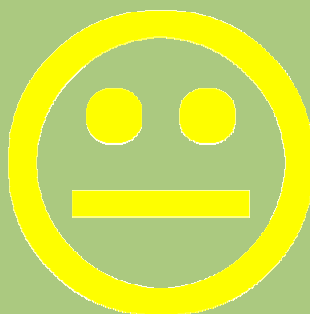


Índices sobre evolución de poblaciones de especies de fauna y flora para el indicador de biodiversidad y paisaje de la CAPV



biodibertsitatea
eta paisaia
BIODIVERSIDAD Y
PAISAJE

2003



EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

INGURUMEN ETA LURRALDE
ANTOLAMENDU SAILA

DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

 **ingurumena.net**

Destinatario	Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente Gobierno Vasco Calle Donostia-San Sebastián, s/n 01010 Vitoria-Gasteiz
Documento	Índices de evolución de las poblaciones de especies de fauna y flora para el indicador de biodiversidad y paisaje en la Comunidad Autónoma del País Vasco
Referencia	
Fecha de edición	26 de septiembre de 2003
Autor	José María Fernández García
Revisión	

Contenidos

Contenidos.....	3
Introducción.....	5
Evolución de las poblaciones de peces continentales	7
Criterios de comparabilidad: atlas de distribución publicados en 1985 y 2001.....	7
Criterios de comparabilidad: atlas de distribución de 1985 y estudios sobre situación de especies catalogadas.....	10
Formulación del componente.....	10
Subcomponente: evolución de la composición de la ictiocenosis y de las distribuciones de táxones autóctonos	11
Subcomponente: evolución de la composición de la ictiocenosis y de la distribución de táxones alóctonos	13
Subcomponente: evolución poblacional de táxones amenazados	13
Aplicación	14
Evolución de las poblaciones de aves silvestres	21
Criterios de comparabilidad: atlas de distribución publicados en 1985 y 2003.....	21
Criterios de comparabilidad: censos invernales de aves acuáticas	23
Formulación del componente.....	25
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones autóctonos.....	25
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en humedales	27
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en ambientes forestales.....	28
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en ambientes montanos y matorrales	30
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en agrosistemas.....	30
Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones alóctonos.....	31
Subcomponente: evolución de la abundancia de aves acuáticas invernantes	32
Aplicación	34
Evolución de las poblaciones de táxones de flora silvestre	47
Criterios de comparabilidad: estudios sobre estado de conservación de flora vascular amenazada en arenales y estuarios.....	47
Formulación del componente.....	47
Subcomponente: evolución de las poblaciones de táxones de flora vascular exclusivos de arenales costeros	47
Subcomponente: evolución de las poblaciones de táxones de flora vascular exclusivos de estuarios	48

Aplicación	49
Referencias	55
Anexo I: nombres vulgares de táxones de peces continentales y aves citados en tablas	59
Anexo II: Procedimiento general de obtención de índices	63

Introducción

El sistema de indicadores ambientales de la Comunidad Autónoma del País Vasco contempla 22 indicadores de cabecera, cuya función es permitir evaluar los progresos realizados para el cumplimiento de los objetivos determinados en el *Programa Marco Ambiental (2002-2006)*. Uno de ellos es el “índice de biodiversidad y paisaje”, descrito inicialmente como un agregado de cuatro componentes: evolución de la fragmentación de hábitats, de su conectividad, de las poblaciones de especies indicadoras y del grado de alteración de los paisajes. Sin embargo, hasta el momento no se dispone de datos sobre la tendencia de este indicador, ya que la metodología concreta para su cálculo no ha sido definida (Gobierno Vasco, 2002b). Existe, sin embargo, una propuesta avanzada al respecto (Askasibar, 2003).

En cuanto al componente denominado “evolución de las poblaciones de especies indicadoras”, se ha efectuado anteriormente (Fernández, 2003) una valoración detallada de los criterios y posibilidades de empleo de datos florísticos y faunísticos, atendiendo a su tipología, disponibilidad, cobertura espacial y temporal, fiabilidad y significación. Como consecuencia, se estableció una categorización de la viabilidad (principal, secundaria o menor) del uso de cada una de las informaciones seleccionadas.

En el presente documento se propone y aplica una metodología para el cálculo de este componente, a partir de las informaciones consideradas más viables. Igualmente se discute en cada caso la calidad de los datos y se interpretan los resultados.

Evolución de las poblaciones de peces continentales

Criterios de comparabilidad: atlas de distribución publicados en 1985 y 2001

Para el cálculo de un índice sintético se consideró aprovechar la existencia de dos estudios que reflejan la distribución de las especies de peces continentales en dos periodos temporales diferentes: el *Atlas de los vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa* (Álvarez *et al.*, 1985) y el *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España* (Doadrio, 2001). Ambos son teóricamente comparables, ya que comparten la identidad metodológica del sistema “atlas”, basada en el inventario de todas las especies presentes en cada unidad territorial. Además, éstas son coincidentes (cuadrículas UTM de 100 km²) y por tanto se proporciona el mismo tipo de salida cartográfica de la información. La variación experimentada por las distribuciones de las especies, medible en términos cuantitativos, reflejaría la tendencia de las poblaciones y constituiría el componente del indicador.

Es necesario, sin embargo, efectuar una serie de correcciones para asegurar al máximo posible la comparabilidad entre la serie de datos de cada atlas. La primera se refiere a las respectivas áreas de estudio. La conocida relación genérica entre extensión de un territorio o de una unidad de muestreo y riqueza biológica (número de táxones) en el mismo obliga a una aproximación cautelosa y a la minimización de este factor de distorsión. Para ello, se seleccionaron con relación al *Atlas de España* las 107 cuadrículas de 100 km² que contienen, total o parcialmente, territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Aún así, las áreas de estudio seguían sin ser coincidentes, ya que correspondían en un caso a toda la superficie de estas cuadrículas (10.700 km² por tanto) y en el otro sólo a la superficie incluida en la CAPV (7.234 km²). En segundo lugar, se determinó la superficie perteneciente a la CAPV en cada una de las 107 cuadrículas referidas, y se tabuló la riqueza de peces continentales hallada para cada una de ellas en el *Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*, con el fin establecer un umbral a partir del cual se minimizaran las diferencias de riqueza atribuibles a la extensión de cada cuadrícula, maximizando a su vez el tamaño de la muestra. Se obtuvo que considerando aquellas cuadrículas con más de un 40 % de superficie incluida en la CAPV (n=79), apenas un 1 % de la variabilidad de la riqueza podía ser atribuida a la superficie ($r^2=0,015$; figura 1), mientras que tomando un umbral del 30 % (n=84) esta atribución subía al 4 % ($r^2=0,040$; figura 2). Por ello únicamente se incluyeron en los análisis datos procedentes de las 79 cuadrículas seleccionadas bajo ese criterio, más otras tres cuya porción continental es significativa (>10 %) y corresponde en exclusiva a la CAPV, resultando perfectamente comparables entre ambos atlas (figura 3). No se tuvo en cuenta la existencia de cuadrículas parcialmente pertenecientes a las comunidades de Cantabria y Castilla y León en los

enclaves de Trucíos y Treviño, respectivamente, ya que fueron consideradas en su totalidad en el área de estudio del atlas de 1985.

La figura 4 ilustra la relación entre las riquezas medias obtenidas, para las cuadrículas seleccionadas, en los atlas de 1985 y 2001. Se aprecia que existe una correlación moderada y positiva ($r=0,69$) entre ambas, con un 48 % de la variación atribuible a las características intrínsecas de cada cuadrícula (físicas, hidrológicas o biogeográficas, supuestamente sin modificaciones durante el lapso temporal considerado) y el 52 % restante a factores por determinar, como cambios en la composición y estructura de las comunidades piscícolas, o en la cobertura de los muestreos.

Un segundo término a analizar para asegurar la comparabilidad es la identidad metodológica e independencia de resultados entre ambos atlas. Álvarez *et al.* (1985) señalan expresamente que sus datos provienen de la realización de 364 muestreos en otros tantos tramos fluviales de 100 m de longitud mediante pesca eléctrica, durante los años 1982, 1983 y 1984. Aquí no hemos considerado los muestreos en cuadrículas no seleccionadas (quedando 349 tramos por tanto) ni datos bibliográficos anteriores a 1970, que sí se consignan en el atlas original. En cuanto al trabajo de Doadrio (2001), la información presentada se basa en fuentes diversas, entre las que se mencionan prospecciones de campo en 1995-2000, documentos publicados a partir de 1990 y otros con anterioridad a esa fecha. En este último caso, añaden que “se han contrastado y actualizado en la medida de lo posible consultando a los autores”. Este es un punto clave, ya que del rigor puesto en la actualización dependen requisitos metodológicos como la independencia de los conjuntos de datos, imprescindible para que la comparación de las distribuciones acabe reflejando modificaciones reales. En el País Vasco, el funcionamiento de varios equipos de trabajo en ictiofauna continental hace suponer *a priori* que este trabajo se haya realizado con garantías suficientes.

También fue necesario comprobar que el conjunto de táxones- objetivo había sido el mismo. De hecho, los criterios para la consideración como peces continentales de especies de hábitos estuarinos como *Platichthys flesus* y *Petromyzon marinus* aconsejaron excluirlas de las bases de datos, mientras que los registros de *Salmo trutta trutta* se asimilaron a los de *Salmo trutta fario*. En el caso de *Barbus haasi*, debía tenerse en cuenta que, probablemente, en 1985 los ejemplares de esta especie habían sido adscritos a *B. graellsii*. Este aspecto incluyó la homogeneización de la nomenclatura utilizada, que ha venido siendo progresivamente modificada de acuerdo al avance de los conocimientos taxonómicos.

Por último, sería necesario avalar la inexistencia de diferencias de cobertura entre ambos atlas, entendida como intensidad o esfuerzo de prospección del territorio ya que, obviamente, una cobertura superior se traduciría en un aumento de la probabilidad de detección de especies – principalmente de aquellas que se encuentran en densidades bajas- en cada unidad territorial, y consecuentemente en la falsa impresión de incrementos en sus distribuciones. Esta variable puede medirse en términos de número de muestreos en el atlas de 1985, pero en el de 2001 no se proporcionan datos para evaluarla de este modo. Por tanto, la única posibilidad es comparar el número total de registros de presencia obtenidos en cada uno, un parámetro sencillo y que ha sido empleado en algunos estudios con objetivos similares, cuando no existía información sobre intensidades de muestreo (p. ej. Robbins *et al.*, 1989; Gibbons *et al.*, 1993). No obstante, se recomienda cautela en su interpretación, no sólo por tratarse de una medida ciertamente indirecta de la cobertura, sino porque además mediante su uso se asume que las modificaciones producidas en la riqueza media se deben exclusivamente al hipotético incremento del esfuerzo de muestreo. En definitiva, la aplicación de este factor de corrección a las distribuciones de las especies equivaldría a establecer una “variación de la especie tipo exclusivamente en función de la cobertura”, patrón sobre el que se comparan las variaciones específicas, observando cuáles han cambiado en una magnitud superior o inferior a ella, y aunque tales variaciones no correspondan estrictamente con aumentos o disminuciones reales de las distribuciones.

En el atlas de 1985 se reunieron 375 registros de presencia, cifra que ascendió a 517 en el de 2001 (restados 7 correspondientes a *Barbus haasi* que no suponen cuadrículas nuevas respecto a lo consignado para *B. graellsii*). Es decir, un ajuste teórico para la variación de cobertura se obtendría corrigiendo los datos de Álvarez *et al.* (1985) por el factor 1,38. Sin embargo, como se ha dicho, este ajuste no contempla el incremento real de riqueza sobrevenido por la incorporación en los últimos años de siete táxones alóctonos (41 % del total inventariado en el atlas de 2001) que, previsiblemente, no se encontraban antes de 1985 en los ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco (Asensio & Pinedo, 1993). Este hecho, así como la distinta interpretación conservacionista de las posibles modificaciones en composición y estructura de las ictiocenosis autóctona y alóctona, aconseja un tratamiento separado de las mismas.

Criterios de comparabilidad: atlas de distribución de 1985 y estudios sobre situación de especies catalogadas

Durante los años 2000 y 2001, fueron realizados por encargo del Gobierno Vasco estudios detallados sobre la situación de seis peces incluidos en el *Catálogo vasco de especies amenazadas* (Decreto 167/1996). Estos trabajos han actualizado la información sobre distribución basándose en trabajos de campo directos. Aunque no han empleado propiamente la metodología “atlas”, en el caso de las cuatro especies de distribución mediterránea se ha prospectado mediante pesca eléctrica la totalidad de su distribución potencial, con muestreos en todas las cuadrículas de 100 km² de la misma, por lo que es asumible que tanto la técnica empleada como el área de estudio sean comparables a los del atlas de 1985. No obstante, para *Barbus haasi* no hay datos previos, por lo que nuevamente debe ser excluido del análisis, restando información útil para *Salaria fluviatilis*, *Cobitis calderoni* y *Squalius pyrenaicus* (Asensio 2002a, 2002b, 2002c). En cuanto a las dos especies costeras, se ha preferido rechazar su consideración en el análisis ya que se emplearon metodologías de detección diferentes (itinerarios visuales y referencias de estaciones fijas de captura) que podrían invalidar la comparabilidad (Ekolur, 2002a, 2002b).

Formulación del componente

A la vista de la información disponible sobre ictiofauna en la Comunidad Autónoma del País Vasco y de las posibilidades de comparabilidad entre distintas series de datos, emergen tres posibles parámetros susceptibles de reflejar cuantitativamente y con rigor metodológico aspectos parciales acerca de la evolución de poblaciones de peces continentales. Los denominamos, a nuestros efectos, “subcomponentes”, y atestiguan las variaciones en la composición (balance entre incorporaciones y desapariciones de especies) y distribución sucedidas en la ictiocenosis de táxones autóctonos, la de táxones alóctonos y la de táxones incluidos en el *Catálogo vasco de especies amenazadas*.

La diferenciación entre los dos primeros subcomponentes, a pesar de que sus datos proceden de las mismas fuentes, deriva tanto de criterios metodológicos ya expuestos como de la constatación de las diferentes presiones e influencias a que están sometidas cada grupo de especies y de su carácter opuesto como indicador, con relación a los objetivos marcados por el *Plan marco ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2002-2006)* (Gobierno Vasco, 2002a).

El valor cuantitativo de cada subcomponente agrega dos términos con igual peso: el balance neto de ganancias y pérdidas de especies, y la

variación porcentual media (media geométrica) de las distribuciones experimentadas. En el conjunto de especies autóctonas, los balances por encima de cero y las variaciones superiores al 100 % serán traducidos positivamente en la valoración cualitativa, ya que ambos representarían incrementos de la biodiversidad debidos a la reaparición de poblaciones o a su expansión areal. El mismo sentido tendrían las variaciones en el conjunto de especies catalogadas (con la precaución de que el balance en este caso sólo puede ser negativo o cero, ya que la incorporación de táxones se verificaría sólo en el supuesto de aumento de los incluidos en el *Catálogo* o reaparición de extinguidos). En el conjunto de alóctonas, por el contrario, valores del mismo signo serán interpretados negativamente.

Subcomponente: evolución de la composición de la ictiocenosis y de las distribuciones de táxones autóctonos

La ictiocenosis autóctona (tabla 1) comprendió una especie más (*Alosa alosa*) detectada en el *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España* (Doadrio, 2001) con relación al *Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa* (Álvarez *et al.*, 1985), haciendo la salvedad de la consideración en el primero de *Barbus haasi*, probablemente inadvertido con anterioridad. La riqueza media (número de táxones por cuadrícula) se estableció en 4,32 en 1985 y 5,55 en 2001. Se ha aplicado un factor de ajuste para la cobertura de 1,29, a partir de la relación entre el número de registros totales en uno y otro estudio. Se ha obtenido la variación porcentual de la distribución de cada especie según el número de cuadrículas UTM de 100 km² con presencia detectada, y el grado de significación de la misma mediante una prueba G de homogeneidad de frecuencias con la corrección de Williams para clasificaciones de una vía (Fowler & Cohen, 1999).

En esta ictiocenosis aparecen tres especies no evaluables: *Barbus haasi* por los motivos mencionados, y *Salmo trutta* y *Phoxinus phoxinus* ya que su distribución generalizada en 1985 (presencia en el 85 y 91 % de las cuadrículas, respectivamente) implicaba que, al aplicar el factor de corrección para la cobertura, la distribución teórica excediera la máxima posible (82 cuadrículas). Por ello, en los casos con distribución saturada en la escala gruesa del retículo de 100 km², la metodología utilizada no es sensible para indicar incrementos poblacionales, que se reflejarían en distribuciones a escala de detalle o en abundancias. Sin embargo, los decrementos poblacionales sí serían detectables. En todo caso, en estas dos especies no se aprecian modificaciones de la distribución.

Nueve táxones muestran incrementos del área de distribución. El de *Gobio gobio* (cuyas poblaciones en la CAPV pueden considerarse autóctonas según los recientes estudios de caracterización genética de

Gómez *et al.*, 2003), alcanzan significación estadística, y los de *Salmo salar* y *Barbus graellsii* se acercan a ella. Cuatro táxones reflejan disminuciones, si bien resultan de magnitud escasa (*Anguilla anguilla* y *Barbatula barbatula*) o carecen de significación a causa de la rareza de las especies (*Salaria fluviatilis* y *Gasterosteus gymnuris*).

Globalmente se obtiene un porcentaje de cambio positivo de 143,91 (media geométrica, que sería la función más apropiada para evaluar el cambio promedio a partir de tasas variables). Independientemente de las medidas de promoción desarrolladas desde las administraciones forales para especies concretas como *Salmo salar*, esta variación podría concordar genéricamente con una cierta mejora de la calidad media de los sistemas fluviales de la Comunidad Autónoma del País Vasco, experimentada durante la última décadas en la mayoría de las cuencas y evidenciada por otros indicadores utilizados en la red de vigilancia de la calidad de las aguas y del estado ambiental de los ríos (por ejemplo, reducción de estaciones de muestreo con mala calificación según el índice biológico BMWP' del 58 al 45 % y aumento de aquellas con buena calificación del 20 al 30 % en el periodo 1998-2001; Gobierno Vasco, 2002).

Sin embargo, tampoco es descartable, como se verá a continuación, que el efecto de acumulación de citas a lo largo de un periodo de estudio más dilatado en el atlas de 2001, haya provocado una apariencia de expansión de las poblaciones que no necesariamente se corresponda con la realidad. Esta incertidumbre mueve a la interpretación cautelosa del índice cuantitativo.

A modo de reflexión importante, puede apuntarse que la significación estadística de una variación avala su verosimilitud, pero desde el punto de vista del experto también los cambios que no llegan al umbral de significatividad pueden ser tenidos en cuenta, ya que señalan igualmente tendencias poblacionales -quizá no consolidadas o que aún no han provocado un cambio evidenciable a la escala de las unidades de muestreo empleadas-. A este respecto, podría decirse de forma genérica que el procedimiento de comparación de distribuciones "atlas" podría mostrarse menos sensible para detectar disminuciones de distribución. El hecho de que certificar ausencias en unidades de muestreo discretas requiera mucho más esfuerzo que constatar presencias (Sutherland, 1996), y que el tamaño de las empleadas aquí (100 km²) sea muy elevado en relación con los dominios vitales de la mayoría de las especies investigadas, ponderaría la significación "poblacional" de las disminuciones, independientemente de su significación estadística. Este efecto de adecuación de la escala enmascararía la magnitud de las recesiones poblacionales también en especies comunes o de distribución amplia, muchas de cuyas poblaciones podrían desaparecer

antes de que el fenómeno se hiciera evidente sobre mapas de distribución (Pullin, 2002).

Subcomponente: evolución de la composición de la ictiocenosis y de la distribución de táxones alóctonos

En cuanto a la ictiocenosis alóctona (tabla 2), destaca primeramente el incremento de la riqueza a partir de la adición de siete nuevas especies en el lapso 1985-2001. Cuatro de ellas aún podrían considerarse anecdóticas, pero las tres restantes deben tomarse como asentadas (*Alburnus alburnus*, *Esox lucius* y *Lepomis gibbosus*). Este hecho repercute también en la inconsistencia de un hipotético factor de corrección sobre las diferencias de cobertura, ya que el aumento de registros totales estaría mayoritariamente influenciado por el de la riqueza (7 táxones nuevos sobre 11) e incluso el factor hallado a partir únicamente de los datos de especies presentes anteriormente (1,9) no parece explicar coherentemente diferencias en cobertura. Por tanto, se ha preferido comparar directamente las ocupaciones de los atlas de 1985 y 2001.

Todas las especies naturalizadas con anterioridad sufren incrementos areales (media geométrica de las variaciones porcentuales, 250,22), que alcanzan significatividad estadística en *Cyprinus carpio* y se acercan a ella en *Micropterus salmoides*. En el asentamiento y expansión de estas especies exóticas pueden estar implicadas tanto su propia aptitud colonizadora como el hecho favorecedor de ser trasladadas voluntariamente por personas. En todo caso, se trata de un fenómeno generalizado en los ecosistemas fluviales europeos e ibéricos, con repercusiones negativas para la conservación de la diversidad de peces autóctonos a causa de la competencia establecida por los recursos, el aumento de la predación o la polución genética. Aunque falta investigación ecológica que evalúe en detalle los impactos, en la Comunidad Autónoma del País Vasco se ha apuntado la introgresión de genotipos alóctonos en las poblaciones de *Salmo trutta* (Asensio & Pinedo, 1997) y se han atribuido modificaciones ambientales en la balsa de El Prado de Laguardia a la proliferación de peces herbívoros (Nuevo *et al.*, 1999).

Subcomponente: evolución poblacional de táxones amenazados

Con relación a las tres especies contempladas en este análisis, es factible comparar las diferencias en cobertura (intensidad de muestreo) empleada en el atlas (Álvarez *et al.*, 1985) y en las actualizaciones de situación (Asensio 2002a, 2002b, 2002c), ya que los autores proporcionan información para restituir el número de estaciones desarrolladas por cuadrícula de 100 km² (considerando sólo aquellas

cuya superficie en la CAPV excede de 40 km²). Si bien la comparación no será precisa, ya que un autor midió el esfuerzo aplicado en cada estación en longitud de río prospectada y otro en tiempo invertido, asumimos que la razón entre el número de estaciones (76/60) puede ser usado como factor de corrección sin error manifiesto.

La variación media de las distribuciones es negativa (tabla 3), lo que concuerda con la estimación cualitativa realizada por Asensio (2002a, 2002b, 2002c) avalando tendencias “regresivas” para *Salaria fluviatilis* y *Squalius pyrenaicus* y “muy regresivas” para *Cobitis calderoni*. Ninguna resulta significativa, como consecuencia del reducido tamaño muestral asociado a su rareza, aunque para *C. calderoni* podría considerarse “casi significativa”. No obstante, hay que tener en cuenta que la selección de estaciones de muestreo en estos estudios no se efectuó al azar, sino que se buscaron puntos con alta probabilidad de detección de las especies, lo que pondera claramente al alza los declives evidenciados (y explica porqué la tendencia de *S. fluviatilis* fue considerada “regresiva” por Asensio 2002a, a pesar de haber aumentado su área de repartición teórica).

Estas evoluciones específicas no coinciden con las obtenidas analizando los atlas de 1985 y 2001, lo que plantea un declive acelerado durante los últimos años en los casos de *Cobitis calderoni* y *Squalius pyrenaicus*, o alternativamente sugiere la existencia de un probable sesgo sistemático hacia el aumento de las distribuciones en el último de los trabajos estudiados, provocado por el acúmulo de datos colectados durante un periodo de tiempo mayor (3 años frente a 10) y a partir de fuentes diversas. Por ello, al trasladar la valoración cuantitativa a la cualitativa en el caso de la ictiocenosis de peces autóctonos se ha optado por emplear el símbolo correspondiente a “algunos avances pero insuficientes o informaciones cruzadas”.

Aplicación

Este componente del indicador de biodiversidad y paisaje puede ser aplicado al ambiente “agua dulce corriente”, tal y como ha sido definido por Askasibar (2003). En la tabla 4 se ofrece la comunicación sintética de sus resultados. No está configurado un sistema de actualización de los datos requeridos para ninguno de los índices de los subcomponentes aquí definidos (salvo en el caso de *Salaria fluviatilis*, para el que la Diputación Foral de Álava ha aprobado un plan de gestión mediante Orden Foral 351/2002).

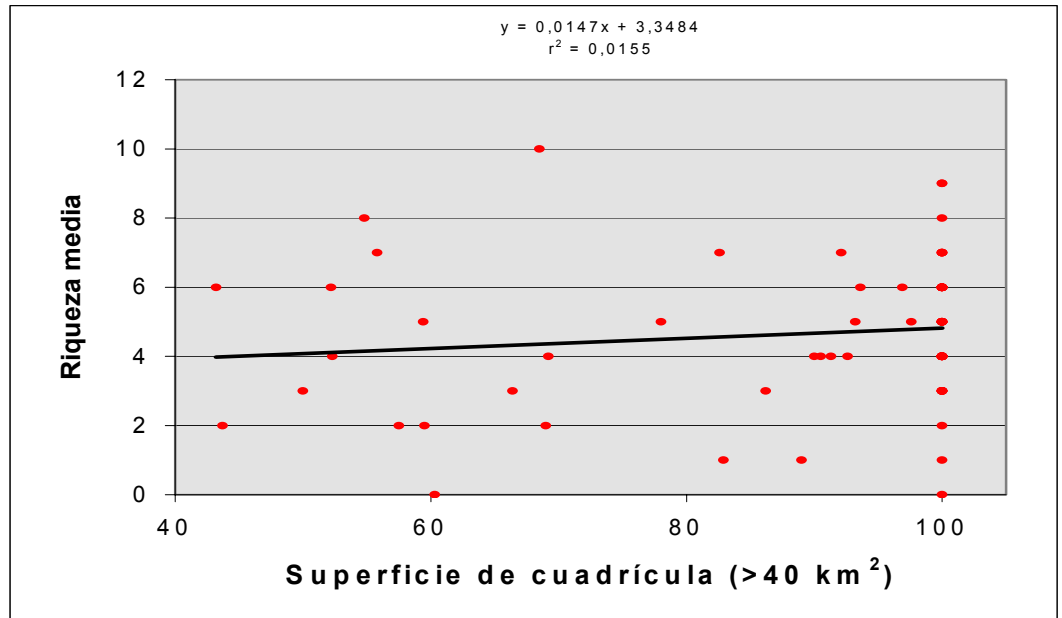


Figura 1. Relación entre riqueza media de peces continentales (número de táxones inventariados por cuadrícula) y superficie de cada cuadrícula con más de un 40 % de su superficie incluida en la Comunidad Autónoma del País Vasco, a partir de los datos del Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (Álvarez et al., 1985).

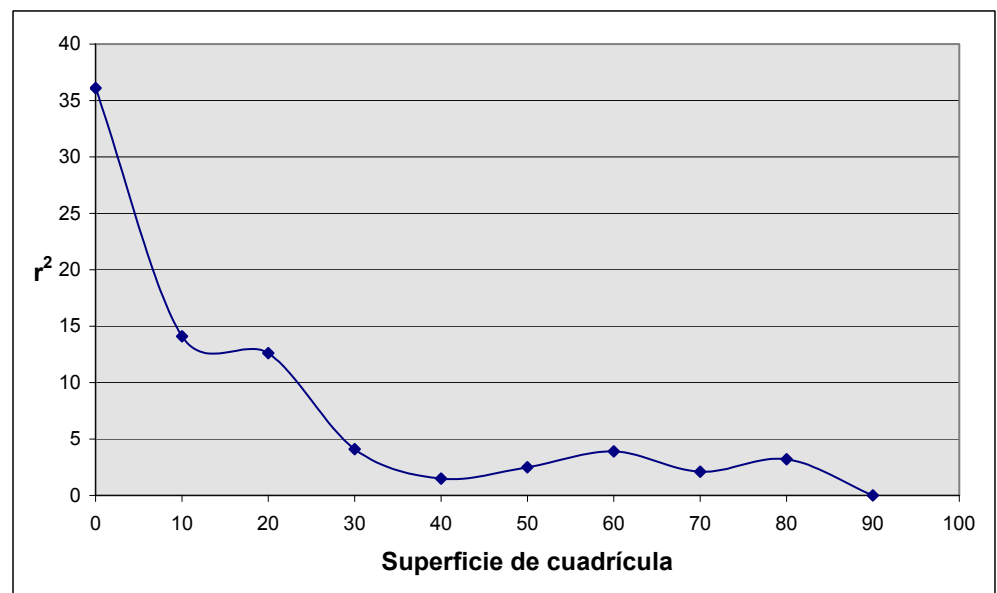


Figura 2. Relación entre el umbral de superficie de cuadrícula considerado para el análisis y el coeficiente de determinación (r^2) entre la riqueza media y la superficie de las cuadrículas.

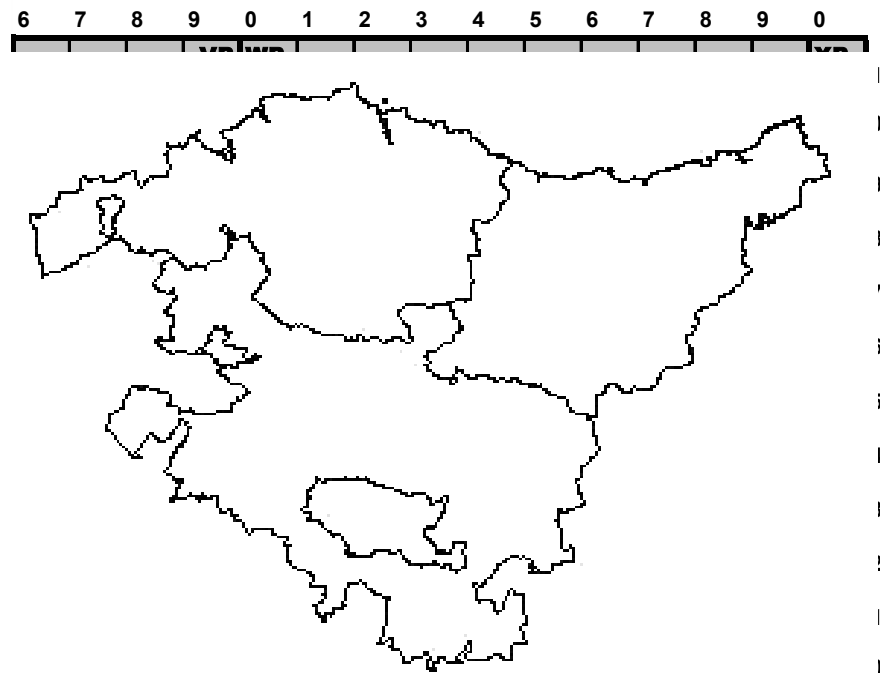


Figura 3. Cuadrículas UTM de 100 km² seleccionadas para los análisis de variaciones de la distribución en especies de peces continentales (con más de un 40 % de su superficie incluida en la Comunidad Autónoma del País Vasco o cuya porción continental es exclusiva de la CAPV). Se han sombreado las excluidas.

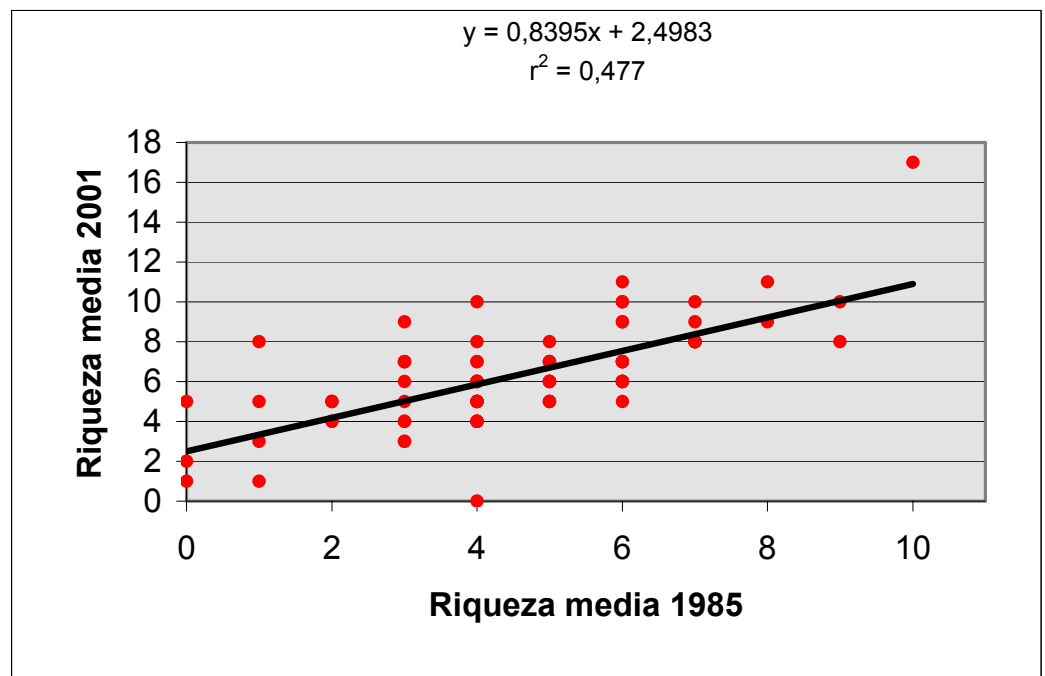


Figura 4. Relación entre riqueza por cuadrícula obtenidas en los atlas de Álvarez et al. (1985) y Doadrio (2001), para las cuadrículas seleccionadas.

ESPECIE	CUADRÍCULAS 1985	CUADRÍCULAS 1985 CORREGIDAS	CUADRÍCULAS 2001	VARIACIÓN 1985-2001	G
				%	
<i>Salmo trutta</i>	70	89,63	73		
<i>Phoxinus phoxinus</i>	75	96	77		
<i>Barbus haasi</i>			7		
<i>Alosa alosa</i>	0	0	1		
<i>Gobio gobio</i> *	1	1,29	8	620,16	5,12
<i>Salmo salar</i>	1	1,29	5	387,60	2,16
<i>Squalius pyrenaicus</i>	2	2,58	5	193,80	0,74
<i>Chondrostoma arcasii</i>	7	9,03	15	166,11	1,47
<i>Tinca tinca</i>	4	5,16	8	155,04	0,60
<i>Chelon labrosus</i>	7	9,03	13	143,96	0,70
<i>Barbus graellsii</i>	35	45,15	63	139,53	2,95
<i>Cobitis calderoni</i>	4	5,16	7	135,66	0,27
<i>Chondrostoma miegii</i>	45	58,05	68	117,14	0,78
<i>Anguilla anguilla</i>	39	50,31	45	89,45	0,29
<i>Barbatula barbatula</i>	59	76,11	63	83,77	1,23
<i>Salaria fluviatilis</i>	2	2,58	2	77,52	0,07
<i>Gasterosteus gymnuris</i>	3	3,87	2	51,68	0,56
REGISTROS TOTALES	354		455		
RIQUEZA MEDIA	4,32		5,55		
VARIACIÓN MEDIA				143,91	

Tabla 1. Variaciones en la distribución de las poblaciones de peces continentales autóctonos de la Comunidad Autónoma del País Vasco, a partir de los datos de los atlas de Álvarez et al. (1985) y Doadrio (2001). Se separan los conjuntos de especies novedosas, con aumentos superiores al esperable (porcentaje de variación >100) y aumentos por debajo de lo esperado o disminuciones (<100). En rojo, táxones no evaluables. Las variaciones significativas en el test de la G se denotan con * ($p < 0,05$).

ESPECIE	CUADRÍCULAS 1985	CUADRÍCULAS 2001	VARIACIÓN 1985-2001 %	G
<i>Alburnus alburnus</i>	0	7	↑	
<i>Esox lucius</i>	0	6	↑	
<i>Lepomis gibbosus</i>	0	5	↑	
<i>Ameiurus melas</i>	0	1		
<i>Gambusia holbrooki</i>	0	1		
<i>Rutilus rutilus</i>	0	1		
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	1		
<i>Cyprinus carpio</i> *	1	7	700,00	4,76
<i>Micropterus salmoides</i>	3	7	233,33	1,57
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	8	160,00	0,67
<i>Carassius auratus</i>	12	18	150,00	1,19
RIQUEZA MEDIA	0,26	0,76	295,24	
VARIACIÓN MEDIA			250,22	

Tabla 2. Variaciones en la distribución de las poblaciones de peces continentales alóctonos de la Comunidad Autónoma del País Vasco, a partir de los datos de los atlas de Álvarez et al. (1985) y Doadrio (2001). Se separan los conjuntos de especies nuevas para la ictiofauna de aquellas ya establecidas en 1985. Las variaciones significativas en el test de la G se denotan con * ($p < 0,05$).

ESPECIE	CUADRÍCULAS 1985	CUADRÍCULAS 1985 CORREGIDAS	CUADRÍCULAS 2002	VARIACIÓN 1985-2002 %	G
<i>Gasterosteus gymnaurus</i>	3		3		
<i>Alosa alosa</i>	0		1		
<i>Barbus haasi</i>			7		
<i>Salaria fluviatilis</i>	2	2,46	4	162,60	0,34
<i>Squalius pyrenaicus</i>	2	2,46	2	81,30	0,04
<i>Cobitis calderoni</i>	4	4,92	1	20,30	2,61
VARIACIÓN MEDIA				64,53	

Tabla 3. Variaciones en la distribución de las poblaciones de peces continentales autóctonos de la Comunidad Autónoma del País Vasco incluidos en el Catálogo vasco de especies amenazadas, a partir de los datos del atlas de Álvarez et al. (1985) y los estudios de Asensio (2002a, 2002b, 2002c) y Ekolur (2002a, 2002b). Se separan los conjuntos de especies con aumentos superiores a lo esperable (porcentaje de variación >100) y aumentos por debajo de lo esperable o disminuciones (<100). En rojo, táxones no evaluables. Se incluyen los resultados del test de la G.

DESCRIPCIÓN	VALORACIÓN CUALITATIVA	VALORACIÓN CUANTITATIVA	PERÍODO DE ANÁLISIS	CALIDAD DE LA INFORMACIÓN
Balance de riqueza		+1	1982-1984	
Variación porcentual media (media geométrica) de las distribuciones de peces continentales autóctonos		143,91	a 1990-2000	★
Balance de riqueza		+7	1982-1984	
Variación porcentual media (media geométrica) de las distribuciones de peces continentales alóctonos		250,22	a 1990-2000	★★
Balance de riqueza		0	1982-1984	
Variación porcentual media (media geométrica) de las distribuciones de peces continentales incluidas en el <i>Catálogo vasco de especies amenazadas</i>		64,53	a 2000-2001	★★★

Tabla 4. Propuesta para la comunicación del componente "evolución de las poblaciones de peces continentales". Se adopta la simbología empleada en Medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores ambientales 2002 (Gobierno Vasco, 2002b).

Evolución de las poblaciones de aves silvestres

Criterios de comparabilidad: atlas de distribución publicados en 1985 y 2003

La aproximación más inmediata a la valoración de las tendencias de las poblaciones de aves silvestres en la Comunidad Autónoma del País Vasco, al igual que con los peces continentales, puede efectuarse comparando las distribuciones en la malla de cuadrículas UTM de 100 km² ofrecidas en los dos atlas disponibles: el *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa* (Álvarez *et al.*, 1985) y el *Atlas de las aves nidificantes de España* (Martí & Del Moral, 2003). El primero de ellos refleja los registros de campo obtenidos durante el trienio 1982-1984, mientras el segundo se refiere al periodo 1998-2001.

En ambos casos se empleó la metodología “atlas”, adjudicando un lote de cuadrículas a una serie de observadores competentes en la identificación de aves silvestres. Éstos las visitaban durante el periodo reproductor (marzo-julio), anotando las especies contactadas y codificando su comportamiento de acuerdo con sus connotaciones reproductivas.

Al igual que con los peces, en primer lugar es necesario asimilar las áreas de estudio de cada atlas, ya que al seleccionar las cuadrículas con territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco su coincidencia no es total. El criterio de selección adoptado sería establecer un umbral de superficie a partir del cual no se apreciaran diferencias en la riqueza media (número de especies por cuadrícula) en función del porcentaje de cuadrícula muestreado en el atlas de 1985. De acuerdo con la figura 5, a partir de un 30 % de superficie prácticamente ya no se produce aumento de la riqueza media (pendiente próxima a 0 y apenas un 1 % de la variación de riqueza atribuible a la de superficie). El parámetro r^2 crece exponencialmente al incluir datos de cuadrículas con menos de esa proporción ($r^2=0,036$ para $>20\%$; figura 6), por lo que se ha adoptado el límite anterior, considerando definitivamente 86 cuadrículas UTM de 100 km² (figura 7).

En cuanto a las 6 cuadrículas cuya porción continental es exclusiva de la CAPV y que no cumplen el criterio anterior, pudiendo ser comparadas directamente con independencia de su superficie, han sido excluidas ya que su superficie es insignificante ($<2\%$). En el caso de VP90 se ha encontrado una fuerte discrepancia entre las riquezas aportadas en el atlas de 1985 (14) y el de 2003 (73), de difícil explicación, que también ha aconsejado su postergación.

También se ha procedido a unificar en las bases de datos la nomenclatura utilizada en relación con los avances taxonómicos aceptados en los últimos años, que han afectado a táxones como *Phylloscopus collybita*=*P. ibericus* y *Lanius excubitor*=*L. meridionalis*. Además se han agrupado los datos de *Larus argentatus* y *L. cachinnans*,

especies separadas sólo recientemente. Por otro lado, se han suprimido también todas las especies para las que el *Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa* no ofrece una distribución en cuadrículas de 100 km², con el fin de evitar posibles problemas para su conservación (*Neophron percnopterus*, *Gyps fulvus*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraaetus fasciatus*, *Falco peregrinus*, *Accipiter gentilis* y *Bubo bubo*). *Columba livia* no se ha considerado, ya que en atlas de 2003 se han tratado conjuntamente los morfotipos silvestre y semidoméstico. Por último, se han suprimido las cotorras *Myiopsitta monachus* y *Psittakula krameri*, que cuentan con incipientes núcleos asilvestrados en la porción de la cuadrícula WN40 correspondiente a la ciudad de Logroño, así como *Panurus biarmicus* y *Vanellus vanellus*, que por el momento son exclusivos de la laguna de Las Cañas, ubicada en la misma cuadrícula en territorio de Navarra. El listado de táxones asciende definitivamente a 170.

La comparación entre las riquezas medias obtenidas en cada uno de los atlas (figura 8) muestra una correlación moderada y positiva ($r=0,67$). Prácticamente el 45 % de la variabilidad de los datos de 1998-2001 se explicarían en función de los de 1982-1984.

Un postulado ideal para asegurar la comparabilidad de series de datos de este tipo consistiría en asegurar que los observadores fueran los mismos, ya que su habilidad personal puede influir decisivamente sobre la consecución de registros, especialmente en los casos de especies de menor detectabilidad. No obstante, en la práctica se trata de una condición de difícil cumplimiento o valoración. A esta fuente de distorsión se unen otro grupo de variaciones que, en conjunto, han mejorado claramente las perspectivas para la prospección del territorio y su estudio avifaunístico en el *Atlas de España*: incremento de las posibilidades de transporte, aprovechamiento del bagaje de conocimientos geográficos, naturalísticos y ornitológicos recabados en los últimos 15 años, disposición de medios de consulta y observación... El aumento en la Comunidad Autónoma del País Vasco de la “cultura ornitológica”, de la afición popular hacia las aves y del análisis de sus comunidades en términos científicos se ha traducido, por ejemplo, en la publicación de notas, artículos, libros y monografías que han contribuido a lograr una descripción más fiel de la distribución de las aves durante el trabajo de campo del atlas de 1998-2001.

En el *Atlas de España* los coordinadores de Álava, Bizkaia y Gipuzkoa evaluaron subjetivamente la cobertura alcanzada en cada cuadrícula, en términos de porcentaje de especies realmente detectadas sobre el número teórico esperable (90-100 % en Álava y Gipuzkoa, 70-90 % en la mayor parte de Bizkaia). Este tipo de información, a pesar de sus evidentes limitaciones, no está disponible para el *Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*.

Por tanto, es necesario reconocer la existencia de un aumento sustancial en la “cobertura” entre ambos atlas, variable que puede englobar los condicionantes anteriores, y que tentativamente podría visualizarse mediante la variación experimentada por el número total de registros obtenidos para las cuadrículas seleccionadas: 5.489 frente a 7.173. De hecho, el factor de corrección que se propone aplicar a los datos de 1985 para mitigar la influencia de este sesgo es la razón entre el número de citas totales, tal y como ha sido empleado en el capítulo de peces. La capacidad indicadora de este parámetro sobre la cobertura está avalada por su empleo en otros estudios de esta índole (Robbins *et al.*, 1989; Gibbons *et al.*, 1993), aunque indudablemente puede ser sometida a discusión, especialmente por el hecho de que mediante su uso se asume que no se hayan producido cambios en la riqueza media, cosa que no está acreditada. Como se ha dicho, en realidad se establece una “variación de la especie tipo en función de la cobertura” frente a la que se comparan las de las especies reales, proporcionándose por tanto una valoración relativa de los cambios de distribución acaecidos.

En la práctica, el incremento de esfuerzo no debe tener una influencia homogénea para todas las especies, sino que en algunos casos será mucho mayor de lo expresado por el factor de corrección. La imposibilidad de hallar factores de corrección particulares obliga a tener en mente este tema a la hora de interpretar las tendencias específicas.

Sin embargo, es necesario tener en cuenta que para determinadas especies no es verosímil atribuir posibles variaciones distributivas a incrementos en el esfuerzo o cobertura, ya que ocupan enclaves conocidos e intensamente muestreados, o son suficientemente llamativas como para haber atraído tradicionalmente la atención de los observadores. De este modo, se han sacado 20 especies del listado general, para las que se considera fiable la comparación directa de las distribuciones publicadas en 1985 y 2003: son 17 aves acuáticas, 2 marinas coloniales y una rapaz rupícola. Éstas no han sido computadas en el cálculo del factor de corrección para la cobertura.

Criterios de comparabilidad: censos invernales de aves acuáticas

Los censos invernales de aves acuáticas constituyen el único sistema de monitorización directa de poblaciones de aves coordinado internacionalmente, ejecutado a escala amplia, promocionado por la administración, con protocolo definido, series anuales de datos ya relativamente largas y susceptible de proporcionar una tasa de cambio demográfico interanual. En la Comunidad Autónoma del País Vasco, existen registros desde 1969, pero desgraciadamente no se ha efectuado todavía un análisis completo de esta información, existiendo

sólo publicaciones parciales para algunos territorios, localidades o años concretos (por ejemplo Gainzarain *et al.*, 1993; Gorospe, 2001). Ha sido el Ministerio de Medio Ambiente quien ha compilado recientemente los censos disponibles para el periodo 1980-2001 (Martí & Del Moral, 2002), durante el cual estos trabajos se generalizaron en el territorio español, obteniéndose grados de cobertura (en términos de número de localidades visitadas) más aceptables que en temporadas anteriores.

Se ha aprovechado, por ello, la base de datos suministrada en ese trabajo para evaluar la tendencia de las poblaciones de acuáticas en la CAPV, teniendo en cuenta que se han analizado exclusivamente los datos correspondientes al periodo 1993-2001. En él, la asunción de competencias en materia de conservación del medio natural por parte de las diputaciones forales ha impuesto una cierta homogeneización de la cobertura. De hecho, antes de 1988 los únicos humedales con censos eran Urdaibai, la ría de Bilbao y los embalses de Ullívarri-Gamboa y Urrúnaga. Además, a partir de 1992 se superaron los efectivos mínimos registrados en el trienio 1989-1991, caracterizado por una fuerte sequía y un bajo nivel de inundación de humedales que afectó al contingente de anátidas buceadoras y fochas en el embalse de Ullívarri-Gamboa (Gainzarain *et al.*, 1993), la localidad numéricamente más importante para este y otros grupos de acuáticas (promedio del 38,5 % de las aves contadas en el País Vasco, excluyendo gaviotas, en 1990-2001).

Con el fin de proceder a una evaluación fidedigna de la evolución de estas poblaciones invernantes, se ha considerado conveniente efectuar una selección de las especies que intervendrían en el análisis. Hay que tener en cuenta que aunque los observadores anoten los registros de todas las aves acuáticas, la metodología no es igualmente válida para la totalidad de grupos y especies amparados por esta definición. Los hábitos escondedizos, en algunos casos, y la dispersión en zonas amplias -difícilmente delimitables en unidades discretas- que caracterizan la distribución espacial de las aves, en otros, dificultan el acceso de los censadores a fracciones mayoritarias o representativas de las poblaciones. En segundo lugar, es preferible considerar aquellas especies cuya invernada pueda tomarse por regular o significativa, descartando aquellas otras ocasionales, cuya presencia pueda deberse a eventos migratológicos poco habituales (fugas de tempero, invasiones).

Hemos establecido cuatro grupos de acuáticas para el análisis, en función de sus rasgos taxonómicos y ecológicos homogéneos: zampullines y somormujos, cormorán grande, anátidas y fochas y limícolas. Se ha adoptado el criterio de incluir los táxones que alcancen o superen, en promedio, el 1 % de los efectivos invernantes de su grupo en la Comunidad Autónoma del País Vasco durante 1990-2001, o bien los que dispongan de alguna localidad que se encuentre entre las 20

más importantes para el conjunto de España en ese mismo periodo. El listado de las 16 especies seleccionadas se recoge en la tabla 10.

Formulación del componente

La selección de índices o parámetros cuantificables que denominamos “subcomponentes” nutre a su vez la valoración cualitativa expresable en el indicador. Para la comparación entre atlas de distribución, los condicionantes metodológicos comentados obligan a segregar dos grupos de especies según su comparabilidad directa o corregida, aunque de cara a la configuración concreta de estos subcomponentes ambos se traten conjuntamente. Los parámetros cuantificados son la variación de riqueza total (número de especies novedosas frente a las desaparecidas) y el balance entre especies que incrementan o disminuyen su área de repartición por encima o por debajo, respectivamente, de la variación media. Para el análisis a partir de los censos de aves acuáticas invernantes, se evalúa directamente el cambio de la abundancia de cada grupo taxonómico.

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones autóctonos

De las 19 especies sometidas a comparación directa (tabla 5), 14 fueron registradas por vez primera como nidificantes durante el periodo 1998-2001, tres más han evidenciado incrementos del área de distribución (*Ciconia ciconia* y *Fulica atra* con significación estadística) y las dos restantes (gaviotas *Larus argentatus-cachinnans* y *L. fuscus*) pueden considerarse estables. Hay que hacer la salvedad de que se ha restado una unidad al rango de distribución en 2003 para aquellas especies que en la cuadrícula WN40 nidifican exclusivamente en la laguna de Las Cañas, correspondiente al territorio de Navarra. Las especies que experimentan nítidos incrementos del área de distribución (más de dos localidades de cría nuevas y estables) son *Podiceps cristatus*, *Anas strepera* y las garzas *Ardea cinerea* y *Ardea purpurea*.

En relación con el grupo de especies para las que el aumento de la cobertura originaría previsiblemente un sesgo, aparecen 7 registradas por primera vez en 1998-2001 (tabla 6). No obstante, en 5 de ellas no es en absoluto descartable que su detección reciente se deba, precisamente, al mayor esfuerzo de muestreo aplicado. Quedan *Sylvia melanocephala* y *Regulus regulus* como táxones con probable incremento distributivo real, aunque su magnitud será algo menor que la sugerida por la variación de las cuadrículas ocupadas. En el caso de *S. melanocephala*, el proceso de expansión areal en la cuenca del Ebro y

cornisa cantábrica ha sido bien documentado en estudios específicos (Pérez de Ana, 1993).

Una especie ya no ha sido registrada en el área de estudio durante las prospecciones de 1998-2001. Se trata de *Locustella luscinioides*, a la que previsiblemente se otorgaría el estatus de desaparecida como reproductora, teniendo en cuenta además la ausencia de citas comunicadas durante los últimos 15 años en anuarios y noticiarios ornitológicos.

Para el resto de las consideradas, se ha aplicado un factor de ajuste para la cobertura (1,31) a partir de la razón de las riquezas medias obtenidas en los atlas de 1985 (64,33) y 2003 (84,51). Un total de 42 especies no resultan evaluables con esta metodología, ya que su distribución en el atlas de 1985 corregida excede la máxima posible (85 cuadrículas). Se trata de aquellos táxones más comunes, con repartición prácticamente saturada en el territorio a la escala de trabajo utilizada (ocupando por encima del 78 % de las cuadrículas UTM de 100 km²). Para ellas se considera que el método no es sensible a la hora de detectar posibles variaciones distributivas de signo positivo. Hay 4 especies (*Apus apus*, *Passer domesticus*, *Hippolais polyglotta* y *Pyrrhula pyrrhula*) que ofrecen una mínima variación negativa si sus datos se comparan sin corregir, aunque la magnitud del cambio es tan pequeña (98 %) que no es prudente tomarla en consideración.

Para las 98 especies restantes, se ha calculado la variación de los rangos de distribución obtenidos; es positiva para 76 de ellas (por encima de lo esperable en función de la cobertura) y negativa (por debajo) para 22. Su significación estadística se ha testado mediante pruebas G de homogeneidad, aplicando la corrección de Williams (Fowler & Cohen, 1999). De esta forma, se han tabulado los datos de dos grupos de especies: con variación positiva y significativa (24, tabla 8) y con variación negativa (22, tabla 9).

En algunos táxones que incrementarían su distribución, el sesgo causado por la cobertura probablemente ha influido bastante más de lo sugerido por el factor de corrección utilizado. Es paradigmático a este respecto el caso de *Dendrocopos minor* (también de otros pícidos, como *D. medius*), pero también pueden mencionarse aves nocturnas como *Asio otus*, *Otus scops*, *Athene noctua*, *Caprimulgus europaeus* y quizá algunas de identificación problemática (*Galerida theklae*) o de baja densidad (*Calandrella brachydactyla*, *Emberiza hortulana*). La sobrevaloración del cambio distributivo es muy probable en ellas.

En cuanto al grupo con porcentaje de cambio inferior a la media, el único taxon que presenta variación con significación estadística es *Streptopelia turtur*. No obstante, se acercan a la significatividad otras como *Lanius senator*, *Corvus monedula*, *Sylvia communis*, *Miliaria calandra*,

Acrocephalus schoenobaenus, *Emberiza schoeniclus*, *Locustella naevia* y *Upupa epops*.

El porcentaje de cambio de distribución experimentado por el conjunto de las especies cuantificables (media geométrica) es de 151,40. Este parámetro refleja una dinámica positiva de la distribución global de las especies nidificantes, e indirectamente de sus poblaciones, incluso asumiendo una sobrevaloración para especies nocturnas y forestales discretas. Por ello, una interpretación “experta” apuntaría que, aunque la cuantía del aumento de la distribución conjunta de las especies de aves durante los 15 últimos años pueda resultar algo exagerada, la tendencia positiva es incuestionable.

En cuanto a los cambios de estatus de especies, el balance entre ingresos y desapariciones durante el periodo 1985-2003 también es positivo. Hay 24 especies nuevas, si bien no es totalmente descartable que 8 de ellas pudieran haber pasado inadvertidas anteriormente y para 8 más no está acreditada aún la regularidad de su nidificación.

Por el contrario, sólo una se puede considerar provisionalmente desaparecida como nidificante: *Locustella luscinioides*, paseriforme que Noval (1967) describía como “bien distribuido por zonas húmedas de toda Guipúzcoa”, fue citado en carrizales de Zarautz y Txingudi en 1984 (Álvarez *et al.*, 1985), y no se pudo registrar en 1998-2001 (Martí & Del Moral, 2003) ni en prospecciones específicas efectuadas durante la primavera de 2001 (Ekos Estudios Ambientales, 2001).

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en humedales

Atendiendo a las mismas series de datos, consideraciones metodológicas y agrupaciones efectuadas en las tablas 5, 6, 7, 8 y 9, se han separado los táxones vinculados estrechamente a ambientes de humedal (lagunas, embalses, ríos, estuarios y hábitats asociados) al menos durante su ciclo reproductor. De acuerdo con su historia natural, se incluyen ciconiiformes, ardeidas, podicipediformes, anátidas, rálidas, “paseriformes de marisma” y especies como *Phalacrocorax carbo* y *Alcedo atthis*. El balance de entradas y salidas del listado de especies es positivo, ya que aparecen 13 especies autóctonas nuevas, mientras sólo una desaparece del mismo. No obstante, la nidificación de 4 de ellas aún no ha sido acreditada de manera regular durante un periodo de años suficiente. A *Podiceps cristatus*, *Anas strepera* y las garzas *Ardea cinerea* y *Ardea purpurea* puede asignarse además un crecimiento areal incontrovertible.

Entre las 12 especies vinculadas a humedales con variación cuantificable (tablas 5, 8 y 9), 8 experimentan variaciones positivas y 4 negativas. El saldo neto es, así pues, favorable. Sin embargo, es

necesario notar que el conjunto con aumento por debajo de la media o disminución está integrado por passeriformes propios de hábitats de marisma y zonas supramareales de los estuarios costeros, como *Emberiza schoeniclus*, *Acrocephalus schoenobaenus* y *A. arundinaceus* (el caso de *Porzana pusilla* es muy poco significativo por el carácter ocasional de la especie en nuestro ámbito geográfico). Entre las especies taxonómica y autoecológicamente relacionadas, únicamente *Acrocephalus scirpaceus* se halla en el grupo con variación positiva, debido probablemente a que utiliza también humedales de interior y al aumento distributivo experimentado en Álava. Al contrario, este hecho podría haber jugado en contra de la magnitud en la variación experimentada por *A. arundinaceus*, que se habría mantenido en Álava aunque haya retrocedido en Bizkaia y Gipuzkoa (Aierbe *et al.* , 2001).

En todo caso, emerge un patrón divergente entre las especies, según su distribución preferente en humedales interiores o costeros. El escaso dinamismo mostrado por la distribución de una serie de especies de repartición general (*Fulica atra*, *Rallus aquaticus*, *Tachybaptus ruficollis*) en Bizkaia y Gipuzkoa, frente a sus incrementos en Álava, apoya esta interpretación. Las acuáticas que proporcionan aumentos evidentes en los territorios atlánticos son poco exigentes o aprovechan también ambientes fluviales (*Anas platyrhynchos*, *Gallinula chloropus*, *Alcedo atthis* y *Charadrius dubius*). Por tanto, la reducción superficial y el deterioro estructural y funcional sufrido por los estuarios del País Vasco, en tiempos históricos y recientes (Rivas & Cendrero, 1992), ha repercutido probablemente en las comunidades de aves reproductoras asociadas a ambientes de marisma subhalófila. En Holanda se ha comprobado, por ejemplo, que la viabilidad de las poblaciones de estos pájaros se reducía en humedales fragmentados, de pequeño tamaño y aislados (Foppen, 2001). Por el contrario, intervenciones antrópicas directas como la restauración del humedal de Salburua o la estabilización hidrológica de la cola del embalse de Ullívarri son responsables de la tendencia positiva de las acuáticas en Álava. Otros fenómenos, como el aumento de biomasa piscícola en balsas de creación reciente (tras la introducción de peces y cangrejos en ellas) habrán favorecido primordialmente a las especies piscívoras.

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en ambientes forestales

Un análisis similar al anterior se ha practicado en relación con especies consideradas forestales. La asignación se ha producido también de acuerdo con los conocimientos sobre historia natural y autoecología de cada una en nuestro entorno geográfico (Galarza, 1996). En el caso de los passeriformes, se han consultado también los análisis sobre preferencias de hábitat efectuados en el *Atlas de las aves reproductoras*

de España (Martí & Del Moral, 2003), que detectan las tipologías en cuanto a complejidad estructural y volumen de la vegetación seleccionadas por las especies, diferenciando ambientes “forestales” (bosques densos con pies de más de 12 m de altura, bosques densos con pies de menos de 12 m de altura y formaciones arboladas aclaradas) de otros “abiertos” (formaciones arbustivas, herbáceas y sin vegetación). En todo caso, sólo los táxones de asignación inequívoca y escasa valencia ecológica han sido tenidos en cuenta.

Doce especies se han incluido aquí. De ellas, dos podrían ser adiciones a la lista de nidificantes en el área de estudio, si bien el caso de *Certhia familiaris* es poco claro por su escasa significación (una cuadrícula) y por que de hecho existían indicios no confirmados sobre su presencia en 1982-1984. Por el contrario, el incremento areal experimentado por *Regulus regulus* es francamente espectacular.

Siete especies quedan clasificadas en el grupo que experimenta incrementos superiores a la media y significativos, y sólo 3 en el de cambio negativo. De las primeras pueden destacarse pícidos (*Dendrocopos major* y *D. minor*), rapaces (*Milvus milvus*, *Pernis apivorus* y *Hieraaetus pennatus*) y passeriformes propios de bosques de coníferas (*Loxia curvirostra*, *Serinus citrinella*). De las segundas, los casos de *Carduelis spinus* y *Coccothraustes coccothraustes* son poco significativos por la irregularidad de estas especies y la escasa magnitud del cambio registrado, resultado éste que también puede aplicarse a *Parus palustris*.

Como se ha dicho, algunas de estas especies figuran entre aquellas para las que el sesgo introducido por el aumento de cobertura en los muestreos de 1998-2001 puede haber influido más de lo previsto por el factor de ajuste empleado. No obstante, el saldo de variaciones para las especies forestales es claramente favorable. Incrementos espectaculares como los de *D. minor* y *M. milvus* alcanzan tasas incluso difíciles de comprender sin recurrir a factores espúreos, quizá relacionados con la detectabilidad o el interés de los observadores hacia ellas. De todas formas, la progresión areal es evidente, como lo es para especies que ocupan plantaciones forestales aun como hábitats subóptimos (*D. major*, *P. apivorus*, *Caprimulgus europaeus*, *S. citrinella*, *L. curvirostra*, *Regulus regulus*).

Algunos trabajos recientes que analizan tendencias poblacionales de aves en regiones españolas a partir de sus cambios distributivos durante las décadas de los 80 y 90 encuentran igualmente tendencias al alza en muchas especies forestales (Estrada & Pedrocchi, 2002). Esta concordancia permitiría avanzar, hipotéticamente, que aunque la dinámica poblacional de alguna de estas especies estuviera mayoritariamente gobernada por factores externos a la estructura y

desarrollo de los hábitats de la CAPV (que dependiera de otras poblaciones fuente), al menos no se obtienen evidencias para suponer que tales hábitats forestales evolucionan de manera diferente o desfavorable para ellas, impidiendo esa dinámica expansiva.

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en ambientes montanos y matorrales

En este grupo se han podido seleccionar 8 especies, que utilizan hábitats de cría con roquedos y acantilados y obtienen recursos tróficos en sus proximidades, o bien utilizan parches de hábitat arbustivos, independientemente de que se localicen en matrices agrícolas o no. En todo caso, estos tipos de hábitat se caracterizan por mínimos volúmenes de vegetación y escasa complejidad estructural, dominando las formaciones herbáceas o arbustivas, independiente de otros factores abióticos como la altitud.

Seis de ellas presentan incrementos distributivos claros, especialmente llamativos en ambos roqueros *Monticola solitarius* y *M. saxatilis*. La presencia de estas especies, a partir de la segunda mitad de los años 90, en localidades costeras y de interior donde eran desconocidas anteriormente (*obs. pers.*), proporciona evidencias sobre un proceso de aumento real. El incremento de *Gypaetos barbatus* se enmarca en la lenta dinámica expansiva de la población pirenaica. El espectacular avance de *Sylvia melanocephala* ya ha sido comentado también.

Por su parte, únicamente *Pyrrhocorax pyrrhocorax* se ubica en el listado de variaciones por debajo de la media, aunque se trata de un resultado en absoluto significativo y que más bien debería interpretarse como indicativo de tendencia estable.

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones en agrosistemas

Esta agrupación incluye especies que seleccionan típicamente paisajes cultivados, aunque incluyan también retazos incultos, con mayor o menor volumen de la vegetación. En la práctica, el mosaico paisajístico producido en la mayoría de zonas agrícolas del territorio (por ejemplo viñedos, pastizales y matorrales xerófitos en Rioja Alavesa; cultivos, setos y rodales arbolados en la Llanada; prados y landas en la campiña cantábrica) y la utilización simultánea de recursos en unos y otros parches de hábitat por parte de las especies, dificulta una separación más nítida.

Se incluyen en esta categoría un total de 14 especies, de las cuales 3 presentan incremento distributivo superior a la media y 11 inferior o

disminución. *Anthus campestris*, *Athene noctua* (probablemente sobrevalorada por el aumento de esfuerzo de búsqueda) y *Cisticola juncidis* (sometida a fluctuaciones demográficas causadas por eventos meteorológicos) componen el primer grupo.

Entre los táxones con cambio negativo aparecen algunos con variación apenas significativa (*Alectoris rufa*, *Coturnix coturnix* y *Oenanthe hispanica*). Por el contrario, son obvios los retrocesos de *Streptopelia turtur*, *Lanius senator* y *Corvus monedula*, así como reseñables los de *Miliaria calandra*, *Locustella naevia* y *Upupa epops*.

La restricción biogeográfica de algunas de estas especies, que evitan en la Península Ibérica la región Eurosiberiana, podría imponer un límite máximo de repartición no contemplado en nuestro diseño. Esta distorsión ocasionaría una sobrevaloración de la regresión apuntada para *Upupa epops*, *Oenanthe hispanica* y *Alectoris rufa*; estas dos últimas, previsiblemente debieran abandonar la lista por este motivo, existiendo además datos demográficos complementarios que avalan la tesis de su incremento o estabilidad poblacional (Ekos Estudios Ambientales, 2002) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Para *Sturnus unicolor*, la limitación podría deberse a la distribución relativamente alopatrica mantenida con *S. vulgaris* (Peris *et al.*, 1987).

Aun haciendo esta consideración, el balance de variaciones distributivas muestra un claro predominio de especies en recesión. Lejos de constituir un hallazgo inédito, esta evolución desfavorable del conjunto de aves de paisajes cultivados se ha descrito también, -utilizando una metodología similar- en Cataluña durante el periodo 1984-2000 (Estrada & Pedrocchi, 2002) y en el conjunto de España, entre 1996 y 2002, a partir de los datos proporcionados por el programa SACRE de SEO/Birdlife (Del Moral, 2002) que también sugiere una tendencia disimilar entre especies forestales (+ 20 %) y de cultivos (- 30 %). En los diversos países de Europa occidental donde se han comunicado descensos en aves propias de agrosistemas (entre otros, Alemania, Holanda y Reino Unido, que ha incorporado un índice de las poblaciones de aves comunes como indicador ambiental de cabecera sobre biodiversidad; UK Government, 2003), la causa se ha atribuido primordialmente a la intensificación de las prácticas y usos agrícolas durante las últimas décadas.

Subcomponente: evolución de la composición de la ornitocenosis y de las distribuciones de táxones alóctonos

Tres especies se contemplan en este grupo, diferenciado al tener en cuenta los factores particulares que condicionan su dinámica y la valoración negativa de su presencia y expansión para la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas, de acuerdo con la visión imperante y las recomendaciones de la UICN, así como con los objetivos

para la preservación de la biodiversidad explicitados en el *Programa marco ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2002-2006)* (Gobierno Vasco, 2002a). Se han detectado por primera vez dos acuáticas alóctonas, *Oxyura jamaicensis* y *Cignus nigra*, procedentes de poblaciones asilvestradas en Gran Bretaña la primera, y de escapes de aviarios la segunda. En cuanto a *Phasianus colchicus*, ha protagonizado un incremento poblacional notable entre 1982-1984 y 1998-2001, si bien es cierto que en el *Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa* (Álvarez *et al.*, 1985) no se tuvieron en cuenta citas de reproducción conocidas ya en aquella época. El asentamiento e incorporación de esta gallinácea a las comunidades se ha verificado a causa de la proliferación de sueltas con fines cinegéticos, orientadas a paliar la escasez de piezas de caza autóctonas (en términos relativos sobre la densidad de cazadores en la CAPV) y a aumentar la oferta de ocio para los aficionados.

Subcomponente: evolución de la abundancia de aves acuáticas invernantes

En las figuras 10 a 13 se ofrece la evolución numérica de los efectivos censados en las localidades visitadas de la Comunidad Autónoma del País Vasco, durante el periodo 1993-2001, para los grupos considerados. En este tipo de recuentos, un requisito importante de comparabilidad es el mantenimiento interanual de la cobertura. Se entiende que otros factores, como la homogeneidad de los protocolos, equipos de censadores y fechas, no proporcionan distorsiones significativas en trabajos de este tipo, mediante conteo directo de agrupaciones de aves en medios abiertos con buena visibilidad (Bibby *et al.*, 1993). En nuestro caso, en las figuras se ha incluido la evolución de este parámetro (máximo 50 localidades, mínimo 34). De todas formas, se aprecia una constancia en los censos de aquellas localidades que acogen a la proporción mayoritaria de las acuáticas invernantes. Entre las 15 principales localidades por número medio de invernantes acogidos en 1990-2001 según Martí & Del Moral (2002), 6 cuentan con menos de 5 censos, pero su presencia en el listado se debe exclusivamente a las poblaciones de gaviotas, que no forman parte de las especies objetivo.

Para solventar el problema de los censos perdidos (en localidades no visitadas), se han utilizado los índices proporcionados por el programa TRIM (*Trends and Indices for Monitoring Data*; Pannekoek & Van Strien, 2001), que es la herramienta informática más reconocida en la actualidad para el cálculo de tendencias a partir de datos de monitorización de poblaciones de aves. El programa recalcula los datos perdidos en función de los del resto de humedales y de la serie anual. Aún así, para minimizar este factor se ha restringido el análisis al periodo 1993-2001, con mayor constancia de censos. Los índices se han

obtenido aplicando el modelo de tendencia lineal con efecto anual y una covariante relativa a la ubicación de los humedales: interiores (Álava) o costeros (Bizkaia y Gipuzkoa), con el fin de explorar diferencias de evolución entre una y otra tipología.

Las tendencias confeccionadas para el conjunto de la Comunidad Autónoma son positivas en los casos de zampullines y somormujos, y *Phalacrocorax carbo*; por el contrario, las anátidas y fochas -que constituyen el grueso numérico del contingente invernante- y las limícolas muestran una evolución ligeramente decreciente. Este patrón es aproximadamente coincidente con el descrito para el conjunto de España durante el periodo 1980-2001, donde todos los grupos experimentan ascensos marcados excepto, precisamente, las anátidas y fochas. Los niveles de encharcamiento de las zonas húmedas probablemente se reflejan más directamente en este grupo de especies, que acusan oscilaciones poblacionales relacionadas con esta variable.

Se aprecian diferencias manifiestas en las tendencias al separar el efecto de la tipología del humedal (costero-interior). Así, la evolución es más positiva para Bizkaia y Gipuzkoa en los grupos de somormujos y anátidas, probablemente como consecuencia de la escasa entidad de sus efectivos que facilita tasas elevadas de crecimiento ante mejoras puntuales de la capacidad de acogida. Este fenómeno se comprueba también en el enorme peso de los efectivos alaveses sobre la tendencia conjunta de la CAPV. En el caso de *Phalacrocorax carbo*, la tendencia es también divergente, ya que en Álava se detecta un desplome numérico mientras en Bizkaia y Gipuzkoa el aumento es sostenido.

Se ha valorado la magnitud y significación de estas tendencias globales para la CAPV mediante el procedimiento sugerido por Pannekoek & Van Strien (2001), que tiene en cuenta la magnitud del cambio prevista para un lapso de 20 años y su significación. Zampullines y somormujos y *Phalacrocorax carbo* habrían experimentado un aumento sustancial de sus poblaciones, mientras que anátidas y fochas mostrarían un declive poco relevante, y no sería posible clasificar la evolución de los limícolas por la escasa cuantía de su contingente.

Hasta qué punto esta evolución demográfica indica modificaciones atribuibles a la calidad, estructura, superficie o funcionalidad de los hábitats en la CAPV es un aspecto difícil de dilucidar, ya que puede ser que la dinámica de estas especies, de amplia distribución paleártica, esté más condicionada por factores climatológicos (aumentos de la supervivencia invernal en temporadas benignas) o ligados al éxito reproductivo (incrementos de éste en las áreas de cría se traducirían en incrementos poblacionales durante la invernada), que cuestionarían su validez genérica como indicadores. A pesar del argumento usado repetidamente de que la abundancia y diversidad de acuáticas son

buenos reflejos del estado de los humedales, la realidad parece ser más compleja (Green & Figuerola, 2003). Tampoco la discusión de las condiciones metodológicas de empleo de los censos, de las series temporales representativas y del umbral de las variaciones numéricas que deberían ser consideradas para asignar tendencias de incremento, regresión o estabilidad son capítulos cerrados a nivel científico (Kershaw & Cranswick, 2001; Delany & Scott, 2002). No obstante, se han empleado las variaciones demográficas de estas especies en sistemas de indicadores ambientales, por ejemplo a escala europea (la Agencia Europea del Medio Ambiente, 2001, propone un suave aumento de los efectivos de acuáticas invernantes en los países mediterráneos del continente en las dos últimas décadas).

Aplicación

En las tablas 10 y 12 se ofrece la comunicación sintética de los resultados cuantitativos de cada subcomponente, así como de sus interpretaciones en valoraciones cualitativas. No está configurado un sistema de actualización de los datos requeridos para los índices relativos a aves nidificantes, ya que la realización de atlas de distribución globales se plantea habitualmente en intervalos de tiempo amplios. Por el contrario, los censos de aves acuáticas invernantes se desarrollan anualmente, en el marco de programas de seguimiento paneuropeos coordinados por la organización Wetlands International.

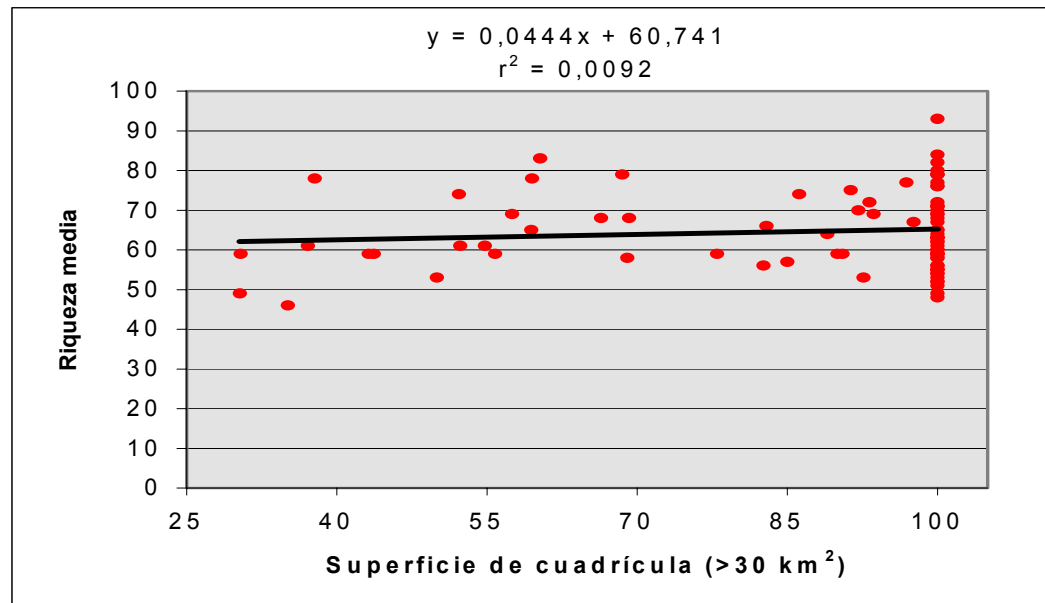


Figura 5. Relación entre riqueza media de aves (número de táxones inventariados por cuadrícula) y superficie de cada cuadrícula con más de un 30 % de su superficie incluida en la Comunidad Autónoma del País Vasco, a partir de los datos del Atlas de vertebrados de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (Álvarez et al., 1985).

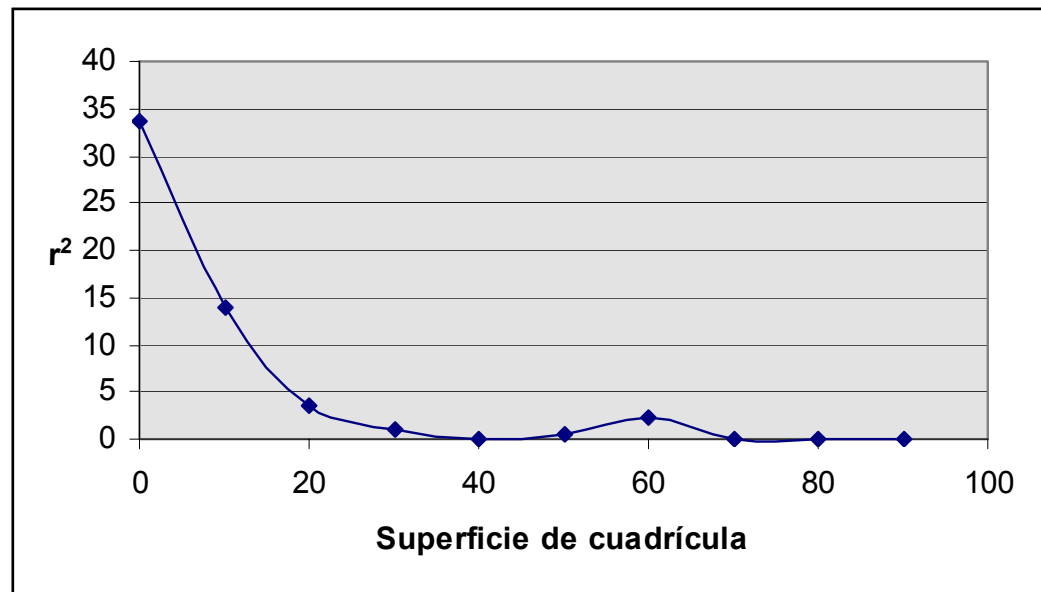


Figura 6. Relación entre el umbral de superficie de cuadrícula considerado para el análisis y el coeficiente de determinación (r^2) entre la riqueza media y la superficie de las cuadrículas.

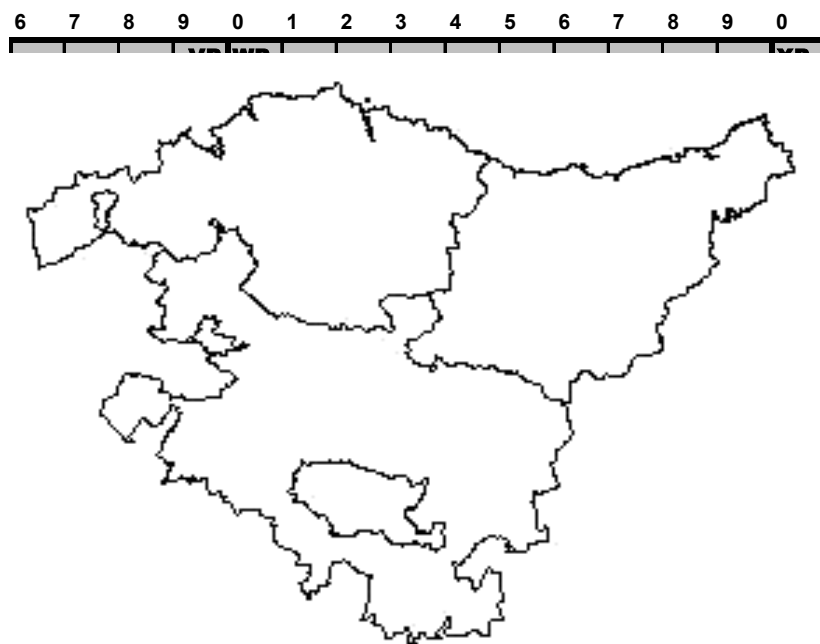


Figura 7. Cuadrículas UTM de 100 km² seleccionadas para los análisis de variaciones de la distribución en especies de aves (con más de un 30 % de su superficie incluida en la Comunidad Autónoma del País Vasco). Se han sombreado las excluidas.

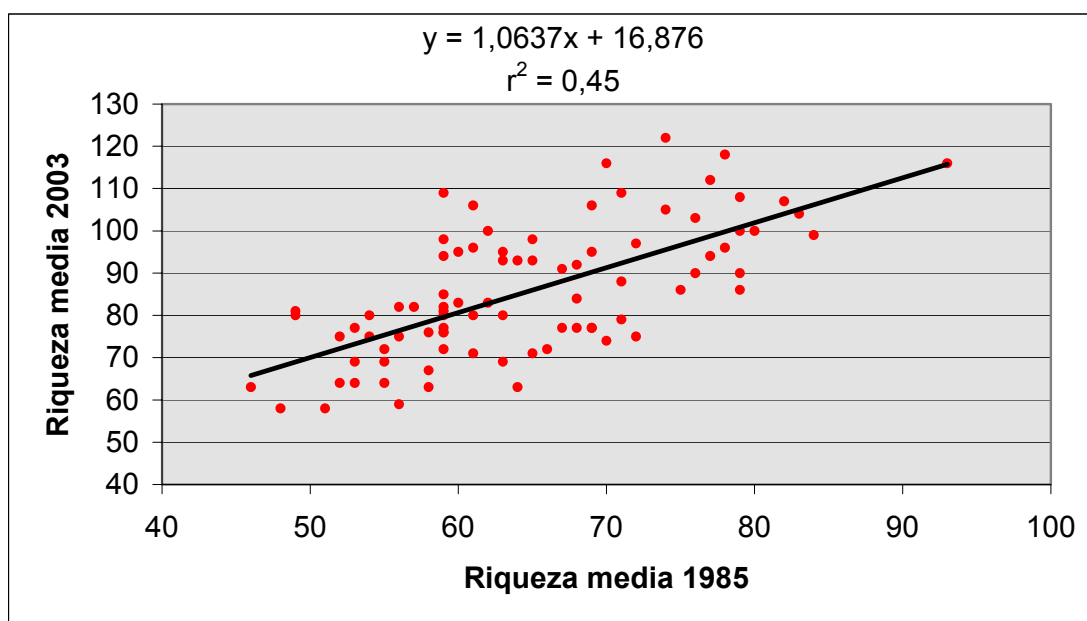


Figura 8. Relación entre riqueza por cuadrícula obtenidas en los atlas de Álvarez et al. (1985) y Martí & Del Moral (2003), para las cuadrículas seleccionadas.

ESPECIE	CARÁCTER	CUADRÍCULAS	CUADRÍCULAS	VARIACIÓN	G
		1985	2003	1985-2003 %	
<i>Podiceps cristatus</i>	H	0	15	↑↑	
<i>Ardea cinerea</i>	H	0	4	↑	
<i>Anas strepera</i>	H	0	4	↑	
<i>Ardea purpurea</i>	H	0	4	↑	
<i>Bubulcus ibis</i>	H	0	2		
<i>Anas clypeata</i>	H	0	2 (1)		
<i>Aythya fuligula</i>	H	0	2 (1)		
<i>Himantopus himantopus</i>	H	0	2 (1)		
<i>Egretta garzetta</i>	H	0	1		
<i>Anas acuta</i>	H	0	1		
<i>Anas querquedula</i>	H	0	1		
<i>Aythya ferina</i>	H	0	1		
<i>Phalacrocorax carbo</i>	H	0	1		
<i>Cignus nigra</i>	AL	0	1		
<i>Oxyura jamaicensis</i>	AL	0	1		
<i>Gypaetus barbatus</i>	M	0	1		
<i>Ciconia ciconia</i> **	H	1	15	1.500	14,25
<i>Fulica atra</i> **	H	6	27	450	14,24
<i>Nycticorax nycticorax</i>	H	1	3	300	0,93
<i>Larus fuscus</i>		3	3	100	0,00
<i>Larus cachinnans-argentatus</i>		10	9	90	0,05

Tabla 5. Variaciones en la distribución de las poblaciones de aves de la Comunidad Autónoma del País Vasco para aquellas especies en que se asume que la diferencia de cobertura no ha influido en absoluto en los resultados, a partir de los datos de los atlas de Álvarez et al. (1985) y Martí & Del Moral (2003). Se separan los conjuntos de especies nuevas, las que han aumentado y las que han permanecido estables. Las variaciones muy significativas con el test de la G se denotan con ** ($p > 0,01$). Entre paréntesis se ha señalado el rango para tres especies exclusivas del humedal de Salburua. H, especies de humedales; F, forestales; M, montañas y de matorrales; AG, de agrosistemas; AL, alóctonas.

ESPECIE	CARÁCTER	CUADRÍCULAS 2003	VARIACIÓN PROBABLE 1985-2003
<i>Sylvia melanocephala</i>	M	21	↑↑
<i>Regulus regulus</i>	F	14	↑
<i>Phasianus colchicus</i>	AL	13	↑
<i>Burhinus oedicephalus</i>		3	
<i>Hydrobates pelagicus</i>		3	
<i>Sylvia conspicillata</i>	M	3	
<i>Clamator glandarius</i>		2	
<i>Certhia familiaris</i>	F	1	

Tabla 6. Especies de aves nuevas para el área de estudio, registradas en el periodo 1985-2003.

ESPECIE	CARÁCTER	CUADRÍCULAS 1985	VARIACIÓN PROBABLE 1985-2003
<i>Locustella luscinioides</i>	H	2	↓

Tabla 7. Especies de aves desaparecidas en el área de estudio durante el periodo 1985-2003.

ESPECIE	CARÁCTER	CUADRÍCULAS	CUADRÍCULAS	CUADRÍCULAS	VARIACIÓN
		1985	1985 CORREGIDAS	2003	1985-2003 %
<i>Streptopelia decaocto</i> **		2	2,62	54	2.061,07
<i>Monticola solitarius</i> **	M	2	2,62	19	725,19
<i>Dendrocopos minor</i> **	F	10	13,1	69	526,72
<i>Charadrius dubius</i> **	H	4	5,24	23	438,93
<i>Milvus milvus</i> **	F	6	7,86	32	407,12
<i>Tachybaptus ruficollis</i> **	H	6	7,86	30	381,68
<i>Anas platyrhynchos</i> **	H	17	22,27	61	358,82
<i>Hieraaetus pennatus</i> **	F	12	15,72	55	349,87
<i>Asio otus</i> **		9	11,79	34	288,38
<i>Monticola saxatilis</i> **	M	7	9,17	26	283,53
<i>Pernis apivorus</i> **	F	18	23,58	66	279,90
<i>Rallus aquaticus</i> *	H	6	7,86	21	267,18
<i>Caprimulgus europaeus</i> **	F	25	32,75	83	253,44
<i>Loxia curvirostra</i> **	F	9	11,79	28	237,49
<i>Falco subbuteo</i> **		22	28,82	66	229,01
<i>Anthus campestris</i> **	AG	10	13,1	30	229,01
<i>Athene noctua</i> **	AG	19	24,89	56	224,99
<i>Gallinula chloropus</i> **	H	27	35,37	69	195,08
<i>Otus scops</i> *		17	22,27	40	179,61
<i>Sylvia undata</i> **	M	34	44,54	73	163,90
<i>Cisticola juncidis</i> *	AG	30	39,3	64	162,85
<i>Milvus migrans</i> **		38	49,78	80	160,71
<i>Emberiza cia</i> *	M	26	34,06	54	158,54
<i>Dendrocopos major</i> *	F	45	58,95	84	142,49

Tabla 8. Variaciones en la distribución de poblaciones de aves que aumentan más de lo esperable y resultan estadísticamente significativas (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$), a partir de los datos de los atlas de Álvarez et al. (1985) y Martí & Del Moral (2003).

ESPECIE	CARÁCTER	CUADRÍCULAS 1985	CUADRÍCULAS 1985 CORREGIDAS	CUADRÍCULAS 2003	VARIACIÓN 1985-2003	G
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	H	3	3,93	1	25,45	1,69
<i>Emberiza schoeniclus</i>	H	3	3,93	1	25,45	1,69
<i>Lanius senator</i>	AG	12	15,72	9	57,25	1,81
<i>Streptopelia turtur</i> *	AG	48	62,88	38	60,43	6,17
<i>Carduelis spinus</i>	F	7	9,17	6	65,43	0,65
<i>Corvus monedula</i>	AG	22	28,82	20	69,40	1,59
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	F	1	1,31	1	76,34	0,03
<i>Porzana pusilla</i>	H	1	1,31	1	76,34	0,03
<i>Oenanthe hispanica</i>	AG	7	9,17	7	76,34	0,28
<i>Locustella naevia</i>	AG	34	44,54	36	80,83	0,90
<i>Sylvia communis</i>		50	65,5	53	80,92	1,32
<i>Upupa epops</i>	AG	31	40,61	33	81,26	0,78
<i>Miliaria calandra</i>	AG	55	72,05	61	84,66	0,92
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	H	15	19,65	17	86,51	0,19
<i>Passer montanus</i>	AG	52	68,12	60	88,08	0,51
<i>Emberiza cirius</i>	AG	62	81,22	72	88,65	0,55
<i>Sturnus unicolor</i>	AG	39	51,09	47	91,99	0,17
<i>Coturnix coturnix</i>	AG	50	65,5	61	93,13	0,16
<i>Alectoris rufa</i>	AG	32	41,92	40	95,42	0,04
<i>Jynx torquilla</i>		65	85,15	82	96,30	0,06
<i>Parus palustris</i>	F	56	73,36	71	96,78	0,04
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	M	32	41,92	41	97,81	0,01

Tabla 9. Variaciones en la distribución de las poblaciones de aves que aumentan menos de lo esperable o disminuyen, a partir de los datos de los atlas de Álvarez et al. (1985) y Martí & Del Moral(2003). Las variaciones significativas se denotan con * ($p < 0,05$).

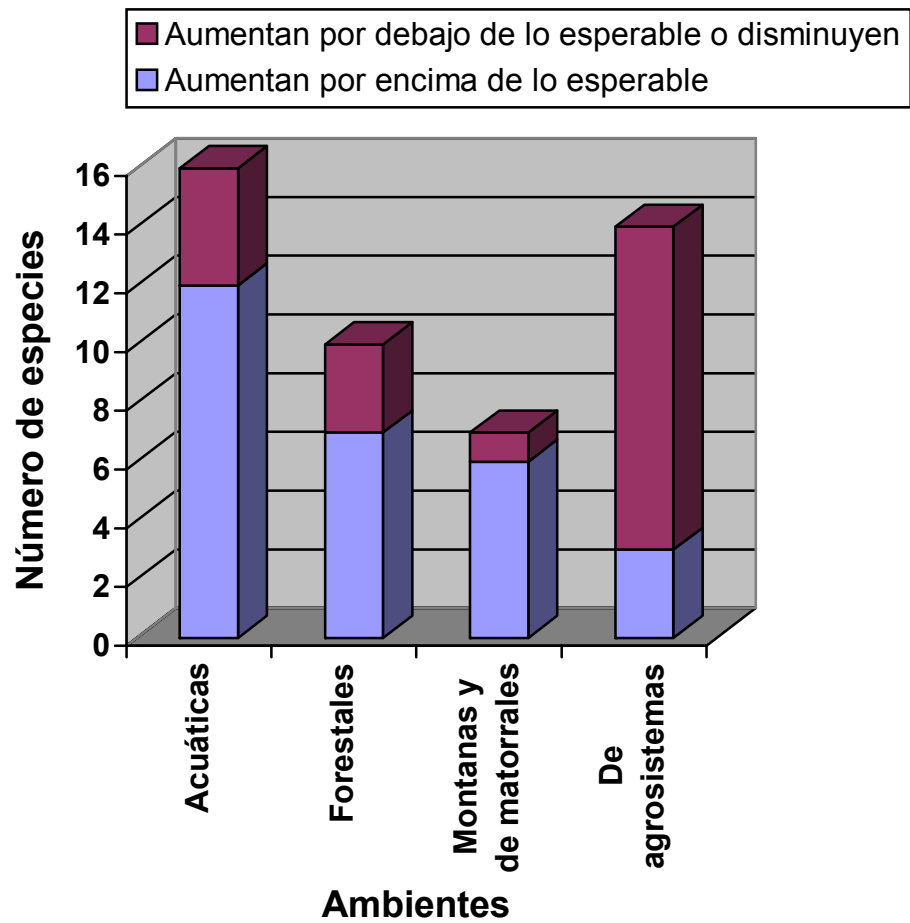


Figura 9. Número de especies de aves autóctonas con variaciones cuantificables o probables de la distribución, según ambientes a los que han sido asignadas.

DESCRIPCIÓN	VALORACIÓN CUALITATIVA	VALORACIÓN CUANTITATIVA	PERÍODO DE ANÁLISIS	CALIDAD DE LA INFORMACIÓN
Balance de riqueza de especies autóctonas		+20	1982-1984	
Variación porcentual media (media geométrica) de las distribuciones de especies autóctonas		151,4	a 1998-2001	
Balance de riqueza de especies acuáticas		+12	1982-1984	
Balance entre número de especies acuáticas con aumento de distribución por encima de lo esperable y por debajo de lo esperable o disminución		+8	a 1998-2001	
Balance de riqueza de especies forestales		+1	1982-1984	
Balance entre número de especies forestales con aumento de distribución por encima de lo esperable y por debajo de lo esperable o disminución		+4	a 1998-2001	
Balance de riqueza de especies montañas y de matorrales		+1	1982-1984	
Balance entre número de especies montañas y de matorrales con aumento de distribución por encima de lo esperable y por debajo de lo esperable o disminución		+5	a 1998-2001	
Balance de riqueza de especies de agrosistemas		0	1982-1984	
Balance entre número de especies de agrosistemas con aumento de distribución por encima de lo esperable y por debajo de lo esperable o disminución		- 8	a 1998-2001	
Balance de riqueza de especies alóctonas		+3	1982-1984	
			a 1998-2001	

Tabla 10. Propuesta para la comunicación del componente “evolución de las poblaciones de aves silvestres”. Se adopta la simbología empleada en Medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores ambientales 2002 (Gobierno Vasco, 2002b).

ESPECIES	PROMEDIO INVERNANTES 1990-2001	LOCALIDAD ENTRE LAS 20 MÁS IMPORTANTES DE ESPAÑA
PODICIPEDIFORMES		
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	87	Ullívarri-Gamboa
<i>Podiceps cristatus</i>	238	Ullívarri-Gamboa
<i>Podiceps nigricollis</i>	33	Ullívarri-Gamboa
CORMORÁN GRANDE		
<i>Phalacrocorax carbo</i>	778	
ANÁTIDAS Y FOCHAS		
<i>Anas strepera</i>	218	Ullívarri-Gamboa
<i>Anas crecca</i>	602	
<i>Anas platyrhynchos</i>	2.356	
<i>Anas clypeata</i>	530	
<i>Aythya ferina</i>	1.962	Ullívarri-Gamboa
<i>Aythya fuligula</i>	219	Ullívarri-Gamboa
<i>Fulica atra</i>	4.874	Ullívarri-Gamboa
LIMÍCOLAS		
<i>Charadrius hiaticula</i>	32	Urdaibai
<i>Calidris alpina</i>	500	
<i>Numenius phaeopus</i>	13	Urdaibai-Gernika
<i>Numenius arquata</i>	142	Urdaibai-Gernika
<i>Tringa nebularia</i>	69	Urdaibai-Gernika

Tabla 11. Listado de especies seleccionadas para los análisis de evolución de poblaciones de aves acuáticas invernantes, si la media de sus efectivos igualaba el 1 % de los de su grupo durante el periodo 1990-2001, y/o alguna localidad de la CAPV se encontraba entre las 20 más importantes de España en ese mismo periodo (Martí & Del Moral, 2002).

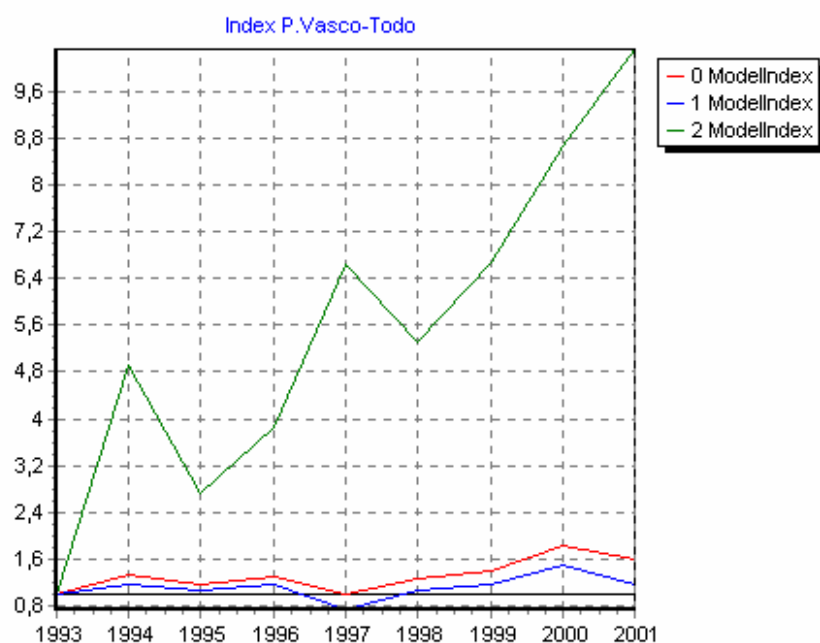


Figura 10. Evolución de los efectivos de zampullines y somormujos contados en los censos invernales de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, durante el periodo 1993-2001. En rojo, tendencia conjunta; en azul, para Álava; en verde, para Bizkaia y Gipuzkoa.

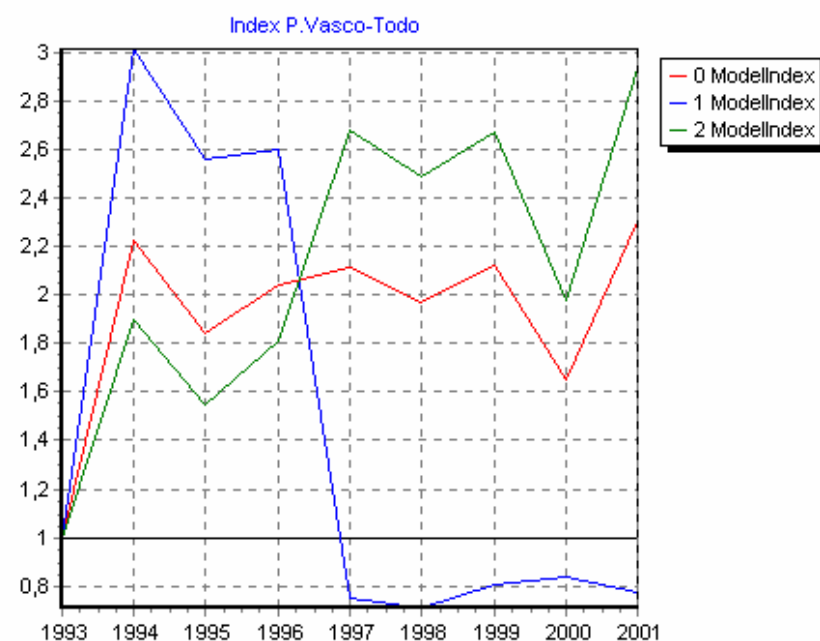


Figura 11. Evolución de los efectivos de cormorán grande contados en los censos invernales de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, durante el periodo 1993-2001. En rojo, tendencia conjunta; en azul, para Álava; en verde, para Bizkaia y Gipuzkoa.

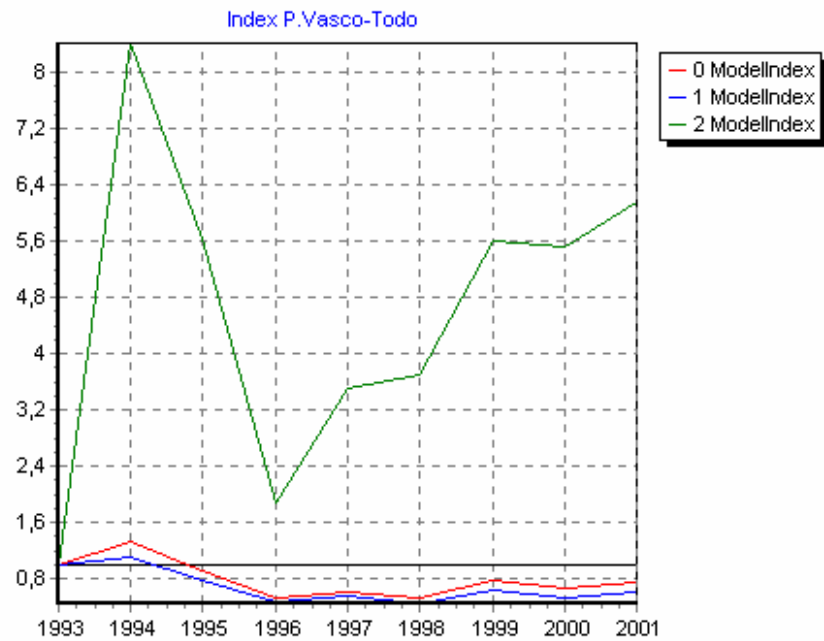


Figura 12. Evolución de los efectivos de anátidas y fochas contados en los censos invernales de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, durante el periodo 1993-2001. En rojo, tendencia conjunta; en azul, para Álava; en verde, para Bizkaia y Gipuzkoa.

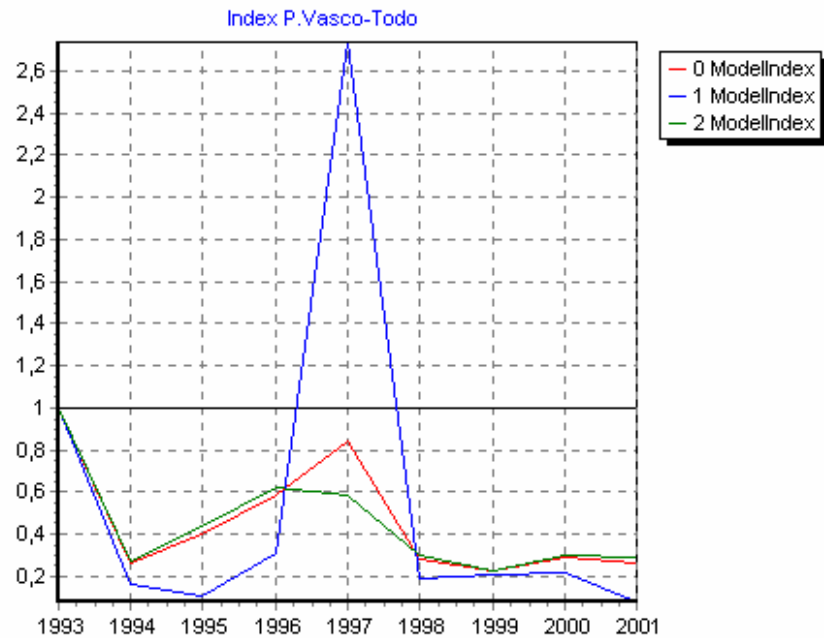


Figura 13. Evolución de los efectivos de limícolas contados en los censos invernales de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, durante el periodo 1993-2001. En rojo, tendencia conjunta; en azul, para Álava; en verde, para Bizkaia y Gipuzkoa.

DESCRIPCIÓN	VALORACIÓN CUALITATIVA	VALORACIÓN CUANTITATIVA	PERÍODO DE ANÁLISIS	CALIDAD DE LA INFORMACIÓN
Variación de los efectivos de zampullines y somormujos		80	1993-2001	★★★
Variación de los efectivos de cormorán grande		25	1993-2001	★★★
Variación de los efectivos de anátidas y fochas		- 25	1993-2001	★★★
Variación de los efectivos de limícolas		325	1993-2001	★★★

Tabla 12. Propuesta para la comunicación del componente “evolución de las poblaciones de aves acuáticas invernantes”. Se adopta la simbología empleada en Medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores ambientales 2002 (Gobierno Vasco, 2002b).

Evolución de las poblaciones de táxones de flora silvestre

Criterios de comparabilidad: estudios sobre estado de conservación de flora vascular amenazada en arenales y estuarios

Desafortunadamente, no existe posibilidad de medir cuantitativamente la evolución de táxones de flora silvestre a escala de la Comunidad Autónoma del País Vasco, ni siquiera en términos de variación de la distribución, ya que no hay información disponible sobre este particular (Fernández, 2003). La completa revisión efectuada sobre el estado de conservación de la flora amenazada de ambientes concretos pero de significado ecológico relevante, como los arenales costeros y estuarios (Silván & Campos, 2002a y 2002b) asigna, al menos, evaluaciones cualitativa de esta variable. Se ha aprovechado esta oportunidad para configurar índices con datos de flora en los componentes del indicador de biodiversidad y paisaje, teniendo en cuenta las limitaciones propias de una valoración que no siempre se aplica a periodos de tiempo delimitados, y que se refiere a tipos de hábitat sometidos a presiones muy específicas.

Formulación del componente

Se han considerado los táxones que los autores de las revisiones citadas (Silván & Campos, 2002a y 2002b) califican como exclusivos de arenales costeros y de estuarios. Ambos listados comprenden táxones incluidos en el *Catálogo vasco de especies amenazadas* (Orden de 10 de julio de 1998 y Orden de 20 de mayo de 2003) junto con otros que no han merecido catalogación. Para todos ellos se ofrece el número de poblaciones conocidas en la actualidad en la Comunidad Autónoma del País Vasco, así como el de poblaciones descritas en referencias bibliográficas pero cuya continuidad se descarta por completo al no haberse encontrado en muestreos intensos o haber desaparecido su hábitat (extinguidas, por tanto). Tentativamente, podría establecerse una tasa de desaparición de poblaciones con estos datos, referida a un periodo de tiempo deficientemente delimitado, ya que obviamente la inventariación botánica de estos medios no se ha realizado a intervalos regulares, sino que las citas florísticas empleadas para estimar las poblaciones "originarias" se han ido acumulando a lo largo del siglo XX.

Subcomponente: evolución de las poblaciones de táxones de flora vascular exclusivos de arenales costeros

En la tabla 13 se recogen los 37 táxones de arenales para los que se ha valorado la tasa de desaparición de sus poblaciones durante el siglo XX. La tasa media alcanza el 46 %, porcentaje elevado que refleja la magnitud de las presiones a que han estado sometidos estos hábitats, al

menos en los términos que la documentación florística alcanza a precisar. No obstante, el índice empleado no carece de problemas. Por un lado, el peso de aquellos táxones con distribución más restringida (con menos localidades) es superior, ya que su probabilidad de desaparición es más elevada (tasa que computa como 100). Si se toman sólo los 20 táxones con 6 o más poblaciones conocidas (distribuidas en más de un 25 % de las 24 localidades estudiadas), la tasa de pérdida se sitúa en el 31 %, porcentaje relevante teniendo en cuenta que se ha mitigado el efecto de los táxones más raros.

Se ha dispuesto de información sobre poblaciones desaparecidas, pero se carece de datos sobre colonizaciones o "poblaciones novedosas", cuyo balance conjunto expresaría más acertadamente dinámicas reales. De esta forma, el índice sólo puede medir magnitudes de pérdida de poblaciones. Una valoración más interesante correspondería a la evaluación temporal de dicha tasa, de forma que la ralentización o aceleración de la misma entre dos periodos semejantes sí expresaría modificaciones ambientales claramente interpretables. Por el momento, este subcomponente refleja la desfavorable evolución superficial, estructural y funcional sufrida por algunos sistemas costeros durante el siglo pasado.

Subcomponente: evolución de las poblaciones de táxones de flora vascular exclusivos de estuarios

En la tabla 14 figuran los 38 táxones exclusivos de humedales halófilos de la CAPV, cuya tasa de desaparición de poblaciones durante el siglo XX ha sido calculada con base en los datos aportados por Silván & Campos (2002b). La tasa media llega al 19 %, pero de nuevo se producen dificultades para la interpretación coherente de este índice, que en todo caso puede valorar magnitudes de cambio negativas, y carece por el momento de eventos comparativos. Tomando sólo aquellos táxones detectados en al menos el 25 % de las localidades estudiadas (sobre un total de 11) para mitigar el impacto de la mayor probabilidad de extinción de táxones raros, la tasa media de los 28 restantes llega al 15 %. Podría apuntarse que las especies de flora de estuarios han soportado mejor las presiones a las que han estado sometidas que las de arenales, pero esta comparación no es necesariamente fidedigna, ya que probablemente esas presiones no han sido las mismas en uno y otro caso, ni han operado sobre hábitats de estructura similar, ni la capacidad de resistencia intrínseca de las especies tiene porqué ser la misma.

Aplicación

La comunicación sintética de los resultados y la valoración cuantitativa de los índices se ofrece en la tabla 15. No está prevista la actualización de las fuentes de datos.

TAXON	POBLACIONES CONOCIDAS DURANTE EL SIGLO XX	POBLACIONES DESAPARECIDAS %
<i>Glaucium flavum</i>	7	100
<i>Astragalus baionensis</i>	2	100
<i>Hypecoum procumbens</i>	2	100
<i>Otanthus maritimus</i>	2	100
<i>Silene uniglora thorei</i>	2	100
<i>Artemisia campestris maritima</i>	1	100
<i>Crucianella maritima</i>	1	100
<i>Sagina nodosa</i>	1	100
<i>Dianthus hyssopifolius</i>	6	100
<i>Honkenya peploides</i>	12	100
<i>Medicago marina</i>	7	86
<i>Euphorbia peplis</i>	11	82
<i>Galium arenarium</i>	4	75
<i>Alyssum loiseleurii</i>	3	66
<i>Festuca arenaria</i>	2	50
<i>Ononis ramosissima</i>	2	50
<i>Solidago macrorhiza</i>	4	50
<i>Ammophila australis</i>	12	42
<i>Herniaria ciliolata</i>	5	40
<i>Festuca juncifolia</i>	11	36
<i>Koeleria albescens</i>	3	33
<i>Cutandia maritima</i>	4	25
<i>Salsola kali</i>	6	17
<i>Aetheorhiza bulbosa</i>	7	14
<i>Carex arenaria</i>	7	14
<i>Linaria maritima</i>	7	14
<i>Calystegia soldanella</i>	16	0
<i>Cakile integrifolia</i>	14	0
<i>Medicago littoralis</i>	13	0
<i>Elymus boreali-atlanticus</i>	11	0
<i>Euphorbia paralias</i>	12	8
<i>Eryngium maritimum</i>	8	0
<i>Polygonum maritimum</i>	7	0

TAXON	POBLACIONES CONOCIDAS DURANTE EL SIGLO XX	POBLACIONES DESAPARECIDAS %
<i>Pancratium maritimum</i>	7	0
<i>Euphorbia portlandica</i>	6	0
<i>Asperula occidentalis</i>	3	0
<i>Festuca vasconensis</i>	3	0
MEDIA		46

Tabla 13. Relación de táxones de flora vascular exclusivos de arenales costeros, con indicación del número de poblaciones "históricas" conocidas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, y el porcentaje de ellas que se consideran desaparecidas en la actualidad, según Silván & Campos (2002a). En negrita se destacan los incluidos en el Catálogo vasco de especies amenazadas.

TAXON	POBLACIONES CONOCIDAS DURANTE EL SIGLO XX	POBLACIONES DESAPARECIDAS
		%
<i>Artemisia maritima</i>	1	100
<i>Puccinellia distans</i>	1	100
<i>Puccinellia rupestris</i>	1	100
<i>Zostera marina</i>	3	100
<i>Carex punctata</i>	7	43
<i>Limonium humile</i>	3	33
<i>Scirpus pungens</i>	3	33
<i>Suaeda albescens</i>	3	33
<i>Spartina maritima</i>	4	25
<i>Spergularia media</i>	10	20
<i>Sarcocornia perennis</i>	6	25
<i>Suaeda maritima</i>	6	25
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	5	20
<i>Limonium vulgare</i>	7	14
<i>Glaux maritima</i>	8	13
<i>Halimione portulacoides</i>	10	10
<i>Puccinellia maritima</i>	10	10
<i>Carex extensa</i>	11	9
<i>Triglochin maritima</i>	11	5
<i>Parapholis strigosa</i>	7	3
<i>Juncus maritimus</i>	11	0
<i>Scirpus compactus</i>	11	0
<i>Inula crithmoides</i>	9	0
<i>Apium graveolens</i>	7	0
<i>Festuca litoralis</i>	7	0
<i>Cochlearia aestuaria</i>	6	0
<i>Juncus gerardi</i>	5	0
<i>Zostera noltii</i>	2	0
<i>Salicornia dolichostachya</i>	5	0
<i>Salicornia lutescens</i>	4	0
<i>Ruppia maritima</i>	3	0
<i>Puccinellia fasciculata</i>	2	0

TAXON	POBLACIONES CONOCIDAS DURANTE EL SIGLO XX	POBLACIONES DESAPARECIDAS %
Salicornia obscura	2	0
Salicornia ramosissima	2	0
Sonchus maritimus	2	0
<i>Apium butronensis</i>	1	0
<i>Limonium ovalifolium</i>	1	0
<i>Aster tripolium</i>	11	0
MEDIA		19

Tabla 14. Relación de táxones de flora vascular exclusivos de estuarios, con indicación del número de poblaciones "históricas" conocidas en la Comunidad Autónoma del País Vasco, y el porcentaje de ellas que se consideran desaparecidas en la actualidad, según Silván & Campos (2002b). En negrita se destacan los incluidos en el Catálogo vasco de especies amenazadas.

DESCRIPCIÓN	VALORACIÓN CUALITATIVA	VALORACIÓN CUANTITATIVA	PERÍODO DE ANÁLISIS	CALIDAD DE LA INFORMACIÓN
Número de táxones exclusivos de arenales costeros extinguidos		8		
Porcentaje de poblaciones de táxones de arenales costeros desaparecidas		46	Siglo XX	
Porcentaje de poblaciones de táxones de arenales costeros desaparecidas, considerando sólo aquellas distribuidas en más del 25 % de localidades		31		
Número de táxones exclusivos de estuarios extinguidos		8		
Porcentaje de poblaciones de táxones de estuarios desaparecidas		19	Siglo XX	
Porcentaje de poblaciones de táxones de arenales costeros desaparecidas, considerando sólo aquellas distribuidas en más del 25 % de localidades		15		

Tabla 15. Propuesta para la comunicación del componente “evolución de las poblaciones de táxones de flora de arenales costeros y estuarios”. Se adopta la simbología empleada en Medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores ambientales 2002 (Gobierno Vasco, 2002b).

Referencias

- AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE. 2001. *Señales ambientales 2000*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- AIERBE, T.; OLANO, M. & VAZQUEZ, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe (Ciencias Naturales)*, 52: 5-136.
- ÁLVAREZ, J.; BEA, A.; FAUS, J. M.; CASTIÉN, E. & MENDIOLA, Í. 1985. *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. Bilbao.
- ASENSIO, R. 2002a. *Recopilación y estudio de datos base para la elaboración del plan de gestión de la especie Salaria fluviatilis (blenio) en el ámbito territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.
- ASENSIO, R. 2002b. *Recopilación y estudio de datos base para la elaboración del plan de gestión de la especie Cobitis calderoni (lamprehuela) en el ámbito territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.
- ASENSIO, R. 2002c. *Recopilación y estudio de datos base para la elaboración del plan de gestión de la especie Squalius pyrenaicus (zaparda) en el ámbito territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.
- ASENSIO, R. & PINEDO, J. 1993 Invasores con escamas. *Sustrai*, 30: 70-73.
- ASENSIO, R. & PINEDO, J. 1997. El futuro de la gestión de la pesca en Álava. *Sustrai*, 47: 56-59.
- ASKASIBAR, M. 2003. *Índice de biodiversidad y paisaje. Documento final*. Inédito.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D. & HILL, D. A. 1993. *Bird Census Techniques*. Academic Press. London.
- DEL MORAL, J. C. 2002. *Tendencias de las poblaciones de aves comunes en España (1996-2002). Programa SACRE. Informe 2002*. SEO/Birdlife. Madrid.
- DELANY, S. & SCOTT, D. (eds.). 2002. *Waterbird Population Estimates. Third Edition*. Wetlands International. Wageningen.
- DOADRIO, I. (ed.). 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- EKOLUR. 2002a. *Planes de gestión de fauna amenazada. Peces de la vertiente cantábrica. Sábalo*. Inédito.
- EKOLUR. 2002a. *Planes de gestión de fauna amenazada. Peces de la vertiente cantábrica. Espinoso*. Inédito.

- EKOS ESTUDIOS AMBIENTALES. 2002. *Planes de gestión, órdenes forales y estimas de costes de ejecución de medidas para la búsqueda unicolor Locustella luscinioides y la collalba rubia Oenanthe hispanica*. Inédito.
- ESTRADA, J. & PEDROCCHI, V. 2002. Metodología del nuevo atlas de las aves nidificantes de Cataluña. En Sánchez, A. (ed.): *Actas de las XV Jornadas Españolas y I Jornadas Ibéricas de Ornitología*, pp. 43-48. SEO/Birdlife. Madrid.
- FERNÁNDEZ, J. M. 2003. *Empleo de datos florísticos y faunísticos en el sistema de indicadores ambientales de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.
- FOPPEN, R. 2001. The use of mapping and monitoring data for research and conservation of marshland birds. *Abstracts 15th International Conference of the European Bird Census Council*, p. 25. MME/Birdlife Hungary. Nyíregyháza.
- FOWLER, J. & COHEN, L. 1999. *Estadística básica en Ornitología*. SEO/Birdlife. Madrid.
- GAINZARAIN, J. A.; FERNÁNDEZ DE MONTOYA, E. & NUEVO, J. Á. 1993. Censos de aves acuáticas invernantes en las zonas húmedas alavesas (periodo 1989-1993). *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 8: 205-215.
- GALARZA, A. 1996. *Distribución espacio-temporal de la avifauna del País Vasco*. Universidad del País Vasco. Bilbao.
- GIBBONS, D. W.; REID, J. B. & CHAPMAN, R. A. 1993. *The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*. T. & A. D. Poyser. London.
- GOBIERNO VASCO. 2002a. *Programa marco ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2002-2006)*. IHOBE. Bilbao.
- GOBIERNO VASCO. 2002b. *Medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores ambientales 2002*. IHOBE. Bilbao.
- GÓMEZ, B.; MADEIRA, M. J. & ELEJALDE, A. 2003. *Caracterización genética de las poblaciones de gobio (Gobio gobio) de la Comunidad Autónoma Vasca mediante la técnica de secuenciación en ADN mitocondrial*. Inédito.
- GOROSPE, G. 2001. Censo de aves acuáticas invernantes en Gipuzkoa. Enero 2000. En Gorospe, G. (ed.). *Antxeta. Anuario Ornitológico de Gipuzkoa 1999-2000*, pp. 27-29. Itsas Enara. San Sebastián.

- GREEN, A. J. & FIGUEROLA, J. 2003. Las aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. En Paracuellos, M. (ed.): *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Diputación de Almería. Almería.
- KERSHAW, M. & CRANSWICK, P. 2001. Deriving population estimates for wintering wildfowl in Great Britain. *Abstracts 15th International Conference of the European Bird Census Council*, p. 38. MME/Birdlife Hungary. Nyíregyháza.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (eds.). 2002. *La invernada de aves acuáticas en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (eds.). 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- NOVAL, A. 1967. Estudio de la avifauna de Guipúzcoa. *Munibe*, 19: 5-78.
- NUEVO, J. Á. & FERNÁNDEZ DE MONTOYA, E. 1999. *Estudio ecosistémico de la balsa de El Prado, Laguardia (Álava)*. Inédito.
- PANNEKOEK, J. & VAN STRIEN, A. 2001. *TRIM 3 Manual*. Statistics Netherlands. Voorburg.
- PÉREZ DE ANA, J. M. 1993. Distribución y expansión de la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 40: 81-85.
- PERIS, S. J.; MOTIS, A. & MARTÍNEZ, A. 1987. La distribución del estornino negro (*Sturnus unicolor* Temm.) y del estornino pinto (*Sturnus vulgaris* L.) en la Península Ibérica: aumento del área de nidificación en ambas especies. *Actas VIII Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, pp. 151-156.
- PULLIN, A. S. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- RIVAS, V. & CENDRERO, A. 1992. Análisis histórico de la evolución superficial de los estuarios del País Vasco. *Lurralde*, 15: 199-216.
- ROBBINS, C. S.; DROEGE, S. & SAUER, J. R. 1989. Monitoring bird populations with breeding bird survey and atlas data. *Ann. Zool. Fennici*, 26: 297-304.
- SILVÁN, F. & CAMPOS, J. A. 2002a. *Estudio de la flora vascular amenazada de los estuarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.
- SILVÁN, F. & CAMPOS, J. A. 2002b. *Estudio de la flora vascular amenazada de los arenales de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Inédito.

- SUTHERLAND, W. J. (ed). 1996. *Ecological Census Techniques. A Handbook*. Cambridge University Press. Cambridge
- UK GOVERNMENT. 2003. *Achieving a better quality of life*. www.sustainable-development.gov.uk

Anexo I: nombres vulgares de táxones de peces continentales y aves citados en tablas

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE PATRÓN EN CASTELLANO	NOMBRE PATRÓN EN EUSKERA
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común	Amuarrain arrunta
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Foxino	Ezkailua
<i>Barbus haasi</i>	Barbo colirrojo	Haasi barboa
<i>Alosa alosa</i>	Sábalo	Kodaka
<i>Gobio gobio</i>	Gobio	Gobioa
<i>Salmo salar</i>	Salmón	Izokin arrunta
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cacho	Hegoaldeko katxoa
<i>Chondrostoma arcasii</i>	Bermejuela	Errutilo hegatsgorria
<i>Tinca tinca</i>	Tenca	Tenka
<i>Chelon labrosus</i>	Corcón	Hondoetako korrokoia
<i>Barbus graellsii</i>	Barbo de Graells	Mendi-barboa
<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela	Mazkar aratzaduna
<i>Chondrostoma miegii</i>	Madrilla	Loina txikia
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	Ibai aingira
<i>Barbatula barbatula</i>	Lobo de río	Mazkar arantzagabea
<i>Salaria fluviatilis</i>	Fraile	Ibai kabuxa
<i>Gasterosteus gymnurur</i>	Espinoso	Arrain hiruarantza
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno	
<i>Esox lucius</i>	Lucio	Lutxo arrunta
<i>Lepomis gibbosus</i>	Pez sol	
<i>Ameiurus melas</i>	Pez gato negro	
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia	
<i>Rutilus rutilus</i>	Rutilo	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Gardí	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Zamo arrunta
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana	Perka amerikana
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arco-iris	Amuarrain ortzadarra
<i>Carassius auratus</i>	Pez rojo	Urre-arraoma
<i>Podiceps cristatus</i>	Somormujo lavanco	Murgil handia
<i>Ardea cinerea</i>	Garza real	Lertxun hausgara
<i>Anas strepera</i>	Ánade friso	Ipar-hatea
<i>Ardea purpurea</i>	Garza imperial	Lertxun gorria
<i>Bubulcus ibis</i>	Garcilla bueyera	Lertxuntxo itzaina
<i>Anas clypeata</i>	Cuchara común	Ahate mokoabala
<i>Aythya fuligula</i>	Porrón moñudo	Murgilari mottoduna

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE PATRÓN EN CASTELLANO	NOMBRE PATRÓN EN EUSKERA
<i>Himantopus himantopus</i>	Cigüeñuela	Zankaluzea
<i>Egretta garzetta</i>	Garceta común	Lertxuntxo txikia
<i>Anas acuta</i>	Ánade rabudo	Ahate buztanluzea
<i>Anas querquedula</i>	Cerceta carretona	Uda-zertzeta
<i>Aythya ferina</i>	Porrón europeo	Murgilari arrunta
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Cormorán grande	Ubarroi handia
<i>Cignus nigra</i>	Cisne negro	
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Malvasía canela	
<i>Gypaetus barbatus</i>	Quebrantahuesos	Ugatza
<i>Ciconia ciconia**</i>	Cigüeña blanca	Amiamoko zuria
<i>Fulica atra**</i>	Focha común	Kopetazuri arrunta
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Martinete	Amiltxori arrunta
<i>Larus fuscus</i>	Gaviota sombría	Kaio iluna
<i>Larus cachinnans-argentatus</i>	Gaviota patiamarilla-argétea	Kaio hankahoria-hauskara
<i>Sylvia melanocephala</i>	Curruca cabecinegra	Txinbo burubeltza
<i>Regulus regulus</i>	Reyezuelo sencillo	Mendi erregetxo
<i>Phasianus colchicus</i>	Faisán vulgar	Faisai arrunta
<i>Burhinus oediconemus</i>	Alcaraván	Atalarra
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Paíño europeo	Ekaitz-txori txikia
<i>Sylvia conspicillata</i>	Curruca tomillera	Ezkal-txinboa
<i>Clamator glandarius</i>	Críalo	Kuku mottoduna
<i>Certhia familiaris</i>	Agateador norteño	Basoetako gerri-txoria
<i>Locustella luscinioides</i>	Buscarla unicolor	Benarriz gorritza
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tórtola turca	Usapal turkiara
<i>Monticola solitarius</i>	Roquero solitario	Harkatiz-zozo urdina
<i>Dendrocopos minor</i>	Pico menor	Okil txikia
<i>Dendrocopos medius</i>	Pico mediano	Okil ertaina
<i>Charadrius dubius</i>	Chorlitejo chico	Txirritxo txikia
<i>Milvus milvus</i>	Milano real	Miru gorria
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Zampullín chico	Txilinporta txikia
<i>Circus aeruginosus</i>	Lagunero europeo	Zingira mirotza
<i>Galerida theklae</i>	Cogujada montesina	Kutturlio mokolaburra
<i>Anas platyrhynchos</i>	Azulón europeo	Basahatea
<i>Hieraaetus pennatus</i>	Aguililla calzada	Arrano txikia

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE PATRÓN EN CASTELLANO	NOMBRE PATRÓN EN EUSKERA
<i>Asio otus</i>	Búho chico	Hontza ertaina
<i>Monticola saxatilis</i>	Roquero rojo	Harkaitz-zozo gorria
<i>Pernis apivorus</i>	Abejero europeo	Zapelaitz liztorjalea
<i>Rallus aquaticus</i>	Rascón europeo	Uroilanda handia
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Chotacabras gris	Zata arrunta
<i>Loxia curvirostra</i>	Piquituerto común	Mokokerra
<i>Anthus campestris</i>	Bisbita campestre	Landa txirta
<i>Falco subbuteo</i>	Alcotán	Zuahitz-belatza
<i>Athene noctua</i>	Mochuelo común	Mozoloa arrunta
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Carricero común	Lezkari arrunta
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Papamoscas cerrojillo	Eulitxori beltza
<i>Sylvia cantillans</i>	Curruca carrasqueña	Txinbo papargorizta
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallineta común	Uroilo arrunta
<i>Columba oenas</i>	Paloma zurita	Txoloma
<i>Otus scops</i>	Autillo europeo	Apo hontza
<i>Serinus citrinella</i>	Verderón serrano	Mendi-txirriskilla
<i>Sturnus vulgaris</i>	Estornino pinto	Araba zozo pikarta
<i>Sylvia undata</i>	Curruca rabilarga	Etze-txinboa
<i>Cisticola juncidis</i>	Buitrón	Ihi-txoria
<i>Milvus migrans</i>	Milano negro	Miru beltza
<i>Emberiza cia</i>	Escribano montesino	Mendi-berdantza
<i>Alcedo atthis</i>	Martín pescador	Martin arrantzalea
<i>Dendrocopos major</i>	Pico picapinos	Okil handia
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Avión roquero	Haitz-enara
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Carricérin común	Benarriz arrunta
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Escribano palustre	Zingir-berdantza
<i>Lanius senator</i>	Alcaudón común	Antzandobi kaskagorria
<i>Streptopelia turtur</i>	Tórtola europea	Usapala
<i>Carduelis spinus</i>	Lúgano	Tarina
<i>Corvus monedula</i>	Grajilla	Bele txikia
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Picogordo	Mokolodia
<i>Porzana pusilla</i>	Polluela chica	Uroilanda txikia
<i>Oenanthe hispanica</i>	Collalba rubia	Ipurzuri horia
<i>Locustella naevia</i>	Buscarla pintoja	Benarriz nabarra
<i>Sylvia communis</i>	Curruca zarcera	Sasi-txinboa

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE PATRÓN EN CASTELLANO	NOMBRE PATRÓN EN EUSKERA
<i>Upupa epops</i>	Abubilla	Argi oilarra
<i>Miliaria calandra</i>	Triguero	Gari-berdantza
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Carricero tordal	Lezkari karratxina
<i>Passer montanus</i>	Gorrión molinero	Landa-txolarrea
<i>Emberiza cirius</i>	Escribano soteño	Hesi-berdantza
<i>Sturnus unicolor</i>	Estornino negro	Araba zozo beltza
<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz	Galaperra
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz roja	Eperra
<i>Jynx torquilla</i>	Torcecuello	Lepitzulia
<i>Parus palustris</i>	Carbonero palustre	Kaskabeltz txikia
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	Chova piquirroja	Belatxinga mokogorria
<i>Podiceps nigricollis</i>	Zampullín cuellinegro	Txilinporta lepabeltza
<i>Anas crecca</i>	Cerceta común	Zertzeta arrunta
<i>Aythya ferina</i>	Porrón europeo	Murgilari arrunta
<i>Charadrius hiaticula</i>	Chorlitejo grande	Txiritxo handia
<i>Calidris alpina</i>	Correlimos común	Txirri arrunta
<i>Numenius phaeopus</i>	Zarapito trinador	Kurlinta bekainduna
<i>Numenius arquata</i>	Zarapito real	Kurlinta handia
<i>Tringa nebularia</i>	Archibebe claro	Kuliska zuria

Anexo II: Procedimiento general de obtención de índices

