very highly toxic effects of endosulfan across nine species of tadpole: lag effects and family level selectivity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28:1939–1945.
- Kanamadi, R., and S. Saidapur. 1992. Effect of chronic exposure to the mercurial fungicide emisan on spermatogenesis in *Rana cyanophlyctis*. *Journal of Herpetology* 26:508–510.
- Kennedy, I.J., and K. Sampath. 2001. Short-term and long-term survival studies in *Rana tigrina* tadpoles with reference to methyl parathion toxicity. *Journal Environmental Biology* 22: 267–271.
- Khangarot, B.S., A. Sehgal, and M.K. Bhasi. 1985. Man and biosphere: Studies on the Sikkim Himalayas. Part 6: Toxicity of selected pesticides to frog tadpole *Rana hexadactyla* (Lesson). *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 13:391–394.
- Khangarot, B.S., and P.K. Ray. 1987. Sensitivity of toad tadpoles *Bufo melanostictus* (Schneider), to heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38:523–527.
- Lajmanovich, R.C., M.T. Sandoval, and P.M. Peltzer. 2003. Induction of mortality and malformation in *Scinax nasicus* tadpoles exposed to glyphosate formulations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70:0612–0618.
- Lavorato, M., I. Bernabò, A. Crescente, M. Denoël, S. Tripepi, and E. Brunelli. 2013. Endosulfan effects on *Rana dalmatina* tadpoles: Quantitative developmental and behavioural analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 64:253–262.
- Lefcort, H., R.A. Meguire, L.H. Wilson, and W.F. Ettinger. 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35:447–456.
- Linder, G., J. Barbitta, and T. Kwaiser. 1990. Short-term amphibian toxicity tests and paraquat toxicity assessment. *Aquatic Toxicology and Risk Assessment* 1096:189–198.
- Lombardi, J.V., T.R. Perpétuo, C.M. Ferreira, J.G. Machado-Neto, and H.L.A. Marques. 2002. Acute toxicity of the fungicide copper oxychloride to tadpoles of the bullfrog *Rana catesbeiana*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 69:415–420.
- Loumbourdis, N.S., P. Kyriakopoulou-Sklavounoua, and G. Zachariadis. 1999. Effects of cadmium exposure on bioaccumulation and larval growth in the frog *Rana ridibunda*. *Environmental Pollution* 104:429–433.

- Mann, R.M., and J.R. Bidwell. 2000. Application of the FETAX protocol to assess the developmental toxicity of nonylphenol ethoxylate to *Xenopus laevis* and two Australian frogs. *Aquatic Toxicology* 51:19–29.
- Marco, A., C. Quilchano, and A.R. Blaustein. 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2836–2839.
- Marian, M.P., V. Arul, T.J. Pandian. 1983. Acute and chronic effects of carbaryl on survival. Growth and metamorphosis in the bullfrog (*Rana tigrina*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 12:271–275.
- Materna, E.J., C.F. Rabeni, and T.W. Lapoint. 1995. Effects of the synthetic pyrethroid insecticide, esfenvalerate, on larval leopard frogs (*Rana* spp.). *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 613–622.
- McCrary, J.E., and M.G. Heagler. 1997. The use of a simultaneous multiple species acute toxicity test to compare the relative sensitivities of aquatic organisms to mercury. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology* 32:73–81.
- Moore, L.J., L. Fuentes, J.H. Rodgers Jr, W.W. Bowerman, G.K. Yarrow, W.Y. Chao, and W.C. Bridges Jr. 2012. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup to five North American anurans 78:128–133.
- Morgan, M.K., P.R. Scheuerman, C.S. Bishop and R.A Pyles. 1996. Teratogenic potential of atrazine and 2,4-D using FETAX. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 48:151–168.
- Paisio, C.E., E. Agostini, P. Solange González, and M.L. Bertuzzi. 2009. Lethal and teratogenic effects of phenol on *Bufo arenarum* embryos 167:64–68.
- Perkins, P.J., H.J. Boermans, and G.R. Stephenson. 2000. Toxicity of glyphosate and triclopyr using the frog embryo teratogenesis assay–*Xenopus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 940–945.
- Punzo, F., and M. Parker. 2005. Effects of azadirachtin on mortality, fertilization, and swimming speed in larvae of the cane toad, *Bufo marinus* (Anura: Bufonidae). *Journal of Environmental Biology* 26:687–691.
- Rao, I.J., and M.N. Madhyastha. 1987. Toxicities of some heavy metals to the tadpoles of frog, *Microhyla ornata* (dumeril & bibron). *Toxicology Letters* 36:205–208.
- Relyea, R., and N. Diecks. 2008. An unforeseen chain of events: Lethal effects of pesticides on frogs at sublethal concentrations. *Ecological Applications* 18:1728–1742.
- Rosenbaum, E.A., A. Caballero de Castro, L. Gauna, and A.M. Pechen de D'Angelo. 1988. Early biochemical changes produced by malathion on toad embryos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 17:831–835.
- Saka, M. 1999. Acute toxicity tests on Japanese amphibian larvae using thiobencarb, a component of rice paddy herbicide. *Herpetological Journal* 9:73–81.
- Saka, M. 2010. Acute toxicity of rice paddy herbicides simetryn, mefenacet, and thiobencarb to *Silurana tropicalis* tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73:1165–1169.

- Salibián, A. 1992. Effects of deltamethrin on the South American toad, *Bufo arenarum*, tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 48:616–621.
- Sanders, H.O. 1970. Pesticide toxicities to tadpoles of the western chorus frog *Pseudacris triseriata* and fowler's toad *Bufo woodhousii fowleri*. *Copeia* 1:246–251.
- Sanzo, D., and S.J. Hecnar. 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution* 140:247–256.
- Sayim, F. 2008. Acute toxic on effects of malathion the 21st stage larvae of the marsh frog. *Turkish Journal of Zoology* 32:99–106.
- Schuytema, G.S., A.V. Nebeker, W.L. Griffis, and K.N. Wilson. 1991. Teratogenesis, toxicity, and bioconcentration in frogs exposed to dieldrin. *Environmental Contamination and Toxicology* 21:332–350.
- Schuytema, G.S., A.V. Nebeker, and W.L. Griffis. 1994. Toxicity of Guthion and Guthion 2S to *Xenopus laevis* embryos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27:250–255.
- Schuytema, G.S., A.V. Nebeker, W.L. Griffis. 1995. Comparative toxicity of Guthion and Guthion 2S to *Xenopus laevis* and *Pseudacris regilla* tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 54:382–388.
- Schuytema, G.S., and A.V. Nebeker. 1999. Comparative effects of ammonium and nitrate compounds on pacific treefrog and african clawed frog embryos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 36:200–206.
- Shuhaimi–Othmana, M., Y. Nadzifaha, N.S. Umiraha, and A.K. Ahmad. 2012. Toxicity of metals to tadpoles of the common sunda toad, *Duttaphrynus melanostictus*. *Toxicological and Environmental Chemistry* 94:364–376.
- Sparling, D.W., and G. Fellers. 2007. Comparative toxicity of chlorpyrifos, diazinon, malathion and their oxon derivatives to larval *Rana boylei*. *Environmental Pollution* 147:535–539.
- Triana Velásquez, T.M., C.M. Montes Rojas, y M.H. Bernal Bautista. 2013. Efectos letales y subletales del glifosato (Roundup Activo) en embriones de anuros colombianos. *Acta biológica Colombiana* 18:271–278.
- Trumbo, J., and D. Waligora. 2009. The impact of the herbicides imazapyr and triclopyr triethylamine on bullfrog tadpoles. *California Fish and Game* 95:122–127.
- Walker, S.E., D.H. Taylor, and J.T. Oris. 1998. Behavioral and histopathological effects of fluoranthene on bullfrog larvae (*Rana catesbeiana*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:734–739.
- Weir, S.M., S. Yu, and C.J. Salice. 2012. Acute toxicity of herbicide formulations and chronic toxicity of technical-grade trifluralin to larval green frogs (*Lithobates clamitans*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 31:2029–2034.
- Wojtaszek, B.F., T.M. Buscarini, D.T. Chartrand, G.R. Stephenson, and D.G. Thompson. 2005. Effect of release herbicide on mortality, avoidance response, and growth of amphibian larvae in two forest wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2533–2544.
- Wojtaszek, B.F., B. Staznik, D.T. Chartrand, G.R. Stephenson, and D.G. Thompson. 2004. Effects of vision herbicide on mortality, avoidance response, and growth of amphibian larvae in two forest wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:832–842.

- Xu, Q., and R.S. Oldham. 1997. Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32:298–303.
- Yu, S., M.R. Wages, G.P. Cobb, and J.D. Maul. 2013. Effects of chlorothalonil on development and growth of amphibian embryos and larvae. *Environmental Pollution* 181:329–334.
- Zaga, A., E.E. Little, C.F. Rabeni, and M.R. Ellersieck. 1998. Photoenhanced toxicity of a carbamate insecticide to early life stage anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 2543–2553.