

Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: manejo de zonas kársticas y fauna troglobia.

Conservation of the Gipuzkoan cave fauna: management of karstic zones and troglobiont fauna.

Carlos GALAN

Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Alto de Zorroaga, 20014 San Sebastián (Spain).

E-mail: cegalham@yahoo.es

Septiembre 2006.

RESUMEN.

El trabajo analiza las principales herramientas de manejo para áreas kársticas y fauna troglobia. Se discute y selecciona el tamaño de las áreas y especies a proteger. Se propone la creación de una red de biotopos protegidos distribuidos en 12 zonas kársticas del territorio. El trabajo es la parte quinta de un estudio global que formula una estrategia para la conservación de la fauna troglobia amenazada de Gipuzkoa.

Palabras clave: Bioespeleología, Karst, Fauna cavernícola, Zoología, Fauna amenazada, Conservación y Manejo.

ABSTRACT.

The work analyzes the most important management tools for karstic zones and troglobiont fauna. The species and size areas to protect are discussed and selected. We propose the creation of a protected biotopes net, distributed in 12 karstic zones in the country. The work is the fifth part of a global study which formulates a strategy for the conservation of the threatened troglobian fauna.

Key words: Biospeleology, Karst, Cave fauna, Zoology, Threatened fauna, Conservation and Management.

INTRODUCCION.

El manejo de los ambientes subterráneos necesita ser preparado con una metodología adecuada. Dejando a un lado los casos de manejo en cuevas turísticas, la base esencial consiste en contar con inventarios, tan ajustados y detallados como sea posible, los cuales permitan analizar y conduzcan a ordenar los factores que intervienen en el equilibrio y supervivencia de las poblaciones cavernícolas.

Las prospecciones ecológicas (ecological surveys) revelan información esencial para entender cuál es la situación de la fauna troglobia en una región kárstica determinada. La modelización de los factores bióticos y abióticos intervinientes, la creación de bancos de datos, la generación de datos secundarios que incluyan evaluaciones y el análisis sistémico territorial son algunas de las herramientas que permiten lograr un manejo óptimo (BARR & KUEHNE, 1971; POULSON & CULVER, 1969; POULSON & WHITE, 1969; TERCAFS, 1988). En base a ello es diseñada y propuesta la creación de una red de biotopos protegidos. Los criterios de elección y características de dicha red serán discutidos en este trabajo.

MATERIAL Y METODOS.

El trabajo se basa en estudios previos sobre biodiversidad, distribución, estatus y grado de amenaza de las especies troglobias de Gipuzkoa. Se analizan las herramientas y criterios de manejo que resultan óptimas para el karst y los troglobios y, de modo especial, se razona y discute su aplicación en el caso de Gipuzkoa.

El trabajo desemboca en la formulación de una estrategia que, de modo práctico, maximiza el número de especies a proteger, minimizando el tamaño de las áreas protegidas. Para ello se propone la creación de una red de pequeños enclaves o Biotopos Subterráneos Protegidos (BSP's), los cuales puedan incluirse bajo la figura jurídica de biotopos protegidos en la red vasca de espacios naturales. El trabajo utiliza la metodología seguida por diversos autores en distintos países (la cual es discutida en el texto), adaptándola a las características que presenta Gipuzkoa y su fauna cavernícola. Dicha red está en consecuencia pensada para garantizar la supervivencia de las especies y permitir su recuperación.

RESULTADOS.

LINEAS BASICAS DE MANEJO DE ZONAS KARSTICAS Y FAUNA TROGLOBIA.

Un requerimiento básico para la conservación y manejo de los recursos naturales es la habilidad para listar y describir estos recursos, y para almacenar la información así obtenida para su ulterior tratamiento (GALL & CHRISTIAN, 1984). Esta información de base puede servir para la evaluación biológica cuantitativa de ecosistemas y habitats (LAPLANCHE et al., 1979). Un macizo o zona del karst puede tener una calidad biológica intrínseca (= intrinsic biological quality = IBQ) o valor biológico. El IBQ indica el nivel de calidad de un ecosistema sobre un rango que se extiende desde el más simple hasta el más complejo grado de organización (= más alto contenido de información). Este puede ser estimado a través de distintos criterios y expresiones cuantitativas. Entre todos los criterios propuestos en Bioespeleología, aquellos basados en la biodiversidad, rareza y grado de endemismo son los más valiosos, con la condición de que sean tomados en su real significado biocenoético (NEF, 1980). En algunos casos, una decisión para establecer un área de protección (un parque nacional, por ejemplo) debe ser asistida con una evaluación económica de los valores a proteger, tal como ha sido propuesto por O'HANLON & SINDEN (1978).

Los inventarios de cuevas proveen la información de base a partir de la cual pueden construirse inteligentes planes de manejo (HUMMEL, 1983). Trabajar con inventarios reduce los riesgos de tomar malas decisiones y hacer malos juicios de valor. La información de los inventarios permite ponderar las distintas alternativas y evaluar efectivamente los recursos de las áreas kársticas para idear un plan que alcance sus objetivos.

La información biológica a nivel de inventarios de localidades y macizos puede cruzarse con la de bancos de datos físicos sobre cuevas individuales, tales como el catálogo que existe en Bélgica (TERCAFS, 1985) sobre cerca de 1.000 cavidades. En Gipuzkoa la base de datos físicos compilada por la SCA abarca actualmente más de 1.950 cavidades y su conexión con la cartografía digital del servicio geográfico de la Diputación Foral permite una rápida localización de cavidades y estudios de distribuciones geográficas por áreas (GALAN et al., 2001).

Los intentos de creación de bancos de datos con información biológica normalmente han tropezado con serias dificultades, no en cuanto a compilar datos básicos de inventario, sino más bien cuando se ha querido incluir evaluaciones sintéticas, como valores ecológicos potenciales (LECLERCQ et al., 1980; DEVAL & KOVATS, 1989). Las propuestas de clasificaciones basadas en datos fragmentarios e incompletos (p.ej. presencia de sólo algunas especies en algunas cuevas, ya que no ha sido investigada ni inventariada en detalle la fauna de una región kárstica) puede conducir a grandes errores en la valoración. Los técnicos encargados de tareas de manejo tienden a creer que lo conocido es la totalidad de lo existente y los sitios o cuevas en las que no hay datos, por no haber sido investigadas aún, resultan subvaloradas en grado extremo, distorsionando por completo la evaluación (TERCAFS, 1988). Por ello, la construcción de bases de datos con índices de importancia de su valor ecológico debe emprenderse sólo cuando exista una investigación e inventarios relativamente extensos y detallados. Provisionalmente puede recurrirse a introducir una casilla de "falta de información", a la cual se le debe asignar un valor máximo en tanto no sea conocida la composición faunística.

HEATON (1986) y GANTER (1989) han propuesto una interesante clasificación física de las cuevas y sitios kársticos basada en su nivel de energía:

- Cuevas de alta energía: tienden a inundarse al menos anualmente y frecuentemente portan un flujo-base substancial. Es común que presenten lechos de roca con formas de erosión. Abundantes sedimentos pueden ser sorteados por el movimiento de las aguas, dejando acumulaciones que cambiarán de forma y tamaño continuamente. Los espeleotemas son raros, y frecuentemente resultan lavados o fragmentados y desplazados. El daño por visitas no tiende a acumularse en este tipo de cuevas.

- Cuevas de moderada energía: son perturbadas por cantidades de agua mucho menores y frecuentemente contienen una variedad de detritos originados en superficie y transportados por animales, por aire y por acción de la gravedad. Los espeleotemas tienden a formar grandes masas de coladas, reflejando una abundancia de agua saturada pero cuya condición es demasiado activa para permitir el crecimiento de cristales más finos. Estas cuevas acumulan algunos daños físicos, pero éstos pueden resultar enmascarados por inundaciones ocasionales y rearreglo de los sedimentos.

- Cuevas de baja energía: son extremadamente quietas. Los espeleotemas son pequeños y delicados, resultando sólo de las diminutas fuerzas de crecimiento de los cristales. Estas cuevas son altamente susceptibles al daño físico, el cual no puede ser reparado fácilmente.

Esta clasificación es interesante con vistas a discriminar la tolerancia de las cavernas ante impactos físicos, tales como turismo de masas, sobrepresión y vandalismo, pero resulta insatisfactoria cuando se consideran impactos bióticos, como contaminación de las aguas, pérdida de nutrientes y desbalance ecológico.

TERCAFS (1985) considera de gran importancia para cuevas individuales el ponderar el número y área relativa de los diferentes biotopos utilizados por los troglobios. Cualquier aspecto negativo debe ser examinado al mismo tiempo: básicamente la contaminación sólida y líquida. El citado autor usa datos de este tipo, cruzándolos con los inventarios biológicos disponibles, para evaluar la situación de las cuevas en Bélgica. Su principal conclusión es que el ambiente del

karst en Bélgica ha sufrido un proceso de destrucción absolutamente sin precedentes, pero conserva no obstante algunos interesantes lugares principales (TERCAFS, 1989, 1991).

Los datos más reales sobre el valor ecológico de cavidades individuales lo suministran los listados de especies cavernícolas encontrados en las cuevas, sus características y su abundancia relativa. Las prospecciones ecológicas por zonas deben permitir obtener datos sobre varios parámetros: 1. Número de especies troglóbias presentes. 2. Presencia de especies de grupos taxonómicos relictos o extraordinariamente raros. 3. Presencia y número de especies troglóbias endémicas. 4. Grado de endemismo de los taxa troglóbios. 5. Abundancia o rareza numérica de las poblaciones troglóbias. 6. Datos comparados sobre su posible declinación. Asignando a cada ítem valores numéricos arbitrarios (máximo en el caso de especies endémicas, muy raras o relictas) se puede construir una escala de 20 puntos, en la cual el valor máximo global es alcanzado en el caso de que existan endemismos exclusivos de la cueva, o cuando el número de taxones troglóbios es muy elevado (POULSON & CULVER, 1969; POULSON & WHITE, 1969; TERCAFS, 1985, 1988). Algunos estudios han revelado que muchos macizos y zonas pequeñas pueden contener biocenosis troglóbias muy diversas y/o con especies endémicas de distribución muy restringida; a estos casos debe asignárseles una puntuación máxima (ELLIOTT, 1998; LEWIS, 1996; POULSON, 1976).

Desde un punto de vista sistémico es de la mayor importancia el análisis por áreas kársticas, ya que tanto hidrológicamente como trófica y ecológicamente, el karst es un continuum de vacíos, a diferentes escalas, los cuales permiten o dificultan el tránsito de aire, agua, nutrientes, organismos y genes a través del karst (GALAN, 1988, GALAN & HERRERA, 1998). Aunque una cueva individual pueda ser destruída es el habitat hipógeo total de cada especie y su dinamismo el que conviene preservar. Para ello, la tendencia actual es el análisis por macizos y zonas, en los que obviamente existe cierto número de cuevas individuales. De nada sirve tratar de preservar una cueva individual (p.ej. mediante su cierre) si el habitat de una especie o el acuífero kárstico que regula su dinamismo resultan contaminados. Es el gran almacén de genes y organismos el que es necesario preservar. Y para ello la mejor política de manejo consiste en evaluar qué partes del karst resulta indispensable proteger para garantizar la supervivencia de las especies troglóbias de mayor interés (ALEY, 1997; ELLIOTT, 1994; NORTHROP & CALVIN, 1995; TERCAFS, 1987, 1988).

Un banco de datos puede ser construído, inversamente, para cada especie troglobia endémica, relictas o de gran valor taxonómico o biogeográfico. Esta base de datos debe contener el área conocida de distribución de las especies, los biotopos subterráneos utilizados y datos ecológicos de abundancia y dinámica de las poblaciones.

Si existe una base de datos físicos del karst y las cuevas de un territorio, la base taxonómica de datos puede intercambiar información cruzada, lo que permite un mejor ajuste de los aspectos relevantes para la toma de decisiones de manejo.

Un tercer orden de factores que intervienen en un plan de manejo óptimo, es el análisis separado de los factores de amenaza y cómo actúan éstos. Estos pueden variar ampliamente de una región a otra. Conviene, no obstante, efectuar una clasificación de los mismos, incluyendo efectos generales comprobados y efectos que han podido ser constatados en el karst concreto objeto de estudio. El "cruce" de este tercer grupo de datos, permite fijar directrices de protección -sobre áreas determinadas- antes de que la destrucción del habitat resulte avanzada o la extinción de especies ocurra. Es de la mayor importancia tener en mente este aspecto, ya que las bases de datos no tienen utilidad si sólo constatan las pérdidas de calidad biológica de un sitio, más bien deben servir para anticiparse a los cambios no-deseables y garantizar una efectiva protección de las especies cavernícolas y su habitat.

HERRAMIENTAS DE MANEJO.

La conservación y protección de los sitios kársticos necesita apropiadas herramientas de manejo. Algunas de ellas pueden basarse en las técnicas clásicas de manejo de reservas naturales y parques, pero la especificidad del ambiente subterráneo demanda acciones especiales.

Los invertebrados en el karst ocurren habitualmente en muy bajos números y son difíciles de estudiar por sus hábitos crípticos, a menudo confinados en mesocavernas. Resulta por tanto extraordinariamente difícil obtener datos cuantitativos del efecto directo de los distintos factores de amenaza. Aunque algunos indicios permitan detectar algunos cambios, pocos resultados pueden llenar los requisitos al modo exigido por poblaciones de vertebrados, las cuales son fáciles de observar, censar y monitorear periódicamente con distintos métodos. Las observaciones de decrecimiento o rarefacción de troglóbios son tal vez la mejor herramienta para determinar que los ecosistemas están experimentando cambios y que éstos pueden ser significativos. De hecho, la inclusión de invertebrados troglóbios en las listas de especies amenazadas de muchos países, no suele estar basada en una demostrable declinación del número de individuos o del número de localidades conocidas para cada especie, sino más bien en la evidencia confiable de que estas especies experimentan amenazas a su existencia continuada a lo largo de la totalidad o de una significativa parte de su área de distribución conocida (ELLIOTT, 1998; STOKES, 1996; RAPPAPORT, 1998; VENI, 1987, 1992).

Esta evidencia normalmente está basada en la rarefacción y en un sumario de los factores que están afectando a las especies, tales como: 1. Modificaciones o desarrollos en las áreas superficiales próximas al karst o situadas sobre él, las

cuales constituyen potenciales amenazas que pueden involucrar el acortamiento del hábitat o distribución de las especies (deforestación, siltación, contaminación, construcciones, actividad agro-ganadera, etc). 2. Sobreutilización del área para propósitos comerciales, industriales, recreacionales, construcción de viviendas, etc. 3. Cambios que involucren o potencien la introducción de especies oportunistas, predadores, enfermedades y plagas. 4. Inadecuación de los mecanismos reguladores existentes en materia medio-ambiental. Este punto hace referencia a la habitual inexistencia de medidas de protección y defensa del medio-ambiente específicamente diseñadas para proteger a invertebrados cavernícolas. La falta de normas regulatorias y de legislación relativas a la protección de sitios kársticos coloca en especial situación de vulnerabilidad a los troglobios (RAPPAPORT, 1998). 5. Otros factores naturales o humanos que afecten a la continuada existencia de estas especies. Entre las actividades humanas que pueden influir de modo desfavorable se incluyen los disturbios del área que promueven invasión de especies no-nativas (con su cortejo asociado de formas oportunistas), cambios de vegetación y monocultivos, el abandono de basuras y vertidos al karst, la eliminación de especies que proveen un input de nutrientes al ecosistema hipógeo, como quirópteros e invertebrados troglógenos.

Cuando existe un conjunto de factores de este tipo, actuando actualmente sobre determinadas porciones del karst o del área de distribución de las especies, se produce un alto grado de amenaza que limita las posibilidades de supervivencia de los troglobios o afecta críticamente el rango de estas especies. VENI (1987, 1992) agrega también que la protección de sitios kársticos implica considerar algunas áreas como efectivas unidades de recuperación. Ello implica proteger a las especies de eventuales catástrofes naturales del tipo eventos estocásticos demográficos y genéticos (BERRY, 1971; ROUGHGARDEN, 1975), los cuales pueden amenazar de modo no predecible la dinámica de las pequeñas poblaciones de troglobios. A su vez, la inclusión de este concepto como herramienta de manejo contribuye a preservar la integridad y diversidad genética de las especies troglobias de una región o país.

Una útil herramienta de manejo ha sido la introducción del concepto de "Naturaleza salvaje" (Wilderness), ya que se revela particularmente aplicable en la protección de sitios kársticos.

En 1964 el Congreso de Estados Unidos estableció el National Wilderness Preservation System para la protección de áreas naturales (STITT, 1981). Este Acta define la tierra o naturaleza salvaje (Wilderness) como "un área donde la tierra y su comunidad de vida no han sido perturbadas por el hombre, donde el hombre mismo es un visitante, donde la naturaleza sólo ha sido afectada primariamente por las fuerzas de la Naturaleza, y que puede contener numerosos valores ecológicos y geológicos, y otros de valor científico, educativo, escénico o histórico".

Claramente, esta definición puede aplicarse a muchas de las regiones que contienen cuevas. Algunas de ellas no llenan los requisitos de esta definición debido a la presencia de intervención, artefactos o habitación humana sobre su superficie. Por ello los conservacionistas de cuevas de Norteamérica han introducido el concepto de "Underground wilderness", que podría traducirse como el territorio salvaje bajo la superficie de la tierra o salvaje subterráneo. Un ejemplo de este concepto para el manejo de la mayor cueva del mundo, Mammoth Cave (USA), ha sido descrito por STITT (1981) y diversos datos para Gipuzkoa han sido presentados en GALAN (2006c).

Gran parte de los problemas ambientales que afectaron a la fauna troglobia de Mammoth Cave (construcción de un centro recreativo y un parking, vertidos de aguas negras, reducción del ingreso de agua al karst, contaminación y cambios en la biota) podrían haber sido evitados si se hubiera introducido este concepto en fechas más tempranas. No obstante, incluso la tardía designación del área de Mammoth Cave (hace ahora 20 años) como Underground wilderness ha permitido una notable recuperación del ecosistema.

El concepto de Wilderness es bastante más restringido que el concepto de espacios o parques naturales utilizado en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Principalmente porque las áreas de Parque Natural permiten todo un conjunto de usos, actividades e impactos antrópicos considerados "tradicionales", incluyendo construcciones y explotaciones forestales y agro-ganaderas. El concepto de Wilderness es aplicado para áreas en estado realmente natural o salvaje, o muy próximas a esta situación, como suele ser el caso de los Parques Nacionales. Los usos que se permiten son mínimos y normalmente quedan excluidas las actividades extractivas y de naturaleza económica o comercial. Un mínimo de instalaciones no contaminantes son permitidas exclusivamente para que el ser humano pueda visitar o estudiar estos ambientes naturales y su flora, fauna y gea, pero la explotación de recursos naturales no es permitida. Ni ninguna otra actividad contaminante o degradante del medio. El concepto de Underground wilderness impide también la mayoría de usos y actividades económicas sobre las áreas kársticas. Debido a que en el país no existen áreas salvajes (en estado realmente natural), ya que todo el territorio está muy humanizado, nosotros proponemos acercarnos al tema con el concepto práctico de Biotopos subterráneos protegidos, el cual será explicado con mayor extensión en otro apartado.

Las actas o sistemas de listas y catálogos de Especies Amenazadas utilizadas en distintos países suelen incluir una sección relativa a lo que se ha dado en llamar Hábitat crítico. El Hábitat crítico es definido como: (1) áreas geográficas específicas en el rango de distribución de las especies, en el momento de ser incluidas o consideradas como especies amenazadas, en las cuales existen características físicas o biológicas que (a) son esenciales para la conservación de las especies y (b) pueden requerir consideraciones y normas especiales de manejo y protección; y (2) áreas geográficas específicas fuera del rango de distribución de las especies, que también resultan esenciales para la conservación de las mismas. "Conservación" significa el uso de todos los métodos, medios y procedimientos necesarios para llevar o conducir a estas especies a un punto en el cual las medidas de conservación estipuladas para especies amenazadas ya no resulten

necesarias. Es decir, cuando se constate que ha desaparecido la situación que colocaba a estas especies en situaciones de amenaza.

La designación de habitats críticos está en consecuencia pensada para garantizar la supervivencia de las especies y permitir su recuperación. Estas designaciones deben impedir que se incremente el grado de amenaza y deben también ser beneficiosas para las especies. La publicación de localizaciones y mapas precisos de distribución de las especies y la detallada descripción de los habitats críticos debe evitarse cuando pueda llevar a situaciones que incrementen las amenazas o torne a los invertebrados más vulnerables ante incidentes de contaminación y vandalismo. Los habitats críticos son áreas de cierta extensión, pero mucho menores que el rango total de las especies amenazadas. Para asegurar la conservación de las especies en estas áreas, se trata de mantener condiciones naturales de modo que los disturbios en ellas sean mínimos. La razón principal de esta figura de protección se basa en que no resulta posible ni práctico tratar de extender medidas de protección a la totalidad del rango de las especies troglobias en situación de amenaza.

La protección de cuevas individuales, o incluso de sólo las zonas de entrada a las mismas, puede tener sentido para proteger colonias de reproducción de quirópteros, yacimientos arqueológicos y pinturas rupestres, y curiosas cristalizaciones y espeleotemas de gran valor estético o mineralógico. Pero ésto suele ser inadecuado e insuficiente en el caso de invertebrados, ya que el karst es en esencia un sistema hidrogeológico con biocenosis muy integradas, donde la cueva individual es sólo una parte del sistema. Las cuevas individuales tienen interés bioespeleológico principalmente porque permiten aproximarse o acceder al ambiente hipógeo profundo, habitado por los troglobios. Las iniciativas de protección que resultan biológica y ecológicamente incompletas (como la colocación de puertas y rejas) enmascaran los problemas reales y lejos de beneficiar propician la progresiva destrucción de especies, bajo la pancarta o el publicitado slogan de que algunos lugares están siendo protegidos.

En el otro extremo, las propuestas de proteger como un todo el conjunto de un karst o grandes extensiones del mismo, argumentando su carácter ecosistémico, han tropezado con razones económicas y prácticas que tornaron esas propuestas en algo inviable, ineficaz, o ambas cosas a la vez.

ELLIOTT (1993), un reconocido experto en el campo de la bioespeleología y la conservación, ha explicado claramente que la tendencia de muchos gobiernos locales en USA es la de incrementar las aspiraciones de proteger en mayor extensión los ecosistemas kársticos, pero en la práctica ésto ha resultado muy difícil financiera y políticamente. Ironiza p.ej. que en el karst de Austin (Texas), donde existen siete especies de troglobios catalogados en peligro de extinción, el gobierno federal no ha logrado tomar ninguna medida eficaz para su conservación, aunque ha gastado millones de dólares para crear una reserva de avifauna que beneficiaría a dos especies de aves en peligro. Setenta y cinco propuestas planificadas de protección para especies troglobias están esperando en los despachos oficiales a que se obtengan fondos a través de algo tan peregrino como campañas locales en el condado y la ciudad de Austin (ELLIOTT, 1997).

La protección del karst y de las aguas subterráneas a menudo involucra aspectos económica y políticamente tan importantes que pueden crear severos conflictos de intereses, p.ej. entre propietarios de tierras y gobiernos locales, entre diferentes departamentos y agencias de la propia administración, o entre distintos poderes públicos. Un buen ejemplo lo suministra en Texas la regulación del sobrebombeo del Acuífero Edwards (que afecta a la fauna troglobia y a la calidad y cantidad de agua para el futuro de la región). Este es uno de los más importantes acuíferos kársticos de Norte América y su regulación ha sido gradualmente improvisada a través de una sucesión de leyes y reglamentos estatales que entraban en contradicción con decisiones de la Corte Federal (ELLIOTT, 1993).

La anticipación para preveer conflictos es también una herramienta de manejo. Las acciones prácticas, viables y factibles de desarrollar con escasos medios, están siendo concebidas por los biólogos como las herramientas básicas más eficaces para evitar la actual crisis de extinción de especies. La delimitación de áreas críticas y la declaratoria de normas claras de protección sobre extensiones pequeñas, pero que pueden proteger localmente a muchas especies endémicas, son vistas crecientemente con el máximo interés por los expertos en conservación (RAPPAPORT, 1998). A este tipo de estrategia de conservación se aproxima nuestra propuesta de creación de Biotopos Subterráneos Protegidos.

CONCEPTO DE BIOTOPO SUBTERRANEO PROTEGIDO - BSP.

Bajo esta denominación incluimos pequeñas partes del karst que contienen adecuados habitats y biotopos para asegurar la conservación de las más relevantes especies troglobias endémicas del país.

A pesar de su nombre, la figura de BSP implica una delimitación precisa del área geográfica superficial bajo la cual se extiende el endokarst. Las medidas y acciones de protección abarcan de modo prioritario a las áreas de superficie, ya que éstas drenan hacia el endokarst y regulan el input de agua y nutrientes hacia el mismo. Se trata de que estas pequeñas áreas se mantengan poco alteradas y sea posible minimizar en ellas los disturbios capaces de afectar a la fauna troglobia subyacente. En un trabajo posterior se detallarán las orientaciones, normas, controles y aspectos legislativos que deberán regular esta figura.

El BSP está pensado para la realidad existente actualmente en el país. Se aproxima en muchos aspectos a las nociones de Underground Wilderness y de Habitats críticos, pero no es tan restrictivo como éstos, permitiendo los usos

humanos que históricamente han dado pruebas de no afectar de modo tangible y no amenazar la supervivencia de las especies. También se aproxima a la noción de Biotopos o enclaves protegidos que contempla la normativa vasca para áreas pequeñas en la red de espacios naturales protegidos.

Los BSP's pueden definirse como enclaves de singular importancia por los valores biológicos que encierran, especialmente por su alta diversidad en especies troglobias y por ser áreas críticas para la supervivencia de las especies troglobias endémicas.

La declaratoria de BSP's busca maximizar el número de especies troglobias endémicas a proteger minimizando las áreas geográficas que los contienen. Debido a que el porcentaje de especies troglobias endémicas es muy elevado en el país, y debido a que en el rango de éstas también quedan incluidas otras especies no-endémicas, la creación de una red de BSP's asegura la protección de un alto número de especies troglobias.

Como se expondrá en los siguientes apartados, la figura del BSP mantiene una serie relevante de habitats, biotopos y biocenosis subterráneas, por lo que adicionalmente suministra protección a: (1) Un gran número de especies troglófilas y troglógenas, incluyendo especies de quirópteros que figuran en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas. (2) Protege a un conjunto de cuevas individuales, con los valores geológicos y paisajísticos que ellas contienen. (3) Protege a una red extensa de meso y microcavernas y su drenaje asociado, lo que redundará en un aumento de la calidad química y biológica de las aguas subterráneas en los manantiales que drenan estas áreas. (4) Protege también en cierta medida a los ecosistemas de superficie y los valores ambientales que ellos encierran, aproximándolos a una situación más natural o menos alterada.

TAMAÑO DE LAS AREAS A PROTEGER.

La supervivencia última de las poblaciones troglobias depende de una correcta e inteligente protección y manejo de las áreas del karst habitadas por las distintas especies. Como se mostró en GALAN (2006d), el tamaño de las poblaciones troglobias es generalmente muy pequeño, a menudo del orden de 2.000 a 5.000 individuos, aunque algunos grupos taxonómicos que comprenden formas detritívoras de pequeño tamaño -tal como muchas especies de colémbolos y coleópteros Leptodirinae poco especializados- pueden ser considerablemente mayores en número. Es habitual también que el rango de distribución de las especies sea muy pequeño y que, cuando éste resulta extenso, la especie esté constituida por una pequeña serie de núcleos poblacionales, dispersos en el área total. Es decir, que en el rango total de la especie los efectivos se concentran en pocas poblaciones, circunscriptas a biotopos óptimos. Estos se caracterizan por reunir una serie de condiciones, particularmente una relativa riqueza o concentración de nutrientes, parámetros microclimáticos adecuados, y existencia de condiciones del sustrato adecuadas para la reproducción y el descanso.

Esta red de biotopos óptimos es como un archipiélago en el amplio mar del rango de distribución de la especie. Existe amplia evidencia en los karsts de Gipuzkoa de este tipo de distribuciones insulares, con ejemplos de especies sólo conocidas de unas pocas localidades o incluso circunscriptas a sólo algunos biotopos en el área total de la red de cavernas muestreadas.

Las pequeñas poblaciones, con bajas tasas reproductivas, determinan que muchos individuos no alcancen la madurez sexual hasta edades considerables (extremadamente altas para invertebrados), pero ello permite también, dado que su longevidad es muy elevada, que existan intercambios de efectivos entre poblaciones distantes al cabo de períodos de tiempo extensos.

La detección -durante la exploración sistemática de simas y cuevas y mediante las campañas de muestreo con cebos- de biotopos con importantes concentraciones de troglobios, hace que sea posible seleccionar áreas críticas del karst para los troglobios. Estas áreas reúnen a su vez a muchas especies de distintos grupos taxonómicos, ya que las biocenosis hipógeas son fuertemente interdependientes. Las especies depredadoras requieren que existan en el área cierto número de especies detritívoras que les sirven de alimento. Las concentraciones de troglobios terrestres a menudo dan lugar a concentraciones de stygobios que dependen de ellas, circunscribiéndose éstos a una red de gours y pequeños cuerpos de agua alejados de los cursos principales. Por todo ello, un área crítica que contenga algunos biotopos óptimos, es suficiente para garantizar la supervivencia y recuperación de muchas especies. Estas áreas normalmente no necesitan abarcar grandes extensiones (BARR, 1968; POULSON & KANE, 1977; GALAN, 1993, 1995, 2002; ELLIOTT & REDDELL, 1989; NORTHROP & CALVIN, 1995; LEWIS, 1996).

En el caso de muchas especies endémicas de troglobios terrestres un área crítica de reserva puede tener una dimensión de entre unas pocas hectáreas y un kilómetro cuadrado, con la condición de que el input de agua y nutrientes no sea alterado y los disturbios en superficie sean mínimos (POULSON, 1976; POULSON & KANE, 1977; ELLIOTT & REDDELL, 1989; ELLIOTT, 1994; TERCAFS, 1988). Nosotros compartimos esta opinión, con la excepción de que los requerimientos de área para especies stygobias son algo mayores. También destacamos que las zonas críticas de reserva para stygobios deben abarcar una red de drenaje lateral con respecto a los grandes colectores subterráneos, ya que éstos, aunque pueden ser y son utilizados por los stygobios para sus desplazamientos entre biotopos óptimos, son zonas

potencialmente de alto riesgo ante la contaminación orgánica y química, ya que efectivamente concentran los aportes al drenaje de toda la cuenca hidrogeológica.

La selección y delimitación de BSP's ha seguido el criterio de detectar biotopos óptimos y áreas críticas y reunirlos en un conjunto de pequeñas unidades que contengan importantes stocks poblacionales de las especies de interés.

SELECCION DE BIOTOPOS SUBTERRANEOS PROTEGIDOS.

Para seleccionar y delimitar las áreas que se proponen como BSP's se ha tenido en cuenta todos los datos biológicos, geológicos y espeleológicos previamente conocidos y los obtenidos a través del presente estudio.

La selección y delimitación ha considerado los siguientes aspectos y datos: (1) Los inventarios y la información taxonómica y ecológica existente (publicada o inédita) sobre las especies troglobias hasta ahora conocidas en Gipuzkoa. (2) La valoración de la importancia de esta fauna troglobia en base a su biodiversidad, relictualidad y endemismo (GALAN, 2006a). (3) La distribución de las especies troglobias por macizos y zonas en el territorio, su categorización en base al grado de endemismo, y un detallado análisis de las localidades conocidas que albergan endemismos, con particular énfasis en los endemismos exclusivos de Gipuzkoa y de macizos individuales (GALAN, 2006b). (4) El modo de acción y datos con ejemplos concretos sobre la influencia de los distintos factores de amenaza (GALAN, 2006c). (5) El estatus conocido y grado de amenaza que soportan las distintas especies (GALAN, 2006d), basado en la colección, identificación y estimas de abundancia de las especies. (6) Las líneas y herramientas de manejo que pueden tener mayor aplicación para las características que presentan los karsts guipuzcoanos (apartados anteriores de este estudio). (7) La información básica sobre cuevas contenida en la base de datos del Catálogo Espeleológico de Gipuzkoa y Archivos de la S.C.Aranzadi (GALAN et al., 2001) (información sintética consultable a través de la página web de la S.C.Aranzadi (www.aranzadi-zienziak.org) y el SIG de la Diputación Foral de Gipuzkoa (<http://b5m.gipuzkoa.net>). (8) Por último pero no menos importante, la propia experiencia y conocimientos del autor sobre el karst y cavernas de Gipuzkoa y su fauna troglobia. Al respecto el autor ha explorado y efectuado trabajos de campo y estudios bioespeleológicos en cerca de 1.000 cavidades de Gipuzkoa, poseyendo una detallada visión sobre todas las zonas y macizos kársticos del territorio (Ver Bibliografía). Esta suma de información y experiencia ha permitido ponderar los ítems anteriores.

Los BSP's que proponemos concentran la mayor cantidad y diversidad de especies troglobias y biotopos relevantes en 12 áreas relativamente pequeñas (incluidas en las 12 zonas kársticas -de 9 macizos- previamente señaladas en: GALAN, 2006b).

Estos BSP's contienen: 100 taxa troglobios confirmados y potencialmente 102 (sobre un total de 104), quedando excluidas sólo dos especies que periféricamente alcanzan Gipuzkoa. 84 de ellas son endemismos vascos. 46 especies son endémicas de Gipuzkoa (sobre un total de 48) y potencialmente podrían quedar incluidas las dos restantes. 34 taxa endémicos poseen distribuciones restringidas a un único macizo o zona. Adicionalmente la red de BSP's incluye más de 200 especies troglófilas y troglóxenas representativas del karst guipuzcoano, así como una gran diversidad de biotopos con suficiente potencial para actuar como eficaces áreas de reserva y recuperación de las especies amenazadas (GALAN, 1993, 2002, 2006 a, b, c, d).

Los BSP's contienen además: algunos importantes sitios kársticos y cuevas individuales, incluyendo algunas de las mayores redes de cavernas conocidas en el territorio. El valor científico, cultural y didáctico de estas áreas es alto y encierran un considerable potencial para futuras investigaciones.

PROCEDIMIENTOS DE SELECCIÓN Y TABLA DE RESULTADOS.

Algunos investigadores han llegado a considerar que las cuevas y su fauna son tan vulnerables que no pueden ser manejadas, y que deberían dejarse sin tocar (excepto por ocasionales visitas de investigación). Tal pasivo ideal de conservación no puede trabajar en áreas humanizadas, donde los patrones de drenaje han experimentado cambios, la vegetación y la fauna nativas han sido gradualmente perturbadas, el input de nutrientes y humedad ha sido alterado, y los productos químicos y pesticidas han ingresado en cierta medida al karst.

Partiendo de esta realidad, ampliamente extendida en los karsts de Europa, es posible, importante y realizable, manejar los karsts y su fauna para evitar la presente crisis de extinciones y pérdida de biodiversidad. La protección requiere a su vez de investigaciones de base, censos y planes de manejo, con un monitoreo que al menos cada cierto espacio de tiempo nos informe de lo que está ocurriendo. Y ello requiere dedicar fondos para investigación y seguimiento de los planes de manejo, y no sólo decretar áreas protegidas. Ambos aspectos deben ser contemplados y tenidos en mente cuando se habla de prioridades de protección. La frecuente falta de información y de estudios sobre troglobios se ha visto también condicionada por el pequeño número existente de bioespeleólogos (ELLIOTT, 1998).

Para la delimitación de BSP's se ha comenzado por efectuar una selección de especies y áreas a proteger (GALAN, 2006b). Las especies troglobias han sido separadas en 3 grupos o categorías: endemismos guipuzcoanos, endemismos vascos y formas no-endémicas, asignándoles una importancia decreciente.

A continuación se han listado los macizos y zonas que cuentan con material colectado e identificado taxonómicamente a nivel específico. En el caso de las subespecies hay creciente evidencia de que en la mayor parte de los casos se trata de grupos taxonómicos que requieren una más detallada revisión; aunque las diferencias morfológicas en los caracteres analizados son pequeñas (y por ello han sido descritas como subespecies) es más que probable que existen diferencias genéticas (y otras en caracteres morfológicos menos visibles) a nivel específico; en adición, cuando habitan en macizos completamente aislados unos de otros, es muy probable que la diferenciación haya avanzado hasta el nivel específico. No obstante, mantenemos las denominaciones subespecíficas originales mientras no haya revisiones que permitan el cambio de categoría taxonómica. En todo caso, debido a que probablemente se trata de especies distintas, a efectos de conservación es conveniente considerarlas de modo separado (y no juntarlas en una única especie).

Tras un primer análisis de la distribución de cada una de las especies por macizo, hemos hecho una segunda lista con 15 zonas (GALAN, 2006b), agrupando bajo el rubro "Otros" a los macizos y zonas que no poseen endemismos exclusivos ni endemismos guipuzcoanos. Esta casilla de "Otros" muestra que las especies presentes están mejor representadas en las 14 zonas restantes.

Un análisis ulterior permite apreciar cuál es el número de troglobios de las distintas categorías en los distintos macizos, y la importancia relativa de cada uno de ellos tanto por el número de especies troglobias que contienen como por el número de endemismos y de especies restringidas a un único macizo. También se discriminan los taxa compartidos por varios macizos y zonas a la vez.

Una valoración de estos datos (GALAN, 2006b) permite seleccionar 12 zonas de alto interés, las cuales concentran la mayoría de troglobios y endemismos, incluyendo algunas otras especies relevantes bien sea por su distribución disyunta (de interés paleo y biogeográfico) como por contener las únicas localidades de la especie en territorio guipuzcoano.

A continuación han sido analizadas las localidades conocidas de las especies y su distribución en estas 12 zonas. Esta primera delimitación ha proseguido con un estudio más detallado de la hidrogeología del karst en esas zonas y de las características de las cavernas en ellas conocidas. Igualmente han sido tenidos en cuenta los datos sobre los biotopos de captura y la potencial extensión de éstos en esas áreas.

Esta información se ha "cruzado" con los datos disponibles sobre abundancia, estatus y grado de amenaza de las poblaciones (GALAN, 2006d), desembocando en una segunda delimitación de áreas más pequeñas pero que se caracterizan por contener las mayores concentraciones de troglobios y de biotopos adecuados para ellos.

Retoques menores han considerado la susceptibilidad de esas áreas ante factores desfavorables, su facilidad o dificultad de manejo, la posición espacial de las áreas en el contexto de cada macizo, la extensión mínima recomendable para poder actuar como zonas de reserva y recuperación de las especies, y un conjunto de otros aspectos que afectan a la valoración, tales como: la capacidad de brindar refugio a otras especies troglófilas y troglóxenas (incluyendo quirópteros), grado y características de la intervención humana en superficie, pendientes y suelos, facilidades y dificultades de usos futuros, propiedad de la tierra y si está incluida o no en otras áreas protegidas (tal como parques naturales), afección económica de la aplicación de normas y restricciones de uso, conflictividad que pueda generar la propuesta de protección en esas áreas, etc. Esto no quiere decir que ha sido hecho un estudio sobre cada uno de los citados aspectos, pero sí que han sido -globalmente- tenidos en cuenta a efectos de la selección y delimitación de áreas.

Con ello, el análisis ha llegado a la propuesta de creación de 12 BSP's en el territorio de Gipuzkoa. La delimitación precisa y las características de cada uno de los BSP's serán expuestas en un trabajo próximo inmediato el cual se encuentra en su fase final de preparación (GALAN, 2006e), e incluirá los oportunos comentarios cuando se ha optado entre varias posibles delimitaciones o en los casos en que subsisten algunas dudas por insuficiencia de información. Estas lagunas de información -cuando existen- han sido cubiertas con nuestra experiencia sobre el posible potencial que encierran las áreas consideradas.

El resultado, abierto y provisional, es francamente una propuesta para implementar desde ahora medidas prácticas que protejan a los troglobios más relevantes. Probablemente serán necesarios algunos estudios más exhaustivos para afinar algunos aspectos o fundar con más datos cuantitativos la delimitación de los BSP's. Pero ello requiere más esfuerzos de investigación, lo que a su vez demanda contar con medios, personal experto y tiempo, considerable tiempo. Este último factor -el tiempo- corre en contra de la conservación de especies que, debemos recordar, están en una situación actual de declinación y amenaza. Si esperamos más, tal vez sea tarde. Por ello nuestra propuesta es partir de algo, concreto, que pueda ser puesto en práctica desde ahora, aunque dejando abierta la posibilidad de introducir modificaciones cuando nuevas investigaciones así lo aconsejen.

Los resultados sintéticos del trabajo de delimitación son expuestos como adelanto en la Tabla 1. En ella se indica la denominación y extensión (en km²) de los BSP's propuestos y la zona kárstica en que están enclavados (GALAN, 2006b). Los datos detallados relativos a cada BSP son presentados en GALAN (2006e).

Tabla 1. Denominación, área y zona kárstica de los BSP's seleccionados.

Denominación BSP	Area	Zona kárstica
1. Basolo (Aralar)	0.72 km ²	Aralar Jurásico central
2. Leizadi (Aralar)	0.70 km ²	Aralar Urgoniano
3. Leize aundia (Ernio)	0.68 km ²	Ernio Urgoniano central
4. Aizkoate (Ernio)	0.17 km ²	Ernio Sur
5. Aizkirri-Gesaltza (Aizkorri)	0.82 km ²	Aizkirri-Gesaltza (Aizkorri)
6. San Adrián (Aizkorri).	0.70 km ²	San Adrián (Aizkorri)
7. Galarra (Udalaitz)	0.18 km ²	Galarra (Udalaitz)
8. Ekain (Izarraitz)	0.09 km ²	Ekain (Izarraitz)
9. Altxerri	0.21 km ²	Altxerri
10. Guardetxe	0.28 km ²	Guardetxe
11. Aitzbitarte	0.10 km ²	Aitzbitarte
12. Otsabio	0.65 km ²	Otsabio
Total: 12 BSP's	Total: 5.24 km²	Total: 12 zonas (en 9 macizos)

DISCUSION Y CONCLUSIONES.

En base a los criterios y procedimientos expuestos en los apartados anteriores, se ha presentado la propuesta de creación de una red de biotopos subterráneos protegidos, la cual es resumida en la Tabla 1.

Los BSP's delimitados tienen áreas de entre aprox. 0,1 y 0,8 km². La suma total de los 12 BSP's cubre un área de 5,24 km². Esta es una fracción muy pequeña de la superficie de Gipuzkoa (aprox. = 0,27%). Ante esta aparente pequeña dimensión, cabe preguntarse ¿puede un área de 5,24 km² garantizar realmente la conservación de las especies troglóbias y endemismos guipuzcoanos?

La respuesta es sí, si entendemos que estos 12 enclaves constituyen una especie de áreas-clave de reserva. Ellos concentran la mayor diversidad de especies troglóbias y de biotopos óptimos para los mismos.

El concepto de BSP como área crítica de reserva y recuperación trabaja con la idea de que estos enclaves están rodeados de extensiones mayores de karst, que constituyen el hábitat global de las especies. Los impactos transitorios sobre estas áreas mayores pueden afectar y aún exterminar localmente poblaciones, pero la existencia de estos reservorios (que albergan stocks poblacionales importantes) permite la recolonización de las áreas afectadas una vez cesado el impacto desfavorable. Esto es lo que históricamente parece haber ocurrido con los factores de amenaza más relevantes (ver GALAN, 2006 c).

La localización de los BSP's en posición lateral o de cabecera de cuenca con respecto a los grandes colectores subterráneos, y también en áreas potencialmente menos susceptibles de ser contaminadas, permite que estas pequeñas unidades garanticen una adecuada conservación de la biodiversidad de la fauna troglóbica y un importante potencial de recuperación y recolonización de superficies mucho más extensas. Para que realmente funcionen como áreas efectivas de conservación y reserva, la red de BSP's debe contar con medidas especiales de protección (TERCAFS, 1988), aspecto que se será analizado en detalle en otro trabajo.

Concluimos que la creación de una red de BSP's es la estrategia más adecuada y de fácil implementación práctica, y que ella constituye una herramienta de manejo óptima aplicable al territorio humanizado de Gipuzkoa. La misma maximiza el número de especies troglóbias a proteger, minimiza las áreas geográficas que contienen sus más importantes stocks poblacionales, y probablemente contribuya a la recuperación del conjunto de la fauna troglóbica hoy en declive.

La delimitación cartográfica y descripción precisa de cada uno de los distintos BSP's es hecha en GALAN (1996 e).

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco a Stephan Gorzula, Francisco Herrera, y Mikel Elorza, por las productivas discusiones mantenidas sobre diversos temas de conservación y manejo; y a Marian Nieto, Rafael Zubiria, e Imanol Goikoetxea, por su desinteresada colaboración para el desarrollo de este trabajo.

BIBLIOGRAFIA.

- ALEY, T. 1997. Caves in crisis. In: 1997 Yearbook of Science and the Future, Encyclopaedia Britannica, Inc., Chicago, pp: 116-133.
- BARR, T. 1968. Cave ecology and the evolution of troglobites. In: Dobzhansky, T.; M.K. Hecht & W. Steere (Eds.), *Evolutionary Biology*, vol 2, pp: 35-102.
- BARR, T. & R. KUEHNE. 1971. Ecological studies in the Mammoth Cave ecosystems of Kentucky. II. The ecosystem. *Ann. Spéleol.*, 26: 47-96.
- BERRY, R. 1971. Conservation aspects of the genetical constitution of populations. In: DUFFEY & WATT (Editors), *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell, Oxford, pp: 177-206.
- DEVAL, G. & N. KOVATS. 1989. Purposes and necessity of grid mapping. 10 th Intern. Congr. Speleol., Budapest, Commun., 1: 115-117.
- 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. 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. 1997. The caves of the Balcones Canyonlands Conservation Plan, Travis County, Texas. Report to Travis County, Texas, Transp. and Nat. Resourc. Dpt., 156 pp.
- 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.
- ELLIOTT, W. & J. REDDELL. 1989. The status and range of five endangered arthropods from caves in the Austin, Texas, region. *Austin Regional Habitat Conservation Plan*. 100 pp.
- GALAN, C. 1988. Synthèse des zones karstiques de Guipúzcoa (Pays Basque). *Spelunca, Fed. Franc. Speol.*, 32: 23-30.
- 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. 1995. Fauna troglobia de Venezuela: sinopsis, biología, ambiente, distribución y evolución. *Bol. SVE*, 29: 20-38.
- GALAN, C. 2002. Biodiversidad, cavernas amenazadas y especies troglobias en peligro. *Aranzadiana*, 123: 147-152.
- GALAN, C. 2006a. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: contexto general, biodiversidad comparada, relictualidad y endemismo. *Lab. Bioespeleología S.C.Aranzadi*. Pag. Web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 14 pp.
- GALAN, C. 2006b. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: análisis de las distribuciones de especies troglobias. *Lab. Bioespeleología S.C.Aranzadi*. Pag. Web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 11 pp.
- GALAN, C. 2006c. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: factores de amenaza. *Lab. Bioespeleología S.C. Aranzadi*. Pag. Web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 20 pp.
- GALAN, C. 2006d. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: demografía, estatus y grado de amenaza de las poblaciones troglobias. *Lab. Bioespeleología S.C.Aranzadi*. Pag. Web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 8 pp.
- GALAN, C. 2006e. Conservación de la fauna troglobia de Gipuzkoa: red de Biotopos Subterráneos Protegidos. *Lab. Bioespeleología S.C.Aranzadi*. Pag. Web aranzadi-sciences.org, Archivo PDF, 27 pp.
- GALAN, C. & F. HERRERA. 1998. Fauna cavernícola: ambiente, especiación y evolución (Cave fauna: environment, speciation and evolution). *Bol.SVE*, 32: 13-43.
- GALAN, C.; I. GOIKOETXEA & R. ZUBIRIA. 2001. Catálogo Espeleológico de Gipuzkoa - Archivos S.C.Aranzadi: Una base de datos sobre 1800 cavidades naturales y un análisis de su distribución geográfica, dimensiones e información aplicada. Pág. Web S.C.Aranzadi - Dpto. Espeleol. (<http://www.aranzadi-sciences.org>).
- GALL, B. & K. CHRISTIAN. 1984. A program of wildlife inventory. *Jour. Environ. Manag.*, 19: 277-289.
- GANTER, J. 1989. Cave exploration, cave conservation. Some thoughts on compatibility. *NSS News*, 1989: 249-253.
- HEATON, T. 1986. Caves: a tremendous range in energy environments on Earth. *NSS News*, 1986: 302-304.
- HUMMEL, J. 1983. Cave inventories as a pre-requisite to formulation of cave management plans. *NSS Bull.*, 45: 1-8.
- LAPLANCHE, G.; M. NIHON & R. TERCAFS. 1979. On computer assisted management of ecological data for environmental decision making. *Progress in Ecological engineering and Management by mathematical modelling*. Proc. 2 nd Int. Conf. Ecol. Modelling, Liège, pp: 977-993.
- LECLERCQ, J.; C. GASPARD; J. MARCHAL; C. VERSTRAETEN & C. WONVILLE. 1980. Analyse des 1.600 premières cartes de l'atlas provisoires des Insectes de Belgique. *Notes Fauniques de Gembloux*, 4: 1-104.
- LEWIS, J. 1996. Cave bioinventory as a management tool. In: REA, G. (Ed). *Proc. 1995 National Cave Management Symposium*, Indiana Karst Conservancy. pp: 228-236.
- 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.
- NEF, L. 1980. Problèmes concernant les critères de l'évaluation biologique de l'environnements. *S min. Phytos. Appl.*, Metz (France), pp: 1-6.

- NORTHUP, D. & W. CALVIN. 1995. Conservation of invertebrate and microorganisms in the cave environment. In: PATE, D. (Editor). Proc. 1993 Nat. Cave Management Symposium, Carlsbad, New Mexico, pp: 292-301.
- O'HANLON, P. & J. SINDEN. 1978. Scope for valuation of environmental goods: a comment. *Land Economics*, 54: 381-387.
- POULSON, T. 1976. Management of biological resources in caves. In: Proc. Nat. Cave Management Symposium, Albuquerque, New Mexico. pp: 46-52.
- POULSON, T. & D. CULVER. 1969. Diversity in terrestrial cave communities. *Ecology*, 50: 153-158.
- POULSON, T. & T. KANE. 1977. Ecological diversity and stability. In: ALEY & RHODES (Editors), Proc. Nat. Cave Managem. Symp., Mountain View Arkansas, 1976, pp: 18-21.
- POULSON, T. & W. WHITE. 1969. The cave environment. *Science*, 165: 971-981.
- 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.
- ROUGHGARDEN, J. 1975. A simple model for population dynamic in stochastic environments. *Americ. Natur.*, 109: 713-736.
- 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. 1985. Une banque de données informatisée des milieux karstiques de Belgique. *Ann. Soc. Géol. Belg.*, 108: 137-140.
- TERCAFS, R. 1987. La conservation de la faune cavernicole: apport de la simulation, aspects biologiques. *Annals Soc. r. zool. Belg.*, 117: 3-14.
- TERCAFS, R. 1988. Optimal management of karst sites with cave fauna protection. *Environment.Conservation*, 15: 149-166.
- TERCAFS, R. 1989. Etat actuel des connaissances sur les Invertébrés cavernicoles de Belgique. Proposition d'une prospection raisonnée par analyse de la banque informatisée du Karst. Symp. Invert. Belgique, Bruxelles, pp: 409-413.
- TERCAFS, R. 1991. Une banque de données informatisées des phénomènes karstiques de Belgique. Proposition d'extension a une region test en France. *Mém. Biospéol.*, 18: 47-59.
- VENI, G. 1987. Valdina Farms Sinkhole: Hydrogeologic and biologic evaluation. Report for Edwards Underground Water District, San Antonio, Texas, 103 pp.
- VENI, G. 1992. Geologic controls on cave development and the distribution of cave fauna in the Austin, Texas, region. Prepared for U.S. Fish & Wildlife Service. v + 77 pp.