

Conservación de la fauna cavernícola troglobia de Gipuzkoa: factores de amenaza.

Conservation of the Gipuzkoan cave fauna: threatening factors.

Carlos GALAN

Sociedad de Ciencias Aranzadi.
Alto de Zorroaga, 20014 San Sebastián (Spain).
E-mail: cegalham@yahoo.es
Mayo 2006.

RESUMEN.

El trabajo analiza los factores de amenaza que intervienen en la declinación observada de las poblaciones troglobias de Gipuzkoa. Son estudiados 20 factores. El mayor impacto negativo es atribuido a una combinación de 4 factores: deforestación y cultivo de coníferas, siltación e ingreso de bacterias heterótrofas, contaminación por insecticidas y plaguicidas, desbalance ecológico. Estos factores están asociados a modernas prácticas agro-forestales y a su extensión a niveles altos del karst que en el pasado actuaban como áreas de reserva.

Palabras clave: Bioespeleología, Karst, Fauna cavernícola, Zoología, Factores de amenaza, Especies en peligro.

ABSTRACT.

The work analyzes the threatening factors that take part in the observed declination of troglobiont cave-fauna in Gipuzkoa. Twenty factors are analyzed. The greatest negative impact is attributed to a combination of four factors: deforestation and coniferae culture, siltation and abnormal input of heterotrophic bacteria, contamination by insecticides and pesticides, ecological unbalance. These factors are associated to modern agro-cultural practices which have been extended to high levels in the karsts. In the past these areas acted as reserves for cave-fauna.

Key words: Biospeleology, Karst, Cave fauna, Zoology, Threatening factors, Endangered species.

INTRODUCCION.

La fauna troglobia de Gipuzkoa ha experimentado una fuerte declinación en la última década, encontrándose muchas especies bajo situación de amenaza y/o en peligro de extinción (este tema será desarrollado en otro trabajo). La declinación de las poblaciones troglobias es debida a la vulnerabilidad de esta fauna ante impactos desfavorables y para proteger a las especies amenazadas es necesario entender cómo actúan los distintos factores, aspecto que será tratado a lo largo de este trabajo. Veamos en primer lugar en qué consiste la vulnerabilidad del ecosistema subterráneo.

Dos grandes nociones definen la vulnerabilidad y protección de los ecosistemas subterráneos: su inercia y su resiliencia. La inercia se refiere a las posibilidades que posee el sistema para absorber los disturbios y cambios sin que los parámetros bióticos y abióticos esenciales se vean afectados. La resiliencia concierne a la capacidad del sistema para retornar a su estado inicial después de que algún disturbio ha modificado dichos parámetros.

Las investigaciones recientes muestran que los ecosistemas subterráneos poseen una fuerte inercia con relación a algunos factores, como p.ej. los cambios climáticos exteriores. Se requiere un considerable cambio térmico exterior para producir cualquier cambio significativo en el clima subterráneo. En este sentido las cavernas han jugado un importante papel como habitat-refugio para muchas especies ante cambios climáticos exteriores.

Sin embargo, su inercia es débil en relación a muchos otros factores. Por ejemplo, ante la contaminación del agua, la cual pasa muy rápidamente a gran parte de la red hídrica subterránea. También es débil cuando hay un cambio estructural: el cierre o apertura de entradas muy pronto afecta al clima y a la fauna subterráneas.

La resiliencia es siempre baja, particularmente sobre la fauna: la muy baja tasa de reproducción de los troglobios, bajo metabolismo y bajo tamaño poblacional (asociados a una estrategia de adversidad) tiene por resultado una fragilidad extrema de las poblaciones troglobias.

Estas consideraciones muestran que los ecosistemas subterráneos -de modo general- son particularmente vulnerables y por ello debe asignárseles una alta prioridad de protección. Históricamente, no obstante, ha ocurrido justo lo opuesto. A pesar de las premonitorias advertencias detectadas en casos reales desde fechas tempranas (MARTEL, 1894; JEANNEL, 1932), la conciencia de la necesidad de tomar medidas de conservación específicas para el karst y la fauna cavernícola es

reciente. Por ejemplo, no fue hasta 1986 que una llamada fue hecha para que las notables cuevas de Skocjanske Jama (Yugoeslavia) fueron colocadas en la lista de la UNESCO de sitios de importancia mundial (HABE, 1986).

Conservar un ecosistema subterráneo implica la protección de habitats y especies. Un análisis de su posible deterioro debe conducir al desarrollo de planes de manejo, junto con la toma de decisiones y acciones concretas, tanto en el campo como en materia de legislación. Estos elementos constituyen una trama de trabajo, cuyos diversos componentes son parte de una estrategia de conservación (aspecto central que será tratado en un trabajo posterior). El presente trabajo constituye la tercera parte de un estudio global (GALAN, 2006) que formula una estrategia de conservación para Gipuzkoa, y en esta nota el énfasis es puesto en analizar los factores de amenaza.

MATERIAL Y METODOS.

El trabajo se basa en el estudio de los factores de amenaza, cómo actúan en otros países y cómo han actuado y con qué peso relativo lo han hecho sobre las especies troglóbias de los karsts de Gipuzkoa. Para ello se ha recurrido a recopilar la información disponible sobre casos constatados, de un amplio espectro de regiones y países del globo, ya que, en general, son muy escasos los datos cuantificables y los efectos demostrados. Muchos de los factores de amenaza que discutiremos están interrelacionados, hasta tal punto que los investigadores tienen dificultades para determinar cuáles amenazas causan los más graves problemas.

En cada apartado se da una visión sintética sobre cada factor de amenaza, con algunos ejemplos, y ofreciendo datos sobre el karst y cavernas de Gipuzkoa cuando éstos existen. La compilación bibliografía es extensa y remite a una amplia bibliografía, la cual es citada para cada caso concreto. El trabajo sigue orientaciones y criterios formulados por reconocidos investigadores en biología y conservación de troglóbios, entre otros: BARTHELEMY, 1984; BELSON, 1999; BOLNER et al., 1989; EDWORTHY, 1987; ELLIOTT, 1994, 1998; HOWARTH, 1983; KOVACS, 1989; LEWIS, 1996; PASQUARELL et al., 1993; POULSON, 1976, 1996; TERCAFS, 1988.

RESULTADOS.

AMENAZAS HIDROLOGICAS.

Las áreas kársticas constituyen acuíferos permeables por fisuración. Las precipitaciones que se infiltran en su superficie, circulan subterráneamente y salen concentradas en unas pocas surgencias. En el karst normalmente existe una zona de infiltración o zona vadosa y otra permanente inundada o zona freática. Adicionalmente el karst captura las aguas de terrenos impermeables o de baja permeabilidad que drenan hacia las calizas, y en este caso su ingreso es concentrado en sumideros. La extensión de las cuencas drenadas por las áreas kársticas puede ser considerable. Las circulaciones en zona vadosa pueden ser intermitentes y el drenaje profundo puede presentar difluencias, con descarga simultánea a varios manantiales. La circulación del agua, no obstante, posee muy diferentes características, dependiendo de los niveles y configuración del acuífero. La contaminación que puede alcanzar a éstos, actúa también de diferentes maneras. Los mayores contaminantes capaces de afectar a la fauna cavernícola pueden ser clasificados de acuerdo a su naturaleza: contaminantes orgánicos, arcillas, metales pesados, productos del petróleo, productos químicos, fertilizantes y pesticidas.

El ambiente terrestre subterráneo está constituido por intersticios entre ciertas rocas, que constituyen el MSS, por redes de grietas (micro y mesocavernas) en substrato kárstico (entre 2 y 15 % del volumen de roca) y últimamente por las cuevas accesibles al ser humano (macro cavernas, en torno al 0.1 % del volumen de roca) (MANGIN & BAKALOWICZ, 1989). Las cuevas son particularmente susceptibles de deterioro por intervención humana, pero la totalidad de los ambientes terrestres subterráneos pueden ser dañados por otras actividades humanas tales como deforestación, canteras o inundación deliberada.

La deliberada inundación de sitios kársticos es poco conocida. No obstante ocurre frecuentemente en lugares de construcción de presas. En tales ejemplos puede perderse una gran extensión de ambientes subterráneos terrestres y, obviamente, la fauna troglobia terrestre que allí habitaba.

La salamandra cavernícola *Typhlomolge rathbuni* Stejneger fue descubierta en un pozo artesiano en 1895 y hoy es conocida de Ezell's Cave y otras dos cuevas. Esta especie está considerada uno de los vertebrados más troglomorfo del mundo y actualmente se encuentra en peligro de extinción. Fue la primera especie incluida en USA en los listados de Especies en Peligro (Endangered Species Conservation Act) y actualmente goza de especiales medidas de protección. Sus localidades estaban amenazadas por sobrebombeo del acuífero Edwards, el cual es la fuente de agua potable para más de 1.5 millones de personas en el centro de Texas (LONGLEY, 1991).

Los proyectos hidráulicos han causado muchos problemas a la fauna troglobia. El sistema de Mammoth Cave, Kentucky (USA), posee la más larga y mejor documentada historia ecológica que ninguna otra cueva de Norteamérica. Las áreas del sistema de los ríos Styx y Echo sufrieron una declinación de troglóbios entre 1800 y 1910. En 1906 fue instalada

una presa (Dam 6) en Green River, bajo Mammoth Cave. La inundación de la parte baja del sistema causó la muerte de 300.000 murciélagos *Myotis sodalis* hacia 1937 (MOHR, 1972). Desde 1950 a 1970 sólo eran vistas grandes especies de peces y camarones cavernícolas, pero en bajo número, desapareciendo otras especies. En 1970 era represado Nolin River, un tributario del Green River, bajo Mammoth Cave, y el Green River era represado aguas arriba. Desde entonces la altura máxima de las inundaciones ha decrecido y el tiempo de retorno al flujo base tras las crecidas se ha incrementado. El camarón ciego de la cueva, cuya población había declinado mucho, se ha extendido actualmente mucho más aguas arriba en la cueva. POULSON (1996) concluye que las toxinas y el enriquecimiento orgánico, aunque presentes, no eran la causa principal en la declinación de la biota de la cueva; él atribuye la causa principal a siltación asociada con pérdida de nutrientes.

LEWIS & LEWIS (1980) estudiaron las especies *Caecidotea stygia* y *Caecidotea* n.sp. en Mammoth Cave. El flujo base de las corrientes exhibe una gran diversidad de microhabitats, y un suministro de agua perenne, pero los disturbios ambientales han reducido la diversidad de habitats y han introducido cambios físicos y químicos que causan el deterioro de las comunidades animales. Los isópodos no ocurren habitualmente en los ríos Styx y Echo, excepto donde grandes derrumbes retienen arcilla de la corriente creando microhabitats que utilizan los isópodos. El otrora abundante camarón troglobio *Orconectes pellucidus*, reportado por Hay en 1902 en el río Styx, es ahora rarísimo, debido a que su fuente principal de alimento (*Caecidotea*) ha desaparecido.

Un programa de monitoreo de la calidad del agua fue efectuado en 1990-1993 en el sistema de Mammoth Cave. Se analizaron mensualmente 36 parámetros, incluyendo descarga, turbidez, cloruros, coliformes fecales y herbicidas triazine. Los resultados mostraron una fuerte correlación entre el uso de la tierra en la cuenca de drenaje y la calidad del agua. En 1990 el río Echo fue retro-inundado a partir del Green River y recibió una gran cantidad de flujo desde tierras de agricultura intensiva, cuando normalmente recibe aguas de baja turbidez de zonas forestadas (MEIMAN, 1993).

A finales de la década de 1970 fue construida la represa y reservorio de New Melones, en Stanislaus River, California. Cerca de 30 cuevas resultaron inundadas, incluyendo McLean's Cave, una de las dos únicas localidades conocidas del opilión troglobio *Banskula melones* (ELLIOTT, 1981).

La pérdida de recarga y el sobrebombeo de los acuíferos kársticos resulta en una gradual declinación de la calidad y cantidad de agua. El pez troglobio *Cyprinodon diabolis* de Nevada está en peligro de extinción por sobrebombeo de un acuífero regional, lo cual ha reducido los efectivos de esta especie a una pequeña población en el fondo de un sumidero (ELLIOTT, 1981). Otras especies de peces troglobios *Cyprinodon* y *Etheostoma*, salamandras *Euricea* y coleópteros *Heterelmis* y *Stygoparnus* están también en peligro en USA por esta causa.

La zona Balcones Fault del acuífero Edwards, Texas, sostiene más de 40 especies acuáticas. Esta comunidad única está en peligro de ser impactada severamente por sobrebombeo del acuífero regional, el cual está causando la desecación de manantiales y el descenso del nivel freático, afectando a muchas cuevas y produciendo también la intrusión de agua salina en áreas que previamente tenían una alta calidad. En promedio, la recarga anual de 774 millones de m³ se aproxima ahora por bombeo a 666 millones de m³ (LONGLEY, 1991). Cinco especies troglobias en peligro de extinción y varias otras especies amenazadas dependen para su supervivencia de lo que ocurra en este acuífero.

Los efectos de la construcción de presas o de sobrebombeo en Gipuzkoa son escasos. La construcción de la presa de Jaturabe, a principios de 1900, en Araoz (Oñate), tuvo como consecuencia la inundación de las zonas bajas del sistema kárstico Gesaltza-Arrikruz, con la consiguiente pérdida de habitat para troglobios terrestres. En el mismo sistema, una toma de aguas en el talweg del río Aránzazu, aguas arriba de Gesaltza, produce la disminución del input hidrológico al sistema, al privarlo de parte de su alimentación natural, con el resultado de un incremento de los períodos de sequía en las galerías de la zona alta. Existen muchos otros casos locales de tomas de agua para caseríos e industrias que reducen el flujo de agua hacia el endokarst.

SILTACION.

El término siltación, derivado de silt = arcilla, es utilizado en bioespeleología no sólo en el sentido geológico de colmatación, obstrucción, o relleno de conductos por sedimentos, sino en el de transporte de partículas (y sus productos asociados, incluyendo bacterias y organismos unicelulares) al interior del karst.

Los terrenos agrícolas propician una mayor erosión y transporte por las aguas superficiales de componentes del suelo que aquellos mantenidos en estado natural. Particularmente las fracciones finas pueden pasar con facilidad a las aguas y si éstas ingresan al karst pueden ser introducidas importantes cantidades de arcilla y limo. Estas pueden rellenar y colmatar dolinas, bocas de cuevas, sumideros y galerías subterráneas. Las áreas que drenan hacia el karst o que están sobre él pueden también importar arcillas hacia el ecosistema subterráneo cuando están sometidas a sobrepastoreo o pastoreo intensivo. Normalmente las arcillas y limos, por su pequeño tamaño y gran poder de adsorción fijan con facilidad moléculas de compuestos químicos y pesticidas. Con lo cual pueden también introducir contaminación química al karst. Otra fuente de arcillas pueden ser los taludes expuestos en obras y cortes de carreteras y las superficies de explanamientos y pistas forestales, dependiendo la cantidad de arcillas de las litologías, pendientes y tipos de suelos involucrados. Las prácticas

forestales de tala y aclareo, sobre todo cuando usan medios mecanizados, suelen devastar la cubierta edáfica en gran extensión, propiciando una elevada erosión y transporte de sedimentos. El uso de maquinaria pesada, como tractores, para el arrastre de los troncos cortados, produce graves efectos de siltación en el karst.

El efecto más importante sobre el ecosistema subterráneo reside sobre todo en la colmatación parcial o total de algunas partes del endokarst, en el aumento de turbidez de las aguas subterráneas durante el período de paso de las aguas cargadas de sedimentos y, especialmente, en la introducción de bacterias epígeas en grandes cantidades. Estas poblaciones bacteriales son básicamente heterótrofas e inhiben el desarrollo de las bacterias quimioautótrofas que están en la base de la pirámide trófica de los ecosistemas subterráneos. La mayoría de los troglobios se alimentan en estado adulto o en alguna fase de su vida de las arcillas de las cuevas, las cuales contienen bacterias quimioautótrofas y numerosos productos de su metabolismo, especialmente diversas vitaminas y oligoelementos, los cuales resultan esenciales para completar su ciclo vital. El desplazamiento o eliminación de las comunidades bacteriales autóctonas del medio hipógeo por la invasión de poblaciones epígeas heterótrofas introduce un enorme desbalance en el equilibrio trófico del sistema y suele llegar a producir la muerte o extinción de troglobios.

El pez ciego *Amblyopsis spelaea* era la especie dominante en Echo y Roaring River (del sistema de Mammoth Cave) y era muy abundante hasta 1890. Su declinación y actual rareza es debida a siltación asociada con deforestación (POULSON, 1968).

Fenómenos de siltación son muy abundantes en los karst de Gipuzkoa, debidos a la gran extensión relativa de plantaciones de coníferas exóticas. En época moderna la tala mecanizada ha incrementado el efecto nocivo, ya que ocurre periódicamente con cada época de corte y extracción de madera. Efectos adversos sobre la fauna han sido documentados en la última década en los macizos de Ernio, Guardetxe y Aizkoate (GALAN, 2002 inédito, 2005). Siltación asociada a la construcción de pistas forestales ha sido registrada en Aralar, con ejemplos notorios como la colmatación total de las grandes simas Ak.1 y Ubeigueneko leizea, de más de -100 m de desnivel, ocurrida en los años 1970-1980. La siltación asociada a deforestación en los años 2000-2001 casi colmata completamente la boca de acceso a Sabe saia'ko leizea, una de las dos únicas entradas al sistema subterráneo más importante y extenso de Ernio. El karst de Guardetxe (en el monte Andatza) albergaba 8 especies endémicas de Gipuzkoa y 2 endemismos exclusivos de ese pequeño afloramiento; la tala mecanizada a matarrasa efectuada por la Diputación Foral de Gipuzkoa en 2002 causó una fuerte siltación, con efectos devastadores sobre la fauna troglobia, algunos de cuyos taxa no se han vuelto a encontrar.

CONTAMINACION ORGANICA.

En 1894, MARTEL fue el primero en establecer de visu la existencia de una extensa polución orgánica en redes kársticas, causada por el uso de sumideros como vertederos de desechos o para la descarga de aguas residuales. A pesar de las medidas legislativas tomadas en muchos países para prohibir tales prácticas, la polución de las aguas subterráneas continúa. Lo esencial del karst es que éste constituye un sistema de drenaje subterráneo. Las aguas kársticas no tienen capacidad de autodepuración o filtración; si una parte de las aguas que ingresa está contaminada, lo único que puede hacer el acuífero kárstico es diluir el contaminante en el volumen total, pero no elimina las sustancias contaminantes ni las depura. Por ello se trata de zonas de máximo riesgo, que deben estar sujetas a medidas de protección especial, tal como lo recomiendan las normas de los organismos internacionales de salud. Una revisión del conocimiento existente y las actividades de investigación sobre la contaminación de las aguas subterráneas ha sido publicada por EDWORTHY (1987). El anota que en áreas kársticas es posible que los polucionantes corto-circuiten la zona no-saturada completamente, en cuyo caso no hay atenuación ni dilución, y una severa polución del agua es el resultado común.

En Hungría una evaluación de la calidad del agua de goteo en 42 cuevas situadas bajo un área residencial de Budapest ha sido llevada a cabo por BOLNER et al. (1989). La vasta mayoría de las muestras estudiadas eran objetables con respecto a su calidad química, bacteriológica, o ambas a la vez. Las razones de la contaminación incluyen el paso al karst de aguas estancadas en su superficie, la infiltración de aguas residuales por fallas en los sistemas de aguas negras o por instalaciones ilegales defectuosas, la fertilización y tratamientos químicos en jardines, y el deshielo de carreteras usando sal durante el invierno.

Comparados con cambios estacionales en los parámetros bacteriológicos, los parámetros químicos prueban ser débilmente permanentes en determinados sitios. Alarmantemente altos valores de contaminación por cloruros eran registrados bajo carreteras y vías públicas.

El impacto de operaciones agrícolas en cuevas de Gran Bretaña ha sido también estudiado por HARDWICK & GUNN (1989a). El estudio sugiere que los impactos antropogénicos pueden afectar también a un pequeño porcentaje de las entradas de cueva conocidas. 55 cuevas eran registradas de este modo sobre un número estimado de 2.700.

La incidencia de la contaminación orgánica de los acuíferos kársticos sobre la fauna acuática subterránea ha sido estudiada por diversos autores. SINTON (1984) relaciona la presencia de fauna stygobia, principalmente Amphipoda e Isopoda, en la trampa del sumidero de drenaje de una estación de depuración, con la abundancia de materia orgánica disponible. El calcula que la presencia de esta fauna podría teóricamente hacer posible el reciclado del 20% de la materia

orgánica efluente. TURQUIN (1980, 1989) nota que una moderada contribución orgánica podría primero incrementar la densidad de animales acuáticos y entonces producir un desbalance por proliferación bacterial.

Varios casos de seria contaminación en cuevas de Bermuda han sido discutidos por ILIFFE (1979) y un nuevo ejemplo de una fuente de polución en el lago de una cueva que se ha propagado afectando adversamente a una gran área ha sido estudiado por ILIFFE et al. (1984). La polución orgánica, incluso a bajos niveles, puede producir condiciones anóxicas y puede consecuentemente resultar en la extinción total de las especies acuáticas de la fauna cavernícola. P.ej., en una cueva polucionada de Bermuda (Government Quarry Cave) la población del anfípodo troglóbico *Pseudoniphargus* sp. desapareció completamente.

PRIDE et al. (1988) muestran que existe una estrecha relación entre degradación de la calidad del agua y reducción de la diversidad biótica. En varias cuevas contaminadas por aguas negras en Tennessee sólo encuentra oligoquetos y dípteros de origen epígeo, habiendo desaparecido la fauna acuática troglóbica.

En la península de Yucatán (México) muchas cuevas y cenotes resultan contaminadas por vertidos de aguas efluentes de granjas de cerdos y ganado vacuno (BRENNER et al., 1995). El estudio de 75 cuerpos de agua por estos autores muestra que en las aguas subterráneas no-contaminadas los contenidos de nutrientes son bajos (0.6-16.0 μM $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$, 0.1-6.0 μM NH_4 , 0.2-1.8 μM P, y 2.3-74.0 μM Si), mientras que en las que poseen contaminación orgánica son muy altos (19-162 μM $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$, 6-62 μM NH_4 , 2-14 μM P, y 93-544 μM Si). Los efluentes de una granja de cerdos construida sobre el cenote El Pochote, en Yucatán, eliminó una rica fauna troglóbica constituida por *Ogilbia pearsei*, *Ophistemon infernale*, *Creaseria morleyi*, *C.anops*, y *Typhlatya pearsei*.

La contaminación orgánica es conocida en muchas cuevas y dolinas de Gipuzkoa localizadas en la proximidad de caseríos, carreteras y núcleos urbanos, las cuales son usadas como vertedero. También ha sido práctica común en el agro el arrojar a simas animales y ganado muerto, práctica ésta que sigue efectuándose en la actualidad. El sistema kárstico de Zelaieta - Urtiaga (en el karst de Izarraitz) recibe directamente los vertidos de aguas residuales del valle que se extiende entre Itziar y Urtiaga, estando su zona inundada desprovista de fauna stygobia. El caserío Gesaltza (próximo a Aranzazu, en el karst de Aizkorri) descarga directamente vertidos en el cauce que ingresa al sistema Gesaltza-Arrikruz (la cueva de mayor desarrollo de Gipuzkoa); aunque esta situación ha sido comunicada al Ayuntamiento de Oñate, por el previsible efecto adverso sobre la fauna stygobia y la contaminación del acuífero, no se han adoptado medidas correctoras. En este, como en otros casos, se desconoce la situación actual de especies troglóbicas que antes eran abundantes.

CONTAMINACION POR METALES PESADOS.

La contaminación del agua por metales pesados es de reciente origen y está conectada con el desarrollo de la industrialización y transporte. Obviamente, los sitios kársticos no escapan a este problema. P.ej., contaminación por metales pesados ha sido hallada en USA en el sistema de cuevas de Sloans Valley, el tercero más largo sistema de cuevas en Kentucky (DOUGHERTY, 1983). Sedimentos Pennsylvanienses cubren a la formación calcárea de la cueva y contienen varias minas abandonadas con fajas de carbón. Recientemente el problema se origina a partir del Dixie Bend Landfill el cual se localiza a una mayor altitud que la cueva, en una mina abandonada de carbón. Un sistema de puntos de recolección de agua ha sido instalado en la cueva y en pozos locales, con el objeto de efectuar tests y análisis de adsorción atómica para identificar y medir los metales pesados presentes y otros contaminantes que puedan poner en peligro el frágil ecosistema de la cueva, el cual contiene una rara especie troglóbica, el pez ciego *Typhlichthys subterraneus*, el cual habita cuevas del SE de USA (THINES, 1969).

En Horse Cave, cavidad situada en la proximidad de Cave City, Kentucky, habitaba una población troglóbica extremadamente interesante constituida por peces *Typhlichthys*, camarones *Orconectes* e isópodos *Caecidota*, entre otros. En 1970 fue instalada una fábrica de cromo-platino en las cercanías y sus efluentes eran vertidos a un drenaje que alcanzaba el acuífero de la cueva. La comunidad de troglóbicos fue extirpada como resultado de la contaminación (LEWIS, 1996).

Un efecto nocivo grave, bien documentado, es el abandono de baterías y pilas gastadas en el interior de las cuevas. Su efecto tóxico es letal para los troglóbicos, aunque su acción es local, y habitualmente se circunscribe a las inmediaciones del depósito. Las pilas contienen varios productos tóxicos, pero su mayor toxicidad sobre los cavernícolas parece residir en el mercurio (ELLIOTT, 1998).

HUBBARD (1996) señala varios casos en que el contaminante es el plomo, asociado a vertidos de gasolina que contenían pequeñas cantidades de plomo. En varias cuevas de Virginia (USA) este contaminante parece haber sido responsable, junto a hidrocarburos, de la eliminación de poblaciones de dos especies troglóbicas de crustáceos y del raro coleóptero *Pseudoanophthalmus holsingeri*. La contaminación por plomo también ha sido asociada a escapes de gasolina en parkings en áreas kársticas; algunos de los grandes sistemas de cuevas turísticas en Europa y USA han optado en años recientes por trasladar las áreas de parking fuera de la cuenca de drenaje del karst, ante constatados casos de declinación de la fauna troglóbica. En Europa (y en el País Vasco) los niveles de contaminación por plomo en suelos son altos y están asociados a lluvia ácida. AMORES OLAZAGIRRE (2006) señala para Navarra que los suelos en hayedos

estaban contaminados por metales pesados, que provenían del NW y W, principalmente de plomo. Los metales pesados proceden de contaminación atmosférica debida tanto a emisiones industriales como al aumento del tráfico de vehículos que emiten óxidos de nitrógeno. Fue comparado el contenido en metales pesados en agua de lluvia, suelos y tejidos de las plantas, dentro y fuera del hayedo, encontrándose que los árboles del hayedo amortiguan el efecto contaminante, neutralizando el efecto acidificante de la lluvia ácida, mientras que la contaminación es alta en áreas deforestadas o donde la vegetación autóctona ha sido sustituida. Creemos que la lluvia ácida tiene un efecto débil pero generalizado, que afecta tanto a invertebrados epígeos como a troglobios, con el consiguiente empobrecimiento faunístico de las especies más sensibles a la contaminación por metales pesados. No obstante, faltan datos cuantificables de su efecto sobre la fauna y la eliminación de este tipo de contaminación se revela como un tema intratable, por la escala del problema. No obstante, parece ser que el mantenimiento de bosques de especies forestales autóctonas puede amortiguar los efectos adversos.

La sensibilidad de los Asellidae (Isopoda) a los metales pesados (Cadmio y Zinc) ha sido estudiada por BOSNAK & MORGAN (1981). Las poblaciones epígeas de estos grupos son más sensibles que las troglobias. Por otro lado, su sensibilidad es idéntica -vis a vis- a la del Cloro libre y combinado. Los stygobios, parecido a otras especies acuáticas, podrían servir como indicadores biológicos de la calidad de las aguas en regiones kársticas (REJIC, 1973; BARTHELEMY, 1984).

CONTAMINACION POR PRODUCTOS DEL PETROLEO.

Contrariamente a la polución descrita encima, la cual es generalmente continua, la polución por productos del petróleo acostumbra ser discontinua y accidental, pero ésta es altamente concentrada. En Bélgica, en 1987, un camión cisterna portando 10.000 litros de fuel oil vertió su carga en un accidente (AURIOL & HENNEBET, 1988). Para preservar el acuífero fueron removidas 12.000 toneladas de tierra, pero no obstante unos 2.000 litros de fuel oil alcanzaron la red subterránea del acuífero.

En USA, la polución por gasolina ha sido citada por HOBBS (1988). Pless Cave (en Indiana) fue contaminada por un vertido de 4.700 galones de gasolina producido por una tubería resquebrajada de una estación de gasolina localizada a 2 km de la entrada de la cueva. La gasolina no fue recuperada; gran parte de ella pasó al drenaje de la sección norte de 5 km de la cueva. La muerte de troglobios fue descubierta en la corriente que recorre la cueva (*Orconectes inermis* y *Cambarus laevis*, Crustacea). La cueva fue cerrada durante 20 meses por razones de seguridad. Una simple visita confirmó la recuperación biológica en los primeros 175 m de la cueva, pero en las galerías de la sección norte no fue observado ningún ser vivo, sugiriendo que la re-colonización de troglobios está ocurriendo a partir de la sección sur de la cueva.

La TWC - Comisión de Aguas de Texas (USA) reportó que en el segmento de San Antonio del extenso Acuífero Edwards ocurrieron, en 1988, 28 vertidos de petróleo y productos químicos, los cuales afectaron una gran extensión subterránea. En el Condado de Bexar durante 1989 fueron confirmados más de 50 vertidos de petróleo derivados de fugas en tuberías y tanques de almacenamiento. La TWC estima que las fugas de cada tanque de almacenamiento pueden aportar 500 galones de contaminantes al año al medio subterráneo antes de que los vertidos sean detectados. Estos tanques de almacenamiento de petróleo son considerados la más significativa fuente de contaminación de las aguas subterráneas en el Estado de Texas. El Departamento de Agricultura de Texas y la Interagencia de Pesticidas Database listan 350 casos de contaminación de las aguas subterráneas ocurridos en dos décadas (entre 1974 y 1994) en el Condado de Bexar; la mayoría de estos casos involucran vertidos y fugas de productos petrolíferos (RAPPAPORT, 1998). El condado citado está situado en la zona de recarga del Acuífero Edwards, una de las regiones kársticas más extensas de Norteamérica y que alberga numerosas cuevas con cerca de 50 especies troglobias. Algunas especies acuáticas han desaparecido y la inmensa mayoría de los troglobios se encuentran en una grave situación de amenaza. El Acuífero Edwards es considerado hoy uno de los 10 hot points (= puntos calientes) con mayores problemas de contaminación y riesgo de extinción de especies a nivel mundial (ELLIOTT, 1993; RAPPAPORT, 1998; BELSON, 1999).

Sin llegar a los casos extremos antes citados, que corresponden a vertidos catastróficos o a zonas petrolíferas, es común el caso de fugas de aceites, fuel y petróleo en oleoductos y tanques de almacenamiento, incluso en aquellos pequeños, de uso doméstico. Están documentados múltiples casos de pequeños vertidos y fugas a partir de pequeños depósitos de combustible en granjas, casas rurales e instalaciones agro-ganaderas, muchas de ellas con efecto adverso sobre la fauna troglobia del karst local (ELLIOTT, 1998). El petróleo y sus derivados, aun en pequeñas cantidades, tienen una acción letal comprobada sobre los troglobios, ya que aparte de su toxicidad afecta a sus tegumentos permeables, impidiendo la respiración y la regulación del balance hídrico corporal (SEMENOVA, 1961; VANDEL, 1965).

Es también conocido que el paso de carreteras y vehículos a motor a través del karst implica aportes de subproductos del petróleo y del asfalto al endokarst, como resultado de pequeñas fugas de los vehículos y degradación del pavimento por las aguas meteóricas. Su efecto local es importante y normalmente las cuevas situadas bajo carreteras o en sus inmediaciones tienen muy pocas especies troglobias, con biocenosis simplificadas. Un impacto notorio está bien documentado por el sistema de Parques Nacionales en USA, donde en importantes cuevas turísticas han tenido que ser sacadas las áreas de parking o estacionamiento de vehículos fuera del parque, debido a que la filtración de pequeños

escapes de hidrocarburos de los vehículos afectaba a la fauna troglobia y a la calidad del agua subterránea (NATIONAL PARK SERVICE, 1974; PEREZ CONCA, 1982; ELLIOTT, 1998).

CONTAMINACION POR PRODUCTOS QUIMICOS, FERTILIZANTES Y PESTICIDAS.

Las áreas kársticas son especialmente sensibles a la contaminación por productos químicos, fertilizantes y pesticidas, ya que carecen de la capacidad de autodepuración o filtrado. Hidrológicamente las áreas situadas por encima del karst o que drenan hacia él encierran el mayor potencial para contribuir a la contaminación del ecosistema kárstico. Las actividades humanas en estas áreas sensibles, tales como la aplicación de pesticidas y fertilizantes para el agro, los efluentes de aguas negras y agro-ganaderos y los efluentes urbanos e industriales, pueden todos ellos contaminar gravemente el ecosistema kárstico. Para minimizar la posibilidad de introducir contaminantes lo mejor es minimizar en tales áreas el impacto de las actividades humanas. El conservar la vegetación natural es también un recurso que sirve como tampón para minimizar este impacto, a la vez que actúa en la preservación del ecosistema hipógeo ante cambios hidrológicos, de temperatura y humedad.

Shelta Cave, en Alabama, tenía la más diversa comunidad de troglobios del SE de USA, con tres especies de cangrejos de río, camarones, peces ciegos y muchos otros troglobios. HOBBS & BAGLEY (1989) mostraron mediante censos separados por un lapso de 20 años que las poblaciones de cangrejos decrecieron en los biotopos-tipo de valores de 49-250 a 0-10, los peces decrecieron de "muchos" a 3-15, y el camarón troglobio de Alabama cayó de 1-25 a ninguno. Las muestras de agua analizadas poseían pequeñas cantidades de epóxido de heptacloro (0.5 micro g/l en 1987). El insecticida probablemente fue lavado hacia el karst desde un área cercana en que las casas fueron tratadas con estos insecticidas. En la cavidad también fue exterminada una gran colonia del murciélago *Myotis grisescens*, la cual aportaba nutrientes al ecosistema acuático de la cueva. Los autores discuten si las toxinas o la pérdida de nutrientes representada por los quirópteros, o ambas a la vez, eran los causantes de la dramática declinación experimentada por la fauna troglobia de la cueva.

PASQUARELL et al. (1993) reportan que las muestras de agua colectadas semanalmente en 1990 en 4 manantiales kársticos en el condado de Greenbrier, West Virginia, mostraban contaminación por herbicidas Atrazine. El herbicida era detectado en bajas concentraciones en todos los manantiales, mientras que los niveles de nitratos eran de 13.6 y 10.8 mg/l en dos de las cuencas. Los niveles bacteriales medios de las dos cuencas eran de: 101 y 139 colonias de coliformes fecales por 100 ml y de 266 y 276 colonias de *Streptococcus* por 100 ml. Las muestras de 9 ríos subterráneos de cuevas en la región mostraban una concentración de nitratos de 13.4 a 63.7 mg/l; las coliformes fecales alcanzaban valores de 110 a 28.588 colonias por 100 ml. Una de las cuevas, la cual tenía los valores más altos de coliformes fecales y nitratos, recibía el flujo de un sumidero cercano a un establecimiento de piensos para ganado. La diversidad de especies en esta última cueva era considerablemente más baja que la hallada en otras cuevas menos contaminadas.

Un vertido de nitrato de amonio líquido y úrea, producto de la rotura de un contenedor de fertilizantes, afectó a la fauna subterránea de la cueva-sumidero de Dry Fork y a Maramec Spring, el tercer más grande manantial del estado de Missouri. Siete días después del vertido, el oxígeno disuelto en Maramec Spring, distante 21 km del lugar del vertido, cayó a menos de 1 mg/l durante nueve días, matando a 37.000 peces de una piscifactoría cercana. Las concentraciones de amonio y nitratos en el manantial fueron muy altas durante 38 días. La fauna troglobia acuática fue afectada con la muerte de más de 10.000 ejemplares del raro cangrejo troglobio *Cambarus hubrichti*, cerca de 1.000 peces cavernícolas *Typhlichthys subterraneus* (previamente desconocido en la cuenca de Maramec), y pequeños números de la salamandra *Typhlotriton spelaeus*. Muchos otros troglobios de pequeña talla, como anfípodos, isópodos y gasterópodos acuáticos también resultaron muertos (CRUNKILTON, 1985). Accidentes igualmente devastadores han ocurrido en cuevas de Indiana por vertidos de ácido nítrico, usados para la producción del propelente nitrocelulosa durante la Segunda Guerra mundial. El efecto de estos vertidos fue la total esterilización de las cuevas afectadas.

Los insecticidas DDT y DDE, ampliamente usados en la fumigación de campos de algodón y otras plantaciones, han causado una notable mortandad de quirópteros en Panamá, México y USA. El dieldrin, un metabolito del aldrin, también causó elevadas mortandades en los 1970's. Residuos de dieldrin y epóxido de heptacloro, usados localmente en campos de maíz, son aún hallados en el guano e insectos predados por quirópteros. El efecto sobre invertebrados cavernícolas no ha sido estudiado, pero se presume que los insecticidas están en la base de la declinación experimentada por muy diversas poblaciones de troglobios (CLARK, 1988; PECK, 1997).

RUSTERHOLTZ (1989) experimentó la acción del pesticida chlordano sobre muestras de sedimentos de cuevas. Dosis muy pequeñas decrecían la respiración en un 25.8% y el conteo de células vivas caía en un 50% en menos de 30 minutos. El autor concluye que incluso muy diluidas dosis de pesticidas pueden matar o suprimir la vida bacteriana en la arcilla de las cuevas.

Existe amplia documentación del hallazgo de basura y desechos (incluyendo productos químicos, fertilizantes y pesticidas) en muchas cuevas del país. La contaminación química por la industria papelería no sólo ha contaminado los cursos bajos de los más importantes ríos superficiales del territorio, sino que la misma también se extiende a los acuíferos

en comunicación con dichos ríos. Las zonas bajas de los karsts que bordean el río Oria y el Deba han sido en este sentido los más contaminados (periferia de Ernio, Uzturre-Loatzo, Buruntza, Izarraitz y Arno, entre otros).

De gran importancia en Gipuzkoa, por su uso masivo, es la contaminación por plaguicidas utilizados para el control de la procesionaria, una larva de mariposa que causa graves daños a los cultivos de coníferas exóticas. Los plaguicidas son dispersados mediante fumigación desde avionetas y por medios terrestres. Debido a que más del 50% de la cobertura forestal de Gipuzkoa está constituida por plantaciones de *Pinus insignis* y otras coníferas exóticas, las cantidades usadas de plaguicidas son muy considerables (los organismos oficiales conocen pero no suministran cifras), y su toxicidad sobre insectos y otros invertebrados afecta tanto a organismos epigeos como hipógeos. La extensión de las plantaciones de pinos a niveles altos de montaña, está llevando esta contaminación a niveles altos del karst, que hace tres décadas no recibían semejante impacto. Creemos que esta extensión de la contaminación por insecticidas y pesticidas (asociada a las modernas prácticas agro-forestales) está en la base de la declinación generalizada de las especies troglobias (y seguramente también de especies epigeas de invertebrados sensibles o poco resistentes a estos agentes).

DEFORESTACION.

La deforestación en superficie tiene un importante efecto sobre el ecosistema subterráneo. CAUMARTIN (1977, 1986) ha mostrado que en tales casos es frecuente un incremento de la sequía subterránea; la materia orgánica es transportada por las corrientes de aire y se deposita sobre el film de agua que recubre paredes y espeleotemas; ésta suele ir acompañada por pólenes, esporas y bacterias. En estas condiciones, aunque no es visible, se desarrollan procesos de fermentación muy activos, produciéndose ácidos orgánicos los cuales son neutralizados a expensas del sustrato calcáreo; el dióxido de carbono también es producido y disuelto en el mismo sustrato. La consecuencia de ello es la destrucción de vida cavernícola y el desecamiento y corrosión de espeleotemas. A largo plazo y dependiendo de las condiciones de alteración los efectos sobre la fauna troglobia pueden ser notorios.

MANGIN & BAKALOWICZ (1989) han reportado para cuevas francesas cambios en el microclima subterráneo por alteraciones de la cubierta vegetal por deforestación incluso a 300 m por encima de la cueva. Estas alteraciones por prácticas agro-forestales conducen a un crecimiento de las reservas hídricas superficiales y a un incremento del flujo de infiltración lenta, con el resultado de un aumento de la aridez subterránea. Los autores añaden que en la mayoría de cavidades, la parte principal de los intercambios de aire se produce por infiltración difásica (masas de aire que acompañan al agua de infiltración), y que los cambios en las características de la infiltración, alteran también los intercambios de aire, y por tanto, la atmósfera subterránea. Las perturbaciones en superficie generalmente producen aridez subterránea, pero también pueden ir acompañadas de un incremento de condiciones alternantes, donde a períodos áridos siguen eventos catastróficos de fuerte infiltración y transporte de sedimentos. Tanto las fases áridas como las húmedas alcanzan valores mucho más altos que los de las oscilaciones previas a la alteración de la cubierta vegetal (y suelos) en superficie.

Debido a la falta de luz y de fotosíntesis, el ecosistema cavernícola es casi enteramente dependiente de las comunidades de plantas y animales que viven en la superficie. Las cuevas reciben nutrientes desde la superficie en forma de hojarasca, madera y otros detritos vegetales que son lavados por las aguas de infiltración o que ingresan a través de las bocas de simas y fisuras por gravedad. También constituye un aporte las raíces de árboles y plantas vasculares. La fauna troglóxena viva, sus huevos, larvas, residuos y cuerpos muertos, constituyen un componente trófico de origen animal. Muy diversos invertebrados epigeos (moluscos, opiliones, araneidos, dípteros, lepidópteros, tricópteros, coleópteros) y vertebrados como quirópteros, diversas especies de herpetofauna y pequeños mamíferos que tienen sus madrigueras en la zona de entrada, aportan a su vez nutrientes. Para sostener el ecosistema hipógeo es por tanto necesario mantener unos saludables ecosistemas en superficie. En este sentido la deforestación o alteración de la cubierta forestal constituye una grave amenaza, ya que priva a las comunidades cavernícolas de muchos recursos vegetales y animales.

En diversas cuevas de Alaska y Canadá la deforestación ha introducido en las cuevas situadas en las áreas taladas muchos sedimentos, con una importante carga de nutrientes y bacterias epigeas. Algunas cuevas incluso resultaron obstruidas y colmatadas por restos de ramas y sedimentos (ALEY et al., 1993; BLACKWELL & Associates, 1995; STOKES, 1996).

La deforestación es una práctica ampliamente extendida en los karsts de Gipuzkoa. Principalmente está asociada a las plantaciones de coníferas exóticas (eufemísticamente llamadas "replantaciones"), las cuales cubren la mayor parte de la superficie forestal del territorio. En época moderna ésta se ha extendido a niveles altos y laderas de fuerte pendiente, con uso intensivo de medios mecanizados. La deforestación de montes públicos, como la ocurrida en 2002 en el monte Andatza, está afectando actualmente al pequeño karst de Guardetxe, un habitat crítico para varias especies troglobias endémicas de Gipuzkoa que sólo viven en este macizo. Visitas efectuadas inmediatamente después de la tala mostraron la existencia de siltación y una alarmante declinación de la totalidad de las especies troglobias del ecosistema. Se presume que varias especies están en peligro de extinción.

PERDIDA DE NUTRIENTES.

Entre los atributos esenciales del ecosistema hipógeo que conducen a su poblamiento por invertebrados se incluyen una alta y relativamente constante humedad relativa, una escasa variación térmica, y una cierta entrada de energía en forma de nutrientes (HOWARTH, 1983). La disponibilidad de nutrientes y humedad son factores críticos limitantes que permiten o no a la fauna del karst ocupar los ambientes terrestres. Las adaptaciones a una alta humedad relativa y a una baja disponibilidad de nutrientes son comunes entre los troglóbios (BARR, 1968; HOWARTH, 1983). Con la excepción de algunos oligoelementos y vitaminas sintetizados por bacterias quimioautótrofas, casi toda la energía trófica en cuevas es importada desde el exterior.

Las entradas de energía a través de la boca de las cuevas se produce principalmente vía especies epígeas que ingresan activamente a las zonas de entrada, incluyendo quirópteros, y por medio de la materia orgánica lavada en forma pasiva desde el suelo superior en las áreas cercanas a las bocas. La llamada fauna troglóxena constituye un aporte energético muy importante para la alimentación de troglófilos y troglóbios. En zonas más profundas de las cuevas, la entrada de energía se produce primariamente a través del agua de infiltración, la cual contiene materia orgánica disuelta. Este agua percola verticalmente a través del karst siguiendo las fisuras ampliadas por disolución.

Cualquier incremento de la cobertura del karst que impermeabilice su superficie, tal como construcciones y urbanización, tiene por resultado que disminuya la percolación y como consecuencia produce un efecto detrimental que afecta al régimen de humedad y al input crítico para las especies troglóbias. La alteración de la vegetación y suelos sobre la superficie, como en los casos de tala, deforestación y erosión, disminuye también el ingreso de nutrientes, ya que elimina fauna troglóxena y disminuye la cantidad de materia orgánica que puede ser transportada por las aguas de percolación.

Los quirópteros que frecuentan cuevas constituyen un importante input de nutrientes para el ecosistema hipógeo; ellos se alimentan en superficie, pero aportan a las cuevas materia orgánica en forma de guano y también de cadáveres de individuos que mueren en ellas. Este último aporte suele ser importante en especies coloniales en período de cría, cuando la mortalidad puede ser alta. El abandono de las cuevas por quirópteros que son molestados en ellas, o su declinación al ser destruidos en superficie por otras causas (uso de insecticidas y plaguicidas), priva a las cuevas de cierta cantidad de nutrientes, en ocasiones importante. Esto afecta indirectamente a la supervivencia de las especies troglóbias.

La mayoría de las especies de quirópteros ha experimentado una fuerte declinación en Gipuzkoa (y en Europa en general). Esta ha ido asociada al uso intensivo de insecticidas y plaguicidas en el agro, con la también drástica disminución de las poblaciones de muchos grupos de insectos, como lepidópteros y coleópteros (GALAN, 1997). Todo ello, en conjunto, representa una pérdida de nutrientes -no cuantificada- para los ecosistemas hipógeos. Esta reducción en el input de nutrientes se aceleró a partir de los años 1960's.

ENRIQUECIMIENTO DE NUTRIENTES.

Ha sido sugerido que algunas contaminaciones orgánicas y la introducción de basura, residuos y restos orgánicos en las cuevas, podría beneficiar a los cavernícolas, al constituir un enriquecimiento del medio con nutrientes. Los datos de campo parecen demostrar lo contrario. Las cuevas son ambientes ampliamente oligotróficos, con escasez de nutrientes, y los cavernícolas han desarrollado adaptaciones para este único ambiente. A largo término, el ingreso artificial de nutrientes en el ecosistema kárstico beneficia a especies oportunistas, predadores y competidores de los troglóbios, rompiendo el balance natural del ecosistema y eliminando o afectando negativamente a las poblaciones troglóbias.

El enriquecimiento promueve, entre otros, el crecimiento de cyanobacterias, lo cual perturba la abundancia y distribución de las especies en las cuevas (POULSON, 1976). El enriquecimiento a veces proviene de fuentes inusuales, como en el caso reportado por LISOWSKY et al. (1986) para Parkers's Cave, afectada por el vertido de salmueras usadas en perforaciones petrolíferas cercanas a la cueva. Las aguas subterráneas contenían altos niveles de sulfuros y NaCl, el sustrato de la corriente estaba cubierto con una capa blanca de varios centímetros de espesor, en la cual dominaban dos especies de bacterias del azufre (*Beggiatoa alba* y *Thiotrix tenuissima*), junto con gran número de protozoos (12 géneros, incluyendo flagelados, ciliados y amebidos). La fauna hallada en la cueva incluía dos especies de anélidos, cinco de colémbolos y un carábido, pero de taxa completamente diferentes a los de la fauna troglobia de las demás cuevas de la región, las cuales estaban ausentes en esta cavidad. Algunas gotas suspendidas de telarañas eran de aspecto lechoso, con pH de 0.13 y alto contenido de bacterias del azufre.

Otro extraño caso, reportado para Midwestern Cave (ELLIOTT, 1998), describe una extraordinaria invasión de gusanos sobre las paredes y bóvedas de la cueva. El estudio reveló que los gusanos estaban siguiendo las fisuras de infiltración de un efluente procedente de fugas en una tubería de aguas negras que cruzaba la zona. Pruebas de trazado mostraron que la cueva estaba inter-conectada con estas fugas y otras procedentes de pozos sépticos cercanos. Los análisis bacteriológicos mostraron la presencia de *Escherichia coli*, *Salmonella* y *Shigella* en muchas de las muestras de aire y agua de la cueva. Dos especies Europeas exóticas de gusanos (*Eiseniella tetraedra* y *Dendrobaena rubida*) se encontraron

también predando sobre bacterias. Los bancos de arcilla en algunos sitios de la cueva estaban festoneados con inusuales jardines de hongos. La fauna troglobia estaba ausente.

Efluentes de aguas negras de caseríos y establecimientos agropecuarios que vierten directamente al karst son conocidos en casi todo el territorio, sobre todo en el caso de sumideros de regatas epígeas en su área de recarga. Pueden citarse los vertidos del caserío Gesaltza a la cueva del mismo nombre (la más extensa de Gipuzkoa), los del valle cerrado de Lastur y caserío Urtiaga (en el karst de Izarraitz), el sumidero de Matxitxu (en el pequeño macizo de Unanue), los efluentes ganaderos de las regatas Doniturrieta y Maizegi erreka (en Aralar) y muchos otros.

ACCION BACTERIAL.

La producción primaria en el ecosistema hipógeo es muy reducida, pero cualitativamente importante, y está restringida a la actividad quimiosintética autótrofa de algunos grupos de bacterias. Normalmente en las cuevas pueden encontrarse bacterias autótrofas y heterótrofas. Las bacterias heterótrofas proceden de la superficie y necesitan materia orgánica para su desarrollo. Las bacterias autótrofas son autóctonas y su desarrollo sólo depende de los materiales inorgánicos contenidos en las cuevas. Estos dos tipos de poblaciones, una exógena y heterotrófica, y otra endógena y autotrófica, no son halladas juntas. En presencia de materia orgánica se desarrollan formas heterótrofas, mientras que las autótrofas son eliminadas por ser muy sensibles a las modificaciones en el equilibrio químico (DUDICH, 1933; CAUMARTIN, 1957, 1959). Las bacterias autótrofas nunca son halladas en medios contaminados con materia orgánica (MANSON WILLIAMS & BENSON EVANS, 1958; WINOGRADSKY, 1949). Las bacterias autótrofas son capaces de producir en oscuridad total la síntesis de materia orgánica nueva, ya que gracias a su especial metabolismo obtienen energía de la oxidación de compuestos inorgánicos; su papel más importante en el ecosistema hipógeo reside en su capacidad de sintetizar factores de crecimiento, vitaminas y oligoelementos, indispensables para la dieta de los troglobios y que éstos no pueden obtener por otros medios (GOUNOT, 1960; VANDEL, 1965).

La contaminación orgánica por aguas residuales y la siltación normalmente van acompañadas por el ingreso de grandes números de bacterias heterótrofas epígeas. Estas desplazan a la biota quimioautótrofa de la cueva e introducen un fuerte desbalance trófico, el cual elimina a las poblaciones troglobias. En el lago Crystal, de Mammoth Cave, la fuga de aguas residuales hacia el lago produjo una proliferación de bacterias que formaron en el fondo una capa negra de *sapropel* con su característico olor fétido; los troglobios *Caecidotea stygia* y *Orconectes pellucidus* fueron eliminados.

Los residuos de granjas y terrenos agrícolas sobre el karst contribuyen con sedimentos, pesticidas, herbicidas, residuos animales y carga bacteriana a las aguas de las cuevas. Gran parte de las transferencias de contaminantes y bacterias desde el suelo superior ocurren con los primeros flujos tras las lluvias. La innatural deposición de sedimentos, materia orgánica y especies epígeas acompaña a la proliferación de bacterias (POULSON, 1997). El patógeno *Salmonella cholerae-suis* y otras especies de *Salmonella* han sido encontradas en diversas cuevas; la fuente de contaminación bacteriana resultó ser el vertido de aguas residuales, por fallos en los sistemas sépticos, y efluentes agro-ganaderos próximos a las cuevas (RUSTERHOLTZ & MALLORY, 1990).

Un gran enriquecimiento de nutrientes es usualmente la fuente principal de contaminación bacteriana. En muchas ocasiones puede ser detectado bajo la forma de un deslizante biofilm que recubre las rocas en los ríos subterráneos y promueve también la multiplicación de gusanos planos e isópodos (POULSON, 1997).

En otro caso estudiado en Hidden River Cave, los vertidos de aguas residuales provocaron la proliferación de gusanos tubificidos rojos y el crecimiento de colonias de la bacteria *Sphaerotilus natans*, las cuales formaban crecimientos filamentosos; la acción bacteriana era acompañada de condiciones casi anaeróbicas, con bajos nitratos, altos nitritos y depósitos oscuros de sulfuro de hierro (LEVIS et al., 1980).

Aunque no han sido realizados análisis bacteriológicos en ríos subterráneos de cuevas de Gipuzkoa, muchos manantiales y surgencias kársticas se encuentran contaminados con bacterias, principalmente coliformes. Este es el caso de la surgencia de Sasiola (que drena el valle de Lastur), con elevado contenido de bacilos coliformes (HERNANZ, 1977). Cabe destacar que los análisis de aguas que realiza la administración pública en el territorio pocas veces muestrea las surgencias kársticas y raramente aborda análisis bacteriológicos detallados. Altos contenidos de bacterias comunes son detectados esporádicamente por el control sanitario en la red de suministro de agua potable; normalmente estos casos no son divulgados y el problema es solucionado por los encargados de aguas aumentando el tratamiento con cloro, pero sin atacar las causas.

INVASION POR ESPECIES EXOTICAS Y PLAGAS.

El enriquecimiento de cuevas con nutrientes exógenos puede acarrear la introducción de bacterias y hongos asociados a los vertidos, así como otros invertebrados tales como gusanos tubificidos, lombrices, milpiés, chinches y otras especies exóticas. En Texas (USA) las hormigas rojas llamadas hormigas de fuego (fire ants), *Solenopsis invicta*, comenzaron a

invadir las cuevas en 1988, no debido al enriquecimiento por nutrientes sino por simple adaptación de esta especie-plaga procedente de Brasil, la cual se extendió ampliamente en el sur de USA. Las colonias de múltiples reinas viven en el suelo, pero las trabajadoras invaden las cuevas someras durante el verano, cuando el suelo está cálido y seco, buscando humedad y alimento en las cuevas. Han sido vistas atacando y llevando diversas especies troglóbias y grillos de cueva troglófilos. Las hormigas se retiran a la superficie en otoño, pero pueden reproducirse durante todo el año si el tiempo es templado. Su acción depredadora es considerada una grave amenaza para la fauna troglobia en USA (ELLIOTT, 1992).

INVASION POR ESPECIES OPORTUNISTAS, PREDACION Y COMPETENCIA.

Los vertidos, desechos y efluentes que introducen materia orgánica en cuevas facilitan el movimiento de especies invasoras, como hormigas, pero también el de otras especies competidoras, como cucarachas, chinches y coleópteros oportunistas (que habitualmente no acceden a cuevas). Las especies invasoras, nativas y no-nativas, compiten con los cavernícolas directamente, ya que utilizan los mismos alimentos y usan los mismos habitats; también pueden competir indirectamente, usando recursos que necesitan las especies troglóbias, tal como ortópteros *Ceuthophilus spp.*, que proveen un input de nutrientes al ecosistema. Las diversas especies de hormigas, incluyendo las fire ants, pueden ser consideradas tanto depredadores como competidores.

Los residuos de comida y contenedores de basura en algunas grandes cuevas turísticas, como Carlsbad Cavern, en New Mexico, han ocasionado que muchas especies epigeas oportunistas ocupen la cueva y penetren a considerables distancias en el interior de sus galerías. Este es el caso de ratones *Peromyscus leucopus*, varias especies de ortópteros *Ceuthophilus*, e incluso de carnívoros como mapaches, que invaden la cueva en grandes números en horas nocturnas (BAILEY, 1928; NOTHUP & KUPER, 1987; NATIONAL PARK SERVICE, 1996). Estas situaciones pueden considerarse artificiales y han producido un gran disturbio en la fauna de la cueva, la cual se torna escasa. Las especies oportunistas epigeas no sólo predan sobre cavernícolas sino que ejercen una feroz competencia. El abandono de maderas (restos de viejas estructuras instaladas hace 70 años) ha provocado la invasión de especies oportunistas de planarias *Phagocata* y copépodos oculados (ELLIOTT, 1998).

DESBALANCE ECOLOGICO.

El balance entre las diversas especies que habitan en una cueva es una ecuación de equilibrio delicado. Los estudios efectuados en poblaciones insulares han demostrado que las poblaciones limitadas y aisladas tienen una sensibilidad incrementada, y muchas áreas kársticas pueden ser consideradas desde un punto de vista ecológico como muy pequeñas islas. El balance ecológico puede ser alterado o trastornado por una amplia variedad de modos. Los detritos orgánicos dejados en una cueva pueden permitir a ciertas especies incrementar grandemente su número; cuando han dispuesto de los detritos pueden invadir, atacar o competir con más fuerza que antes a otros habitantes de la cueva debido a su mayor número; las especies más débiles pueden resultar exterminadas antes de que un nuevo balance sea restaurado. Si ocurre una exitosa invasión de una nueva especie, ésta puede entonces depredar sobre otras especies previamente existentes o entrar en competencia con las especies existentes.

La alta vulnerabilidad de muchas poblaciones cavernícolas plantea un especial problema, y probablemente su solución -en muchos casos y en muchas cuevas- resulta incompatible con el impacto de las actividades humanas.

TERCAFS (1984, 1987) ha utilizado diversos modelos para simular los cambios biológicos que se producen en las cuevas por alteración de parámetros ambientales. Este autor halla que la distribución y abundancia de las poblaciones cavernícolas depende de la existencia de biotopos con características específicas. Estos no se distribuyen por igual a través del karst, sino que constituyen un conjunto de pequeñas secciones física y espacialmente separadas. Cada especie normalmente tiene unos requerimientos de temperatura, humedad relativa y movimientos de aire, con una zona de tolerancia y un límite de sensibilidad. La simulación muestra que los parámetros ambientales deben ser respetados para lograr una efectiva conservación de las especies. Los aportes tróficos se revelan también como muy importantes: la contribución energética por la entrada de troglóxenos resulta clave para el mantenimiento del ecosistema y, como corolario, resulta necesario mantener las condiciones de entrada de estos organismos.

SOBREPRESION.

El impacto de las visitas humanas sobre la vida cavernícola es en la práctica inapreciable, con la excepción de cuevas turísticas y cuevas en las que se instala luz o se producen modificaciones permanentes tales como el cierre o apertura de nuevas bocas, las cuales pueden cambiar los parámetros climáticos. En cuevas que reciben turismo masivo, como p.ej. Cueva Castellana -en Italia- con 400.000 visitantes/año o las Cuevas de Postojna -Yugoeslavia- con hasta 12.000

visitantes/día y más de un millón de visitantes/año, el impacto puede ser notorio. En Gipuzkoa no tenemos ejemplos de este tipo, pero si en el futuro se plantea la utilización turística de cuevas, éstas deben contar previamente con un estudio faunístico y un plan de manejo adecuados.

El término sobrepresión se refiere a la visita excesiva de humanos a cuevas. Aparte de las cuevas turísticas, donde la sobrepresión es muy elevada, ésta también puede ocurrir en cuevas no-turísticas por exceso de visitas. En países como Gran Bretaña, con 20.000 exploradores de cuevas, la excesiva frecuentación de algunas cuevas ha ocasionado daños sobre el medio físico, particularmente la destrucción de espeleotemas. En Francia hay 30.000 espeleólogos federados, pero el número de excursionistas que visitan cuevas es mucho mayor, pudiendo afirmarse que más de 60.000 personas frecuentan cuevas con cierta regularidad (sin contar cuevas abiertas al turismo). Esta sobrepresión plantea problemas de degradación del medio subterráneo, de más o menos largo término, en las zonas kársticas más visitadas.

Sin llegar a los extremos anteriores, diversos cambios pueden ser introducidos por visitas continuas a cuevas de fácil acceso. Aparte de la común práctica de los seres humanos de dejar basura y desechos por todos lados, o de destruir espeleotemas por afán coleccionista o por puro vandalismo, cambios menos fáciles de percibir son producidos por frecuentes visitas. El disturbio continuado puede producir la pérdida de hábitat para algunas especies crípticas, por compactación del suelo y cambios en las condiciones microclimáticas.

En Gipuzkoa el número de espeleólogos es inferior a 50 y debido al predominio de simas, las visitas de excursionistas son escasas, limitándose generalmente a unas pocas y muy conocidas cuevas, de fácil acceso, situadas en la cercanía de núcleos urbanos. Este puede ser el caso p.ej. de las cuevas de Aitzbitarte, cuyo ecosistema está muy degradado.

VANDALISMO.

La destrucción deliberada de partes de un sitio por puro placer o ganas de hacer daño es común en el mundo. Las cuevas no escapan a ello. Un ejemplo es la cueva Crotot (departamento de Franche-Comté, en Francia), una cueva muy bonita; en 1980 fué sistemáticamente destruido más de un kilómetro de galerías: todas las espeleotemas fueron demolidas y las paredes pintadas con sprays (GRATTE, 1981).

Existe también la destrucción de espeleotemas por razones económicas. Las cristalizaciones tienen cierto valor en el mercado de coleccionistas amateurs y para los turistas. Existen muchos ejemplos en el mundo de raras y bellas espeleotemas destruidas de este modo o por puro vandalismo.

Asociado al vandalismo suele estar el dejar desechos tóxicos, como pilas y baterías alcalinas, y basura de distinto tipo. Esto puede propiciar la invasión de especies exóticas epigeas, con el consiguiente desbalance ecológico. La predación por especies invasoras, o la competencia de éstas con los troglobios, puede eliminar poblaciones de estos últimos.

Aunque el vandalismo en sí no es algo que pueda afectar directamente a los troglobios (aunque sí a especies troglóxenas como quirópteros, que habitualmente desaparecen de las cuevas muy visitadas), el impacto indirecto y asociado al mismo (disminución del aporte de nutrientes representado por troglóxenos, compactación del suelo, abandono de basura y pilas, invasión de especies oportunistas, eliminación de algunos biotopos claves para la reproducción tales como gours, etc.) va sumando perturbaciones y produce cambios graduales, difíciles de detectar, pero que a la larga inciden en la dinámica poblacional de los troglobios. Existe sustancial evidencia de que las amenazas aquí discutidas son reales, significativas, y progresivas. REDDELL (1991), ELLIOTT (1998) y RAPPAPORT (1998) suministran distintos ejemplos de que estos factores han producido un dramático descenso numérico de muchas poblaciones de invertebrados en cuevas de Virginia y Texas.

La cueva Galarra, en el karst de Udalaitz, ha sido visitada desde antiguo y casi todas sus espeleotemas han sido vandalizadas. No obstante, recientes visitas muestran que su fauna troglobia se mantiene poco alterada.

CANTERAS, OBRAS CIVILES Y CARRETERAS.

La explotación industrial de la roca calcárea resulta en la destrucción completa de algunos sitios kársticos. No sólo las cuevas, sino el conjunto del macizo es destruido. Hay muchos casos reportados de canteras que han destruido el hábitat conocido de algunas especies troglobias. De igual modo han sido destruidos ricos yacimientos paleontológicos. El raro coleóptero troglobio *Pseudoanophthalmus krekeri*, descrito por Barr en 1965, sólo era conocido de una cueva en Virginia (USA), la cual fue destruida por una cantera en 1980.

Un ejemplo del impacto de obras civiles y su trama conexas es ofrecida por STITT (1981) para la mayor cueva del mundo, Mammoth Cave (en USA). Este sistema cavernario, excepto por aquellas porciones usadas para turismo, es ampliamente un área salvaje. Con los años, no obstante, ocurrieron varios problemas. En los 1960's fue construido en el Parque un Centro Recreativo y produjo una alta contaminación por coliformes de las aguas de la cueva, muy patente en varios sitios de la misma. Durante años el Parque obtuvo el suministro de agua usando manantiales kársticos y desviando el agua para el uso humano. El flujo reducido de agua a través de la cueva modificó el balance ecológico. Además,

significativamente, la impropia disposición de las aguas negras aumentó el contenido orgánico en un 240%, lo que condujo a una masiva destrucción de la vida cavernícola (LEWIS, 1984). En algunos sectores de la cueva proliferaron cyanobacterias, asociadas a la contaminación por coliformes (POULSON, 1976). A partir de los 1980's se inició un plan de recuperación, trasladando fuera del Parque el Centro Recreativo y los efluentes de aguas negras, a la vez que se redujo la toma de agua de los manantiales. STITT (1981) concluye que deben evitarse las obras civiles, construcciones, tomas de agua y efluentes de aguas negras en las áreas kársticas de interés y, sobre todo, en áreas naturales protegidas. GOMEZ DE AIZPURUA (com.pers.) ha señalado otro efecto adicional de la proliferación de carreteras y aumento del tráfico de vehículos sobre lepidópteros y otros insectos: "la cantidad de vehículos existente es un insecticida fenomenal, mariposa que atraviesa una carretera o una autopista no llega al otro lado". El citado autor señala que muchas especies de lepidópteros antes frecuentes y fáciles de observar han desaparecido de Gipuzkoa por el uso masivo de insecticidas en los últimos 30 años.

Las canteras y la construcción de carreteras han destruido completamente muchas cuevas y la fauna que éstas albergaban. No obstante existen casos en que estas construcciones han puesto al descubierto cuevas con interesantes especies troglóbias o con ricos yacimientos paleontológicos, como Inner Space Cavern, Georgetown (ELLIOTT, 1994). En Gipuzkoa, la famosa cueva de Altzerri (que posee un yacimiento arqueológico, pinturas rupestres de época Magdaleniense, y especies troglóbias de alto interés) fue puesta al descubierto por una voladura para extraer roca durante la construcción de una carretera. En otros casos existen canteras que han producido la destrucción de cuevas y fragmentación del habitat hipógeo.

FRAGMENTACION DEL HABITAT Y AISLAMIENTO.

El aislamiento de cuevas y áreas kársticas por deforestación, desarrollos agrícolas, construcción de carreteras, represas y canteras, ha sido poco citado en la literatura científica, pero es relativamente común. Puede deberse a la creación de barreras para la fauna debido a alteración del input hidrológico (barreras áridas), pérdida de nutrientes por cambios de vegetación que eliminan troglóxenos (barreras tróficas), y muchos otros factores que fragmentan el área kárstica al introducir cambios de modo desigual (vertidos locales, siltación, canteras).

Las grandes canteras normalmente destruyen muchas cuevas y, además, pueden ir creando barreras para el desplazamiento de la fauna en el endokarst; la fragmentación también puede deberse a la desigual deforestación de la superficie del karst (O'DONNELL et al., 1994; VENI, 1987). La elevada contaminación de los ríos superficiales en Gipuzkoa ha aislado la fauna acuática de macizos y zonas en continuidad geológica, ya que los troglóbios no pueden vivir ni desplazarse a través de las zonas contaminadas de los acuíferos. Igualmente la aridificación del habitat hipógeo por deforestación y la pérdida zonal de nutrientes pueden fragmentar el habitat. Las especies troglóbias tienen un área de distribución en general muy reducida y la fragmentación del habitat puede llevar a situaciones críticas, donde los efectivos de una población vean reducidos sus números hasta valores tan bajos que dificultan la interreproducción y acaban causando la extinción. Aunque a menudo faltan datos para probar que la extinción de troglóbios ha ocurrido, muchos bioespeleólogos tienden actualmente a pensar que las extinciones debidas a aislamiento han sido muy comunes, como lo prueba indirectamente la extrema rarefacción de muchas especies, sólo conocidas por muy pocos ejemplares. Las especies endémicas, sobre todo cuando están circunscriptas a pequeñas áreas de karst, muy probablemente están en grave situación de amenaza.

SELLADO Y APERTURA DE BOCAS.

La apertura de grandes segundas bocas puede alterar severamente la meteorología de una cueva, afectando a los troglóbios. Además, puede también obligar a los quirópteros a abandonar una cueva. Marshall Bat Cave, en Texas, perdió una importante colonia del murciélago *Tadarida brasiliensis* en 1945, al perforarse una segunda boca, la cual aumentó mucho la ventilación, enfriando la cavidad; esta especie requiere temperaturas cálidas para sus colonias de maternidad (ELLIOTT, 1994; HERREID, 1967). La pérdida de quirópteros constituye a la vez una pérdida de recursos tróficos para el ecosistema cavernícola.

El caso de los famosos gusanos de luz (Glow worms) de Nueva Zelanda es especialmente ilustrativo de las complejas relaciones y equilibrios que ocurren en el ecosistema subterráneo. La ecología de las larvas luminiscentes del gusano de luz *Arachnocampa luminosa* (Diptera, Keroplatidae) ha sido estudiada por PUGSLEY (1981, 1984) como parte de un programa de manejo de Waitomo Cave, la única localidad del mundo donde vive este raro troglóbio de larvas luminiscentes. *A.luminosa* tiene varias etapas larvales y el desarrollo es homodinámico. La mayoría de la población sigue un distintivo ciclo anual, en el cual muchas larvas eclosionan en primavera. La distribución de las larvas del gusano de luz en la cueva está ampliamente determinada por el suministro de alimento y las condiciones climáticas. La principal fuente de alimento son los insectos que emergen del río Waitomo que fluye a través de los lagos de la cueva. La mortalidad de las

larvas del glowworm es debida a canibalismo, a un hongo entomógeno (*Tolypocladium inflatum*), a la predación por parte de opiliones cavernícolas (*Megalopsalis tumida*, *Henda myersi cavernicola*), a inundaciones y a desecaciones. En 1975 se observó una alarmante declinación en el número de glowworms. El fenómeno fue causado por un número de complejos factores interactuantes, pero el principal de ellos fue debido al cambio del clima hipógeo, causado, en gran parte, por la apertura de una nueva entrada en 1975. Esta instalación buscaba atenuar un problema previo, que era el incremento en dióxido de carbono en la atmósfera de la cueva cuando el tráfico turístico era alto. La decisión de cerrar rápidamente la nueva entrada pudo ser tomada a tiempo, antes de que sus consecuencias sobre el clima de la cueva eliminaran la población del glowworm, la cual fue recuperándose lentamente en los años siguientes (PUGSLEY, 1981).

El sellado de bocas y fisuras del karst con concreto, para el desarrollo de construcciones sobre zonas kársticas, impide la entrada normal de agua al acuífero. Tal alteración o obloqueo del drenaje natural puede producir el secado de parte del habitat y normalmente también va acompañado por la eliminación del input de nutrientes, que obviamente afecta a la fauna troglobia.

El sellado puede afectar mucho a la fauna cavernícola. Existen incluso casos de puertas de reja, mal diseñadas, que han ocasionado la muerte de colonias de quirópteros. También ha sido observado en cuevas con varias entradas que el sellado de una de ellas depaupera la fauna en ese sector de la cueva. POULSON (1976) ha señalado que las áreas secas de una cueva normalmente quedan desprovistas de fauna. En Mammoth Cave las áreas superficiales en que la caliza está cubierta por areniscas desarrollan bajo ellas galerías secas, sin fauna, probablemente debido a que el coronamiento de areniscas impide la percolación y el input de nutrientes hacia el karst subyacente. El sellado por supuesto ocasiona también que cese la entrada de troglógenos, con lo cual el ecosistema se depaupera por escasez de nutrientes.

En Gipuzkoa tenemos el ejemplo del desarrollo de un polígono industrial en Itziar, sobre terreno kárstico. Las obras de pavimentación sellaron entre otras la boca de la sima de Goenagako leizea, una de las dos únicas localidades conocidas del taxón endémico troglobio *Niphargus ciliatus cismontanus*. En el extremo opuesto, la actividad minera -una vez cesada la explotación- deja galerías subterráneas susceptibles de ser habitadas por quirópteros y por fauna troglobia. La explicación de esto último reside en que las galerías de mina pueden interceptar fisuras y mesocavernas habitadas por troglobios (GALAN et al., 2004). El microclima y el ambiente subterráneo de muchas minas puede ser similar al de cuevas naturales, incluso con inusuales desarrollos de espeleotemas (GALAN, 2003; GALAN & LEROY, 2003).

DISTURBIO, MUERTE, SOBRECOLECTA Y PREDACION.

La amenaza más obvia reside en la vulnerabilidad de los cavernícolas. Muchas especies cavernícolas son extremadamente limitadas en número. Por ej., entre los coleópteros *Idacabarus* de Tasmania, cada especie está confinada a un único sistema de cuevas (HAMILTON-SMITH, 1970). Segundo, muchas especies de cavernícolas tienen requerimientos climáticos y de otros parámetros ambientales extremadamente limitados. P.ej., los Phreatoicidos de la cueva Dogleg de Australia están aparentemente confinados en una única laguna del curso subterráneo. Por ello la captura intensiva o la muerte de individuos mediante contaminación o trampas permanentes puede ocasionar la extinción de especies troglobias. Esto también puede ocurrir por disturbio continuado del habitat subterráneo. Veamos algunos ejemplos.

KOVACS (1989) ha estudiado la influencia de las visitas sobre la fauna cavernícola en algunas cuevas de Rumanía (Vadu-Criului Cave). Tres etapas mayores eran detectadas: - La primera etapa (1948-67) corresponde a pocas visitas. La fauna era muy rica: coleópteros, dípteros, isópodos, diplópodos y pseudoescorpiones. - La segunda etapa (1968-78) corresponde a un período de incremento de las visitas, debido a que la cueva era acondicionada con puentes, escaleras de madera y electrificación. En este período se nota que el número de individuos cavernícolas disminuye enormemente en el caso de coleópteros y otros grupos (excepto isópodos). - La tercera etapa (1978-hasta ahora) corresponde a un período de intensas visitas. En octubre de 1988, de las tres estaciones experimentales instaladas con alimento, sólo una estación presentaba fauna cavernícola y ésta se reducía exclusivamente a isópodos, habiendo desaparecido las restantes especies.

La explicación reside en que la alteración humana modificó parámetros tróficos y ambientales, y sólo en el caso de los isópodos (los cuales se alimentan con facilidad de la madera en descomposición y parecen resistir bien a otros impactos) fue posible su proliferación y supervivencia en las nuevas condiciones. Una situación análoga fue descrita en Bulgaria. En Temnata Dupka Cave, el coleóptero troglobio *Pheggomisetes bareschi* Knirsch desapareció, probablemente debido a la alteración introducida por las numerosas visitas (DELTSHEV, 1989).

Las actividades humanas disturban el ambiente subterráneo y facilitan el movimiento de especies no-nativas, incluyendo predadores y plagas. La relativa accesibilidad de cuevas pequeñas y superficiales hacen que ellas sean especialmente vulnerables a la invasión de especies no-nativas. Diversas especies exóticas de hormigas, que son voraces predadores, pueden invadir las cuevas alteradas. En USA ha causado estragos entre la fauna troglobia de los estados del sur del país, la invasión de la llamada hormiga de fuego (fire ant), la cual preda directamente sobre troglobios (REDDELL, 1991; ELLIOTT, 1998).

La sobrecolecta de animales en cuevas ha afectado sobretudo a especies de quirópteros. Uno de los pocos casos documentado para troglobios es la declina del pez *Amblyopsis spelaea*, el cual era vendido como curiosidad a fines del siglo 19 (POULSON, 1968). No obstante los bioespeleólogos han alertado que la sobrecolección puede afectar a muchos troglobios que poseen pequeñas poblaciones, con baja tasa reproductiva. Por ello se desaconseja la colecta de troglobios por amateurs o con cualquier finalidad comercial. Adicionalmente, la colecta por espeleólogos aficionados con técnicas rudimentarias normalmente suministra ejemplares deteriorados o mal conservados, que han perdido apéndices y partes del cuerpo indispensables para su identificación taxonómica. CULVER (1982) agrega que las colecciones científicas deberían restringirse a casos en que haya sido establecido previamente su objetivo, el museo o institución donde serán depositados los especímenes, y los especialistas que los estudiarán.

FACTORES HISTORICOS.

Para conocer la incidencia de los factores de amenaza sobre la fauna troglobia es preciso contar con datos básicos previos, espaciados en el tiempo, y con datos actuales sobre la situación de las especies. El conocimiento de la fauna troglobia de un país o región es ampliamente dependiente, en consecuencia, de los esfuerzos de investigación realizados.

Muchos países del mundo cuentan con investigaciones bioespeleológicas desde hace 100-150 años. En nuestro caso, el conocimiento de la fauna cavernícola de Gipuzkoa comienza con algunas investigaciones aisladas hacia 1918. Sin embargo, el esfuerzo mayor de prospección e inventario de fauna cavernícola se desarrolla en el período 1950-1980, del cual data la mayor parte de los descubrimientos y descripción de nuevas especies, a la vez que la obtención de diversos datos ecológicos cuantitativos.

El conocimiento básico a nivel de inventario y prospección es relativamente extenso (en comparación con otros países), aunque existen grupos taxonómicos insuficientemente investigados (sobre todo los que comprenden microfauna). Una amplia síntesis sobre lo conocido fue publicada por GALAN (1993).

No obstante, ha seguido obteniéndose nueva información (descubrimiento de nuevas especies y localidades, datos ecológicos) hasta el presente. El colémbolo troglobio endémico de Aralar *Onychiurus aranzadii*, fue descrita por BERUETE et al. (1994), en base a material colectado por C.Galán en 1966; los isópodos acuáticos *Proasellus guipuzcoensis* y *Proasellus navarrensis* fueron descritos por HENRY & MAGNIEZ (2003), en base a material colectado por J.Notenboom a comienzos de los 1990's. Varias especies nuevas de pseudoescorpiones *Neobisium* colectadas por el autor en años previos están en proceso de descripción (ZARAGOZA, 2006, com. pers.). Entre el material colectado en 2002-2005 hay varias probables especies nuevas, de otros grupos zoológicos en estudio, aún indescritas.

Estos ejemplos muestran que incluso a nivel básico no todo está hecho y algunos macizos y zonas sólo han sido someramente prospectados. Normalmente pasa cierto tiempo entre la recolección y el estudio taxonómico, debido tanto a la escasez de taxónomos especialistas como a la falta de financiamiento para acometer los estudios. Actualmente existen en la Colección de Bioespeleología de la SCA materiales colectados en distintas cuevas, de alto interés, que esperan ser estudiados.

Los datos ecológicos también son parciales. Particularmente son escasos (y casi sin excepción inéditos) los datos relativos a abundancia relativa y estatus de las distintas especies de troglobios. Varios trabajos ecológicos sobre fauna cavernícola de macizos guipuzcoanos han sido publicados en años recientes (GALAN, 2003, 2004, 2005, 2006; GALAN et al., 2004, 2005).

Datos sobre los factores de amenaza y la situación de las distintas especies han sido obtenidos mediante observación directa durante la exploración de cuevas y, sobretudo, a través de campañas de colecta con empleo de cebos atrayentes. Disponemos de datos de campañas con cebos efectuadas en los años 1966-70, 77-78, 87-88, 92-93 y 1998-2005, pero éstos cubren desigualmente el territorio.

Hasta los años 1970's nuestras observaciones mostraban ecosistemas poco alterados, muy diversos, y con una abundancia de fauna considerable. Esto y el progresivo descubrimiento de especies mostraba que algunos factores de amenaza no parecían haber tenido incidencia con anterioridad a esas fechas. Con ello no queremos decir que no haya podido producirse la extinción de especies troglobias anteriormente, pero desde luego no hay datos para verificarlo. Lo más que es posible afirmar -científicamente- sobre factores de amenaza es lo que resulta factible al comparar lo observado entre el momento del descubrimiento de las especies y el momento actual. Esto es precisamente lo que hacemos en este trabajo, ya que a partir de finales de los años 1990's, sí asistimos y constatamos una progresiva declinación y rarefacción de especies y poblaciones cavernícolas, que empezamos a documentar cuantitativamente a partir del año 2000.

Uno de los mayores interrogantes a nuestro entender reside en la incidencia del factor deforestación, ya que es conocido experimentalmente y por estudios de campo en otros países que constituye un importante factor de amenaza a largo término. El territorio de Gipuzkoa ha sido progresivamente deforestado a partir de hace 4.000 años. P.ej., Aralar redujo su superficie arbórea de cerca del 95% a menos del 18% actual. Además, la mayor parte de la cobertura forestal actual corresponde a plantaciones de coníferas exóticas, quedando pocas superficies boscosas con testigos de la vegetación original de hayedos y robledales. Nosotros suponemos que la extensión de prados a expensas del bosque fue

un proceso histórico paulatino, donde nuevos equilibrios eran alcanzados bajo cobertura herbácea, y éstos eran mantenidos con cambios menores a través del pastoreo, sobre todo de ovejas. En zonas de montaña, que es donde se localiza la mayoría de los karsts guipuzkoanos, esta progresiva sustitución de la vegetación arbórea fue un proceso lento y estabilizado que, tras el impacto inicial, permitía la recuperación de los ecosistemas. Las zonas calcáreas más abruptas eran difícilmente explotables y por ello los karsts de montaña constituían reservorios desde los cuales podía producirse la recolonización por troglobios de las zonas del endokarst afectadas. El clima húmedo del país también contribuía a impedir procesos de aridificación subterráneos. El resultado es que para 1950-70 los ecosistemas subterráneos gozaban de una aparente buena salud.

En tiempos más modernos asistimos a un incremento notable en la construcción de pistas forestales y una creciente utilización de maquinaria para la tala mecanizada, que extendió la explotación de madera a zonas altas y abruptas, a tenor de la demanda de la industria papelera y de la fuerte declinación del agro. A ello se sumó otro factor previamente desconocido: el uso intensivo de fertilizantes, insecticidas y plaguicidas. Las poblaciones de los principales grupos de insectos (lepidópteros, coleópteros, dípteros e himenópteros), al igual que el de especies insectívoras de vertebrados (incluyendo quirópteros), experimentaron una fuerte declinación. Nosotros suponemos que ésta se extendió a otros grupos de invertebrados y también a los troglobios, dependientes del ingreso de nutrientes desde los ecosistemas de superficie. El grupo de invertebrados mejor estudiado en el país, el de los lepidópteros, experimentó un fuerte declive (GOMEZ AIZPURUA, com.pers.), probablemente del orden del 75% de sus efectivos. El grupo de quirópteros de hábitos cavernícolas experimentó un declive igualmente considerable (GALAN, 1997), sin duda superior a un 50% y tal vez a un 90% en el caso de algunas especies coloniales.

Igualmente durante el período de finales de los 1970's a 2005 asistimos a un incremento de muy diferentes vertidos contaminantes en niveles medios y altos del karst (facilitado por la construcción de carreteras y pistas forestales) así como a una creciente presión del agro y turística en niveles altos, incluyendo actividades comerciales en relación a cuevas.

La suma de todos estos factores ha actuado en conjunto de modo progresivo en las tres últimas décadas, afectando a los troglobios de modo desigual.

En cambio, un factor muy nombrado en la actualidad, lo que se ha dado en llamar el Cambio Climático Global, parece tener escasa incidencia, ya que se requiere un considerable cambio térmico externo para producir cualquier cambio significativo en el clima subterráneo. Los troglobios poseen una fuerte inercia en relación a los cambios climáticos y muchas especies hoy existentes, datantes del Terciario, han sobrevivido a variaciones tan bruscas como las representadas por el paulatino enfriamiento de los climas del Terciario y las glaciaciones del Cuaternario. El medio hipógeo ha jugado históricamente un importante papel como habitat-refugio para muchas especies ante cambios climáticos.

DISCUSION Y CONCLUSIONES PARA GIPUZKOA.

Salvo casos puntuales, ya señalados, la mayoría de los factores de amenaza citados en apartados anteriores, han tenido escasa incidencia y significación. Puede decirse que han tenido una baja incidencia los siguientes factores: amenazas hidrológicas, contaminación por productos del petróleo y metales pesados, invasión de especies exóticas y oportunistas, sobrepresión, vandalismo, canteras y obras, fragmentación del habitat, sellado y apertura de bocas, sobrecolecta y disturbio. Con la excepción de un problema hidrológico mayor, que ha sido la contaminación de la práctica totalidad de los cursos bajos de los principales ríos de Gipuzkoa, aspecto éste que se revela intratable, debido a que en cierto modo ha ido asociado al desarrollo urbano e industrial del territorio. El efecto mayor de esta contaminación se limita a las zonas del karst en contacto hidrológico con estos ríos, y debido a que éstos constituyen el nivel de base del drenaje de karsts de montaña (con escaso desarrollo de la zona inundada), su efecto ha sido periférico y débil. No obstante este factor ha eliminado numerosa fauna intersticial y una de las vías de intercambio de stygobios entre karsts contiguos.

Los mayores impactos son debidos a cuatro importantes causas: deforestación, siltación, contaminación orgánica y química (incluyendo fertilizantes, insecticidas y plaguicidas). Otros factores son en parte consecuencia y corolario unos de otros y de los anteriores: pérdida de nutrientes, enriquecimiento de nutrientes, acción bacteriana, desbalance trófico y ecológico. Estos factores están asociados a las modernas prácticas agro-forestales y, sobretudo, a su extensión a niveles altos del karst, que en el pasado actuaban como áreas de reserva.

La contaminación orgánica en zonas de montaña básicamente corresponde a vertidos de residuos y efluentes de casas rurales e instalaciones agro-ganaderas. La contaminación química incluye a los productos usados como fertilizantes, plaguicidas, insecticidas, desparasitantes para el ganado, y un largo etcétera de productos químicos usados en el agro y en las plantaciones forestales. Residuos de envases de los productos más usados se encuentran en muchas simas y vertederos próximos a caseríos y bordas. Nosotros no disponemos de datos cuantitativos sobre el uso de insecticidas y productos químicos en el territorio, pero seguramente la administración o un estudio de mercado podría suministrar cifras sobre la venta y uso de estos productos en todo el territorio. Cabe recordar que los residuos que se acumulan en el suelo y en los tejidos de los seres vivos son lavados por las precipitaciones sobre las cuencas kársticas y acaban por pasar a las aguas subterráneas.

En el apartado anterior se incluyó un amplio comentario sobre deforestación o tala y plantación de especies forestales arbóreas. Las talas en muchas especies de crecimiento rápido ocurren cada 15 años, y el uso de tractores y maquinaria arrasa grandes extensiones y remueve el suelo exponiéndolo a fuerte erosión. Es decir, que no se trata de una tala única, en la que el terreno se recupera a mediano plazo, sino de cortas sucesivas, con métodos muy agresivos que impiden la recuperación de los ecosistemas de superficie. La superficie arbolada de Gipuzkoa, en su mayor parte, ecológicamente no puede ser considerada un bosque, sino una plantación, de periódica explotación y renovación.

El impacto mayor de la deforestación y de la contaminación orgánica y química en Gipuzkoa, por lo observado en numerosos macizos kársticos, reside sobre todo en que éstos factores de amenaza se han visto intensificados en las últimas décadas y se han extendido a niveles progresivamente más altos en la montaña. Es decir, que por un lado se trata de impactos nuevos para los cavernícolas y, por otro, éstos se han extendido a áreas críticas de reserva que antes permitían la recuperación de los ecosistemas.

Hemos visto anteriormente casos de graves vertidos que afectaron a una parte de un karst, pero no a la totalidad del mismo; aunque los troglobios desaparecieron de las áreas afectadas, los que sobrevivieron en las no-afectadas pudieron luego recolonizar lentamente el área original de distribución de las especies. En estos casos se trataba de karsts extensos. En Gipuzkoa en cambio predominan los karsts poco extensos, fragmentados incluso en unidades hidrogeológicas menores, es decir, el karst guipuzcoano es en esencia un archipiélago de islas e islotes calcáreos. Adicionalmente, los biotopos que albergan troglobios en el endokarst constituyen a su vez otro archipiélago menor de habitats críticos, con poblaciones poco numerosas y con muy bajas tasas reproductivas. Desconocemos en qué medida existen intercambios de individuos y genes entre poblaciones conespecíficas de troglobios. La gran cantidad de endemismos, especies raras y especies sólo conocidas de pocas localidades, refuerzan la idea de que existe una gran insularidad en muchas de las especies troglobias guipuzcoanas. Cualquier factor de amenaza que intensifique el declive poblacional, reduzca la integridad genética o impida el intercambio, colocará a las especies en situación de riesgo de extinción.

Podemos concluir que las más graves amenazas son las que resultan nuevas para los troglobios (productos químicos, insecticidas, petróleo o metales pesados, no usados antes de 1950's en el karst), la intensificación de las ya conocidas (deforestación, siltación, contaminación orgánica y bacteriana, pérdida de nutrientes, sobrepresión), y especialmente la extensión de ambas a zonas altas del karst, no afectadas previamente.

Estas últimas zonas han actuado históricamente como reservorios. Discriminando en ellas los sectores más ricos en especies y biotopos, y potencialmente menos impactables, resultará posible desarrollar una eficaz política de conservación que garantice la supervivencia de las especies y su recuperación.

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco a Francisco F. Herrera, Angel Viloria, Carlos Bosque, Marian Nieto, e Imanol Goikoetxea (Sociedad Venezolana de Espeleología -Venezuela- y Sociedad de Ciencias Aranzadi -España-), por las productivas discusiones mantenidas sobre diversos factores de amenaza así como por su ayuda en la recopilación bibliográfica.

BIBLIOGRAFIA.

- ALEY, T.; C. ALEY; W. ELLIOTT & P. HUNTOON. 1993. Karst and cave resource significance assessment, Ketchikan Area, Tongass National Forest, Alaska. Report of the Karst Resources Panel, 79 pp + app. 43 pp.
- AMORES OLAZAGIRRE, G. 2005. Influencia de la contaminación atmosférica sobre los hayedos de la Alta Navarra. *Aranzadiana*, 126: 176-177.
- AURIOL, G. & M. HENNEBET. 1988. Eaux souterraines et grottes en peril. *Comm. Nat. Protect. Sites Speleol.*, Bruxelles, 36 pp.
- BAILEY, V. 1928. Animal Life of the Carlsbad Cavern. *Monographs of the American Society of Mammalogists*, 3. Williams & Wilkins Co., Baltimore, 195 p.
- BARTHELEMY, D. 1984. Impact des pollutions sur la faune stygobie karstique: approche typologique sur 16 emergences des départements de l'Ain et du Jura. *Thèse Univ. Lyon*, 183 pp.
- BLACKWELL, B. & Associates, Ltd. 1995. Literature review of management of cave/karst resources in forest environments. Report to Vancouver Forest Region, British Columbia, Canada. 19 pp.
- BELSON, Ch. 1999. Karst Waters Institute's Second Annual Top Ten List of Endangered Karst Ecosystems: The Ten Most Endangered Karst Communities for 1999. *KWI Conduit*, 7(1-2): 1-4.
- BERUETE, E.; J. ARBEA & R. JORDANA. 1994. Contribución al conocimiento de las especies de *Onychiurus* del grupo *O.minutus* (Collembola, Onychiuridae). *Publ. Biol. Univ. Navarra, Serie Zoológica*, 24: 19-38.
- BOLNER, K.; J. TARDI & L. NEMEDI. 1989. Evaluation of the environmental impacts in Budapest's caves on the basis of the study of the quality of dripping waters. 10 th *Internat. Congr. Speleol.*, Budapest, Com. 2: 634-639.

- BOSNAK, A. & E. MORGAN. 1981. Acute toxicity of cadmium, zinc, and total residual chlorine to epigeal and hypogean isopods (Asellidae). *The NSS Bulletin*, 43: 12-18.
- CAUMARTIN, V. 1957. Recherches sur une bactérie des argiles de cavernes et de sédiments ferrugineux. *Comp. Rend. Acad. Sci. Paris*, 245.
- CAUMARTIN, V. 1959. Quelques aspects nouveaux de la microflore des cavernes. *Ann. Spéléol.*, 14: 147-158.
- CAUMARTIN, V. 1977. Conservation des cavernes aménagées. Résultats obtenus dans quelques pays d'Europe occidentale. *Proc. 7 th Internat. Congr. Speleol.*, Sheffield, pp: 96-98.
- CAUMARTIN, V. 1986. La conservation dans les grottes aménagées. *Proc. 9 th Internat. Congr. Speleol.*, Barcelona, pp: 223-225.
- CLARK, D. 1988. Environmental contaminants and the management of bat populations in the United States. In: U.S. Fish & Wildlife Service (Editor), *Management of Amphibians, Reptiles, and Small Mammals in North America*, Symposium, Flagstaff, Arizona, July 1988, pp: 409-413.
- CRUNKILTON, R. 1985. Subterranean contamination of Maramec Spring by ammonium nitrate and urea fertilizer and its implications on rare cave biota. *Proc. 1984 National Cave Management Symposium*, Missouri, 25: 151-158.
- CULVER, D. 1982. *Cave Life: Evolution and Ecology*. Harvard University Press, 189 pp.
- DELSHEV, C. 1989. Conservation problems of the Bulgarian cave fauna. 10 th. Intern. Congr. Speleol., Budapest, Commun., 3: 778-779.
- DOUGHERTY, P. 1983. Preliminary report on the impact of the Dixie Bend Landfill on the Sloans Valley (Kentucky) Cave System. *NSS Bull.*, 45: 2-2.
- DUDICH, E. 1933. Die klassifikation der Höhlen auf biologischer Grundlage. *Mitteil. Höhl. Karstf.*, 19.
- EDWORTHY, K. 1987. Groundwater contamination: A review of current knowledge and research activity. *Stygologia*, 3: 279-295.
- ELLIOTT, W. 1981. Damming up the caves. *Caving International*, 10: 38-41.
- ELLIOTT, W. 1992. Fire ants invade Texas caves. *American Caves*, Winter: 13.
- ELLIOTT, W. 1993. Cave fauna conservation in Texas. In: FOSTER (Editor.), *Proc. Nat. Cave Managem. Symp.*, Bowling Green, Kentucky, 1991, pp: 323-337.
- ELLIOTT, W. 1994. Inner Space Cave. In: ELLIOTT & VENI (Editors). 1994. *The caves and karsts of Texas*. Convention Guidebook, Nat. Speleol. Soc., Huntsville, Alabama, pp: 140-142.
- ELLIOTT, W. 1994. Conservation of Texas caves and karst. In: ELLIOTT & VENI (Editors). 1994. *The caves and karsts of Texas*. Convention Guidebook, Nat. Speleol. Soc., Huntsville, Alabama, pp: 85-97.
- ELLIOTT, W. 1994. Biodiversity and conservation of North American cave faunas: An overview. In: MIXON, B. (Ed). *Abstract 1994 NSS Convention Program*, p.48. National Speleological Society.
- ELLIOTT, W. 1998. Conservation of the North American Cave and Karst Biota. In: Elsevier Science's *Subterranean Biota (Ecosystem of the World series)*, electronic preprint, Texas Speleological Survey, 28 pp.
- GALAN, C. 1993. Fauna Hipógea de Gipúzcoa: su ecología, biogeografía y evolución. *Munibe (Ciencias Naturales)*, S.C.Aranzadi, 45 (número monográfico): 1-163.
- GALAN, C. 1997. Fauna de Quirópteros del País Vasco. *Munibe (Ciencias Naturales)*, S.C. Aranzadi, 49: 77-100.
- GALAN, C. 2002. Biodiversidad, cavernas amenazadas y especies troglobias en peligro. *Aranzadiana* 123: 147-152.
- GALAN, C. 2003. Fauna cavernícola, hidrogeología y mineralogía de espeleotemas en una mina-cueva de Leiza, Navarra. Gobierno de Navarra, Dpto. Obras Públicas, Transporte y Comunicaciones, Servicio de Proyectos, Tecnología y Obras Hidráulicas, Pamplona, 14 pp + 12 lám. fotograf. + Pág. web aranzadi-science.org., 26 pp.
- GALAN, C. 2003. El río subterráneo de Ekain, su fauna cavernícola y la génesis de sus cuevas (macizo de Izarraitz, Gipuzkoa, País Vasco). *Página web aranzadi-science.org.*, Archivo PDF, 28 pp.
- GALAN, C. 2003. Ecología de la cueva de Guardetxe y del MSS circundante: un estudio comparado de ecosistemas subterráneos en materiales del Cretácico tardío del Arco Plegado Vasco. *Página web aranzadi-science.org.*, Archivo PDF, 20 pp.
- GALAN, C. 2004. Fauna cavernícola de la Sierra de Aralar: ecología, taxonomía y evolución. *Pág. web aralar-natura.org* (Gobierno Vasco & S.C.Aranzadi), Archivo PDF, 22 pp.
- GALAN, C. 2005. Biología subterránea, dinamismo y protección de la fauna amenazada de la cueva de Aizkoate (Ernio Sur, Gipuzkoa). *Pág. web aranzadi-science.org*, Archivo PDF, 20 pp.
- GALAN, C. 2006. Fauna cavernícola y poblaciones bacteriales de la sima y río subterráneo de mondmilch de Alzola (Gipuzkoa). *Pág. web aranzadi-science.org.*, Archivo PDF, 14 pp.
- GALAN, C. 2006. Conservación de la fauna cavernícola troglobia de Gipuzkoa: contexto general, biodiversidad comparada, relictualidad y endemismo. *Pág. web aranzadi-science.org*, Archivo PDF, 14 pp.
- GALAN, C. 2006. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: análisis de las distribuciones de especies troglobias. *Pag. web aranzadi-science.org*, Archivo PDF, 11 pp.
- GALAN, C. & E. LEROY. 2003. Découverte d'un lac de lait de lune (mondmilch) dans le gouffre d'Alzola (Pays Basque, Espagne). *Spelunca*, 91: 21-26.

- GALAN, C.; D. PEÑA & M. NIETO. 2004. Las minas de Anoeta y su fauna cavernícola asociada (macizo de Ernio, País Vasco). Pág. web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 14 pp.
- GALAN, C.; J.I. DEL CURA; M. NIETO & J. LAZKANO. 2004. Espeleología física del bloque kárstico de Zelaieta (macizo de Izarraitz, País Vasco). Pág. web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 30 pp.
- GALAN, C.; R. ZUBIRIA & M. NIETO. 2005. Las simas de Leizegazto y el karst de Otsabio: Estudio hidrogeológico y espeleológico del macizo de Otsabio (Valle del Araxes, Gipuzkoa-Navarra). Pág. web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 48 pp. + Reeditado en Pág. web Cota0.com.
- GOUNOT, A. 1960. Recherches sur le limon argileux souterrain et sur son role nutritif pour les Niphargus (Amphipodes, Gammarides). *Ann. Spéléol.*, 15: 501-526.
- GRATTE, L. 1981. Dossier "Crotot". *Spelunca*, 3: 3-19.
- HABE, F. 1986. Skocjanske Jame - expos des motifs pour l'enregistrement dans la liste du patrimoine mondial. *Proc. 9 th. Internat. Congr. Speleol.*, Barcelona, 1: 233-234.
- HAMILTON-SMITH, E. 1970. Biological aspects of cave conservation. *Journal Sydney Speleol. Soc.*, 14: 157-164.
- HARDWICK, P. & J. GUNN. 1989. The impact of agricultural operations on British cave. 10 th. *Intern. Congr. Speleol.*, Budapest, Commun., 1: 198-200.
- HENRY, J-P. & G. MAGNIEZ. 2003. Isopodes Aselloïdes stygobies d'Espagne. III Le genre Proasellus: B - Espèces anophthalmes. *Groundwater Crustaceans of Spain*, 17. *Beaufortia* 53 (6): 129-157.
- HERNANZ, A. 1977. Estudio Hidrogeológico de los alrededores de Deva, Guipúzcoa. Euroestudios S.A., Inf. ES 220/17, 49 pp.
- HERREID, C. 1967. Temperature regulation, temperature preference and tolerance, and metabolism of young and adult free-tailed bats. *Physiological Zoology*, 40: 1-22.
- HOBBS, H. 1988. Gasoline pollution in an Indiana cave. *NSS Bull.*, 29: 10-22.
- HOBBS, H. & F. BAGLEY. 1989. Shelta Cave Management Plan. Biological Subcommittee of the Shelta Cave Committee, National Speleological Society. 78 pp.
- HOWARTH, F. 1983. The conservation of Hawaii's cave resources. *The Newsletter of Cave Conservation and Management*, 2(1-2): 19-23.
- HUBBARD, D. 1996. Contaminant case studies in Virginia Karst. *Convention Program, NSS*, pp: 43-44.
- ILIFFE, T. 1979. Bermuda's caves: a non-renewable resource. *Environm. Conserv.*, 6: 181-186.
- ILIFFE, T.; T. JICKELLS & M. BREWER. 1984. Organic pollution of an inland marine cave from Bermuda. *Marine Environ. Res.*, 12: 173-189.
- JEANNEL, R. 1932. Protection de la faune cavernicole. In: GRUVEL et al., eds. *Le Congrès international pour la protection de la nature*, Paris, 1931, pp: 81-84.
- KOVACS, H. 1989. Paradoxical consequences of the impact between man and cave. 10 th. *Intern. Congr. Speleol.*, Budapest, Commun., 2: 606-607.
- LEWIS, J. 1984. Observations on aquatic communities in the historic section of Mammoth Cave. *Cave Research Foundation Annual Report*, 1981, pp: 17-19.
- LEWIS, J. 1996. The devastation and recovery of caves and karst affected by industrialization. In: REA, G. (Ed). *Proc. 1995 National Cave Management Symposium, Indiana Karst Conservancy*. pp: 214-227.
- LEWIS, J. & T. LEWIS. 1980. The distribution and ecology of two species of subterranean Caecidotea in Mammoth Cave National Park. *Cave Research Foundation Annual Report*, 1980, pp: 23-26.
- LISOWSKI, E.; R. OLSON; W. ROY & D. THOMPSON. 1986. Geochemistry and biology of Sulphur River, Parker's Cave, Kentucky. *Cave Research Foundation Annual Report*, 1985. pp: 26-27.
- LONGLEY, G. 1991. Threats to the subterranean aquatic ecosystem of the Balcones Fault Zone, Edwards Aquifer, in Texas. (Abstract). *The NSS Bulletin*. 53(2): 110.
- MANGIN, A. & M. BAKALOWICZ. 1989. Orientations de la recherche scientifique sur le milieu karstique. Influences et aspects perceptibles en matière de protection. *Spelunca*, 35: 71-79.
- MANSON WILLIAMS, A. & K. BENSON EVANS. 1958. A preliminary investigation into the bacterial and botanical flora of caves in South Wales. *Cave Research Group, Great Britain*, 8: 11-32.
- MARTEL, E. 1894. *Les Abimes*. Ed. Delagrave, Paris.
- MEIMAN, J. 1993. The effects of recharge basin land-use practices on water quality at Mammoth Cave National Park, Kentucky. In: FOSTER, D. (Editor), *National Cave Management Proceedings*, Bowling Green, Kentucky. American Cave Conservation Association, Horse Cave, Kentucky, pp: 105-115.
- MOHR, Ch. 1972. The status of threatened species of cave-dwelling bats. *NSS Bull.*, 34(2): 33-47.
- NATIONAL PARK SERVICE, 1974. *Final Environmental Statement, Proposed Master Plan for Carlsbad Caverns National Park*, New Mexico. U.S. Dpt. Interior, NPS, 77 pp.
- NATIONAL PARK SERVICE, 1974. *Environmental Impact Statement Draft. Proposed Mammoth Cave National Park Master Plan and Wilderness Study*, Kentucky. U.S. Dpt. Interior, NPS, 194 pp.

- NATIONAL PARK SERVICE, 1996. Final general management plan / Environmental impact statement. Carlsbad Caverns National Park, New Mexico. 287 pp.
- NORTHUP, D. & R. KUPER. 1987. Natural history of arthropods of Carlsbad Caverns emphasizing Rhabdiphoridae of the genus *Ceuthophilus*. Cave Research Foundation Annual Report, 1986, pp: 29-30.
- O'DONNELL, L.; ELLIOT, W. & R. STANDFORD. 1994. Endangered karst invertebrates (Travis and Williamson counties, Texas): Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service. 70 p.
- PASQUARELL, G. & D. BOYER. 1993. Water quality impacts of agriculture on karst conduit waters, Greenbrier County, West Virginia. In: FOSTER, D. (Editor), National Cave Management Proceedings, Bowling Green, Kentucky, October 1991, pp: 72-78.
- PECK, S. 1997. Origin and diversity of the North American cave fauna. In: SASOWSKY et al., Editor. Conservation and Protection of the Biota of Karst. Symp. Nashville, Tennessee, pp: 60-66. Karst Waters Institute, Spec. Publ. 3. 118 p.
- PEREZ CONCA, F. 1982. Problemas ambientales de áreas cársicas. Parte 3: El acondicionamiento turístico y la planificación de áreas cársicas. Bol. SVE, 10(18): 5-16.
- POULSON, T. 1968. Aquatic cave communities. Cave Research Foundation Annual Report, 1968, pp: 16-18.
- POULSON, T. 1976. Management of biological resources in caves. In: Proc. Nat. Cave Management Symposium, Albuquerque, New Mexico. pp: 46-52.
- POULSON, T. 1996. Research aimed at management problems should be hypothesis-driven: Case studies in the Mammoth Cave Region. In: REA, G. (Editor), Proc. 1995 Nat. Cave Management Symp., Indiana, 318 p.
- POULSON, T. 1997. The Mammoth Cave Tour. In: SASOWSKY et al. (Editors), Conservation and Protection of the Biota of Karst, Symp. Nashville, Tennessee. Karst Waters Institute, Special Publ., 3: 113-117.
- PRIDE, T.; M. HARVEY; A. OGDEN & W. SMITH. 1988. Water quality and benthic community structure of caves receiving urban runoff. NSS Bulletin, 53: 15.
- PUGSLEY, C. 1981. Ecology of the New Zealand glowworm *Arachnocampa luminosa* (Diptera: Keroplatidae) in the Glowworm Cave, Waitomo. Journal Roy. Soc., New Zealand, 14: 387-407..
- PUGSLEY, C. 1981. Management of a biological resource - Waitomo Glowworm Cave, New Zealand. Proc. 8 th Internat. Congr. Speleol., Georgia, 2: 489-492.
- PUGSLEY, C. 1984. Ecology of the New Zealand glowworm *Arachnocampa luminosa* (Diptera: Keroplatidae) in Caves at Waitomo, New Zealand. Proc. 8 th Internat. Congr. Speleol., Georgia, 2: 483-487.
- RAPPAPORT, J. 1998. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Proposal to List Nine Bexar County, Texas Invertebrate Species as Endangered. U.S. Environm. Protect. Agency, Federal Register Environm. Doc., 20 pp.
- REDDELL, J. 1991. Further study of the status and range of endangered arthropods from caves in the Austin, Texas, region. Report for U. S. Fish & Wildlife Service, 178 pp.
- REJIC, M. 1973. Biological pollution indicators in underground waters. Biol. vestnik, Ljubljana, 21: 11-15.
- RUSTERHOLTZ, K. 1989. Response of a model ground water microbial community to acute chemical stress. Cave Research Foundation Annual Report, 1989, p.39.
- RUSTERHOLTZ, K. & L. MALLORY. 1990. Detection and quantification of viable *Salmonella* sp. in flowing underground streams. Cave Research Foundation Annual Report, 1988, p.46.
- SEMENOVA, L. 1961. Relation of cuticle structure in chilopods to the conditions of existence. Zool. Journ., 40.
- SINTON, L. 1984. The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer. Hydrobiologica, 119: 161-169.
- STITT, R. 1981. Underground wilderness. A conservation principle and a management tool. Proc. 8 th Internat. Congr. Speleol., Georgia, 2: 185-186.
- STOKES, T. 1996. Preliminary problem analysis of cave/karst issues related to forestry activities on Vancouver Island. Report by Terra Firma Geoscience Services to Vancouver Forest Region, British Columbia, 13 pp.
- TERCAFS, R. 1984. Simulation de la répartition de populations animales souterraines. Mém. Biospéol., 11: 179-183.
- TERCAFS, R. 1987. La conservation de la faune cavernicole: apport de la simulation, aspects biologiques. Annals Soc. r. zool. Belg., 117: 3-14.
- THINES, G. 1969. L'évolution régressive des poissons cavernicoles et abyssaux. Masson et Cieeds, Paris, 394 pp.
- TURQUIN, M. 1980. La pollution des eaux souterraines: incidences sur les biocénoses aquatiques. Actes 1er Coll. nat. protection eaux souterraines, Besançon, Cahiers CPEPESC, 2: 341-347.
- TURQUIN, M. 1989. Faut-il protéger la faune souterraine?. Spelunca, 35: 91-93.
- VANDEL, A. 1965. Biospeleology: The Biology of Cavernicolous Animals. Pergamon Press, Oxford, 524 p.
- VENI, G. 1987. Valdina Farms Sinkhole: Hydrogeologic and biologic evaluation. Report for Edwards Underground Water District, San Antonio, Texas, 103 pp.
- WINOGRADSKY, S. 1944. Microbiologie du sol: Problèmes et méthodes. Cinquante ans de recherches. Paris, 1-119.