

Ambiente y conflictos armados: el legado tóxico de las guerras

Environment and Armed Conflicts: the Toxic Legacy of Wars

PABLO G. ROSS¹, FERNANDO D. REINA² y GERARDO D. CASTRO³
gcastro@citedef.gob.ar

¹ Departamento de Química Aplicada y Facultad de Ingeniería del Ejército, Universidad de la Defensa Nacional (UNDEF).

² Departamento de Química Aplicada.

³ Departamento de Investigaciones en Bioseguridad y Toxicología, Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF) y Unidad de Investigación y Desarrollo Estratégicos para la Defensa (UNIDEF, MINDEF-CONICET).

Resumen

Las guerras pueden producir una serie de efectos en el ambiente natural y humano, que pueden ser a largo o corto plazo, inmediatos o diferidos, locales o abarcar áreas geográficas extensas. Las consecuencias pueden ser transitorias; sin embargo, en muchos casos son duraderas o irreversibles. El impacto en el ambiente y la naturaleza en general se relaciona con el tipo y cantidad de las armas utilizadas, la generación de residuos peligrosos por parte de la industria bélica y la explotación masiva de recursos naturales, que resultan en diferentes tipos de degradación ambiental. Las actividades realizadas en las áreas de producción, almacenamiento y prueba de armas provocan la contaminación del suelo, el aire y el agua por la acción de productos básicos de estas industrias. Sin embargo, las consecuencias más significativas se observan como resultado de los conflictos en sí, lo cual está condicionado por variables políticas y socioeconómicas de las partes y, por supuesto, por características geográficas y ecológicas de los escenarios involucrados. En este trabajo analizamos casos que son emblemáticos para el impacto ambiental de grandes conflictos armados, al tiempo que hacemos una revisión de las políticas para su prevención o remediación.

Palabras clave: impacto ambiental- guerra química - dioxinas - uranio empobrecido - síndrome de la Guerra del Golfo

Abstract

Wars can produce several effects on the natural and human environment, which can be long- or short-term, immediate or delayed, local or encompass extensive geographic areas. The consequences can be temporary; however, in many cases, they are long-lasting or irreversible. The impact on the environment and nature in general is related to the type and quantity of the weapons used, the generation of hazardous waste by the war industry, and the massive exploitation of natural resources, resulting in various types of environmental degradation. Activities carried out in the areas of weapons production, storage, and testing cause soil, air, and water pollution due to the action of basic products from these industries. However, the most significant consequences are observed as a result of the conflicts themselves, which are conditioned by the political and socioeconomic variables of the parties and, of course, by the geographic and ecological characteristics of the scenarios involved. This paper analyzes emblematic cases of the environmental impact of major armed conflicts, while also reviewing policies for their prevention or remediation.

Keywords: environmental impact - chemical warfare - dioxins - depleted uranium - Gulf War syndrome

Introducción

El gran Cartago lideró tres guerras: después de la primera seguía teniendo poder; después de la segunda seguía siendo habitable; después de la tercera ya no se encuentra en el mapa.

Albert Camus

El mundo de hoy se enfrenta a niveles excepcionales de conflictos y violencia, que traen un impacto brutal en las personas, los países y su ambiente. Millones de personas en todo el mundo se vieron obligadas a desplazarse debido a la persecución, las violaciones de derechos humanos y los acontecimientos que perturbaron gravemente el orden público y de las instituciones. El costo humano de cualquier guerra es innegable y profundo, pero debe considerarse también que el ambiente sufre consecuencias inmensas y a menudo solapadas por lo obvio. No solamente por la destrucción inmediata; los conflictos alteran los ecosistemas, agotan los recursos naturales, contaminan el ambiente y todo esto impacta sobre un planeta viable para las generaciones futuras.

La guerra altera los equilibrios naturales de maneras variadas. El daño ambiental tiene consecuencias devastadoras para los recursos naturales, los ecosistemas críticos, la salud, y también en los medios de vida y la seguridad de las personas. Cuando se talan los bosques con fines bélicos, las tierras fértiles y los recursos hídricos vitales pueden contaminarse. Las operaciones militares suelen talar la vegetación o perturbar los ecosistemas para retirar la cobertura de los combatientes enemigos o para inhabitar zonas y obligar a la población local a abandonar el lugar, con graves consecuencias a futuro, no solo en el momento.

La destrucción que provoca una guerra degrada el suelo, el agua, el aire y la agricultura. Los sistemas e instalaciones de gestión de aguas residuales y residuos sólidos colapsan. La destrucción de edificios, carreteras y otras infraestructuras genera miles de toneladas de escombros, algunos contaminados con municiones sin detonar, asbesto u otras sustancias peligrosas. Los daños a las instalaciones industriales químicas provocan incendios y liberan contaminantes al aire, al agua y al suelo, creando importantes riesgos inmediatos y a largo plazo para la salud humana y el ambiente. Desde tierras y vías fluviales contaminadas hasta la liberación de sustancias tóxicas, el impacto ambiental de la guerra es inmenso y puede tener un gran alcance. Reconocer este impacto es el primer paso para mitigar los daños, promover la remediación ambiental y, en última instancia, prevenir futuros conflictos.

A pesar del gran número de guerras durante este siglo y el pasado, y su coincidencia temporal con la creciente importancia de las cuestiones ambientales en la agenda mundial, solo contamos con un número limitado de ejemplos históricos de restauración a gran escala en entornos dañados gravemente por conflictos. Un ejemplo aleccionador es la zona alrededor de Verdún y otras ciudades del noreste de Francia, que fue el epicentro de la guerra de trincheras durante la Primera Guerra Mundial. Un siglo después, la zona sigue siendo limpiada de municiones sin detonar, incluidas armas químicas, y algunos sitios permanecen como "zonas rojas" de acceso prohibido. Si bien muchos lugares se han devuelto gradualmente al uso agrícola, se acepta que otros nunca se recuperarán por completo. La Segunda Guerra Mundial también causó daños ambientales permanentes, como se aprecia en la geomorfología alterada de muchos bosques y otros paisajes naturales en países como Alemania, Francia, Bélgica y partes de la antigua Unión Soviética (Elbouzidi y Addi, 2023). Existen también ejemplos mucho más recientes para este tipo de impactos en el sudeste asiático (Zhu *et al.*, 2025). En los casos que se analizarán a continuación veremos como el uso de determinado armamento o estrategia bélica lleva a consecuencias postconflicto que no se terminan de reparar en décadas.

Las consecuencias ambientales de la guerra química

Se define como "guerra química" un conflicto bélico en el que se utilizan agentes químicos tóxicos, que son considerados armas de destrucción masiva. Si bien en 1919 el tratado de Versalles prohibía el uso de gases asfixiantes y otras sustancias tóxicas (y, previamente, la Declaración de La Haya en 1899) el Protocolo de Ginebra, firmado en 1925 y entrado en vigor en 1928, prohíbe el uso de armas químicas y biológicas en conflictos armados, siendo reconocido oficialmente por la mayoría de los países, incluso los que tienen capacidad de producción de este tipo de sustancias (Ross, 2022). En él, se define un arma química como cualquier sustancia química tóxica utilizada para causar daño en la guerra, prohibiendo su uso junto con las armas bacteriológicas, abarcando a las sustancias tóxicas, los dispositivos diseñados para liberarlas y el equipo necesario para su empleo, aunque se excluyen los usos asociados a actores no estatales. El Protocolo de Ginebra dio paso años más tarde a las convenciones de armas químicas y biológicas, y enmarcadas según la definición de la Asamblea General de la ONU como armas de destrucción masiva, incluyendo también a las armas nucleares y radiactivas (Instituto Español de Estudios Estratégicos, 2023).

En la actualidad, las noticias sobre el uso de los químicos incluidos en los listados de control están asociados a los actores no estatales, sin embargo, algunos países de Oriente que no han firmado o ratificado la Convención de Armas Químicas, las utilizan en sus conflictos no convencionales (Ross, 2022). Los obtienen en el mercado ilegal, de remanentes que fueron sintetizados en época de la Segunda Guerra Mundial, aunque en ocasiones han llegado a sintetizarlos, como fue el caso de la secta apocalíptica "Aum Shinrikyo" - Verdad Suprema-, liderada por Chizuo Matsumoto, quien perpetró el atentado en el metro de Tokio en 1995. Años antes y en mayor escala de producción, Irak, con su programa de producción de armas químicas, manufacturó miles de toneladas de agentes nerviosos y vesicantes, como gas mostaza, tabún, sarín y VX. Los utilizó en ataques contra Irán e incluso contra su propia población civil, como el ataque a la ciudad kurda de Halabja en 1988.

Otro antecedente ocurrió en medio del programa químico clandestino sirio. Este país omitió declarar un gran número de actividades del Centro de Estudios e Investigación Científica sirio (SSRC, por sus siglas en inglés), aun estando en el marco de la Convención. También omitió inicialmente declarar (lo hizo recién en 2018) los centros de Barzeh y Jamraya. Desde 2014, la "Misión de Determinación de los Hechos" (Fact Finding Mission, FFM) de la Organización para la Prohibición de las Armas Químicas, junto al Mecanismo Conjunto de Investigación ONU-OPAQ sobre ataques químicos (Joint Investigation Mechanism, JIM), ha investigado una serie de casos de uso presunto de cloro en Damasco y de gas mostaza en Dáesh. A partir de noviembre de 2017, y debido a no prorrogarse el mandato del Mecanismo Conjunto de Investigación de la OPAQ y la ONU (por veto de Rusia en el Consejo de Seguridad de las Naciones Unidas), los casos de uso de armas químicas fueron en aumento, como indican los crecientes ataques con gas cloro desde el inicio de la ofensiva de Guta Oriental, ocurriendo en Duma el mayor ataque con gas cloro en abril de 2018 (Zarocostas, 2017). Muy poco se sabe sobre los efectos a largo plazo para la exposición a los agentes Q, en buena parte porque sus efectos agudos son más notorios y también por la poca información disponible (Ekzayez *et al.*, 2020; Volans y Karalliedde, 2002).

La Convención de Armas Químicas (CAQ), establece la prohibición total del desarrollo, producción, almacenamiento, transferencia y uso de armas químicas, exigiendo la destrucción segura de los arsenales existentes y la verificación internacional de que estas sustancias no se usen para fines pacíficos. Así, los países que adhieran a la CAQ deben declarar sus instalaciones y sustancias químicas y permitir inspecciones. Además, la convención prevé la protección y asistencia a los Estados miembros en caso de amenaza o uso de armas químicas y fomenta la cooperación internacional para fines pacíficos. A partir de ese momento, los métodos de destrucción se estandarizaron en función de preservar, o al menos, de minimizar el impacto sobre el ambiente.

Sin embargo, los arsenales más importantes son los remanentes de la Segunda Guerra Mundial. A su término, los países aliados confiscaron una gran cantidad de municiones y sustancias tóxicas que desecharon arrojándolas al mar. En otros casos, fueron enterradas. Con el paso del tiempo, el alto grado corrosivo de estas sustancias provocó el deterioro de los contenedores y municiones que las alojaban tomando así contacto con los suelos y aguas. Debido al vertido intencional de millones de toneladas de todo tipo de material bélico, en las zonas alemanas de los mares del Norte y Báltico se encuentran aproximadamente 1,6 millones de toneladas métricas de explosivos convencionales tóxicos (TNT y otros) y más de 5.000 toneladas métricas de armas químicas que tras más de 50 años en el lecho marino y, a causa de la corrosión de las carcasas metálicas de estas municiones, las sustancias químicas se filtran y se distribuyen en el medio acuático.

Alemania, así como Rusia, Estados Unidos y Gran Bretaña, acumularon grandes depósitos de gas mostaza, tabún y sarín que, después de terminada la guerra, fueron enterrados o tirados al mar.

Un ejemplo de ello fue el trabajo que realizó el buque marítimo estadounidense Cape Ray, encargado de destruir las 581 toneladas métricas de un precursor químico para el gas sarín, extraídas de la República Árabe Siria en julio de 2014. Las operaciones de destrucción fueron supervisadas y verificadas continuamente por un equipo de inspectores de la OPAQ a bordo del Cape Ray, tarea que fue agradecida por el director general de la OPAQ, al completar la destrucción de los precursores químicos de forma segura y respetuosa con el ambiente, y por su contribución general a los esfuerzos internacionales para eliminar el programa de armas químicas de Siria. Desde un punto de vista tecnológico, se utilizó un procedimiento de hidrólisis (que es la ruptura o disociación de los tóxicos por la acción de las moléculas de agua, dando lugar a otras especies químicas). Las aguas residuales, producto de la hidrólisis del gas mostaza que contienen la misma toxicidad que las aguas provenientes de la producción industrial fueron transportadas a instalaciones en tierra en Finlandia y Alemania para su eliminación en hornos de alta energía.

El proyecto de Búsqueda y Evaluación de Municiones Químicas (CHEMSEA) ha realizado estudios sobre la detección, la contaminación de sedimentos y dispersión de armas químicas, así como sobre los efectos biológicos de estos agentes vertidos en el Mar Báltico (Bełdowski *et al.*, 2016; Sanderson *et al.*, 2008). Los resultados sugieren que las municiones que contienen agentes Q están más dispersas en el fondo marino de lo que se sospechaba, y se descubrió un vertedero no documentado previamente en el fondo marino de Gdansk. La contaminación de los sedimentos con productos de degradación fue local y cercana a los objetos detectados; sin embargo, el rango de contaminación fue mayor que el previsto con los modelos

teóricos. Las corrientes de fondo observadas en los vertederos fueron lo suficientemente fuertes como para provocar la resuspensión de sedimentos y contribuyeron al transporte de los sedimentos contaminados. La diversidad y densidad de las comunidades de fauna fueron bajas en los vertederos en comparación con el área de referencia, aunque los efectos directos de los agentes Q sobre los organismos bentónicos fueron difíciles de determinar debido a las condiciones hipóxicas o incluso anóxicas cerca del fondo. De igual manera, el bajo nivel de oxígeno podría haber afectado los efectos biológicos evaluados en el bacalao y los mejillones azules (enjaulados). No obstante, ambas especies mostraron respuestas moleculares y celulares significativamente elevadas en los sitios contaminados, en comparación con los sitios de referencia (Beldowski *et al.*, 2016).

El agente naranja y las dioxinas en Vietnam

Durante la guerra de Vietnam (1962-1971), las fuerzas militares estadounidenses rociaron aproximadamente 76,9 millones de litros de herbicidas como parte de la "Operación Ranch Hand", incluyendo hasta un estimado de 366 kg de dioxina sobre Vietnam Central y del Sur. Se utilizaron diferentes herbicidas tácticos, como el Agente Naranja, el Agente Blanco, el Agente Púrpura, el Agente Rosa, el Agente Verde y el Agente Azul. El Naranja representó gran parte del total de productos químicos utilizados, con 1,5 millones de hectáreas de tierra y bosques rociados (Stellman *et al.*, 2003). El Agente Naranja, un fenoxiherbicida mezcla de 50% de ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) y 50% de ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético (2,4,5-T), fue utilizado durante la guerra de Vietnam por el ejército estadounidense para defoliar selvas donde las tropas enemigas podían esconderse y para destruir cultivos. Este herbicida estaba contaminado con la dioxina clorada más tóxica, la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD o TCDD). La dioxina era un subproducto del 2,4,5-T, ingrediente activo de algunos de estos herbicidas (Young, 2009). Los registros de fumigación del grupo "Ranch Hand" de la Fuerza Aérea indican que 42,6 millones de litros de Agente Naranja, de los 72,35 millones de litros de herbicida utilizados, se pulverizaron en más del 15% del sur de Vietnam en ciertas ubicaciones. No se dispone de registros de fumigación de helicópteros del Ejército, mochilas y unidades navales para estimar la ubicación y la cantidad de fumigaciones adicionales (Schechter *et al.*, 2003). Aproximadamente a principios de la década de 1970, se produjo una fuga importante de más de 1.900 litros de Agente Naranja en el subsuelo de la base aérea de Bien Hoa (Truong y Dinh, 2021; Westing, 1984).

Las dioxinas son un grupo de 75 sustancias químicas llamadas dibenzodioxinas policloradas, que se derivan principalmente de fuentes antropogénicas y pueden persistir en el ambiente durante años (Tran *et al.*, 2013). Solo 7 de los 75 congéneres presentan una toxicidad similar a la característica de las dioxinas, siendo la 2,3,7,8-TCDD la sustancia más tóxica (Tran *et al.*, 2013). Una vez liberada a la atmósfera, la dioxina suele unirse a partículas (como las cenizas), quedando protegida de la fotodegradación y permanece suspendida durante un largo período antes de sedimentarse (IARC, 1997). En el agua, la dioxina se acumula en la arena del fondo y en los sedimentos de ríos, lagos y océanos. Dado que la dioxina es altamente lipofílica, se absorbe fácilmente por los organismos acuáticos y se concentra a medida que asciende por la cadena alimentaria hasta los peces y, finalmente, a los humanos. Las personas pueden estar expuestas a la dioxina a través de diferentes vías, como la inhalación, la ingestión y la absorción dérmica (IARC, 1997; Tran *et al.*, 2013).

Actualmente, existe una gran cantidad de estudios para examinar los impactos de la dioxina en la salud de los humanos, los animales y el ecosistema. Los estudios en animales muestran que la exposición a la dioxina afecta los sistemas hepático, reproductivo, nervioso, inmunitario, endocrino, cardiovascular y pulmonar. El Instituto de Medicina, tras revisar publicaciones científicas recientes sobre las asociaciones entre los resultados de salud y la exposición al 2,3,7,8-TCDD y otras sustancias químicas presentes en herbicidas utilizados en Vietnam declaró que "existe evidencia suficiente para vincular la leucemia linfocítica crónica (incluida la leucemia de células pilosas y otras leucemias crónicas de células B), el sarcoma de tejidos blandos (incluido el cardíaco), el linfoma no Hodgkin, la enfermedad de Hodgkin y el cloracné con la exposición a dioxinas" (IARC, 1997; Institute of Medicine, 2012). Existe evidencia limitada o indicativa de una asociación entre la exposición y el cáncer de laringe; cáncer de pulmón, bronquios o tráquea; cáncer de próstata; mieloma múltiple; amiloidosis AL; neuropatía periférica transitoria de inicio temprano; enfermedad de Parkinson; porfiria cutánea tardía; hipertensión; cardiopatía isquémica; diabetes mellitus tipo 2; y espina bífida en la descendencia de personas expuestas (Institute of Medicine, 2012).

Durante la década de 1970 se encontraron niveles notablemente elevados de TCDD en la leche de algunas madres lactantes vietnamitas y también en peces de zonas fuertemente rociadas con el Agente Naranja. Los niveles de TCDD alcanzaron las 1850 partes por billón en lípidos de la leche de madres lactantes y 810 partes por trillón de peso húmedo en los peces, lo que representa concentraciones bajísimas, pero biológicamente activas (Nhu *et al.*, 2011; Schecter *et al.*, 2003). Los análisis realizados durante las décadas de 1980 y 1990 en más de 2.200 muestras de tejidos y sangre humanos vietnamitas, así como en algunas muestras de fauna silvestre, para detectar TCDD y otras dioxinas, encontraron varias ubicaciones geográficas donde se observó un aumento del TCDD, pero no de otras dioxinas (Dwernychuk *et al.*, 2002; Olie *et al.*, 1989; Schecter *et al.*, 1989a,b). También se observó un aumento de otros compuestos organoclorados en algunos vietnamitas (Cau *et al.*, 1994; Schecter *et al.*, 1989, 1997).

El patrón de aumento del TCDD es característico de la exposición a las dioxinas provenientes del Agente Naranja. Otros hallazgos mostraron niveles elevados de TCDD en animales silvestres, y otros alimentos, en ocasiones, mostraron niveles elevados de TCDD en grasa de cerdo, pescado y pollo (Cau *et al.*, 1994; Olie *et al.*, 1989; Schecter *et al.*, 1989). Un hallazgo similar, pero con niveles menores de TCDD en humanos, alimentos y suelo, se reportó recientemente en el valle de Aloui, en las montañas centrales de Vietnam (Hatfield Consultants and 10-80 Committee, 1998, 2000; Dwernychuk *et al.*, 2002). Sin embargo, los alimentos vietnamitas exportados y adquiridos en Estados Unidos entre 2.000 y 2.002 no presentaron niveles detectables de TCDD ni de otras dioxinas. Esto era previsible porque la mayor parte de Vietnam no fue rociada con el Agente Naranja, sino sólo ciertas zonas del sur (Schecter y Pavuk, 2003).

La ciudad de Bien Hoa, un "foco de dioxinas", como se denomina a veces a las zonas contaminadas debido a sus altos niveles de dioxinas, se encuentra aproximadamente a 32 km al norte de Ciudad Ho Chi Minh, la antigua Saigón. Durante los últimos cinco años, algunos residentes de Bien Hoa se sometieron a análisis exhaustivos para determinar los niveles de dioxinas en sangre (Schecter *et al.*, 2001, 2002). Aproximadamente el 95% de las muestras de sangre tomadas a 43 personas seleccionadas presentaron niveles elevados de TCDD, superiores a los niveles de TCDD reportados en 3 muestras individuales y una muestra agrupada (n = 100) del norte del país. Tras la finalización de la fumigación con el Agente Naranja en 1971, el nivel más alto de TCDD en sangre detectado en Vietnam fue de 413 partes por trillón, medido

recientemente en una persona vietnamita residente en la ciudad de Bien Hoa. Los niños nacidos después de la finalización de la fumigación con el Agente Naranja, incluyendo cuatro nacidos durante la década de 1980, y aquellos que se mudaron recientemente a Bien Hoa, también presentaron niveles elevados de TCDD. Algunas muestras de suelo presentaron niveles elevados de TCDD, incluyendo el más alto medido hasta la fecha en Vietnam, de más de 1 millón de partes por trillón en peso seco, pero la mayoría de las muestras de suelo de Bien Hoa y otros lugares presentaban niveles de TCDD por debajo de los límites de detección (Schechter *et al.*, 2003). En las cercanías de la ciudad de Bien Hoa, las muestras de suelo y sedimentos del lago Bien Hung mostraron áreas con niveles elevados de TCDD, mientras que otras muestras del mismo cuerpo de agua y otras áreas cercanas, incluyendo lagos y ríos, no los mostraron (Schechter *et al.*, 2001). El propósito de este estudio fue determinar si los alimentos son la vía de consumo actual de TCDD en las personas que viven en los "puntos calientes" vietnamitas (Schechter *et al.*, 2003).

Actualmente, se han identificado 28 posibles focos de dioxina en Vietnam. La Base Aérea de Da Nang (en el centro de Vietnam) sirvió como almacén y centro de suministro del Agente Naranja y otros herbicidas durante la Guerra de Vietnam (Operación Ranch Hand, 1961-1971) y actualmente es uno de los tres focos de dioxina más graves de Vietnam (Stellman *et al.*, 2003; Young, 2009). Similar a la situación observada en el foco de dioxina de Bien Hoa, en el sur de Vietnam, los residentes de los distritos que rodean la Base Aérea de Da Nang, corren un alto riesgo de exposición a la dioxina en el suelo, el agua, la arena, el aire y los alimentos. Los alimentos potencialmente de alto riesgo son aquellos que se cultivan o crían en áreas dentro y alrededor de la Base Aérea, como peces de agua dulce, pollos y patos criados en libertad, calabazas, lotos, etc. (Tran *et al.*, 2013; Tuyet Hanh *et al.*, 2010). Tanto los focos de dioxina de Bien Hoa como de Da Nang han recibido atención de científicos y líderes políticos en Vietnam y a nivel internacional. Diversos estudios han medido las concentraciones de dioxina en el ambiente, los alimentos, la sangre y la leche materna. Al igual que los resultados obtenidos en Bien Hoa, muestras de suelo, sedimentos, sangre y algunos tipos de alimentos locales cerca de la Base Aérea de Da Nang presentaron niveles elevados de dioxina que superaron con creces los estándares internacionales vigentes para la dioxina en el medio ambiente y los alimentos (Tuyet Hanh *et al.*, 2010). Estudios previos han demostrado que la principal fuente de exposición humana es el consumo de alimentos contaminados con dioxinas, y se estimó que el 95% de la exposición de fondo a las dioxinas proviene del suministro de alimentos contaminados (Dwain, 2002; Tran *et al.*, 2013).

Hasta 2007, no se había implementado ninguna intervención para reducir el riesgo de exposición de los residentes locales que viven en estos dos puntos críticos de dioxina y que se han visto afectados gravemente. Se ha prestado mucha atención a la prestación de asistencia sanitaria y apoyo financiero a las víctimas. Entre ellas, se incluyen soldados que sirvieron durante la guerra y padecieron enfermedades asociadas con la exposición a la dioxina, así como sus hijos con espina bífida y otros defectos congénitos. También se implementaron varios proyectos piloto de remediación a pequeña escala dentro de las bases aéreas. Las autoridades locales y los residentes desconocían el riesgo de exposición a la dioxina debido al consumo de alimentos de alto riesgo producidos localmente (Tran *et al.*, 2022). La población desconocía dónde podría estar presente la dioxina en el ambiente; cómo podría penetrar en el cuerpo; las posibles implicaciones para la salud y cómo minimizar el riesgo de exposición. La Asociación de Salud Pública de Vietnam y su sucursal provincial en el punto crítico de dioxina de Bien Hoa implementaron un programa piloto de intervención de salud pública durante 2007-2009 (Vu Anh *et al.*, 2008).

Tras el éxito de este programa en la reducción del riesgo de exposición a dioxinas para los residentes locales, la Fundación Ford continuó financiando la expansión de este modelo de intervención a los cuatro distritos en las inmediaciones de la Base Aérea de Da Nang (Schechter y Pavuk, 2003; Schechter *et al.*, 2001). Este programa de intervención tuvo como objetivo: (1) mejorar los conocimientos, actitudes y prácticas de los residentes locales en la prevención de la exposición a dioxinas a través de los alimentos mediante la implementación de actividades de información, educación y comunicación en la comunidad; (2) fortalecer la capacidad del personal y los colaboradores de la Asociación de Salud Pública de Da Nang para la implementación eficiente del programa de intervención; y (3) fortalecer el apoyo y el compromiso de los líderes locales para desarrollar políticas que contribuyan a la reducción del riesgo de exposición a dioxinas en alimentos contaminados para los residentes locales.

Durante la “Emergencia Malaya”, también conocida como Darurat (1948-1960), una insurgencia para derrocar la administración colonial británica, los ingleses utilizaron herbicidas que se dice eran una versión del Agente Naranja como parte de su “Política de Tierra Quemada”. La revista británica *New Scientist* reveló en 1984 que el ejército británico había utilizado un herbicida idéntico al Agente Naranja. La idea era destruir los cultivos que alimentarían a los insurgentes comunistas. El herbicida hace que las plantas pierdan sus hojas, reduciendo así el número de escondites para los insurgentes en la selva tropical. Los registros relativos a los acontecimientos hasta 1952 mostraban que, al menos, 20 lugares en el oeste de Pahang habían sido rociados con el herbicida tóxico (Jacob y Walters, 2021). Sin embargo, es muy notoria la ausencia de información reportada en la literatura acerca del impacto ambiental de este conflicto, a diferencia de lo equivalente en Vietnam.

Las guerras de los Balcanes y el uranio empobrecido

Se denomina “uranio empobrecido” a un residuo de baja radiactividad, subproducto del procesamiento del uranio natural para los reactores nucleares o en la producción de armas nucleares (Besic *et al.*, 2017; Jia *et al.*, 2005). El uranio es un metal pirofórico de la serie actínida, altamente inflamable y radiactivo. Su radiactividad externa no es significativa, pero el riesgo aumenta mucho cuando se inhalan o ingieren productos de combustión generados por el impacto con un objetivo sólido. Los vegetales absorben fácilmente el uranio desde el agua y el suelo, lo que le permite entrar en las cadenas alimentarias (Anđelković-Lukić, 2020; Janković *et al.*, 2008).

El uranio empobrecido tiene las mismas propiedades químicas que el uranio natural. Se han identificado su efecto corrosivo, su toxicidad e impacto radiactivo (como metal pesado, tiene efectos tóxicos, y como emisor α , tiene efectos radiactivos) (Asic *et al.*, 2017; Milačić *et al.*, 2004; Durante y Pugliese, 2003). Aunque el uranio empobrecido se considera menos radiactivo que el uranio natural, su toxicidad es alta debido a la alta transferencia lineal de energía de su radiación, lo que resulta en un daño biológico significativo en una distancia corta. La deposición en los tejidos (en sangre, huesos, pulmones y riñones) y un tiempo de eliminación del organismo estimado en 5.000 días (13,7 años) también son factores a considerar para su toxicidad (Faa *et al.*, 2018; Milačić *et al.*, 2004). En humanos y modelos animales de toxicidad se observa que los riñones son el órgano diana (Arzuaga *et al.*, 2010). A pesar de su pronunciada toxicidad como metal pesado, la mayoría de los problemas de salud para soldados y civiles se relaciona principalmente con la radiactividad del uranio empobrecido en este contexto de exposición (Durante y Pugliese, 2003).

Los tipos de cáncer más comúnmente asociados con la exposición al uranio empobrecido son el de riñón, el de pulmón, los linfomas y las leucemias. En casos de baja exposición al uranio empobrecido, no parece haber un riesgo significativo de estas enfermedades (Besic *et al.*, 2017).

Se han reportado incidentes relacionados con el uso de munición de uranio empobrecido en las guerras ocurridas en Irak y Kuwait en 1991, las guerras de los Balcanes entre 1995 y 1999, Afganistán en 2002 y la guerra del Golfo en Irak en 2003 (Besic *et al.*, 2017; Briner, 2006). Durante la agresión de 78 días de la OTAN contra la entonces República Federativa de Yugoslavia en 1999, se infligieron daños significativos tanto a la población como al ecosistema debido al uso de munición de uranio empobrecido. La exposición a la radiación para el ejército yugoslavo y los civiles fue particularmente alta en los territorios de Kosovo y Metohija y el sureste de Serbia (Anđelković-Lukić, 2020). Durante este conflicto, se utilizaron balas de uranio empobrecido y se dejaron en los campos de batalla, lo que supone una fuente contaminante. Los riesgos para la salud están relacionados con la contaminación de áreas con munición penetradora y polvo de uranio empobrecido. Es así que la munición de uranio empobrecido utilizada se considera una fuente de contaminación ambiental tóxico-radiológica en estas regiones (Durante y Pugliese, 2003).

De hecho, el uranio empobrecido utilizado durante esta guerra representa la fuente más reciente de radiactividad artificial liberada al ambiente en los últimos 40 años. Se ha señalado al uranio empobrecido como una causa posible de enfermedades en la Guerra del Golfo, aunque se determinó que no hubo contaminación en los campos de batalla. Esto hace que sea improbable que sea la causa de estas enfermedades. Sin embargo, en el caso de Yugoslavia (Serbia) todos los debates que tuvieron lugar tras el fin de los conflictos suscitaron preocupación a nivel internacional respecto a la posible contaminación por uranio en el ambiente y los efectos a largo plazo sobre la salud (Basheer *et al.*, 2024; Besic *et al.*, 2017; Esposito *et al.*, 2002; Nuccetelli *et al.*, 2005).

La guerra del Golfo

Puede considerarse que la guerra del Golfo Pérsico de 1991 fue un éxito militar rotundo para las fuerzas de la coalición, que liberaron Kuwait tras la invasión iraquí. Sin embargo, y para el tema que nos ocupa en este trabajo, las consecuencias sanitarias que dejó el conflicto es el fenómeno poco comprendido, pero muy relevante, del Síndrome de la Guerra del Golfo, que surgió poco después. La investigación epidemiológica ha demostrado, sin lugar a duda, que los veteranos de esta guerra presentan una amplia variedad de síntomas, superiores a los de los sujetos de control que puedan compararse, y experimentan un peor estado de salud general. Se han sugerido numerosos peligros tóxicos ambientales como causas del Síndrome de la Guerra del Golfo, pero estudios científicos exhaustivos no han aportado pruebas concluyentes de ninguna relación. No pudo encontrarse ninguna enfermedad nueva o conocida que explique la carga sintomática de los veteranos, y el tratamiento óptimo sigue siendo incierto. El Síndrome de la Guerra del Golfo también puede considerarse dentro del grupo de trastornos post combate, como la neurosis de guerra, similares a los que se han presentado tras otras grandes guerras en el último siglo (Brower, 2003; Hyams *et al.*, 2005; Minshall, 2014; Al-Shammari, 2016; Chen *et al.*, 2023).

Desde el final de la guerra, unos 20.000 veteranos estadounidenses y un número similar de tropas de otros contingentes aliados se han visto afectados. Se reportaron síntomas similares en civiles iraquíes,

incluyendo niños. A pesar de las investigaciones exhaustivas que se realizaron no se ha llegado a un acuerdo sobre la existencia de una o varias causas subyacentes. Se propuso que la causa común sea el humo tóxico de la combustión incompleta del petróleo de los pozos incendiados, hipótesis relacionada con la toxicología conocida de dos probables productos de combustión, el óxido nítrico y el monóxido de carbono (Minshall, 2014; Emmerova y Jirava, 2004). Pero evidentemente la explicación debería incluir a otros tóxicos presentes o circunstancias concurrentes y sus interacciones. Es que estos incendios liberaron al ambiente una mezcla tóxica de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno, monóxido de carbono, hidrocarburos aromáticos policíclicos, partículas y metales como níquel, vanadio y plomo.

Varias guerras y un embargo de más de una década, así como varios años de guerra civil con la reciente guerra contra el terrorismo, fueron dañando acumulativamente la infraestructura terrestre, aérea, hídrica y sanitaria de Irak. Las partículas de arena en Irak contienen sustancias tóxicas, que se remontan a la contaminación causada por acciones militares. Esto genera un polvo que llega a la población como tormentas de polvo que afectan a la mayoría de las ciudades iraquíes. La presencia de uranio empobrecido en la cadena alimentaria está documentada mediante la medición del uranio en órganos de animales en diferentes ciudades iraquíes, con la mayor concentración en el sur del país (Bem y Bou-Rabee, 2004). Uno de los sitios de contaminación principales en Irak es el predio de investigación nuclear de Al-twaitha. Los reactores de investigación nuclear fueron destruidos en la Guerra del Golfo de 1991. Barriles que contenían materiales y fuentes radiactivas fueron robados del sitio en la guerra de 2003. Esto provocó una considerable contaminación radiactiva en el lugar y sus alrededores. Se encontró que muestras de suelo estaban contaminadas con Cs-137 y Co-60. El cáncer y los defectos congénitos son los principales factores asociados a la contaminación ambiental causada por los conflictos. Se estableció que Basora, Bagdad, Faluja, Mosul y Thi-Qar son las ciudades más afectadas de Irak (Al-Shammari, 2016; Minshall, 2014).

En este conflicto, el derrame de petróleo más grande del mundo registrado inundó extensas áreas costeras del Golfo con cantidades masivas de crudo. El área total de toxicidad en los sedimentos se corresponde estrechamente con la trayectoria del derrame y la presencia de petróleo en la superficie del mar, registrada por radar aerotransportado poco después del derrame (marzo de 1991). Estos resultados indican que la toxicidad en sedimentos persistió durante al menos 30 meses (Young, 2003a; Uddin *et al.*, 2021; Cean Randolph *et al.*, 1998). Además, las concentraciones de hidrocarburos de petróleo en los sedimentos de los sitios contaminados fueron lo suficientemente altas como para provocar la lixiviación continua de petróleo a la superficie del mar (Price, 1998).

A pesar del daño extenso a las marismas costeras y los manglares, el período de posguerra se ha caracterizado generalmente por la recuperación de la biota intermareal (diversidad, estructura de la comunidad), las poblaciones de limícolas invernantes (abundancia, estructura de la comunidad) y las poblaciones de aves marinas (abundancia, éxito reproductivo) (Cean Randolph *et al.*, 1998; Price, 1998; Uddin *et al.*, 2021; Yateem, 2013). La zona submareal estuvo menos expuesta a la contaminación por petróleo que la intermareal, y los eventos relacionados con la guerra pueden haber tenido sólo una influencia menor en los cambios observados en los arrecifes de coral. Los patrones biológicos observados concuerdan con los niveles generalmente decrecientes de hidrocarburos de petróleo registrados en sedimentos costeros poco profundos. Sin embargo, los niveles en realidad aumentaron entre 1992 y 1993

en partes del noroeste del Golfo, probablemente debido al aumento del tráfico de buques petroleros (Price, 1998). En general, estos efectos coinciden con las predicciones realizadas en 1993 y concuerdan con la naturaleza perturbada del Golfo y su dinámica a corto plazo. Proporcionar un índice único como "instantánea" de la salud del sistema ambiental, que también capture la dinámica de los diferentes ecosistemas afectados, sigue siendo difícil de alcanzar. Otras dificultades incluyen las series temporales incompletas, la posibilidad de errores de cálculo sobre la abundancia y mortalidad de especies debido a un muestreo incompleto, y la probabilidad de sinergia y antagonismo entre los efectos relacionados con la guerra, los impactos de fondo y las tensiones naturales (Price, 1998).

Más recientemente, el conflicto armado en Irak, que comenzó en junio de 2014 y finalizó con la captura de las últimas zonas bajo control del EI y la retirada de sus militantes en 2017, dejó una profunda huella ambiental. Durante su retirada, los militantes incendiaron pozos petrolíferos.

Sin embargo, a pesar de estos desafíos, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, UNEP, por sus siglas en inglés) ha estado trabajando con varios Estados miembros y otros socios para fortalecer la protección del ambiente antes, durante y después de los conflictos armados (Al-Mebayedh *et al.*, 2023). Desde principios de 2018, el gobierno iraquí y el PNUMA se asociaron para crear un equipo interministerial capaz de abordar la contaminación derivada del conflicto. La iniciativa también busca fortalecer la capacidad del gobierno para responder a futuras emergencias ambientales que puedan derivar de ataques contra instalaciones críticas, en particular el floreciente sector petrolero iraquí (UNEP, 2019).

En septiembre de 2019, el PNUMA, en colaboración con la Misión de Asistencia de las Naciones Unidas para el Iraq, organizó un taller sobre remediación de derrames de petróleo y está ayudando a los Ministerios de Petróleo y Medio Ambiente a probar técnicas rentables de limpieza biológica. Iraq también se encuentra entre los siete países seleccionados para participar en el Programa Especial del PNUMA, una iniciativa diseñada para ayudar a los estados a cumplir con sus obligaciones en materia de gestión de sustancias químicas y residuos en virtud de los convenios de Basilea, Rotterdam, Minamata y Estocolmo, y del Enfoque Estratégico para la Gestión Internacional de Productos Químicos. Estos países recibirán conocimientos técnicos y asistencia para la elaboración de legislación sobre gestión de residuos peligrosos (UNEP, 2019).

Conclusiones

La preocupación pública por la explotación y el uso del ambiente en tiempos de guerra se hizo más notoria a raíz de la trágica experiencia de la guerra de Vietnam. Como hemos analizado, el uso del herbicida tóxico Agente Naranja y la consiguiente deforestación masiva y contaminación química que causó, desató una protesta internacional que condujo a la creación de dos instrumentos jurídicos internacionales. La Convención sobre Modificación Ambiental se adoptó en 1976 para prohibir el uso de técnicas de modificación ambiental como medio de guerra. El Protocolo I, una enmienda a las Convenciones de Ginebra adoptada al año siguiente, incluyó dos artículos (35 y 55) prohibiendo las guerras que pudieran causar daños generalizados, duraderos y graves al medio ambiente natural (UNEP, 2019).

Sin embargo, la eficacia de estos dos instrumentos se puso en duda durante la guerra del Golfo de 1990-1991. La extensa contaminación causada por la destrucción intencional de más de 600 pozos petrolíferos en Kuwait por el ejército iraquí en retirada y las posteriores reclamaciones por 85.000 millones de dólares estadounidenses en daños ambientales dieron lugar a nuevos llamamientos para fortalecer la protección jurídica del medio ambiente durante los conflictos armados (UNEP, 2019).

En 2001, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el 6 de noviembre como el Día Internacional para la Prevención de la Explotación del Medio Ambiente en la Guerra y los Conflictos Armados. La experiencia lamentablemente nos muestra que el ambiente sigue muy expuesto silenciosamente (a veces no tanto) a las consecuencias de los conflictos armados en todo el mundo.

Además de los casos analizados en este trabajo, han ocurrido otros donde los conflictos armados causaron daños significativos al ambiente, directa o indirectamente, y como resultado de la falta de gobernanza o el colapso institucional. Por ejemplo, decenas de instalaciones industriales fueron bombardeadas durante el conflicto de Kosovo en 1999, lo que provocó contaminación química tóxica en varios puntos críticos y alertó sobre la posible contaminación del río Danubio. En otro caso, se estima que entre 12.000 y 15.000 toneladas de fueloil se vertieron al mar Mediterráneo tras el bombardeo de la central eléctrica de Jiyeh durante el conflicto entre Israel y Líbano en 2006, afectando la línea costera hasta Siria (UNEP, 2019).

Se han llevado a cabo iniciativas específicas para limpiar la contaminación química, como el proyecto, retrasado y aún en curso, para remediar 500.000 toneladas de suelo contaminado con dioxinas en la base aérea de Bien Hoa, donde el ejército estadounidense almacenó armas químicas durante la guerra de Vietnam. Se llevaron a cabo operaciones de limpieza localizadas tras las guerras en los Balcanes de la década de 1990 y tras la guerra del Golfo de 1990-1991. En este último caso, se llevó a cabo un programa de limpieza y restauración financiado por la Comisión de Compensación de las Naciones Unidas en Kuwait, Irán, Jordania y Arabia Saudita, para abordar los daños a la tierra, las aguas subterráneas, el ambiente marino y costero, y la salud pública. También se adquirió experiencia relevante en Europa y América del Norte durante la limpieza de zonas desmanteladas del uso militar, aunque el progreso a menudo ha sido lento.

Desde 1999, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2019) ha realizado más de 20 evaluaciones postconflicto para determinar los impactos ambientales de la guerra. UNEP también

ha contribuido a identificar lagunas y debilidades en el derecho internacional y a proteger el ambiente. Mediante resoluciones aprobadas en las sesiones de la Asamblea de la ONU para el Medio Ambiente de 2016 y 2017, los estados miembros demostraron su reconocimiento de la necesidad de mejorar la protección del ambiente en tiempos de conflicto armado. No todos los países tienen capacidades o recursos para afrontar los desafíos que supone el impacto ambiental de una guerra y las posibilidades de reparación o restauración (Beattie *et al.*, 2023; Meaza *et al.*, 2024).

Las actividades involucradas en la preparación, ejecución y recuperación de conflictos armados son generalizadas globalmente y consecuentes con impactos significativos en los sistemas naturales (Gidarakos, 2015; Weir *et al.*, 2024). Los efectos sobre la biodiversidad son predominantemente negativos, producidos por impactos directos e indirectos en el campo de batalla, así como por el colapso general de los sistemas sociales, económicos y de gobernanza durante los tiempos de guerra. Sin embargo, existen ciertas oportunidades de conservación, particularmente en tierras reservadas para ejercicios de entrenamiento, zonas de amortiguamiento y parques de paz (Young, 2003b). Aquí, la relación entre conflicto armado y biodiversidad se analiza utilizando el marco temporal de la ecología de la guerra, que define la guerra como un proceso continuo de tres etapas superpuestas: preparativos, guerra (conflicto armado) y actividades de posguerra. Varios temas emergen de estudios recientes, incluyendo una mayor conciencia sobre la conservación de la biodiversidad en tierras militares, el potencial de la participación científica y de conservación para mitigar los impactos negativos sobre la biodiversidad en zonas de guerra, y la importancia del período de posguerra para incorporar las prioridades de biodiversidad en los esfuerzos de reconstrucción y recuperación (Biodiversity in Times of Conflict, 2024; Gidarakos, 2015; Hanson, 2018).

Se han realizado plantaciones de árboles a gran escala en bosques dañados por la guerra en países como Colombia y Ruanda, y en varios países africanos se han registrado casos de restauración exitosa de la vida silvestre en áreas protegidas devastadas por el conflicto (Armenteras *et al.*, 2019; Baptiste *et al.*, 2017; Murillo-Sandoval, 2023). La restauración en las marismas mesopotámicas del sur de Irak, tras años de guerra y desarrollo descontrolado, ha logrado revitalizar parcialmente el flujo de agua, reforestar la zona y ayudar a las comunidades locales que habían perdido gran parte de sus medios de vida. Sin embargo, se ha acumulado poco conocimiento sobre las consecuencias ambientales de una guerra que combina frentes relativamente estables y altamente fortificados con combates intensos durante períodos prolongados: el tipo de guerra en la que Ucrania está envuelta hoy (Gan *et al.*, 2024; Shumilova *et al.*, 2025). La Historia ya nos contará sobre las consecuencias para su ambiente.

Una reflexión final: las guerras pueden causar mucha destrucción, y aquí hemos presentado solamente algunas caras de las consecuencias de las acciones bélicas. Pero es evidente que el ambiente humano, en el sentido más comprehensivo del término, puede alterarse de maneras que condicionan la salud y el bienestar de generaciones. No parece haber siempre una relación directa entre la magnitud del conflicto y la gravedad de los efectos, sino más bien con su duración. En el caso de los impactos tóxicos, se puede entender el problema casi como una "cuestión de dosis" y de resiliencia de un organismo ante los efectos, lo que debería llevar a la conclusión de que no pueden permitirse estrategias de combate que impacten masiva e indiscriminadamente en un ambiente, por fuera del objetivo militar. De algún modo, este pensamiento se expresa en las políticas internacionales de la ONU al respecto (UNEP, 2019). Los

países deberán comprometerse seriamente para respetar al ambiente en los conflictos armados y por supuesto, también en tiempos de paz. Es un juego muy peligroso no hacerlo. La reflexión de Camus citada al principio del trabajo resume elegantemente esta conclusión.

Bibliografía

Al-Mebayedh, H., Niu, A., Lin, C. (2023). Strategies for cost-effective remediation of widespread oil-contaminated soils in Kuwait, an environmental legacy of the first Gulf War. *Journal of Environmental Management*, 344, 118601.

Al-Shammari, A. M. (2016). Environmental pollutions associated to conflicts in Iraq and related health problems. *Reviews on Environmental Health*, 31(2), 245-250.

Anđelković-Lukić, M. N. (2020). Radiation exposure of the army of the fr Yugoslavia in Kosovo and Metohia during the NATO aggression of 1999. *Vojnotehnicki glasnik/Military Technical Courier*, 68(2), 338-355.

Armenteras, D., Schneider, L., Dávalos, L. M. (2019). Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, 3(1), 20-23.

Arzuaga, X., Rieth, S. H., Bathija, A., Cooper, G. S. (2010). Renal effects of exposure to natural and depleted uranium: a review of the epidemiologic and experimental data. *Journal of Toxicology and Environmental Health B Critical Reviews*, 13(7-8), 527-545.

Asic, A., Kurtovic-Kozaric, A., Besic, L., Mehinovic, L., Hasic, A., Kozaric, M., Hukic, M., Marjanovic, D. (2017). Chemical toxicity and radioactivity of depleted uranium: The evidence from in vivo and in vitro studies. *Environmental Research*, 156, 665-673.

Baptiste, B., Pinedo-Vasquez, M., Gutierrez-Velez, V. *et al.* (2017). Greening peace in Colombia. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0102.

Basheer, N., Abdelkafi, Z., Sh Aswood, M. (2024). Quantitative of uranium levels in blood samples of cancer patients collected from different regions in Iraq. *Radiation Physics and Chemistry*, 223, 111975.

Beattie, M., Fa, J. E., Leiper, I., Fernández-Llamazares, Á., Zander, K. K., Garnett, S. T. (2023). Even after armed conflict, the environmental quality of Indigenous Peoples' lands in biodiversity hotspots surpasses that of non-Indigenous lands. *Biological Conservation*, 286, 110288.

Beldowski, J., Klusek, Z., Szubska, M., *et al.* (2016). Chemical Munitions Search & Assessment - An evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 128, 85-95.

Bem, H., Bou-Rabee, F. (2004). Environmental and health consequences of depleted uranium use in the 1991 Gulf War. *Environment International*, 30(1), 123-134.

Besic, L., Muhovic, I., Asic, A., Kurtovic-Kozaric, A. (2017). Meta-analysis of depleted uranium levels in the Balkan region. *Journal of Environmental Radioactivity*, 172, 207-217.

Biodiversity in times of conflict. (2024). *Nature Ecology & Evolution*, 8, 2005.

Briner, W. E. (2006). The evolution of depleted uranium as an environmental risk factor: lessons from other metals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 3(2), 129-135.

Brower, V. (2003). Gulf War syndrome revisited. *EMBO Reports*, 4(6), 551-553.

Cau, H. D., Dai, L. C., Hanh, L. H., *et al.* (1994). Report on the levels of PCDD, PCB and other chloro-organic compounds in foodstuffs in Viet Nam. En H. D. Cau, L. C. Dai, D. B. Minh *et al.* (Eds.), *Herbicides in War - The Long-term Effects on Man and Nature. 2nd International Symposium*, Ha Noi, 1993. (p. 25-39). Ha Noi 10-80 Committee, Hanoi Medical School.

Cean Randolph, R., Hardy, J. T., Fowler, S. W., Price, A. R. G., Pearson, W. H. (1998). Toxicity and persistence of nearshore sediment contamination following the 1991 Gulf War. *Environment International*, 24(1-2), 33-42.

Chen, D., Lawrence, K. G., Sandler, D. P. (2023). Nontraditional Occupational Exposures to Crude Oil Combustion Disasters and Respiratory Disease Risk: A Narrative Review of Literature. *Current Allergy and Asthma Reports*, 23(6), 299-311.

Durante, M., Pugliese, M. (2003). Depleted uranium residual radiological risk assessment for Kosovo sites. *Journal of Environmental Radioactivity*, 64(2-3), 237-245.

Dwain, W. (2002). *Dioxin intake from food: current state of knowledge and uncertainties in assumptions. Implications of dioxin in the food supply*. Washington, D. C.: National Academy of Sciences.

Dwernychuk, L. W., Cau, H., Hatfield, C. *et al.* (2002). Dioxin reservoirs in southern Viet Nam - a legacy of Agent Orange. *Chemosphere*, 47, 117-137.

Ekzayez, A., Flecknoe, M. D., Lillywhite, L., Patel, P., Papamichail, A., Elbahtimy, H. (2020). Chemical Weapons and public health: assessing impact and responses. *Journal of Public Health (Oxf)*, 42(3), e334-e342.

Elbouzidi, A., Addi, M. (2023). Chemical warfare: unprecedented environmental threat. En S. Das, S. Thomas, P. Pratim Das (Eds.), *Sensing of Deadly Toxic Chemical Warfare Agents, Nerve Agent Simulants, and their Toxicological Aspects*. Amsterdam: Elsevier, p. 423-429.

Emmerova, M., Jirava, F. (2004). Is Gulf War Syndrome really a mystery? *Medicine, Conflict and Survival*, 20(3), 209-217.

Esposito, M., Polić, P., Bartolomei, P., Benzi, V., Martellini, M., Cvetković, O., Damjanov, V., Simić, M., Žunić, Z., Živančević, B., Simić, S., Jovanović, V. (2002). Survey of natural and anthropogenic radioactivity in environmental samples from Yugoslavia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 61(3), 271-282.

Faa, A., Gerosa, C., Fanni, D., Floris, G., Eyken, P. V., Lachowicz, J. I., Nurchi, V. M. (2018). Depleted Uranium and Human Health. *Current Medicinal Chemistry*, 25(1), 49-64.

Gan, R. K., Alsua, C., Aregay, A., Assaf, D., Bruni, E., Arcos González, P. (2024). Exploring Cascading Disaster Risk During Complex Emergencies: Chemical Industry Disaster Risk Assessment in the Aftermath of the Kakhovka Dam Bombing in Ukraine. *Disaster Medicine and Public Health Preparedness*, 18, e62.

Gidarakos, E. (2015). War and environmental impacts. *Waste Management*, 35, 1-2.

Hanson, T. (2018). Biodiversity conservation and armed conflict: a warfare ecology perspective. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1429(1), 50-65.

Hatfield Consultants and 10-80 Committee. (1998). *Preliminary Assessment of Environmental Impacts Related to Spraying of Agent Orange Herbicide During the Viet Nam War*. West Vancouver: Hatfield Consultants Ltd.

Hatfield Consultants and 10-80 Committee. (2000). *Preliminary Assessment of Environmental Impacts Related to Spraying of Agent Orange Herbicide During the Viet Nam War*. West Vancouver: Hatfield Consultants Ltd.

Hyams, K. C., Brown, M., White, D. S. (2005). Resolving disputes about toxicological risks during military conflict: the US Gulf War experience. *Toxicological Reviews*, 24(3), 167-180.

IARC (International Agency for Research on Cancer) (1997). Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. IARC *monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*, 69. Lyon, Francia: International Agency for Research on Cancer.

Institute of Medicine. (2012). *Veterans and Agent Orange: Update 2010*. Washington, D. C.: The National Academies Press.

Instituto Español de Estudios Estratégicos. (2023). Retos y respuestas frente a la amenaza química. *Cuadernos de Estrategia* 223. Madrid: Ministerio de Defensa.

Jacob, C., Walters, A. (2021). Risk and Responsibility in Chemical Research: The Case of Agent Orange. En J. Schummer, T. Børsen, (Eds.). *Ethics of Chemistry: From Poison Gas to Climate Engineering* (pp. 169-194). Singapore: World Scientific.

Janković, M., Todorović, D., Savanović, M. (2008). Radioactivity measurements in soil samples collected in the Republic of Srpska. *Radiation Measurements*, 43(8), 1448-1452.

Jia, G., Belli, M., Sansone, U., Rosamilia, S., Gaudino, S. (2005). Concentration and characteristics of depleted uranium in water, air and biological samples collected in Serbia and Montenegro. *Applied Radiation and Isotopes*, 63(3), 381-399.

Meaza, H., Ghebreyohannes, T., Nyssen, J., Tesfamariam, Z., Demissie, B., Poesen, J., Gebrehiwot, M., Weldemichel, T. G., Deckers, S., Gidey, D. G., Vanmaercke, M. (2024). Managing the environmental impacts of war: What can be learned from conflict-vulnerable communities? *Science of The Total Environment*, 927, 171974.

Milačić, S., Petrović, D., Jovičić, D., Kovačević, R., Simić, J. (2004). Examination of the health status of populations from depleted-uranium-contaminated regions. *Environmental Research*, 95(1), 2-10.

Minshall, D. (2014). Gulf War Syndrome: a review of current knowledge and understanding. *Journal of the Royal Naval Medical Service*, 100(3), 252-258.

Murillo-Sandoval, P. J. (2023). Disentangling the landscape during armed conflicts and postpeace agreements: Clues from Colombia's Andes-Amazon region. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(2), 355-359.

Nhu, D. D., Kido, T., Hung, N. N., Thom, L. T. H., Naganuma, R., Son, L. K., Nakagawa, H. (2011). Dioxin levels in the breast milk and estradiol and androgen levels in the saliva of Vietnamese primiparae. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(4), 824-838.

Nuccetelli, C., Grandolfo, M., Risica, S. (2005). Depleted uranium: possible health effects and experimental issues. *Microchemical Journal* 79(1-2), 331-335.

Olie, K., Schecter, A. J., Constable, J. D. *et al.* (1989). Chlorinated dioxin and dibenzofuran levels in food and wildlife samples in the North and South of Vietnam. *Chemosphere*, 19, 493-496.

Price, A. R. G. (1998). Impact of the 1991 Gulf War on the coastal environment and ecosystems: Current status and future prospects. *Environment International*, 24(1-2), 91-96.

Ross, P. G. (2022). Agentes de guerra química. En UNDEF Libros (Eds.), *Desarme y no proliferación: un enfoque multidisciplinario* (pp. 29-39). Buenos Aires, Argentina: UNDEF Libros.

Sanderson, H., Fauser, P., Thomsen, M., Sørensen, P. B. (2008). Screening level fish community risk assessment of chemical warfare agents in the Baltic Sea. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 846-57.

Schecter, A. J., Pavuk, M. (2003). Are Vietnamese food exports contaminated with dioxin from Agent Orange? *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 66, 11-14.

Schecter, A., Dai, L. C., Pöpke, O. *et al.* (2001). Recent dioxin contamination from Agent Orange in residents of a southern Vietnam city. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 43, 435-443.

Schecter, A., Pavuk, M., Constable, J. D. *et al.* (2002). A follow-up: high level of dioxin contamination in Vietnamese from Agent Orange, three decades after the end of spraying [Letter]. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 44, 218-220.

Schecter, A., Quynh, H. T., Pavuk, M., Pápke, O., Malisch, R., Constable, J. D. (2003). Food as a source of dioxin exposure in the residents of Bien Hoa City, Vietnam. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 45(8), 781-788.

Schecter, A. J., Fürst, P., Kruger, C. *et al.* (1989). Levels of polychlorinated dibenzofurans, dibenzodioxins, PCBs, DDT and DDE, hexachlorobenzene, dieldrin, hexachloro-cyclo-hexanes and oxychlordane in human breast milk from the United States, Thailand, Vietnam, and Germany. *Chemosphere*, 18, 445-454.

Schecter, A. J., Kooke, R., Serne, P. *et al.* (1989). Chlorinated dioxin and dibenzofuran levels in food samples collected between 1985-87 in the North and South of Vietnam. *Chemosphere*, 18, 627-634.

Schecter, A. J., Toniolo, P., Dai, L. C. *et al.* (1997). Blood levels of DDT and breast cancer risk among women living in the North of Vietnam. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 334, 453-456.

Shumilova, O., Sukhodolov, A., Osadcha, N., Oreshchenko, A. *et al.* (2025). Environmental effects of the Kakhovka Dam destruction by warfare in Ukraine. *Science*, 387(6739), 1181-1186.

Stellman, J., Stellman, S., Christian, R., Weber, T., Tomasallo, C. (2003). The extent and patterns of usage of Agent Orange and other herbicides in Vietnam. *Nature*, 422, 681-687.

Tran, H., Lin, C., Hoang, H-G., Bui, X-T., Le, V-G., Vu, C-T. (2022). Soil washing for the remediation of dioxin-contaminated soil. A review. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126767.

Tran, T. H., Nguyen, N. B., Le, V. A. (2013). New strategy toward dioxin risk reduction for local residents surrounding severe dioxin hotspots in Vietnam. *Glob Health Action*, 6, 21105.

Truong, K. N., Dinh, K. V. (2021). Agent Orange: Haft-Century Effects On The Vietnamese Wildlife Have Been Ignored. *Environmental Science and Technology*, 55(22), 15007-15009.

Tuyet Hanh, T. T., Vu Anh, L., Ngoc Bich, N., Tenkate, T. (2010). Environmental health risk assessment of dioxin exposure through foods in a dioxin hot spot Bien Hoa City, Vietnam. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 2395-406.

Uddin, S., Fowler, S. W., Saeed, T., Jupp, B., Faizuddin, M. (2021). Petroleum hydrocarbon pollution in sediments from the Gulf and Omani waters: Status and review. *Marine Pollution Bulletin*, 173(Pt A), 112-913.

UNEP (UN Environmental Programme) (2019). Rooting for the environment in times of conflict and war. Disponible en: <https://www.unep.org/news-and-stories/story/rooting-environment-times-conflict-and-war>. Consulta: 15 de octubre de 2025.

Volans, G. N., Karalliedde, L. (2002). Long-term effects of chemical weapons. *Lancet*, 360, *Special Issue*, s35-s36.

Vu Anh, L., Ngoc Bich, N., Thanh Ha, N., Duc Minh, N., Minh Son, D., Tuyet Hanh Tran, T. (2008). Knowledge, attitude and practice of local residents at Bien Hoa City Vietnam on preventing dioxin exposure through foods. *Organohalogen Compounds*, 70, 0005358.

Weir, D., Durant, S. M., Schulte To Bühne, H., Hoffmann, M., Petrovych, O., Sua Carvajal, B., Fernandes Elizalde, S. (2024). Conservation policies must address an overlooked issue: how war affects the environment. *Nature*, 634(8034), 538-541.

Westing, A. (1984). Herbicides in war: past and present. En Westing A. (Ed.) *Herbicides in War* (p. 3-22). London: Stockholm International Peace Research Institute.

Yateem, A. (2013). Rhizoremediation of oil-contaminated sites: a perspective on the Gulf War environmental catastrophe on the State of Kuwait. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20(1), 100-107.

Young, A. L. (2003a). Responding to the environmental impact of a new Gulf War. *Environmental Science and Pollution Research International*, 10(3), 141-142.

Young, A. L. (2003b). The military's responsibility for environmental protection in war and peace. *Environmental Science and Pollution Research International*, 10(4), 203-204.

Young, A. L. (2009). *The history, use, disposition and environmental fate of Agent Orange*. New York: Springer Science.

Zarocostas, J. (2017). Syria chemical attacks: preparing for the unconscionable. *Lancet*, 389(10078), 1501.

Zhu, L., Wang, C., Sun, W., Xing, H., Feng, C., Su, Q. (2025). Impact of civil war on the land cover in Myanmar. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(2), 130.