



TESIS DOCTORAL

# **NUEVOS PROBLEMAS EN LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA**

---

**EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD Y DE LA  
PERCEPCIÓN DEL RIESGO EN EL ANÁLISIS  
COSTE-BENEFICIO MEDIOAMBIENTAL**

---

DEPARTAMENTO DE ADMINISTRACIÓN DE EMPRESAS

---

PROGRAMA DE DOCTORADO INTERDEPARTAMENTAL EN  
DESARROLLO Y APLICACIÓN DE MODELOS EN INGENIERÍA CIVIL

Doctorando: SAÚL TORRES ORTEGA

Director de Tesis: Prof. Dr. PEDRO DÍAZ SIMAL

Julio 2014





PHD. THESIS

**NEW PROBLEMS IN  
ENGINEERING PROJECTS  
EVALUATION**

---

**ASSESSMENT OF THE VULNERABILITY AND  
RISK PERCEPTION IN ENVIRONMENTAL COST-  
BENEFIT ANALYSIS**

BUSINESS ADMINISTRATION DEPARTMENT

---

INTERDEPARTMENTAL PHD PROGRAM IN DEVELOPMENT AND  
APLICACION OF MODELS IN CIVIL ENGINEERING

PhD Student: SAÚL TORRES ORTEGA

Director: Ph.D. PEDRO DÍAZ SIMAL

July 2014







## DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

Escribir una tesis doctoral es un camino largo, duro, muchas veces extenuante y a menudo (*más de lo esperable*) lleno de momentos de incertidumbre, desánimo e impotencia. Sin embargo ahora que se ve el final de este recorrido, uno echa la vista atrás y mira con satisfacción y orgullo estas páginas que son en mayor o menor medida también fruto de una buena compañía durante todo este trayecto. Es por tanto de recibo intentar agradecer lo mucho que he recibido durante estos últimos años.

Gracias en primer lugar a Pedro Diaz Simal, mi tutor (*y muchas veces confidente*). Principalmente por confiar en mí, por darme la oportunidad de sacar esto adelante a mi manera y secundarme en cada una de mis decisiones (*aunque las erróneas luego las tuviera que corregir*). Y también por el apoyo, consejo y ayuda durante todo este tiempo.

Special thanks to Nick Hanley (*University of Stirling*) for accepting me as one more in his research group during my internship period in Scotland. And thanks for all your guidance and supervision in all the process of this PhD. thesis development. It has been an honor for me to be able to work with a world known expert and to have all the help and support you have given me.

Gracias a todas las personas (*algunas anónimas, otras con nombres y apellidos*) que han respondido pacientemente a una serie infinita (*y a veces pesada*) de preguntas que han servido para poder llevar a cabo los dos casos prácticos que conforman parte importante de esta tesis. Sí que servía para algo...

Gracias *a los chicos* del Departamento de Administración de Empresas de la Universidad de Cantabria: a Roge, a Mariaje, a Ainoa, a Rubén, Beatriz, Rafa y Héctor por todos vuestros ánimos y ayuda. Gratitud que se extiende al resto del personal del departamento.

Gracias a Chema, por ser el culpable principal de que hoy esté escribiendo esto. Hace ya muchos años que me diste la oportunidad de probar en eso que se llama “investigación” y que me picó lo suficiente como para hacer de ello un camino por el que seguir. Pero no sólo por eso, sino por estar siempre ahí.

Gracias a mis amigos. Siempre ahí. Siempre preguntando (*y aguantando mis estreses*), siempre apoyando y siempre ayudando cuando se podía. Sois muchos (*afortunado yo*) y no sería de recibo nombraros a todos y olvidarme a alguno, pero si ya estás leyendo esto sabes de sobra que estás incluido. Aunque debo hacer mención especial a Rubén, compañero de batalla en este camino del doctorado, porque su ayuda en los buenos y malos momentos es de esas cosas que no se le olvidan a uno fácilmente.

---

Por último, un “gracias” bien grande (*enorme*) y a mi familia, a los que además dedico esta tesis. A mis abuelos, porque aunque ya no estén aquí, lo siguen estando. A mis pequeños sobrinos por sacarme de mis pequeñas preocupaciones para hacer grandes castillos de Lego. A mis hermanas por soportar mis quejas y apoyarme siempre en todas mis decisiones. Y sobre todo a mis padres, por inculcarme desde bien pequeño que uno puede llegar a ser lo que quiera, pero que siempre debe formarse y estudiar. No sé si fui demasiado lejos en esto último.

Gracias a todos vosotros puedo hoy escribir estas últimas palabras de la tesis con una sonrisa bien amplia.





## ÍNDICE

DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS .....	3
ÍNDICE .....	7
ÍNDICE DE FIGURAS .....	11
ÍNDICE DE TABLAS .....	15
RESUMEN.....	19
ABSTRACT .....	21
1 INTRODUCCIÓN .....	25
1.1 Premisas e hipótesis de partida .....	32
1.2 Objetivos .....	33
1 INTRODUCTION.....	35
1.1 Assumptions and hypothesis .....	41
1.2 Objectives .....	41
2 EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO.....	45
2.1 Definición y desarrollo histórico.....	45
2.2 Definición del proceso metodológico .....	50
2.2.1 Identificación y definición del proyecto.....	56
2.2.2 Definición de parámetros básicos .....	58
2.2.3 Definición y estudio de los impactos del proyecto.....	59
2.2.4 Valoración de los impactos.....	63
2.2.5 Cálculo del indicador .....	66
2.2.6 Análisis de sensibilidad .....	68
2.3 Estudio de la problemática asociada al ACB medioambiental .....	70
2.3.1 La valoración de activos medioambientales .....	71
2.3.2 Externalidades .....	86
2.3.3 Eficiencia y equidad.....	91
2.3.4 El Tratamiento del descuento .....	94
2.3.5 Horizonte Temporal .....	103

---

2.3.6	WTA vs WTP .....	108
2.3.7	Otros instrumentos de evaluación ambiental.....	112
2.4	Síntesis del apartado .....	119
3	NUEVOS CONCEPTOS MEDIOAMBIENTALES Y SU APLICACIÓN AL ANÁLISIS COSTE- BENEFICIO .....	122
3.1	Sostenibilidad.....	123
3.2	Resiliencia.....	128
3.3	Vulnerabilidad.....	132
3.4	Riesgo.....	134
3.5	Relaciones entre los términos.....	137
3.6	Nueva propuesta metodológica para la selección de impactos relevantes.....	141
3.6.1	Definición del ecosistema.....	143
3.6.2	Análisis de la vulnerabilidad .....	144
3.6.3	Análisis del riesgo .....	147
3.6.4	Jerarquización.....	148
3.7	Caso de ejemplo I: Un proyecto hidráulico .....	150
3.7.1	Definición del ecosistema.....	151
3.7.2	Análisis de la vulnerabilidad .....	152
3.7.3	Análisis del riesgo .....	154
3.7.4	Jerarquización.....	155
3.8	Caso de ejemplo II: El PORN de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada .....	157
3.8.1	Definición del ecosistema.....	160
3.8.2	Análisis de la vulnerabilidad .....	162
3.8.3	Análisis de los impactos.....	167
3.8.4	Jerarquización.....	169
3.9	Síntesis del apartado .....	172
3.9.1	Tratamiento de la heterogeneidad de las percepciones de los usuarios .	173
4	CONCLUSIONES.....	177
4.1	Futuras líneas de investigación.....	180
4	CONCLUSIONS.....	183
4.1	Future research lines.....	186
5	BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS .....	189
6	ANEXO 1: ENCUESTAS REALIZADAS .....	201

6.1	Encuesta Caso de ejemplo I: Un proyecto hidráulico .....	201
6.1.1	Resultados de las encuestas.....	206
6.2	Encuesta Caso de ejemplo II: El PORN de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada.....	209
6.2.1	Resultados de las encuestas.....	222
7	ANEXO 2: MANUAL DE APLICACIÓN DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO A LOS PROYECTOS DE INGENIERÍA.....	229
8	A PROPOSED METHODOLOGY FOR INCLUDING RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK PERCEPTION IN COST-BENEFIT ANALYSIS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT .....	265



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Representación gráfica de la problemática de la valoración económica de los beneficios sociales y ambientales de un proyecto de inversión (Elaboración propia). .....	29
Figura 2: Representación gráfica de la incorporación de nuevos conceptos medioambientales a la valoración de proyectos de inversión (Elaboración propia). .....	31
Figura 3: Proceso metodológico del ACB medioambiental (Fuente, Hanley, 2009) .....	51
Figura 4: Proceso metodológico del ACB medioambiental (Fuente, Pearce, 2006) .....	53
Figura 5: Proceso metodológico del ACB (Fuente: UE, 2008).....	54
Figura 6: Síntesis de metodología ACB medioambiental (Elaboración propia) .	56
Figura 7: Detalle de la Etapa 3 (Definición y estudio de los impactos) y sus subetapas. (Elaboración propia).....	59
Figura 8: Representación de una función de daño genérica en función de su daño y de una variable relacionada con un determinado impacto. (Elaboración propia) .....	61
Figura 9: Detalle de la Etapa 4 (Valoración de los impactos) y sus subetapas. (Elaboración propia) .....	63
Figura 10: Fuentes de incertidumbre en el ACB medioambiental (Elaboración propia) .....	68
Figura 11: Representación gráfica del desarrollo metodológico propuesto para el ACB medioambiental (Elaboración propia) .....	69
Figura 12: Características del valor económico (Fuente: Lipton and Wellman, 1995) .....	72
Figura 13: Valor económico total (Fuente: Pearce, 2006).....	73
Figura 14: Valor Económico Total de un árbol y los precios de mercado de la madera (Elaboración propia).....	75
Figura 15: Fases de la valoración contingente (Fuente: Hanley, 2009).....	77
Figura 16: Fases del modelado de elección (Fuente: Pearce, 2006) .....	80
Figura 17: Relación entre la calidad del aire y el precio de la vivienda (Fuente: Hanley, 2006).....	83
Figura 18: Cambio en la productividad como valoración del impacto de la erosión sobre un cultivo (Fuente: Barbier, 1998) .....	86
Figura 19: Representación del equilibrio de explotación en una pesquería (Fuente: Gordon, 1954).....	88

---

Figura 20: Representación del equilibrio de explotación en dos pesquerías (Fuente: Gordon 1954).....	89
Figura 21: (Fuente: Tietenberg, 2012).....	90
Figura 22: Representación gráfica de los criterios de Pareto y Kaldor-Hicks (Elaboración propia) .....	92
Figura 23: Relación logarítmica entre la renta y el beneficio obtenido (Fuente: Green Book, 2011) .....	94
Figura 24: Distribución gamma de tasas de preferencia temporal (Fuente: Weitzman, 2001) .....	101
Figura 25: Representación gráfica de las distintas metodologías de descuento (Elaboración propia) .....	103
Figura 26: Factores que influyen en la tasa óptima de explotación de un recurso no renovable (Elaboración propia).....	106
Figura 27: Cálculo del horizonte temporal de explotación óptimo de un recurso natural no renovable (Fuente: Tietenberg, 2009) .....	107
Figura 28: Representación gráfica de la WTP y WTA y su relación con la renta disponible (Fuente: Kolstad, 2010) .....	110
Figura 29: EIA y procesos de transformación del medioambiente (Fuente: Espinoza, 2007).....	112
Figura 30: Representación esquemática de un ciclo de vida genérico para un producto (Fuente: Traducido de Rebitzer et al., 2000).....	114
Figura 31: Implementación del análisis de ciclo de vida en el análisis coste-beneficio medioambiental (Elaboración propia) .....	116
Figura 32: El proceso de la evaluación de riesgos (Fuente: Vose, 2008).....	117
Figura 33: Resumen comparativo entre las distintas metodologías de evaluación de proyectos (Elaboración propia) .....	119
Figura 34: Relación de la sostenibilidad con la equidad (Elaboración propia) .....	124
Figura 35: El círculo vicioso de la insostenibilidad (Traducido de Barbier, 2011) .....	127
Figura 36: Ideas básicas sobre resiliencia (Elaboración propia).....	130
Figura 37: Diferentes tipologías de resiliencia (Fuente: Walker, 2010) .....	131
Figura 38: Representación de las variaciones de calidad de un atributo a lo largo del tiempo (Elaboración propia a partir de C3E, 2013).....	132
Figura 39: Ideas básicas sobre vulnerabilidad (Elaboración propia).....	134
Figura 40: Triángulo del Riesgo (Fuente: Crichton, 1999).....	135
Figura 41: Mapa conceptual de los conceptos de resiliencia, vulnerabilidad y riesgo asociados a un ecosistema (Elaboración propia) .....	138

Figura 42: Introducción de conceptos medioambientales en el ACBm (Elaboración propia) .....	140
Figura 43: Aplicación de los atributos medioambientales de los impactos en el ACBm (Elaboración propia).....	142
Figura 44: Tipos de resiliencia y representación de la zona de peligro (Elaboración propia) .....	145
Figura 45: Resumen de la metodología propuesta (Elaboración propia) .....	149
Figura 46: Diagrama del área afectada (Elaboración propia) .....	150
Figura 47: Diagrama del área afectada con la realización del proyecto (Elaboración propia) .....	151
Figura 48: Parque Natural de las Dunas de Liencres (Elaboración propia) .....	157
Figura 49: Ámbito de actuación del PORN de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada (Elaboración propia) .....	159
Figura 50: Proceso para la delimitación de las unidades ambientales en el PORN (Elaboración propia) .....	161
Figura 51: Ecuación para el cálculo del error muestral para poblaciones infinitas .....	168



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Principales desarrollos históricos del ACB medioambiental.....	49
Tabla 2: Ejemplos de activos medioambientales definidos por mercados (Elaboración propia) .....	65
Tabla 3: Metodologías de valoración económica ambiental (Elaboración propia) .....	74
Tabla 4: Tipologías de preguntas en la valoración contingente (Fuente: Pearce, 2006) .....	78
Tabla 5: Tipologías de preguntas en el modelado de elección (Fuente: Pearce, 2006) .....	80
Tabla 6: Consecuencias de la elección de distintas tasas de preferencia temporal (Fuente: Stern, 2007).....	98
Tabla 7: Tasa de descuento decreciente para el largo plazo (Fuente: H.M. Treasury, 2011).....	99
Tabla 8: Propuesta de Valores de la tasa de descuento social y sus componentes (Elaboración propia) .....	102
Tabla 9: Horizonte temporal recomendado (UE, 2008). .....	103
Tabla 10: Valores de ejemplo para el cálculo del horizonte temporal de explotación óptimo de un recurso natural no renovable (Tietenberg, 2009).....	106
Tabla 11: Ratio WTP/WTA para diferentes bienes (Fuente: Horowitz and McConnell, 2002).....	109
Tabla 12: Ratio WTP/WTA para diferentes bienes públicos (Fuente: Horowitz and McConnell, 2002) .....	109
Tabla 13: Preguntas y puntuaciones para la evaluación de la resiliencia de una variable medioambiental (Elaboración propia) .....	146
Tabla 14: Pregunta y puntuación para la evaluación de la vulnerabilidad de una variable medioambiental (Elaboración propia) .....	146
Tabla 15: Escala de la importancia de una variable medioambiental (Elaboración propia) .....	147
Tabla 16: Escala del riesgo de una variable medioambiental (Elaboración propia) .....	147
Tabla 17: Resumen de la metodología (Elaboración propia).....	149
Tabla 18: Resumen de los atributos del ecosistema analizado (Elaboración propia). .....	152
Tabla 19: Resumen de la vulnerabilidad de los atributos del ecosistema (Elaboración propia). .....	154

---

Tabla 20: Resultados de la encuesta realizada (Elaboración propia). .....	154
Tabla 21: Resumen de la metodología y del IRF en el ecosistema analizado (Elaboración propia). .....	155
Tabla 22: Jerarquización de los atributos en función del IRF (Elaboración propia). .....	156
Tabla 23: Superficies de cada municipio afectado por el PORN (Fuente: Gobierno de Cantabria, 2013). .....	158
Tabla 24: lista de elementos del medio susceptibles de impacto (Fuente: Gobierno de Cantabria, 2013). .....	161
Tabla 25: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Islas (Elaboración propia) .....	163
Tabla 26: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Acantilados (Elaboración propia) .....	164
Tabla 27: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Estuario (Elaboración propia) .....	165
Tabla 28: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Playas (Elaboración propia) .....	166
Tabla 29: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Sistemas Dunares (Elaboración propia) .....	167
Tabla 30: Valores empleados para el cálculo del error muestral (Elaboración propia) .....	169
Tabla 31: Resultados de la importancia y percepción del riesgo (Elaboración propia) .....	170
Tabla 32: Índice de Relevancia Final (Elaboración Propia) .....	171
Tabla 33: Jerarquización de los atributos en función del IRF (Elaboración propia). .....	172





## RESUMEN

En los proyectos, políticas, planes y programas de inversión pública la necesidad de decidir cuál de entre los previos debe ser llevado a cabo y cuál descartado surge como una cuestión a todas luces importante. No sólo por la necesidad de evaluar el conjunto de consecuencias que implica la decisión en sí misma, sino también para optimizar el tiempo y los recursos disponibles. Todas estas cuestiones llevan hacia el uso de distintas metodologías de evaluación que deben ayudar en el proceso de toma de decisiones.

Con el auge de la preocupación de la sociedad con respecto a los temas medioambientales, esta debe ser tenida en cuenta en las metodologías que tradicionalmente se han venido empleando. Pero surgen entonces en este punto algunos problemas relacionados con la necesidad de realizar una valoración económica de los impactos bajo evaluación. El Análisis Coste-Beneficio (ACB) aplicado al campo medioambiental ha demostrado ser una de las herramientas más útiles para la evaluación de proyectos y políticas con un importante impacto sobre el medioambiente.

Este medioambiente, definido por los distintos ecosistemas que dentro de él se enmarcan, reacciona de muy diferentes formas a los impactos que un proyecto o una política suponen. El comportamiento de los ecosistemas a estos impactos depende de las características del sistema en sí mismo, y específicamente de algunos conceptos como pueden ser la resiliencia o la vulnerabilidad. El estudio de estos términos introduce un nuevo enfoque que analiza durante cuánto tiempo y bajo qué circunstancias el medioambiente puede resistir bajo los impactos del proyecto que se encuentra bajo evaluación.

Esta tesis doctoral intenta estudiar en profundidad la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental y la posibilidad de incorporar en ella el estudio de estos atributos ambientales que definen un ecosistema con respecto a su capacidad para resistir impactos. Para ello primero se estudiará el ACB en sí mismo, su metodología, así como los problemas asociados a ella, señalando tanto sus fortalezas como debilidades como una forma de analizar profundamente el método.

Seguidamente se estudiarán cuatro conceptos medioambientales que pueden definir el comportamiento de los ecosistemas: sostenibilidad, resiliencia, vulnerabilidad y percepción del riesgo. El análisis de ellos tanto por separado como en conjunto debe permitir determinar las relaciones que entre ellos existen. Por último, se estudiará la posibilidad de incorporar estos conceptos en la propia metodología del ACB medioambiental.

Para conseguir estos hitos, este documento se estructura como sigue:

- 
- Una introducción en donde se desarrolla la situación sobre la evaluación de proyectos de inversión y se presentan las premisas e hipótesis de partida de la tesis, así como los objetivos que se buscan conseguir.
  - Un capítulo sobre el análisis coste-beneficio y su metodología, su aplicación al campo medioambiental y los principales problemas de dicha aplicación.
  - El núcleo principal de la tesis, que incluye un extensivo estudio sobre conceptos importantes relativos al comportamiento de los ecosistemas cuando son afectados; una propuesta de nueva metodología para tener en cuenta este comportamiento en el ACB medioambiental; y dos casos de ejemplo donde esta propuesta metodológica es usada y contrastada.
  - Un capítulo final donde se recogen las conclusiones de la investigación realizada y se señalan algunas posibles líneas futuras de investigación.
  - Por último, y después de estos capítulos, se incluyen una serie de anexos con información complementaria sobre los casos de ejemplo realizados, así como una propuesta de manual de aplicación de la metodología desarrollada en el ACB.

## **ABSTRACT**

Regarding public investment in projects, policies plans and programs, the need to decide which of the previous should be done and which ones should be discarded sets as an important question. Not only because the necessity to evaluate the whole consequences of the decision itself, but also to optimize time and available resources. All of these questions lead to the adoption of assessment methodologies so as to help in the decision processes.

With the increase of the social awareness about environmental issues, this should be taken into account in traditional methodologies used. But some problems arise in this point due to the need of proceed with an monetary valuation of the impacts under assessment. Cost-Benefit Analysis (CBA) applied to the environment has demonstrated to be one of the most useful tools for the evaluation of projects and policies with a relevant impact on the environment.

This environment, defined by the diverse ecosystems included in it, reacts in very different ways to the impacts that a project or policy imply. The behavior of the ecosystems to this impacts depends on the characteristics of the systems itself, and specifically on some concepts such us resilience, vulnerability or risk perception that define it. The study of these terms introduces a new approach that analyzes how long and under what circumstances the environment can resist under the impacts a project under evaluation may pose to it.

This PhD. thesis aims to study in depth the environmental CBA methodology and the possibility of incorporating into it the study of these environmental attributes with respect to their impact resistance, considering three main stages. On a first approach, the analysis is led by means of studying the CBA itself, the main methodologies, and all the problems associated to it, pointing out both the strengths and criticisms that are made to it, so as to analyze all the issues related to the method.

Second, studying four environmental concepts that can define some of the behaviors of an ecosystem: sustainability, resilience, vulnerability and risk perception. The analysis of each one of these terms both separately and altogether will allow to determine the possible relationships that exist between them. And finally, the possibility of incorporating these concepts into the methodology of environmental CBA.

To achieve these goals, the document is structured as it follows:

- An introduction where the main situation about projects assessment is carried out. The assumptions and hypothesis for the main development of this work are also presented, as well as the objectives to be accomplished.

- 
- A chapter about the Cost-Benefit Analysis methodology, its application to environmental issues and the main problems associated with the use of this assessment process.
  - The main core of the PhD. thesis which includes an extensive study about some important concepts related to the behavior of the ecosystems when some impacts affect them; a proposal of a new methodology to take into account this behavior of the ecosystems into the environmental CBA procedures; and two case studies where this new proposal is used and tested.
  - A final chapter with conclusions of the research made and several new and future research lines.
  - After these chapters, there are some annexes with further information about the case studies and a manual developed for the application of the proposed methodology into main CBA development.





## **1 INTRODUCCIÓN**

Ante la perspectiva pública de la disyuntiva entre llevar a cabo un proyecto (o la puesta en marcha de un plan, programa o política) que supone un desembolso de recursos públicos y no acometer su realización, surge la necesidad de evaluar todas las consecuencias de la decisión. En teoría esta decisión debe estar razonada y responder a una serie de criterios que permitan la justificación de la decisión adoptada desde el punto de vista de la gobernanza y la transparencia, y de tal forma que se asegure la eficiencia, la equidad y la sostenibilidad del sistema socioeconómico en el que se enmarca el proyecto de inversión pública sobre el que decidir. Sin embargo, la diversidad de criterios y objetivos que aparecen en la toma de decisión impide aclarar en multitud de ocasiones cuál es el objetivo final que se persigue y cuál es el criterio decisor que se emplea para la elección. Es precisamente esta superposición de objetivos (algunos de índole económica, otros sociales y muchos políticos) la que hace necesaria una nueva reflexión acerca de la evaluación de proyectos de inversión pública.

Obviamente, la justificación del empleo de recursos públicos en la ejecución de cualquier tipo de proyecto (o de nuevo, política, programa o plan) debe considerarse como uno de los apartados fundamentales del documento en el que se recogen las actuaciones en sí junto con el análisis de las consecuencias económicas, lo que sin duda debe ayudar en el proceso de toma de decisión.

Tradicionalmente el criterio que ha marcado la toma de decisión acerca de la ejecución o no de un proyecto ha sido el meramente económico, evaluado a través del análisis de viabilidad económica. En éste lo que se ha buscado es lo que se denomina “rentabilidad” o la capacidad de generar resultados positivos, y que en la práctica suponía enfrentar el coste de los recursos empleados con el ingreso de los resultados obtenidos (y en algunos casos, también con las opciones desechadas). La búsqueda de esta supuesta rentabilidad obliga a tener en cuenta todas estas magnitudes que vienen expresadas en unidades muy heterogéneas, por lo que se hace necesario realizar una transformación de las mismas a una única unidad común que permita la comparación e interpretación de todas las variables que intervienen en el análisis.

Realizando una pequeña abstracción al mundo de lo mercantil, la componente principal de rentabilidad de un proyecto viene directamente de la capacidad del mismo para generar un aumento del valor económico. Sin embargo cuando lo que se evalúan son proyectos con una marcada dimensión pública no se debe reducir exclusivamente el criterio decisorio al económico puesto que en ese caso es fácil que se pierda la consideración de la valoración colectiva. En este sentido debe quedar claro que aunque se pueda simplificar el análisis de rentabilidad de un proyecto a un objetivo numérico (a través del cálculo de algún tipo de indicador por ejemplo), no se puede simplificar

todo un proceso decisorio con una importante componente social y una serie de consecuencias sobre la colectividad a una mera cuenta financiera.

Sin contradecir lo anterior, sí que es igualmente correcto decir que en este proceso decisorio al que se somete a los proyectos de inversión se recurre al cálculo de una serie de indicadores de rendimiento que presentan una alta objetividad y que en el fondo deben de ser los que evalúen la capacidad del proyecto para generar valor en forma de beneficios socioeconómicos. Si se consiguen obtener estos indicadores, se puede estar en condiciones de determinar la conveniencia de un proyecto, jerarquizar las distintas alternativas del mismo y ayudar al momento de la decisión en base a parámetros objetivos.

Conviene no perder de vista en todo caso que este proceso de cálculo de indicadores de rentabilidad para un proyecto no deja de ser una simplificación y modelado del mismo. Obviamente, la realización de esta modelización es un proceso útil, pero el hecho de tener que recurrir a su simplificación hace que se pierda por el camino una cantidad de información que en determinadas circunstancias puede alejar de una forma importante de la realidad que se pretende evaluar. El modelo a construir para la evaluación del proyecto debe ser un instrumento de análisis al servicio de una metodología que proporcione una visión institucional y sirva de ayuda en la toma de decisiones y explícitamente a los agentes encargados de las mismas, por lo que deberá crearse a su imagen y semejanza.

Además de este problema de modelado y simplificación, la evaluación de proyectos de inversión pública presenta el problema de la determinación de objetivos a cumplir, que generalmente poco o nada tienen que ver con la obtención de una serie de resultados que exclusivamente desde el punto de vista económico supongan un retorno que cubra los costes de ejecución. Por tanto es necesario tener en consideración una serie de flujos no financieros (sociales principalmente) que deben ser homogeneizados para poder incluirse en el análisis a través de herramientas de valoración, lo que implica directamente la introducción de un nuevo sesgo con respecto a la diferencia entre la realidad y la valoración realizada.

Surge en este punto un interesante debate institucional que pone en relevancia desde un punto de vista social las diferencias que en una determinada población aparecen entre los intereses y propias consideraciones de los distintos individuos y que son las que introducen diferencias entre las valoraciones que se pueden realizar. En este sentido, aspectos que pueden resultar apropiados y beneficiosos para un determinado individuo, pueden suponer algo negativo y costoso para otro. Un proyecto de inversión pública que se destina al uso y disfrute de una parte de la sociedad debe ser capaz de suponer un beneficio para el conjunto de estos usuarios, independientemente de que algunos de ellos asuman una serie de costes que repercutan en forma de beneficios en otros.

Esto no debe significar en todo caso que la evaluación de un proyecto se reduzca a un simple saldo o diferencia entre ingresos y costes. En todos los proyectos aparecen una serie de transferencias de recursos entre los individuos que los soportan, variaciones en su nivel de bienestar que resultan ser sin duda elementos condicionantes para la percepción personal que cada uno de esos entes sociales perciben del proyecto y que por tanto influyen directamente en la valoración que hacen del mismo. El problema

es por tanto ser capaz de trasladar esa percepción a un indicador de rentabilidad que incluya esta importante componente social.

Ya desde los años 50 se ha venido investigando y desarrollando una serie de metodologías que permiten realizar una evaluación y justificación de las decisiones tomadas sobre los proyectos de inversión pública (así como de planes, programas y políticas), para lo cual es necesario tener en consideración el conjunto de los costes e ingresos que desde el punto de vista de la sociedad global receptora de los mismos se soportaban. El hecho de que las decisiones que se toman desde los agentes encargados supongan también una serie de implicaciones y consecuencias ambientales, ha supuesto que la componente medioambiental haya ido introduciéndose progresivamente en el análisis, ganando peso y añadiéndose a la componente social.

El conjunto de estas nuevas inquietudes hace que el interés desemboque en el estudio de los nuevos problemas que aparecen en la evaluación y análisis de los proyectos públicos. Por un lado se ha comprobado que existe un importante problema a la hora de proceder a la valoración de todos esos flujos no puramente monetarios y que es necesario transformar para agregarlos en el análisis de rentabilidad junto con los ya monetizados. De esta problemática surge directamente la siguiente, que no es otra que la necesidad de asignar una cifra o valor a cada uno de los distintos activos, recursos o impactos que se están analizando. Obviamente resulta igualmente necesario realizar un estudio de las consecuencias que esta valoración y su posterior agregación introduce en el análisis final del proyecto.

Se considera necesario realizar un breve inciso para señalar que la existencia de esta serie de problemáticas (junto con otras que adicionalmente surgen a lo largo de la metodología general como se verá más adelante) hace necesario tener que elegir entre dos opciones. Por un lado se puede reacomodar el modelo existente y tradicionalmente empleado, para así adaptarlo y añadirle las nuevas inquietudes y necesidades, o por otro lado se recurre a la realización de un nuevo modelo metodológico. Las variables relevantes que se necesita emplear para la caracterización de la situación y del proyecto bajo evaluación son distintas, tanto por su propia naturaleza como por las componentes temporales, sociales o medioambientales, lo que cuestiona la capacidad de seguir usando un criterio básico de rentabilidad basado en saldos monetizados.

Volviendo a los problemas intrínsecos de la evaluación de proyectos, se ha hablado de la complejidad de trasladar a unidades monetarias activos que en principio no tienen un valor prefijado. Es necesario aclarar antes de proseguir que realizar esta monetización no es lo mismo que proceder a la identificación de los costes del proyecto. El concepto de coste está relacionado con el valor que se otorga a los recursos sacrificados al llevar a cabo una determinada acción, incluyendo en el mismo las consecuencias que se derivan de dicha acción. Este valor otorgado es un concepto que posee una elevada componente de subjetividad, pues está íntimamente relacionado con lo que se espera recibir por ese objeto a cambio de prescindir de él o con nuestra disponibilidad a pagar por un determinado bien.

El precio final de un coste viene fijado por los mercados, cuando éstos funcionan correctamente, a través de los ajustes de oferta y demanda que se producen en su seno. Existen multitud de herramientas que permiten la identificación de un

coste a través de la información obtenida de los mercados, sin embargo el proceso de dotar de un valor monetario a un activo que carece directamente de él implica ir un paso más allá. Por ello en este proceso de identificación de costes se puede llegar a asignar un valor “orientativo”, pero es necesario tener bien presente que en ningún caso el valor asignado (debido precisamente a la componente subjetiva del mismo) representará fielmente la realidad.

No obstante, a pesar de esta problemática, de la modelización de la realidad y de su simplificación, la evaluación de proyectos de inversión pública no pierde del todo su potencia y funcionalidad. El objetivo de las distintas metodologías existentes es determinar la cuantificación monetaria de los ingresos y los costes asumidos por el conjunto de la población (e individualmente por cada uno de sus agentes) para posteriormente realizar su agregación y determinar la idoneidad del proyecto. Si el conjunto de los costes e ingresos puede ser medido en términos homogéneos (monetarios), entonces es posible adoptar una regla que permita discernir entre llevar a cabo la ejecución o no del proyecto. La regla más sencilla es la de maximizar la diferencia entre ingresos y costes, aplicando generalmente como criterio de comparación el indicador del Valor Actualizado Neto (VAN) (Fisher, 1930; Bierman and Smidt, 1980; Copeland and Weston, 1988; Munda, 1996). Este indicador ha resultado ser un fuerte candidato a ser empleado como herramienta inicial de decisión, de ahí que en la evaluación de la rentabilidad social de proyectos, planes y programas se siga recurriendo a su implementación en los procesos decisorios siempre que resulta posible.

Cuando además de la social, se introduce la componente medioambiental en el análisis la cuestión suele aumentar su nivel de complejidad. La valoración económica que se debe realizar en este caso de los costes e ingresos asociados requiere de la asignación de valores monetarios a los cambios en los servicios y funciones del medioambiente y de las existencias de activos ambientales. Estos valores monetarios, de nuevo, deben hacer referencia a los precios que establecen los mercados. Por tanto, cuando un determinado activo ambiental se comercializa y existe un mercado para el mismo (por ejemplo el petróleo crudo o el gas natural), el concepto de valoración de las existencias y los flujos asociados en términos monetarios es ampliamente comprendido y aceptado (Pearce and Seccombe-Hett, 2000). No supone así ningún problema realizar la cuantificación de los efectos, los costes y los ingresos de un proyecto.

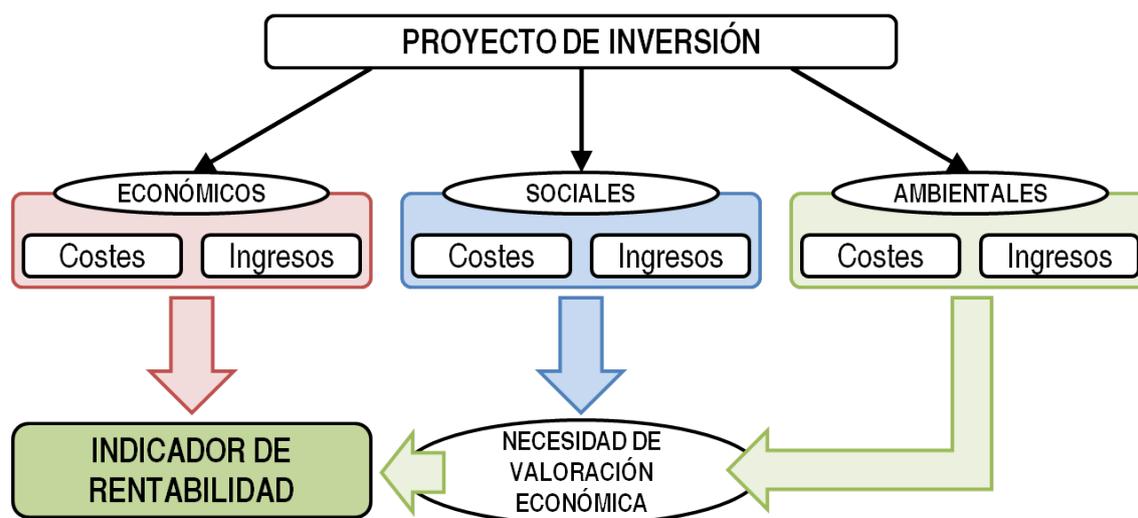


Figura 1: Representación gráfica de la problemática de la valoración económica de los beneficios sociales y ambientales de un proyecto de inversión (Elaboración propia).

Sin embargo, sucede que no todos los activos medioambientales se intercambian en mercados perfectamente definidos y operativos en las mismas condiciones de perfección. Algunos bienes (por ejemplo el aire, las plantas, las especies animales o el mismo paisaje) poseen un valor económico que no está regulado y que depende exclusivamente del valor que cada individuo les otorgue. Realizar esta valoración supone en estos casos un proceso que requiere de una especial atención y de un desarrollo metodológico propio que asegure el resultado obtenido.

La agregación de todos estos valores para proceder a una evaluación económica (ya con la componente social y medioambiental en su interior) de proyectos, planes o programas, ha venido recurriendo a una gran variedad de metodologías entre las que destacan el análisis coste-beneficio, los análisis multicriterio, el empleo de simulaciones o la creación de modelos matemáticos estocásticos (Montecarlo por ejemplo). En términos tipológicos todos ellos se focalizan en el empleo de distintas variaciones de listas de control, matrices, redes o métodos de superposición. En todos los casos se repite un mismo objetivo clave como es la inclusión de los impactos medioambientales en el planeamiento y en la fase de decisión (Tsamboulas and Mikroudis, 2000).

De entre todas estas distintas herramientas que se utilizan para la evaluación de proyectos, la más destacada es sin duda el análisis coste-beneficio. El ACB (de sus siglas en español) es una plataforma metodológica estándar que se emplea para la evaluación de la inversión pública. Este análisis pretende a través de su metodología reproducir la componente racional del proceso de decisión a través del análisis económico basando el mismo en distintos criterios y objetivos. La metodología se basa en la comparación entre los ingresos y los costes, definidos ambos como variaciones en el bienestar de los individuos, estableciendo como criterio para que un proyecto se lleve a cabo la necesidad de que los primeros compensen y superen a los segundos. Sin embargo su elección como herramienta evaluadora de referencia concita también algunas cuestiones.

Por un lado aparece la propia naturaleza del saldo entre los ingresos y los costes. Esta diferencia se plantea como una función objetivo a maximizar y que representa el interés individualizado, aunque es fuertemente criticada por ciertas escuelas económicas (como por ejemplo aquellas que se centran en el estudio del comportamiento de los sujetos) debido, entre otros, a los efectos que la percepción del riesgo puede introducir sobre la opinión del individuo y sus decisiones. Por otro lado, la idoneidad de emplear un modelo que se basa en el individuo para representar un interés colectivo (a pesar de la agregación de datos que se realiza) presenta fuertes implicaciones redistributivas que es necesario analizar. Y por último, es necesario considerar el empleo de mecanismos analíticos para estudiar el comportamiento de las consecuencias asociadas al proyecto y la idoneidad de los mismos para dicho estudio.

En todo este desarrollo sobre la evaluación de proyectos hay que remarcar que la ingeniería no supone tan sólo el diseño y construcción de nuevas infraestructuras. En muchos casos, es posible encontrarse con rehabilitaciones y reconstrucciones de proyectos desactualizados, y en años recientes, cada vez más el problema que afecta pasa a ser el de rehabilitar el medio tal y como estaba, eliminando una infraestructura, obteniendo un beneficio puramente ambiental (restitución) que es conveniente saber valorar correctamente. Esta tipología de proyectos presenta a su vez unos nuevos criterios de diseño y construcción que tienen en cuenta la importancia de la componente medioambiental y la consideran en todo proceso llevado a cabo. Estos criterios además no quedan reducidos a los procesos anteriores, sino que también deben ser tenidos en cuenta en la gestión y explotación de los activos generados durante el proyecto, girando todos en torno a una idea principal: la sostenibilidad medioambiental. Por tanto, la cuestión a tratar debe ser doble: primeramente se deben analizar las consecuencias y problemas más directos; y en segundo lugar se debe de ahondar en la evaluación de nuevas cuestiones que nunca antes habían resultado de interés para el decisor.

La incorporación del nuevo objetivo de búsqueda de la sostenibilidad ambiental en el ACB ha mejorado la metodología y concepto tradicional del mismo, especialmente para aquellas tipologías de proyectos que poseen un amplio abanico de externalidades medioambientales y cuyos efectos duran más en el tiempo. Esta incorporación de objetivos ambientales hace que el análisis coste-beneficio varíe de dos formas desde el punto de vista analítico. La primera debido al desarrollo de nuevas herramientas para la evaluación económica de las citadas externalidades medioambientales que tradicionalmente habían sido eliminadas del análisis. La segunda mediante la realización de un análisis en mayor profundidad de los tradicionales fundamentos teóricos cuando se hace necesario elegir una tasa de descuento, dado que la repercusión de las decisiones actuales se puede diferir en el futuro, en contraste con el ACB más clásico en que se trabajaba con horizontes temporales de apenas unas décadas de años (Almansa and Martinez Paz, 2011).

Este hecho enlaza directamente con el aumento del rango del horizonte temporal. Tradicionalmente el análisis coste-beneficio ha movido el periodo de tiempo en el cual se consideraban los efectos en un entorno de 10 a 50 años, coincidiendo con el tiempo de vida del proyecto a analizar. Sin embargo las instituciones actuales se encuentran con la necesidad de tomar decisiones con respecto a proyectos que siguen manteniendo sus efectos en el tiempo hasta alcanzar horizontes de incluso 100 años,

por lo que resulta necesario ampliar dicho horizonte para poder analizar consecuentemente los efectos que en ese periodo se produzcan.

Más recientemente, la preocupación acerca de la evaluación de los efectos ambientales de los proyectos bajo estudio ha surgido en el campo del comportamiento de los ecosistemas naturales frente a los impactos y consecuencias derivadas de la ejecución del proyecto. Así, ha surgido un debate acerca de la incorporación de nuevos conceptos al ACB como por ejemplo la robustez, la flexibilidad, adaptabilidad o agilidad del ecosistema. El estudio de estos términos introduce en el análisis coste-beneficio medioambiental un enfoque centrado en la evaluación de cuánto tiempo y bajo qué condiciones el medioambiente afectado puede aguantar y resistir bajo los impactos que un proyecto puede suponer para el mismo.

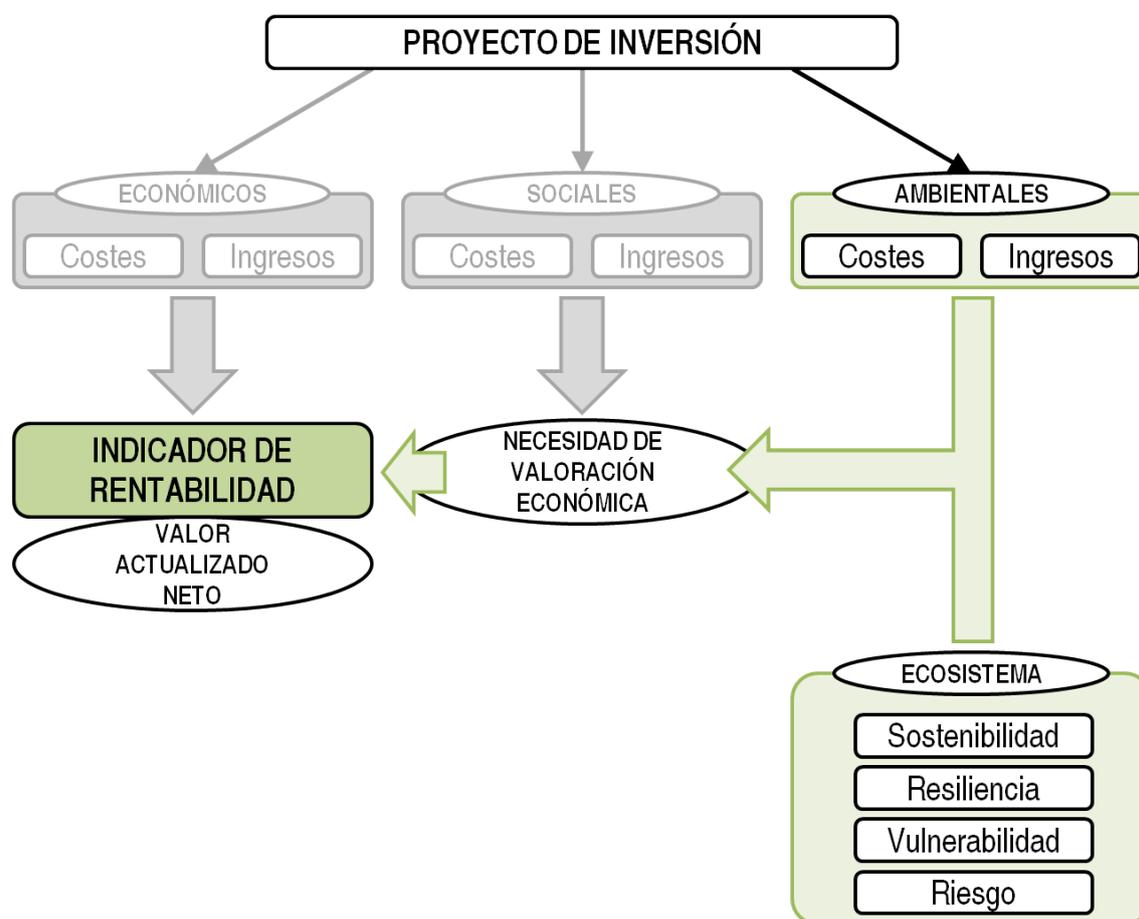


Figura 2: Representación gráfica de la incorporación de nuevos conceptos medioambientales a la valoración de proyectos de inversión (Elaboración propia).

De entre todos los enfoques y estrategias surgidas, hay sin embargo una que quizás destaque por encima de las demás por su profusión en la literatura: la resiliencia. Según su definición, la resiliencia se refiere a la capacidad de un sistema de mantener un aceptable nivel de servicio frente al mayor número de interrupciones o cambios que suceden en el medioambiente (Mansouri, Nilchiani et al., 2010). De los trabajos y estudios previos realizados sobre este concepto, surge el debate sobre otro

asociado y contrapuesto al mismo como es el de vulnerabilidad. Ambos conceptos provienen del estudio de una serie de términos con una elevada componente probabilística, íntimamente relacionados con lo que se entiende por riesgo y daño, y asociados al estudio de los efectos del cambio climático.

Este nuevo punto de vista supone una pequeña revolución metodológica en los procesos de evaluación de proyectos de inversión pública pues la componente medioambiental se coloca en el centro del análisis, permitiendo un enfoque en la misma desde dos vertientes diferentes. Por un lado el tratamiento del medioambiente como soporte y proveedor de servicios que se ve transformado en un proveedor de recursos más y que por tanto debe ser tenido en cuenta en el análisis como un agente más, con sus ingresos y sus costes asociados. Por otro lado, el estudio de la vulnerabilidad de un ecosistema centrado en el análisis del riesgo al que dicho medio está sometido por la ejecución de un determinado proyecto (Díaz Simal and Torres, 2011). Son dos enfoques distintos pero paralelos que permiten aproximarse de igual forma a la introducción de estos nuevos atributos en el análisis coste-beneficio.

### 1.1 PREMISAS E HIPÓTESIS DE PARTIDA

En la presente introducción se ha abordado el empleo de la evaluación económica de proyectos, políticas, planes o programas que requieran de una inversión pública como herramienta de ayuda frente a la tarea decisoria, y se ha intentado explicar cómo la componente medioambiental actualmente tiene un peso de especial relevancia en dicho análisis y las distintas metodologías que para su análisis pueden ser utilizadas. Analizando todo lo anterior se puede llegar a obtener una serie de conclusiones que deben servir como base y punto de partida del desarrollo de la presente tesis y que son las siguientes:

- La evaluación de proyectos es en la actualidad una herramienta objetiva que debe proporcionar una ayuda a los agentes decisores que se enfrentan a la necesidad de decidir acerca del empleo de recursos públicos en diferentes alternativas de inversión.
- Aunque tradicionalmente el criterio de decisión ha sido puramente económico, a lo largo de los años ha quedado suficientemente patente la necesidad de realizar un estudio de las consecuencias sociales de las actuaciones asociadas a un proyecto.
- Más recientemente ha surgido la necesidad, por la propia naturaleza de las actuaciones bajo evaluación y sus efectos sobre el entorno, de introducir en la evaluación la componente medioambiental ganando en muchos casos un peso relativo de especial importancia.
- La incorporación de ambas componentes (social y medioambiental) supone tener que recurrir a diferentes herramientas que permitan sintetizar en una unidad que permita la homogeneización de todas las consecuencias para posteriormente proceder a su agregación y comparación.
- En estas circunstancias, el análisis coste-beneficio como metodología y el valor actualizado neto como indicador de rentabilidad se han erigido

como herramientas más utilizadas y en las que más avances, estudios y desarrollos de aplicación se ha trabajado.

- En la actualidad el enfoque principal en el desarrollo científico sobre la evaluación de proyectos de inversión se centra en el estudio de las características de los ecosistemas afectados por las consecuencias de los mismos, por lo que conceptos como resiliencia o vulnerabilidad, o el estudio del riesgo son términos emergentes. La cuestión sin embargo es cómo proceder a la introducción de dichos términos en la metodología asentada del análisis coste-beneficio medioambiental.

## 1.2 OBJETIVOS

A raíz de la última de las premisas anteriores se plantea el objetivo principal de la presente tesis, y que no es otro que intentar profundizar en la pregunta de si es posible incorporar a la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental el estudio de los atributos del entorno con respecto a su comportamiento frente a impactos sobre el mismo.

De una forma algo más concreta, el desarrollo de esta investigación intentará a través de los distintos capítulos del documento la consecución de los siguientes hitos:

- Estudiar el concepto del análisis coste-beneficio medioambiental (ACBm), tal y como es entendido y utilizado hoy en día, sin perder de vista su desarrollo histórico y metodológico.
- Estudiar toda la problemática asociada a la metodología de aplicación del ACBm, señalando tanto las virtudes como las críticas que se realizan a la misma, e intentando analizar las consecuencias y los puntos débiles de la misma.
- Estudiar cuatro de los múltiples conceptos medioambientales que definen los ecosistemas y que pueden ser de aplicación en el análisis coste-beneficio medioambiental como son la sostenibilidad, resiliencia, vulnerabilidad y la percepción del riesgo, analizando tanto cada uno de ellos por separado como las posibles relaciones que existan entre ellos.
- Estudiar la posibilidad de incorporar dichos conceptos a la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental. En caso de que sea posible, se determinará la metodología que sirva para realizar dicha incorporación, asegurando mediante la realización de un caso práctico la idoneidad de la misma.

La consecución de todos y cada uno de estos hitos supondría no sólo responder a la pregunta y objetivo principal de la tesis, sobre si es posible incorporar las nuevas preocupaciones ambientales en el ACB, sino desarrollar una base para su puesta en práctica y comprobar fehacientemente que esa posibilidad es factible y real.



## **1 INTRODUCTION**

From the public perspective of deciding between proceed with the execution of investment projects (program, policy or plan) which implies the disbursement of public resources or not, it appears the need to evaluate the whole consequences of the decision. In theory this decision should be based on founded facts and answer to a series of criterions that permit the justification of the adopted decision from the point of view of the governance and transparency in a manner that would allow ensuring the efficiency, equity and sustainability of the socioeconomic system which surrounds the public investment project under assessment.

Obviously, this justification for the use of public resources in any kind of project realization (again it can also be applied to programs, policies or plans) should be considered as one of the most important document chapters in which the actions to be taken are described with the evaluation of the economic consequences that should allow to help in the decision process.

Traditionally the criterion used in the decision making about the convenience of the execution of a project has been the economic one, assessed by the economic feasibility. What this criterion tries to explain is what is called “profitability”, and which in practice means to confront costs of used resources and incomes obtained. Searching this profitability forces to take into account all the magnitudes which commonly are expressed in broad and different measure scales, so it is necessary to make some conversions of them to a common unit which allows us to compare the different values obtained in the analysis.

Centering the point of view into the business sector, the main profitability component of an investment project comes directly from its capacity to generate an increase in the value of itself. However when there are projects with an important public component under the evaluation, this shouldn't be reduced only to the capacity of the project to generate “money” because acting like this, the social component will be lost. The assessment of a project can be reduced to a single economic number (using some kind of indicator or ratio), but when a high social component appears in the project, the reduction of the whole decision process to a single economic account shouldn't be done.

Despite of this, the use of performance indicators in assessing investment projects helps us, because these ratios are commonly objective and allow us to determine the capacity of the project to generate socioeconomic value. If it is possible to obtain these indicators then it will be possible to opine about the convenience of a project, rank all the possible options and help in the decision making in a objective way.

It is convenient not to lose the point that in any case this process of determining the profitability indicators of a project is at all the time a simplification and modeling of reality. Obviously this model construction is a useful process, but the need to appeal to this simplification makes that some information is lost in the way. This can transform the initial approach in a different one, slightly different. The model to be built for the assessment of the project must be an analysis instrument that serves to a global methodology which result should be an institutional view able to help the agents involved in the decision making. Its design must fit with their own characteristics.

Additionally to this, the assessment of public investment projects presents the problem of objectives determination to achieve by the project under evaluation, with the accomplishment of economic objectives such us the return of initial and exploitation costs. So it is necessary to take in consideration non economic (mainly social) fluxes that must be homogenized to be introduced in the analysis. By the use of valuation tools and methods, this directly implies the introduction of new bias due to the differences between the reality and the valuation made.

It becomes visible in this point an interesting institutional discussion that focuses the social point of view in the differences that in a specific population appears between the interests and considerations of the different individuals. In this approach, facts that could be considered as positive and appropriate for an individual could be understood negative for another. A public investment project destined for the use and delight of a part of a society must be able to be translated into a net benefit for the whole of the users, independently of the fact that some of them will support the costs and some others receive the benefits.

This doesn't mean anyway that the evaluation of a project should be reduced to a simple sum or difference between costs and benefits. In all kind of projects, there appear a series of resources transfers between the individuals affected: these variations in their welfare levels result to be conditional elements in the personal perceptions of each one of the social individuals which also affects directly to their evaluation. The problem is to find the best way to translate these perceptions to an assessment indicator able to incorporate this social component.

Since the decade of the 50's there have been some studies and investigations about methodologies which allow the evaluation and decision making justification of public investment projects (and also for programs, policies and plans), in which it is necessary to take into account the whole of the costs and benefits that have some kind of repercussions in the society. The fact that the final decision made by some governmental agents have some effects on the environment has been translated into an increasing interest and preoccupation in the environmental issues, so this has been introduced into the evaluation model next to the social component.

The whole of these increasing new preoccupations translate into a more complex study of these new problems related to the evaluation of public projects. First, it has been proved that exists and important problem in the assessment of all those non monetary effects and which are needed to be translated into monetary units to be aggregated in the analysis with those other which already have a monetary measure. From this problem it surges a new one: the need to value these assets, resources or impacts under evaluation.

At this point it is necessary to make a short pause to note the existence of these different problems (along with others that arise further along with the general methodology as discussed below) and it is necessary to choose between two options. On one side it is possible to rearrange the existing and traditionally used model to adapt it and add the new concerns and needs. On the other hand there is the possibility of building a new methodological model. The relevant variables that need to be employed for the characterization of the situation and the project under evaluation are different, both by nature and by the temporal, social and environmental components, which asks the ability to continue using a basic criterion of profitability based in monetized balances.

Closing this break and returning to the intrinsic problems of project evaluation, it has been stated before the complexity of transferring assets currencies which have no default or marketed value. It should be clarified before going on that proceeding to perform this monetization is not the same as the purpose of identification of project costs. The concept of cost is related to the value attached to resources sacrificed to carry out a certain action, including in it the consequences of such action. The given value is a concept that has a high element of subjectivity, as it is closely related to what is expected to receive in exchange for that object without him or our willingness to pay for a certain good.

The final price is fixed by cost markets through the supply and demand adjustments that occur within it. There are many tools for identifying a cost through information obtained from market, however the process of providing a monetary value on an asset that lacks it directly involves going one step further. Therefore, in this process of identifying costs an "approximate" value can be assigned, but it should be remembered that in no case the assigned value (precisely because of the subjective component thereof) represent faithfully reality.

However, despite of these problems, the modeling of reality and its simplification of the evaluation of public investment projects does not entirely loses its power and functionality. The aim of the various existing methodologies is to determine the monetary quantification of income and costs faced by the general population (and individually for each of its agents) and then perform the aggregation and determination of the appropriateness of the project. If all the costs and revenues can be measured in comparable terms (money), then it is possible to adopt a rule that allows distinguishing between conduct or not the execution of the project. The simplest rule is to apply to maximize the difference between benefits and costs, usually applied as a criterion of comparison indicator the Net Present Value (NPV) (Irving, 1930; Bierman and Smidt, 1980; Copeland and Weston, 1988; Munda, 1996). This indicator has proven to be a strong candidate to be used as an initial decision tool, reason why the evaluation of the social profitability of projects, plans and programs will continue using its implementation in decision making whenever possible.

When, besides the social, the environmental component is introduced in the analysis, the issue tends to increase their level of complexity. Economic valuation of costs and associated revenues to be performed in this case requires the definition of money values to changes in the services and features of the environment, and the stock of environmental assets. These monetary values must refer again to the prices set by

markets. Therefore, when a particular environmental asset is sold and there is a market for it (e.g. crude oil or natural gas), the concept of valuation of stocks and flows associated in monetary terms is widely understood and accepted (Pearce Secombe-Hett and 2000). There is no problem then in making quantification of the effects, costs and revenues of a project.

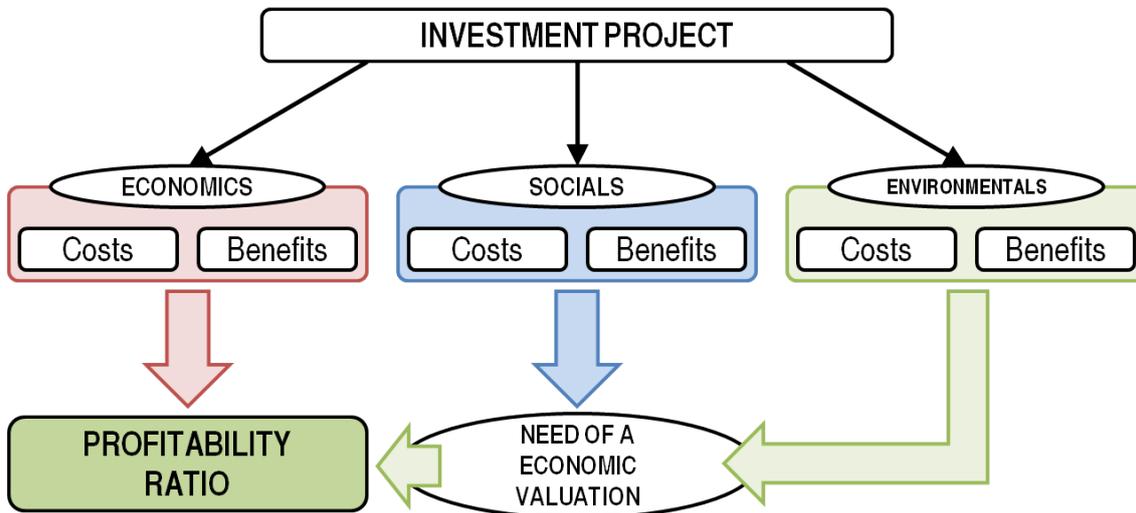


Figure 1: Graphic representation of the problem with the economic valuation of social and environmental benefits in a investment Project (own elaboration).

However, it happens that not all environmental assets are exchanged in perfect defined markets. Some goods (e.g., air, plants, animal species or even the landscape) have an economic value that is not regulated and depends exclusively on the value that each individual give to them. Making this assessment in these cases involves a process that requires special attention and its own methodological development to ensure the result.

The aggregation of all these values to conduct an economic evaluation (and with the social and environmental component inside) of projects, plans or programs, has been using a variety of methodologies such as the cost-benefit analysis, the multi-criteria analysis, or the use of simulations to create mathematical models based on stochastic systems (e.g. Montecarlo). In typological terms, they all focus on the use of different variations of checklists, matrices, networks or overlay methods in all cases. The same key objective is repeated as it is the inclusion of environmental aspects into the planning and decision phase impacts (Tsamboulas and Mikroudis, 2000).

Among all of these different tools used for the evaluation of projects, the most prominent is definitely the cost-benefit analysis. The CBA is the standard methodological platform that is used for the evaluation of public investment. CBA aims through its methodology to reproduce the rational component of the decision process through the same economic analysis based on different criteria and objectives. CBA is based on the comparison between benefits and costs, both defined as changes in the welfare of individuals, establishing the criteria for a project to be carried out in the need for the first to overcome the latter. But its election as evaluating reference tool also attracts some critiques.

On one side appears the nature of the balance between benefits and costs. This difference is proposed as an objective function to get maximize and represents individual interests, but is strongly criticized by certain economic schools (such as those that focus on the study of the behavior of subjects) due to the effects that risk perception can enter on the opinion of the individual and their decisions. Furthermore, the suitability of using a model based on the individual to represent a collective interest (although data aggregation is performed) has strong redistributive implications that must be analyzed. At last, it is necessary to consider the use of analytical tools to study the behavior of the consequences associated with the project and the suitability of the same for the study.

In all this previous development about project evaluation, it should be noted that engineering involves not only the design and construction of new infrastructure. In many cases, you may find outdated rehabilitations and reconstructions projects, and in recent years the problem increasingly becomes to rehabilitate the environment as the infrastructure had been eliminated, obtaining a purely environmental benefit (refund) that needs to be valued correctly. This type of projects have in turn a new design and construction criteria, taking into account the importance of the environmental component and consider all process carried out. These criteria also are not reduced to the design and construction processes, but are also taken into account in the management and operation of the assets created during the project, turning all around a main idea: environmental sustainability. Therefore, the question to be treated should be twofold: first, one must analyze the direct consequences and problems; and secondly must delve into the evaluation new issues that had never been of interest to the decision maker.

The addition of a new goal (seeking environmental sustainability) into environmental CBA has improved the methodology and traditional concept of it, especially for those types of projects that have a wide range of environmental externalities and the effects last longer over time. This incorporation of environmental objectives makes the cost - benefit analysis vary in two forms from the analytical point of view. The first due to the development of new tools for the economic evaluation of these environmental externalities that traditionally had been eliminated from the analysis. The second by performing a deeper analysis of traditional theoretical foundations when you need to choose a discount rate, since the impact of current decisions may differ in the future, in contrast to the CBA classic that are working with time horizons of a few decades of years (Almansa and Martinez Paz, 2011).

This links directly to the increasing dimension of the time horizon. Traditionally the cost-benefit analysis has worked within a time period in which the effects were considered in an environment from 10 to 50 years, coinciding with the life of the project to be analyzed. However, current institutions need to make decisions with respect to projects that still retain their effects in time horizons to reach even 100 years, so it is necessary to extend the horizon to analyze the effects that result in the period occurring.

More recently concerns about the assessment of the environmental effects of projects under study have emerged in the field of behavior of natural ecosystems to the impacts and consequences of project implementation. Thus, there has been a debate

about the introduction of new concepts such as the CBA robustness, flexibility, adaptability and agility of the ecosystem into the analysis. The study of these terms introduced into a centered approach that analyzes how long and under what conditions the affected environment can withstand and resist under the low impacts that a project may pose to it.

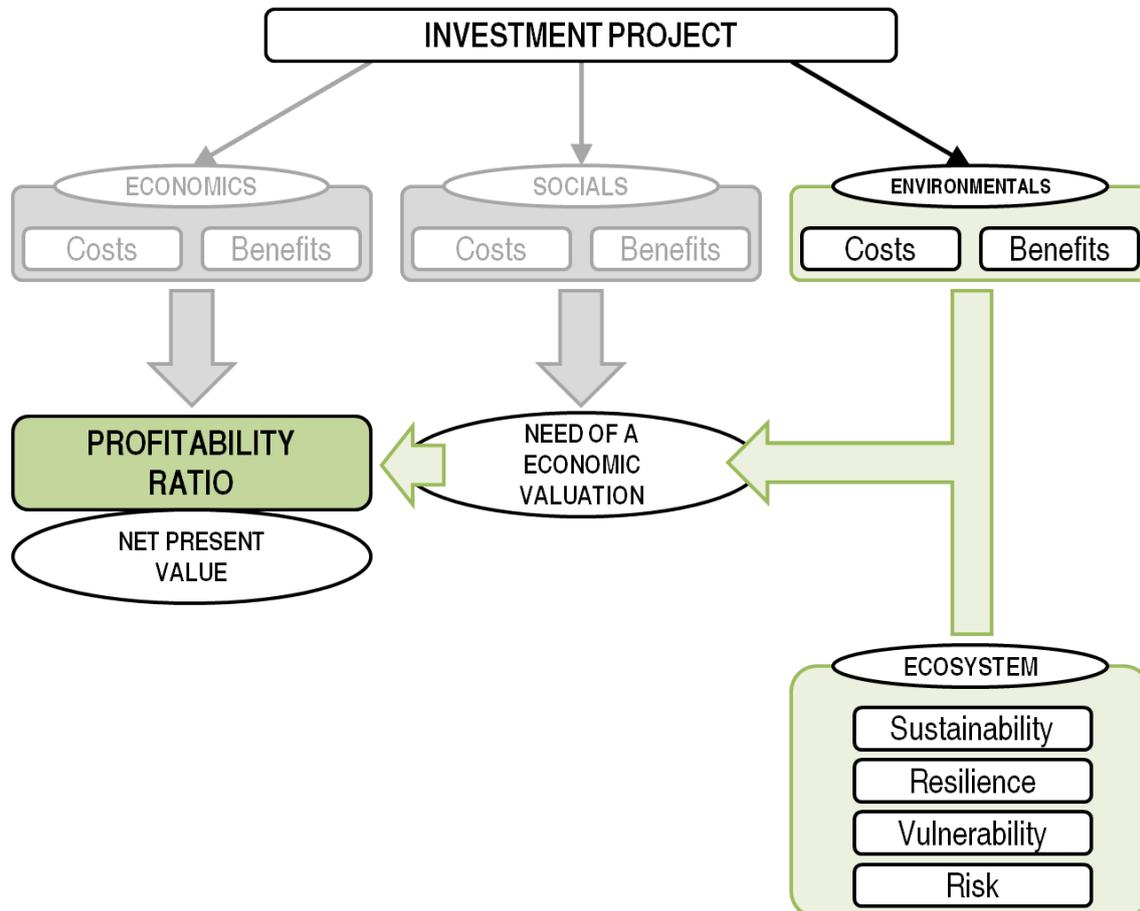


Figure 2: Graphic representation of the incorporation of new environmental concepts to the investment projects assessment (own elaboration).

Among all of the approaches and strategies emerged, there is however one that may stand out from the others by its profusion in the literature: resilience. By definition, resilience refers to the ability of a system to maintain an acceptable level of service compared to more interruptions or changes that occur in the environment (Mansouri, Nilchiani et al., 2010). Works and studies on this concept arises another relevant concept: vulnerability. Both concepts come from the study of a number of terms with high probability component, closely related to what is meant by risk and harm, and recently associated with the study of the effects of climate change.

This new point of view represents a small revolution in the methodological evaluation of processes of public investment projects as the environmental component is placed in the center of analysis, allowing a focus on it from two different aspects. On the one hand the treatment of the environment as a support service provider that is transformed into a resource provider and therefore must be taken into account in the

analysis as an agent, with its incomes and associated costs. On the other hand, the study of the vulnerability of an ecosystem focused on risk analysis that said environment is exposed due to the execution of a project (Simal Diaz and Torres, 2011). They are two different but parallel approaches that allow equally approach to the introduction of these new attributes in cost-benefit analysis.

### 1.1 ASSUMPTIONS AND HYPOTHESIS

In this introduction the use of economic evaluation of projects, policies, plans or programs that require public investment has been addressed as a tool to help the process of decision-making, and it has been intended to explain how the environmental component currently weighs particularly relevant in this analysis and the different methodologies that for the analysis can be used. Analyzing the above we can arrive at a set of conclusions that serve as the basis and starting point for the development of this thesis and which are as follows:

- Project evaluation is nowadays an objective tool that allows providing an aid to decision-makers agents who face the need to decide on the use of public funds in different investment alternatives.
- Although traditionally the decision rule was purely economic, over the years it has become abundantly clear the need for a study of the social consequences of the actions associated with a project.
- More recently it has been deemed necessary, by the very nature of the proceedings under evaluation and its impact on the environment, to introduce an environmental assessment component, gaining in many cases a relative weight of special relevance.
- The incorporation of both components (social and environmental) means the need to use different tools to enhance into one only measure the homogenization of all the consequences later proceed to aggregation and comparison.
- In these circumstances, the cost -benefit analysis as a methodology and the net present value as an indicator of profitability analysis have emerged as the most used tools and where more progress, application studies and developments have been made.
- Currently the main focus on scientific development on the assessment of investment projects centers on the study of the characteristics of ecosystems affected by the consequences, so that concepts such as resilience or vulnerability, or the study of risk terms are emerging. The question however is how to proceed with the introduction of such terms in the established methodology of environmental cost-benefit analysis.

### 1.2 OBJECTIVES

Following the last of the above premises, the main objective of this thesis arises, and that is just and only to try to delve into the question of if it is possible to incorporate into the methodology of cost-benefit analysis the study of the environmental attributes environment with respect to their impact resistance on it.

In a more specifically way, the development of this research will attempt through the various chapters document the achievement of the following milestones:

- The study of the concept of environmental cost-benefit analysis, as it is understood and used today, without losing sight of its historical and methodological development.
- The study of all the problems associated with implementing methodology of environmental CBA, pointing out both the strengths and criticisms that are made to it, and trying to analyze the consequences and weaknesses of the methodology.
- The study of four of the multiple environmental concepts that define ecosystems and can be applied in the cost-benefit analysis such as environmental sustainability, resilience, vulnerability and risk perception, analyzing both each separately as possible relationships that exist between them.
- The study of considering the possibility of the incorporation of these concepts to the methodology of environmental cost-benefit analysis. And if it is possible, to develop the method serving for such incorporation, ensuring the suitability of the same by performing a practical case.

The achievement of each and all of these milestones would not only answer the question and objective of the thesis. It should also study if is possible to incorporate those new environmental concerns in the CBA or not. And if the answer is yes, then to develop a basis for implementation and ensure this possibility.





## 2 EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

En este capítulo se realizará una descripción del análisis coste-beneficio medioambiental como metodología empleada para la evaluación de proyectos, políticas y planes, un repaso por el estado del arte de este método de evaluación. Para ello será necesario analizar varios aspectos del mismo.

Por un lado el desarrollo histórico a través del estudio de los diferentes hitos que se han ido produciendo desde los primeros desarrollos en el siglo XVIII. Este repaso va a permitir observar no sólo la evolución del proceso metodológico sino también su aplicación a diferentes ámbitos, lo que a su vez supuso un avance en la aplicabilidad del ACB.

Por otro lado el proceso metodológico en sí. Resulta necesario comparar las diferentes propuestas que actualmente se encuentran asentadas en la literatura científica para identificar sus puntos comunes y aquellos en los que se producen discrepancias entre los distintos autores.

El estudio de estos dos aspectos permitirá analizar la problemática asociada al desarrollo y aplicación del ACB medioambiental y realizar una crítica constructiva de los diferentes puntos de vista.

### 2.1 DEFINICIÓN Y DESARROLLO HISTÓRICO

El Análisis Coste-Beneficio (o ACB como suele abreviarse, CBA en sus siglas en inglés) es un procedimiento para evaluar el valor social de programas, políticas y proyectos de inversión (Pearce, 1998). El ACB se define como una metodología que proporciona apoyo en la valoración y toma de decisiones (EC, 2002). El fundamento básico del ACB es que los ingresos son definidos como mejoras en el bienestar humano, y los costes como reducciones de ese bienestar. Para que un determinado proyecto o política pueda ser llevada a cabo, el conjunto de los ingresos sociales (donde social se refiere al conjunto de la sociedad) debe ser mayor que el conjunto de los costes sociales, entendidos estos tanto como los recursos empleados para implementar la solución adoptada como los daños residuales asumidos por esta decisión.

Para poder definir mejor este concepto, es necesario conocer los diferentes avances que a lo largo de los años se han ido produciendo como resultado de preguntas fruto del intento por desarrollar la metodología y aplicarla a nuevos problemas surgidos. Estas preguntas han intentado responder a cuestiones como por ejemplo quién debe ser el sujeto activo que realice la defensa del interés público y por tanto la valoración, cuándo ha de hacerse la inversión, qué beneficios y costes deben ser considerados, cómo se procede a su medición o qué soporte analítico se debe utilizar

para el análisis de los datos. Es por ello que la definición del ACB no puede entenderse sin un repaso histórico de todos estos hitos.

Aunque se suele dejar de lado por su antigüedad y no es común verlo recogido en los principales repasos históricos sobre el ACB, los primeros indicios de esta clase de análisis aparecen en el año 1708 en Francia, donde el Abad Saint-Pierre redactó un documento en defensa del desarrollo de carreteras en la región de Normandía. Este histórico trabajo (*Memoire Sur la Reparation des Chemins*, 1708) incluía muchos de los aspectos que se pueden observar en los proyectos de la actualidad: un agente independiente, interesado en el desarrollo de un bien común específico (la construcción de carreteras), identificaba las consecuencias positivas resultantes en el supuesto de que el proyecto se llevase a cabo, estimaba los costes intrínsecos de la decisión y señalaba el beneficio como el argumento más fuerte para apoyar la decisión de llevar a cabo el proyecto. Además, una primera versión de lo que después se convertiría en el análisis multi-criterio fue también introducida en este trabajo precursor.

Cambiando de siglo, pero en el mismo país, el ingeniero y economista francés Jules Dupuit (1844 – 1853) estableció los fundamentos de lo que hoy en día se puede denominar “análisis marginal”, definiendo el modo en el que los costes y los ingresos deben ser medidos. En los mismos trabajos, Dupuit formuló el principio de que en una decisión de inversión, como la construcción de una carretera o un puente, se debe cumplir el criterio de que los ingresos superen a los costes. Entre uno y otro avance de estos dos autores destacados, y discutiendo acerca de la autoría del primer trabajo sobre el ACB, el entonces secretario del tesoro de los Estados Unidos Albert Gallatin propuso en 1808 que se recurriese a la comparación de los costes con los ingresos a la hora de determinar la necesidad de realizar proyectos hidráulicos, estableciendo igualmente un criterio decisor.

A pesar de que como se ha visto los primeros fundamentos del ACB se formularon siglos antes, no es hasta el siglo XIX en el que se empiezan a aplicar estos principios. Es en concreto en el año 1936 en los Estados Unidos que el grupo de ingenieros del ejército (U.S. Army Corps of Engineers) publica el Flood Control Act, en el que se enuncia un criterio de aceptabilidad de un proyecto hidráulico. Este criterio que servía para discernir si un determinado proyecto debía ser llevado a cabo o no, se formuló de la forma “los beneficios, cualesquiera que sean, y de quien quiera que se devenguen, deberán exceder de los costes estimados”, considerando así todos los posibles beneficios y costes. Estos primeros desarrollos, que continuarían después de la Segunda Guerra Mundial, permitirían estimular el desarrollo e investigación en el uso de la economía como ayuda a la hora de tomar decisiones presupuestarias. En el año 1950 distintos organismos gubernamentales crean una agencia multidisciplinar con el fin de desarrollar un manual de formulación de principios y procedimientos para la determinación de los ingresos y gastos en los proyectos hidráulicos. El trabajo de este grupo se plasmó en un documento, titulado “*Proposed Practices for Economic Analysis of River Basin Projects*” que sería a la postre conocido popularmente como “*Green Book*” (aunque nada tenga éste que ver con el que posteriormente editó el Reino Unido a través de su Departamento del Tesoro). Esta guía de desarrollo desembocaría en el año 1952 en una circular emitida por la oficina de presupuestos de los Estados Unidos (U.S. Bureau of Budget), la “*Budget Circular A-47*”. Este nuevo documento establecía los procedimientos de análisis económico que se debían de realizar en la evaluación de

proyectos, enfocando este análisis a la eficiencia de los recursos disponibles. Como hitos clave hay que destacar que este fue el primer documento en el que se establecía el concepto de coste de oportunidad o de la tasa de descuento aplicados al ACB, así como un primer horizonte temporal de referencia que se fijaba en 50 años.

Al mismo tiempo que se van marcando todas estas directrices desde los distintos departamentos del gobierno, empiezan a surgir las primeras críticas de la metodología sugerida, y se considera la necesidad de prestar atención a lo que se denominaría “eficiencia gubernamental”. En concreto, en 1958 aparecen varios trabajos relevantes: por un lado “*Water Resource Development*” de Otto Eckstein, que estudió diferentes técnicas orientadas a la estimación de los ingresos obtenibles a través de la información de los mercados; a continuación “*Multipurpose River Development*” de John Krutilla y Otto Eckstein proponía la aplicación de esas nuevas técnicas al caso concreto de la gestión de los recursos hídricos; “*Design of Water-Resource Systems*” de Maass et al., introducía el empleo de computadoras para facilitar todo el proceso de análisis; y por último “*Efficiency in Government Through Systems Analysis*” de Roland McKean que formulaba principios de eficiencia gubernamental. Estos trabajos intentan unir los principios prácticos que se venían formulando desde las administraciones con las bases teóricas de la economía del bienestar que empezó a emerger en los años 30 y 40 con los trabajos de Kaldor y Hicks. El principal punto de todos estos trabajos es la justificación de uno de los principios que se esconden tras el ACB: son justificables aquellos proyectos cuyos beneficios compensan las pérdidas, independientemente de quién soporta los beneficios y quién los costes. Además de justificar el empleo de este criterio, estos trabajos resolvieron problemas que habían surgido en la aplicación de las normativas estatales, tales como la determinación del coste de oportunidad o el excedente del usuario, o el tratamiento de las externalidades, al mismo tiempo que clarificaron otros como el empleo de la tasa de descuento.

Sin embargo en esos años (década de 1960), aún el principal enfoque de las instituciones se centraba en mantener el control de la eficiencia en el suministro de los recursos hídricos y en la gestión de los financieros, y las investigaciones que se realizan se dirigen hacia el modelado económico de esa calidad. Sin embargo algunos investigadores empiezan a buscar los beneficios tanto desde el lado de la cantidad (eficiencia) como de la calidad de los recursos.

Al mismo tiempo, y aunque los fundamentos del ACB ya están asentados, hay dos aspectos que no quedaban aún correctamente formulados. Por un lado la problemática de la asimetría entre el reparto de costes y de beneficios en la sociedad. La distribución de estos gastos e ingresos parece a veces importar más en el proceso decisorio que el mero hecho de que un proyecto resulte rentable o no. Por otro lado no se consigue diseñar un método que permita tener en cuenta los llamados “intangibles” a la hora de realizar el análisis. Todos aquellos efectos que producen como resultados una mejora en la salud de las personas, una reducción del número de accidentes, o por ejemplo, mejoras medioambientales, se quedan fuera de juego debido a su dificultad de medida y cuantificación.

Este problema de los intangibles es quizás uno de los más importantes que han surgido a lo largo de la historia del análisis coste-beneficio, y a pesar de todos los desarrollos obtenidos, continúa siéndolo. En los años 60 y 70, la concienciación

medioambiental de la sociedad hizo que los problemas medioambientales asociados a los proyectos dejaran de ser pequeños inconvenientes sobrevenidos, a ser considerados como aspectos que afectaban de igual forma al desarrollo económico de un proyecto. Empezaron surgiendo en áreas locales, pero a partir de los años 80 la preocupación medioambiental alcanzó niveles globales.

Dado que estos efectos no tienen un mercado definido en el que se negocien (nadie puede comprar o vender aire puro, o la mera tranquilidad), el reto que surgía era el de encontrar un valor monetario. En 1966, Clawson y Knetsch investigaron en el desarrollo de nuevos métodos basados en el ocio y disfrute de los recursos de entretenimiento que funcionaran como técnica para evaluar estos efectos. Este método denominado “de tiempo de viaje”, intentaba relacionar la existencia de un recurso medioambiental con el tiempo de viaje que la sociedad estaba dispuesta a asumir para disfrutar de él.

Durante esos mismos años, se pusieron en marcha multitud de programas en los Estados Unidos que pretendían trasladar todos los conocimientos desarrollados en el campo de los recursos y gestión hídrica a otros elementos como el aire, la fauna o el bienestar humano, y que empezaban a incluirse en los estudios de impacto medioambiental. A raíz de estos esfuerzos gubernamentales, se desarrollaron nuevas técnicas para valorar los beneficios ambientales intangibles de los proyectos, que dieron como resultado diferentes técnicas que hoy en día se agrupan bajo la categoría de instrumentos basados en “preferencias reveladas”, y entre las que se pueden encontrar la técnica de los precios hedónicos, el coste de viaje o la valoración contingente. Estas técnicas en el fondo tratan de valorar un determinado bien del que no se tiene mercado definido a través de la observación de otros mercados sí definidos con los que ese bien tiene relación o comparte ciertos comportamientos asimilables. Posteriormente, en los años 80 surgen otras técnicas que aprovechan las relaciones de complementariedad y sustitución de entrevistas y las respuestas de los propios usuarios, lo que se podría denominar “investigación de mercado” pero que se conocen como de “preferencias definidas”. Aunque ambas técnicas tienen sus defensores y detractores, sin duda el empleo de aquellas que utilizan cuestionarios y encuestas se encuentran todavía hoy en día entre las más controvertidas. Todos estos desarrollos coinciden con un creciente interés de las administraciones norteamericanas en los aspectos medioambientales que se traduce en un importante volumen legislativo, en el cual se pueden poner como ejemplos la “*National Environmental Policy Act*” (NEPA, 1969), o la “*Presidential Executive Order 12291*” (1981) obligando a la realización de análisis coste-beneficio en los nuevos planes.

Al mismo tiempo en Europa, es Gran Bretaña quien realiza los mayores avances en la aplicación del ACB medioambiental. A partir de los años 60 se empiezan a aplicar los estudios coste-beneficio en los principales proyectos de autopistas, y a partir de los 70 se va ampliando en ámbito de actuación hacia túneles y aeropuertos. En el año 1983, el departamento de transporte (UK Department of Transport) publica el “*Manual of Environmental Appraisal*” que sirve como guía para la inclusión de los impactos medioambientales. Posteriormente este campo de aplicación se amplía a otra clase de proyectos, como el del mercado de Covent Garden y lleva a las instituciones gubernamentales a desarrollar nuevos manuales de aplicación, como es el caso del “*Green Book*”, del que el Departamento del Tesoro (UK Treasury) publica una primera

versión en 1984, cuya versión más reciente data del año 2003. En el año 1991, el departamento de medioambiente publica como recopilación de los diferentes manuales el “*Policy Appraisal and the Environment*”, como documento que intenta servir como guía en la aplicación de las técnicas de evaluación medioambiental de políticas y proyectos. Posteriormente, en 1997, el departamento de transportes publica el COBA, un manual de aplicación del análisis coste-beneficio al diseño y proyecto de carreteras. Éste es considerado como un buen documento ideológico y de referencia sobre ACB pero en el que no aparece ninguna consideración sobre el estudio de los posibles efectos medioambientales. Como complemento, el mismo departamento publica con posterioridad un anexo en el que sí que se empiezan a tratar estos aspectos.

En el marco de integración europea se pone de manifiesto la necesidad de profundizar en el estudio y redacción de recomendaciones acerca del análisis coste-beneficio, por lo que en 1990 se publica por parte de la Comisión Europea la primera versión de su “*Guide To Cost-Benefit Analysis of Investment Projects*” (Guía para el ACB de proyectos de inversión). Esta guía se formuló como una ayuda a la valoración de los proyectos propuestos para evaluación por parte de los estados miembros de la Unión. Sin embargo, rápidamente su empleo se expandió por muchos y variados ámbitos de la evaluación de proyectos de inversión de un determinado volumen. Esta guía, que se centra en los aspectos más económicos y financieros de los proyectos, sigue hoy en día en desarrollo y su última versión data del año 2008.

En España los desarrollos en el ámbito del ACB no han sido abundantes, aunque hay algún que otro ejemplo de manual publicado por parte de las administraciones públicas, que sin llegar a ser de obligado cumplimiento, sí que habían de servir como guía de referencia. Así, se pueden señalar aquí el manual de “*Evaluación Pública de Grandes Proyectos de Inversión*” publicado en el año 1987 por Vegara i Carrió, o el “*Manual de Valoración de Contingente*” de Riera del año 1994.

A modo de resumen del repaso anterior, se recogen en la Tabla 1 los principales hitos del ACB medioambiental en su desarrollo histórico.

*Tabla 1: Principales desarrollos históricos del ACB medioambiental*

<b>PRINCIPALES DESARROLLOS HISTÓRICOS DEL ACB MEDIOAMBIENTAL</b>		
1708	Abad Saint Pierre	Primeros desarrollos. Costes vs. Ingresos.
1808	Albert Gallatin	Aplicación a proyectos hidráulicos en EE.UU.
1850	Jules Dupuit	Análisis marginal.
1936	Flood Control Act	Criterio de aceptabilidad. Ingresos > Costes.
1950	Green Book (EE.UU.)	Procedimiento de análisis económico de proyectos.
1958	Eckstein, Krutilla, McKean, Maass	Eficiencia gubernamental. Primero estudios aplicados.
1960-1970	Métodos de valoración de intangibles	Monetización de efectos medioambientales.

---

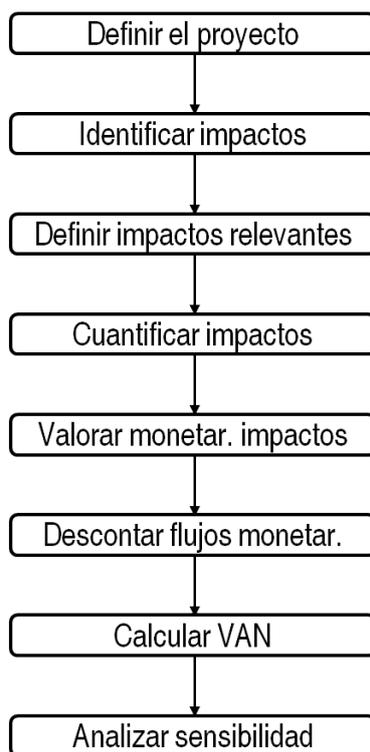
1984	Green Book ( <i>Reino Unido</i> )	Primera normativa europea de aplicación.
1990	Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects ( <i>Unión Europea</i> )	Valoración de proyectos de inversión en la UE.
1997	COBA ( <i>Reino Unido</i> )	Aplicación normativa a los proyectos de carreteras.

## 2.2 DEFINICIÓN DEL PROCESO METODOLÓGICO

Para profundizar en el análisis coste-beneficio medioambiental no basta con limitarse a su definición y al repaso de los avances que históricamente los diferentes estudios científicos han ido aportando al mismo. Este repaso debe permitir conocer los problemas de aplicación a los que se enfrenta el ACB medioambiental, que como se verá se puede resumir en dos aspectos: por un lado la ortodoxia metodológica existente, que se traduce en que distintos autores proponen diferentes etapas para un mismo objetivo; y por otro lado su puesta en práctica y aplicabilidad a la realidad: lo que se supone una herramienta para la capacidad decisional se transforma en una herramienta política debido a los diferentes resultados en función de la metodología empleada. Profundizar en el desarrollo metodológico, analizando las diferentes propuestas existentes, comparándolas y señalando a través de la crítica sus diferencias y puntos en común debe ayudar a señalar las etapas clave del análisis y por tanto su base fundamental.

Estas etapas en las que se divide el ACB medioambiental se pueden encontrar de una forma más o menos estandarizada en la literatura científica existente aunque con sutiles discrepancias. En este apartado se compararán las dos publicaciones que mayor calado tienen en la actualidad en el ámbito del ACB medioambiental: por un lado el libro “Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy” de Nick Hanley (2009) (versión actualizada de “Cost-Benefit And The Environment”, publicado por el mismo autor en 1993), y por otro el manual que para la OCDE publicó en el año 2006 David Pearce titulado “Cost-Benefit And The Environment: Recent Developments”. Como complemento, y debido a su tratamiento sobre algunos de los puntos de interés y aunque no es un manual que analice puramente el ACB medioambiental, se harán referencias al manual de la Comisión Europea “Guide To CBA Of Investment Projects” en su versión del año 2008.

Antes de tratar de hacer una síntesis y resumen en profundidad de los pasos necesarios que se enumeran en los distintos manuales, se va a proceder a realizar una breve descripción de las metodologías que cada uno de estos autores plantea para la realización de un análisis coste-beneficio. El primero a analizar es el citado Hanley (2009), que propone un modelo cuyos pasos se recogen en la Figura 3.



*Figura 3: Proceso metodológico del ACB medioambiental (Fuente, Hanley, 2009)*

La propuesta parte de la definición del proyecto a evaluar. Esta definición debe incluir una memoria descriptiva del mismo lo más completa posible no sólo del proyecto en sí, sino también del área afectada, población, ecosistemas, etc. De esta definición se debe de ser capaz de avanzar a la siguiente etapa, en la que será necesario identificar los impactos que la ejecución del proyecto tenga sobre el área que se ha definido de estudio. Estos impactos incluirán tanto los que tengan lugar en la fase de redacción, como en su ejecución y por supuesto en su posterior explotación. Esta enumeración de impactos puede llegar a ser demasiado extensa e incluir impactos reducidos que poco o nada añaden al análisis, por lo que la siguiente etapa es la definición de aquellos impactos que resultan más relevantes para la evaluación. Esta delimitación de los impactos se debe realizar por dos cuestiones diferentes: por un lado la ya explicada de eliminar aquellos que no influyen o afectan al análisis; por otro lado es necesario limitar los impactos que se van a evaluar por una mera cuestión temporal y económica ya que toda evaluación tiene unos límites de plazos y gastos que deben asumirse: el estudio exhaustivo de todos los impactos de un proyecto podría requerir el empleo de unos recursos que no siempre estarán disponibles.

Una vez determinados los impactos que se van a evaluar en el ACB medioambiental del proyecto bajo análisis, es necesario proceder a su cuantificación física, es decir, a estimar cómo y en qué medida van a afectar al entorno medioambiental. Esta cuantificación será la que en la siguiente etapa se emplee para la valoración monetaria del impacto. En el análisis coste-beneficio se busca la comparación de todos los impactos a través de una unidad de medida común que es el valor económico. Por ello en esta etapa de la evaluación es necesario proceder a esta

valoración de los mismos. Antes de proseguir con la metodología y pasar al cálculo de un indicador de rentabilidad (generalmente el Valor Actualizado Neto), es necesario realizar una etapa previa que consiste en el descuento de los flujos monetarios asociados a los impactos. Esta etapa es de suma importancia en el caso de que los efectos del proyecto se encuentren distribuidos en el tiempo. Por último, y una vez calculada la rentabilidad económica del proyecto, será necesario realizar un análisis de sensibilidad que permita determinar el comportamiento de todos aquellos parámetros que se hayan empleado en el ACB y señalar aquellos que resulten críticos y por tanto deban ser estudiados en mayor profundidad para poder analizar el comportamiento de la rentabilidad del proyecto bajo circunstancias cambiantes de los mismos.

La OCDE (2006) plantea algunas modificaciones en su metodología de ACB medioambiental. La primera de ellas introduce una etapa previa de partida que sugiere la disyuntiva entre un análisis ex-ante, de forma previa a la decisión, o ex-post, de forma posterior. El análisis ex-ante orienta la evaluación ante la decisión de realizar o no el proyecto que se encuentra bajo análisis. Si los ingresos que se obtienen del proyecto son mayores de los costes que se asumen, entonces el proyecto puede ser realizado. En caso contrario, si los costes que supone el proyecto son mayores que los ingresos que se van a obtener del mismo, el proyecto se descarta.

Esta metodología ex-ante debería ser la empleada en la toma de decisiones de proyectos de inversión, sin embargo no siempre es así e incluso puede que la decisión sea tomada adoptando otros criterios distintos del ACB. En estos casos en los que se ha llevado ya a cabo el proyecto y a posteriori se desea conocer si la decisión de llevar a cabo el proyecto fue adecuada, es posible realizar un ACB ex-post. Esta tipología de ACB sirve para comprobar si las premisas y valoraciones llevadas a cabo durante la fase decisoria fueron correctas y adecuadas, así como verificar si las expectativas creadas por el proyecto fueron cumplidas. Los ACB ex-post también se pueden utilizar como comprobación de que un análisis ex-ante ha sido realizado de forma correcta en todo su proceso, identificar posibles puntos de error y mejorar la metodología empleada.

Esta metodología diseñada por Pearce para la organización internacional enfoca más los puntos importantes de la misma hacia el estudio de los parámetros que van a influir en el análisis que hacia la determinación y estudio de los impactos como hacía Hanley, tal y como se puede apreciar en la Figura 4.

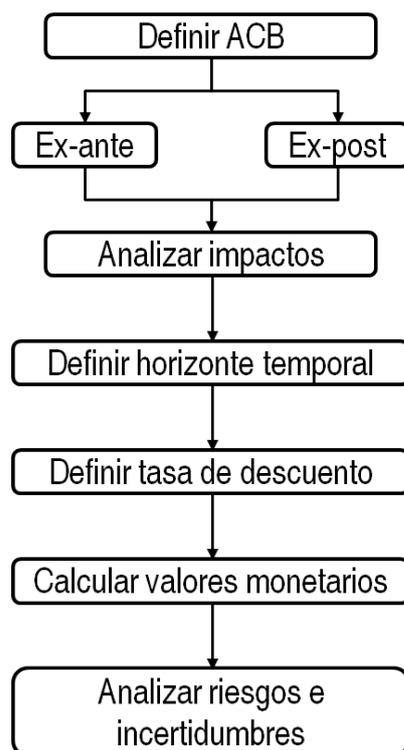


Figura 4: Proceso metodológico del ACB medioambiental (Fuente, Pearce, 2006)

Las etapas que plantea este manual parten de la definición del proyecto y del tipo de ACB a realizar (si se trata de un análisis ex-ante o ex-post), para posteriormente continuar con el análisis de los impactos. En esta etapa se incluye tanto su definición, como cuantificación. A continuación se pasa a la delimitación de los parámetros del análisis, tanto el horizonte temporal (periodo del cual se van a calcular y por tanto analizar los impactos del proyecto) como de la determinación de la tasa de descuento a emplear. Una vez definidos impactos y parámetros, se procede a la valoración monetaria de los impactos y determinación del indicador de rentabilidad, y por último a la realización un análisis de los riesgos e incertidumbres que se han podido asumir en la realización del análisis (lo que Hanley llama “análisis de sensibilidad”).

Por último, el manual redactado por la Unión Europea para el análisis de proyectos de inversión, plantea una estructura de pasos para la realización de la metodología del ACB que se recoge en la Figura 5.

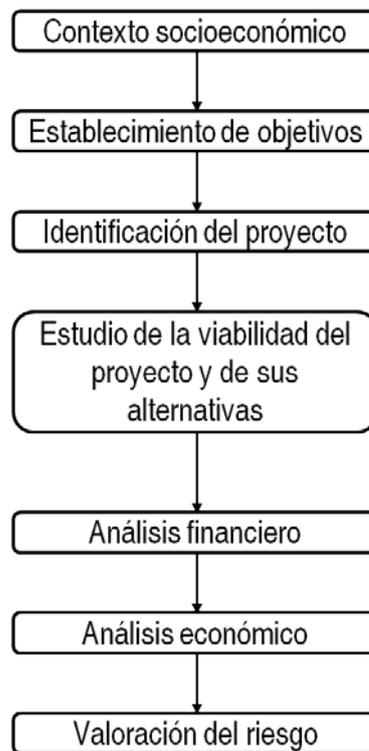


Figura 5: Proceso metodológico del ACB (Fuente: UE, 2008)

Esta metodología no se enuncia para su aplicación directa en el caso del ACB medioambiental, sino que viene enfocada hacia el supuesto de un análisis socioeconómico de un proyecto. Para ello parte de una definición del contexto socioeconómico en el que se desarrolla el proyecto, así como del establecimiento de los objetivos que el proyecto a ejecutar planea cubrir. Una vez definidos estos objetivos, se procede a la identificación del proyecto y al estudio de la viabilidad de las distintas alternativas. Este estudio se aborda desde dos vertientes: una financiera que analiza las posibilidades de obtención de los recursos financieros necesarios para la ejecución del proyecto, y otra económica que analiza la posibilidad que presenta el proyecto de generar beneficios socioeconómicos, sean éstos monetarios o no. Por último, y al igual que las dos metodologías anteriores, este manual también sugiere la realización de una etapa de valoración del riesgo del análisis realizado.

Del análisis de las metodologías anteriores se aprecian las similitudes y diferencias entre ellas, y que se pueden enumerar en las siguientes:

- La metodología de la Unión Europea plantea un importante sesgo económico, introduciendo un doble análisis financiero y económico, que no aparece en las metodologías de Hanley o Pearce. Aunque hay que recordar que estas dos están totalmente enfocadas hacia el ACB medioambiental mientras que la de la UE tiene una visión más socioeconómica.
- Para Hanley es importante el análisis de los impactos a evaluar, planteando incluso una etapa para la determinación de aquellos que realmente son relevantes en el análisis.

- Pearce sin embargo resalta en el proceso la determinación de aquellos parámetros que afectan al resultado final del análisis de rentabilidad, como pueden ser el horizonte temporal o la tasa de descuento.
- Coinciden todas las metodologías en la importancia del análisis de sensibilidad posterior al cálculo del indicador de rentabilidad, lo que permite identificar las fuentes de riesgo e incertidumbre del modelo e implementar posibles medidas que las reduzcan.

La identificación de los puntos anteriores debe permitir el avance en el estudio del modelo metodológico a emplear en el análisis coste-beneficio medioambiental. Para ello se define a continuación un marco conceptual en el cuál se recogerán las propuestas anteriores, haciéndose hincapié en los puntos considerados de relevancia con el fin de cumplir los siguientes objetivos que se presentan como clave para la evaluación de un proyecto desde el punto de vista de la componente medioambiental:

- El ACB medioambiental surge de la necesidad de enfrentarse a una serie de alternativas de proyectos que cumplen con unos objetivos y que necesitan de unos recursos limitados. Por lo tanto debe entenderse como una herramienta decisoria que debe aportar transparencia y rigor en la toma de decisiones institucionales, asegurando la eficiencia de los recursos empleados.
- Igualmente este análisis debe ayudar a filtrar aquellas alternativas de un proyecto que resultan realmente rentables, eliminando del proceso de decisión aquellas que nada aportan al debate por sus características iniciales.
- La metodología debe servir para definir tanto el horizonte temporal como la tasa de descuento a aplicar, parámetros ambos de especial importancia en el análisis por la relevancia de su peso en el resultado final. El horizonte temporal debe ayudar igualmente a determinar los impactos que son relevantes en el estudio.
- Aún siendo importante, el análisis financiero del proyecto no debe ser pieza fundamental del ACB, puesto que lo que se busca en este tipo de análisis es la determinación de un indicador sintético que vaya más allá de lo puramente contable. Obviamente este hecho puede parecer una incongruencia con el fundamento de la valoración de los impactos del proyecto en una forma económica, pero en el fondo lo que plantea el ACB es el empleo de una misma unidad de medida de los costes y beneficios del proyecto (unidad de medida que por cuestiones prácticas y de consenso se ha decidido sea la monetaria).
- El análisis del riesgo y de la probabilidad en el tratamiento de los parámetros que se emplean en el análisis es fundamental. En todo el proceso metodológico que se plantee será necesario determinar y estimar valores partiendo desde la incertidumbre, por lo que el análisis de los mismos se revela como básico para poder fundamentar las decisiones que en función del resultado del ACB se tomen.

Partiendo de estos objetivos y características que se entiende debe tener un ACB medioambiental se pasa a detallar este proceso metodológico propuesto, que de forma esquemática se recoge en la Figura 6.

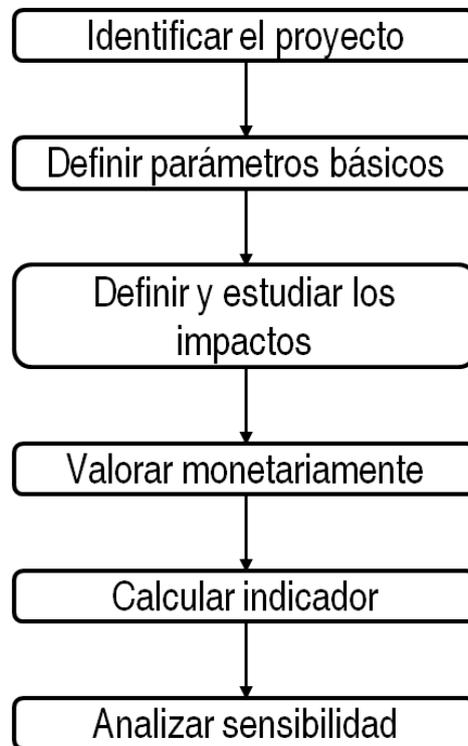


Figura 6: Síntesis de metodología ACB medioambiental (Elaboración propia)

Las etapas en las que se divide esta propuesta, que se pasan a describir con detalle a continuación son: identificación y definición del proyecto; definición de parámetros básicos; definición y estudio de los impactos; valoración monetaria de los mismos; cálculo del indicador de rentabilidad; y por último análisis de sensibilidad del modelo creado.

### 2.2.1 IDENTIFICACIÓN Y DEFINICIÓN DEL PROYECTO

La primera cuestión a tratar, y por tanto la primera respuesta que se debe analizar a la hora de realizar un ACB es diferenciar ante proyectos, políticas o planes. En ambos casos, la técnica del ACB es igual de válida, pero también es obvio que en cada una de las tipologías el análisis y desarrollo a realizar no será cien por cien exactamente igual, dado que no resulta lo mismo analizar un proyecto, con un ámbito de afección y unas acciones con una definición mucho mayor que las que puede presentar un plan o una política, que por definición se circunscriben a áreas de afección mucho mayores y suponen una serie de actuaciones menos concretas. Puesto que como se ha dicho, el ACB es igualmente válido en cualquiera de los tres ámbitos (con sus particularidades propias explicadas), proyectos, políticas y planes, en lo que sigue el texto, por mera simplificación, hará referencia en todo momento a proyectos pero sin obviar que lo expuesto será igualmente aplicable para el caso del resto de supuestos.

En esta etapa de definición será necesario abordar diferentes aspectos. Por un lado la completa descripción del proyecto, que incluirá desde la memoria descriptiva del mismo, hasta la planificación de su ejecución, incluyendo la asignación de los recursos necesarios para la misma. Por otro lado será también necesaria la descripción del área y de la población afectada. El análisis de las distintas opciones que se estén evaluando deberá permitir la definición del área de estudio y su distinto nivel de afectación.

El análisis coste-beneficio aplicado al medioambiente se puede utilizar como simple indicador de la rentabilidad y la aceptabilidad de un determinado proyecto, sin embargo, es común su empleo como elemento decisor en la elección entre varias alternativas posibles. El establecimiento de una serie de alternativas para su inclusión en la evaluación y el análisis es relevante e importante porque hay que recordar que el fin del ACB medioambiental es ayudar en el proceso decisorio, para lo cual se deben poder plantear de una forma transparente todas las opciones que se pueden dar para el caso de proyecto a analizar y qué representan las múltiples alternativas entre las que será necesario elegir. En el caso de los ACB realizados ex-ante, es común la inclusión de una “situación base” o “alternativa cero”. Esta alternativa describe la situación que se produciría si no se llevase a cabo ningún proyecto, de tal forma que permite obtener un marco comparativo entre las distintas alternativas que pueden estar bajo evaluación y la situación actual.

El estudio de la situación actual llevará la discusión hacia la elección de las alternativas que se vayan a someter a evaluación. Aunque la praxis tradicional tiende a diferenciar propuestas únicamente por el tamaño del proyecto, un debate de este tipo difícilmente producirá una alternativa “cero” en la que no se realice ninguna acción. Es necesario hacer aquí un breve comentario sobre los efectos de la incursión de la política en este proceso, puesto que muchas veces la decisión política se sobrepone a la propuesta por los técnicos y asesores científicos. La cuestión entonces se aleja del estudio de las alternativas que realmente son factibles y asumibles y se instala en el campo de los intereses políticos y personales que difícilmente pueden coincidir con los que la sociedad puede demandar en su conjunto. Si el debate sobre la elección de las alternativas se mantiene bajo control y se estructura bajo asunciones puramente técnicas, la tendencia natural supone la elección de un grupo de expertos que se hagan cargo de la decisión. La complementariedad que se produce en los equipos multidisciplinares enriquece el debate y da como resultado una mayor diversidad de opciones que resultan mucho más deseables.

Existe además de lo anterior, un problema tradicional que subyace en la consideración de la situación presente (la que corresponde con la alternativa “cero”) como estable y permanente. Esta alternativa base también sufrirá cambios y variaciones a lo largo de los años, independientemente del hecho de que no se ejecute ninguna acción, y será esta variación la que se deberá comparar con la alternativa de proyecto. El estudio de la “situación base” no debe limitarse al estudio de “no hacer nada”, sino al análisis de las consecuencias de esa inacción. Por último, una decisión binaria entre la alternativa de proyecto y la “cero” introduce la asunción de que no hay alternativas intermedias escalables, asunción que es necesario asegurar para poder descartar cualquier alternativa intermedia. Para evitar esta sensación, y aunque los

condicionantes del proyecto bajo evaluación limiten las alternativas a dos escenarios, se puede introducir un análisis sobre las consecuencias de una graduación de las acciones a ejecutar, pasando del “todo o nada” al estudio de los efectos de la implantación de acciones de una forma progresiva en el tiempo o en el espacio.

### 2.2.2 DEFINICIÓN DE PARÁMETROS BÁSICOS

Aunque a lo largo del modelo metodológico que supone la realización de un análisis coste-beneficio medioambiental es siempre necesario adoptar una serie importante de parámetros que afectan al resultado final (debido a las incertidumbres que rodean a las consecuencias futuras de la realización de un proyecto y sus impactos sobre el medioambiente), existen algunos de esos parámetros que por su especial relevancia pueden ser distinguidos como básicos y que es fundamental fijar como forma de asentar los cimientos del modelo. Los dos parámetros más importantes en todo ACB son por un lado el horizonte temporal del análisis y por otro la tasa de descuento a aplicar durante el proceso de cálculo del indicador de rentabilidad.

El horizonte temporal del análisis señala el punto a partir del cual los efectos del proyecto dejan de ser analizados (Pearce, 2006). Aunque este valor posee una cierta relación con el periodo de vida del proyecto, en el caso de la aplicación del horizonte temporal al campo medioambiental presenta la necesidad de ampliar la delimitación temporal de las consecuencias de un proyecto debido principalmente al mayor tiempo que por parte del medioambiente requiere asimilar los impactos que en él se producen.

La tasa de descuento surge de la necesidad de unir en un indicador único valores monetarios de impactos que suceden en momentos temporales distintos. Realizar esta unión con los valores monetarios distribuidos en el tiempo no es posible, sino que es necesario proceder a su descuento y trasladarlos a un año de referencia común para todos ellos.

Este paso que puede parecer sencillo se encuentra de frente con un problema especialmente relevante como es la fijación de esta tasa de descuento a utilizar. En primer lugar, porque hay que diferenciar entre el concepto de tasa de descuento e inflación. Aunque puede llegar a pensarse que son lo mismo, la inflación viene determinada por el comportamiento de la economía de una sociedad en un determinado momento, y no tiene por qué representar la variación del valor económico de un activo o impacto medioambiental a lo largo del tiempo, que es en el fondo lo que viene a describir la tasa de descuento. Sí que ambos parámetros (tasa de descuento e inflación) tienen una cierta relación, pero es importante remarcar que no son el mismo concepto.

En segundo lugar, continuando con lo anterior, porque la tasa de descuento es un concepto que presenta una cierta percepción personal, y puesto que se está intentando realizar un análisis que represente a una sociedad más o menos heterogénea, las tasas de descuento de cada uno de los afectados pueden variar de forma importante y hay que intentar buscar un cierto consenso en este parámetro.

La problemática con el descuento no se limita exclusivamente a la determinación de la tasa de descuento, sino que se puede llegar a plantear una cierta discusión (como se verá en el apartado 2.3 cuando se analice toda la problemática

asociada al ACB medioambiental) de si existe una única tasa de descuento para todos los casos, o se debe utilizar una tasa diferente en función del impacto o del bien afectado que se esté descontando.

### 2.2.3 DEFINICIÓN Y ESTUDIO DE LOS IMPACTOS DEL PROYECTO

Una vez que se tiene perfectamente definido el proyecto que se someterá al ACB medioambiental, el siguiente paso es proceder a la determinación de aquellos impactos que se derivan de la realización del mismo y que posteriormente serán los que se analicen en profundidad. Esta etapa se divide en dos pasos igualmente importantes: por un lado la identificación de todos los impactos que se pueden producir, y a continuación la determinación de cuáles de esos resultan realmente relevantes para el análisis. Como se ha visto anteriormente, Hanley justifica la necesidad de limitar los impactos a someter al análisis por dos razones. La primera es la necesidad de eliminar aquellos impactos que aun existiendo, no aportan un elemento diferenciador al análisis y por tanto al proceso decisorio. La segunda es debido a la existencia de condicionantes económicos (generalmente expresados en forma de tiempo y trabajo realizable) que limitan la amplitud del análisis. Se trata en resumen de seleccionar aquellos impactos potencialmente discriminantes y a su vez realizar un uso eficiente de los recursos disponibles para el análisis.

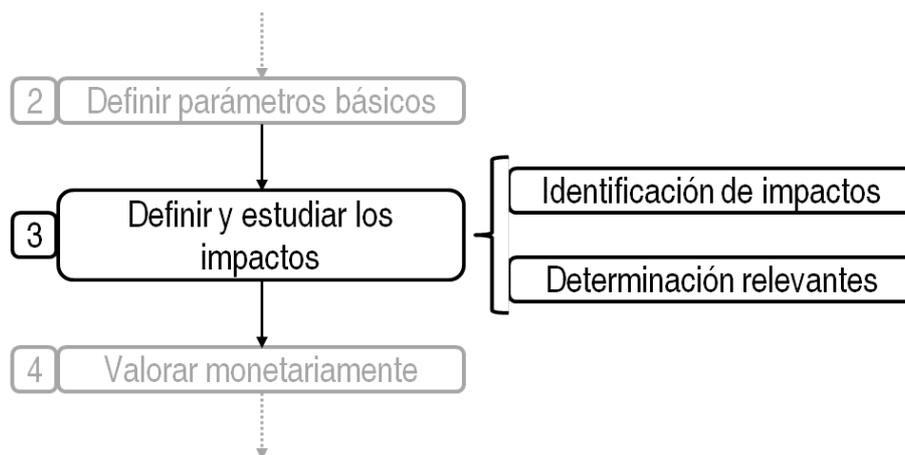


Figura 7: Detalle de la Etapa 3 (Definición y estudio de los impactos) y sus subetapas. (Elaboración propia)

#### 2.2.3.1 Identificación de todos los impactos del proyecto

En el primero de los dos pasos de esta etapa, el relativo a la identificación de los impactos, es necesario enumerar y tener en consideración en una primera aproximación todos los efectos que afecten a la población del área de estudio.

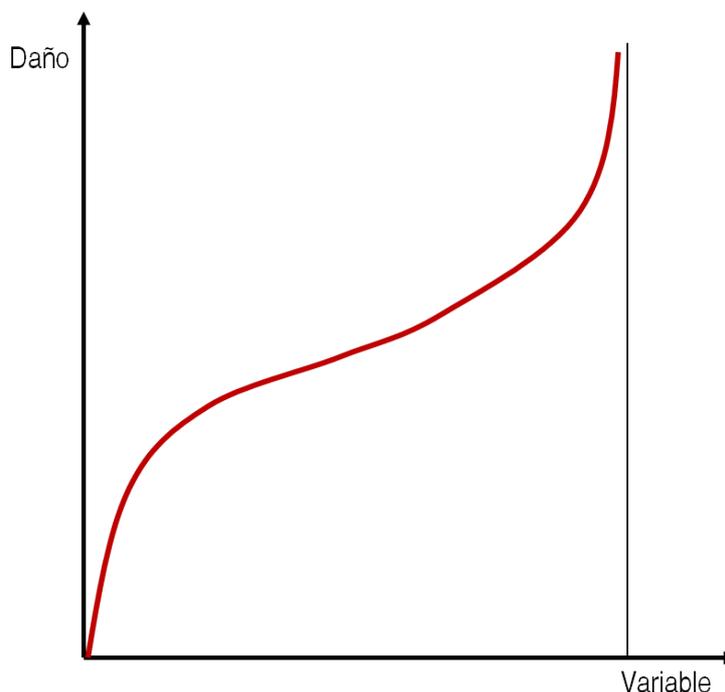
En función de la magnitud del proyecto bajo evaluación, podrán aparecer casos en los que los efectos que se deriven del proyecto se salgan del área de estudio. Se pueden encontrar ejemplos en el caso de la lluvia ácida producida por una elevada industrialización, o el efecto del CO<sub>2</sub> sobre la capa de ozono, ambos casos ejemplos

claros de impactos que afectan de una manera que se “escapa” del ámbito de actuación de un proyecto. Sin embargo existen razones para tenerlos en consideración, y principalmente dos, una legal, puesto que el causante del efecto es el que debe responder de las consecuencias derivadas del mismo, y otra moral, desde luego algo más abstracta. Si debido a la existencia de esta clase de efectos, se tienen en consideración otras áreas de estudio además de la afectada más directamente, hay que determinar si existe “equity weighting”, o igualdad de ponderación entre las áreas; es decir, si un euro de la zona A representa también un euro en la zona B, aunque esto deberá estudiarse con mayor detalle en la fase de evaluación de los impactos.

Dentro de esta fase de identificación y enumeración de impactos se deben considerar todos los efectos que aparezcan asociados al proyecto, tanto en su fase de puesta en marcha y realización, como a más largo plazo una vez el proyecto esté finalizado. En ambos casos se identificarán los efectos que pueden surgir asociados a la construcción de cualquier tipo de infraestructura y su impacto sobre el medioambiente, la mano de obra y la relación con la tasa de paro, los cambios en el tráfico y lo que puede suponer para los niveles de ruido o contaminación, efectos sobre el valor del suelo, la calidad del área en estudio...

En todo caso, estos efectos que se vayan identificando se deben analizar desde dos vertientes diferentes: adicionalidad y desplazamiento. La adicionalidad hace referencia al efecto multiplicador que puede tener la realización de nuestro proyecto bajo análisis con otro y otros que puedan llevarse a cabo en el área de estudio, y se ejemplifica en dos vertientes. Por un lado introduciendo un cambio en el efecto del impacto en sí, bien por la adición de acciones influyentes o por un efecto multiplicador de las mismas. Y por otro lado, alterando el comportamiento de la población afectada al introducir un cambio en su disponibilidad a pagar y por tanto en las decisiones estratégicas que los sujetos puedan tomar. Por todo ello, al introducir este factor en el estudio, no se trata sólo de tener en cuenta los efectos propios de nuestro proyecto, sino de cómo los efectos producidos por éste o por otros se afectan mutuamente y producen cambios en los impactos.

El desplazamiento hace referencia a los movimientos poblacionales o de capital (tanto industrial como monetario) que la realización de un proyecto puede suponer tanto para el área en estudio como para las adyacentes. Es fácil entender cómo un proyecto que tenga efectos contaminantes puede implicar un alejamiento de la población y una disminución en el valor del suelo, y como un proyecto de una nueva industria puede funcionar como polo atractivo de población y actuar disminuyendo la tasa de paro de la zona, aumentando quizás la de otra zona más lejana donde se elimina alguna industria relacionada. El estudio de este desplazamiento supone el análisis de la percepción del daño infligido a la población. Este daño percibido no tiene por qué verse correspondido con el daño real soportado, pues la percepción de los sujetos puede ser muy distinta de la posible cuantificación objetiva que se realizase de los efectos de un impacto: un determinado sujeto puede tener una alta valoración de un determinado servicio proporcionado por un bien concreto que valorado por parte de los técnicos no supone mayor daño debido al reemplazo del bien por otro nuevo que proporciona el mismo servicio.



*Figura 8: Representación de una función de daño genérica en función de su daño y de una variable relacionada con un determinado impacto. (Elaboración propia)*

El daño percibido no vendría en este caso tanto determinado por el cambio en el servicio (que no existiría) sino en el bien en sí. Este comportamiento de los sujetos frente al daño percibido y que puede influir en los efectos del desplazamiento, se ajusta generalmente a una función convexa-cóncava como la de la Figura 8. Este doble comportamiento de la función de daño viene a representar la existencia de una zona en la que el aumento de una variable que supone un determinado impacto hace aumentar el daño, aunque el comportamiento marginal de éste sea decreciente. Sin embargo, existe un punto a partir del cual la curvatura de la función cambia su sentido, magnificando el daño percibido y con él la valoración que del mismo hace el sujeto.

Es por todo ello importante controlar los efectos de ambas características a la hora de identificar todos los impactos que afectan al proyecto. Sin embargo, igualmente importante y necesario es limitar el conjunto de efectos secundarios de alguna forma, principalmente para evitar manejar una cantidad de datos elevada que imposibilite la realización del análisis.

Por último, es también importante señalar que la situación actual de las preferencias públicas condiciona el modo en el que las alternativas y sus efectos son estudiadas. Cada generación tiene su propio punto de vista, su propia información, su marco de referencia de valores, sus oportunidades y sus estrategias, todas ellas definidas por su entorno social y cultural. Por ello mismo, los aspectos relevantes a considerar se deben actualizar constantemente y deben incluso tener la precaución de incluir fuentes futuras esperadas. Este punto adquiere si cabe una extrema relevancia cuando se quiere introducir en el análisis algún tipo de estudio de sostenibilidad o de equidad interregional.

### 2.2.3.2 *Determinación de los impactos relevantes*

Cuando se trabaja con el estudio socioeconómico de las sociedades se parte de la premisa de que todas ellas buscan siempre su máximo beneficio, y esto pasa por maximizar la suma ponderada de los valores de utilidad de los bienes (la aptitud que poseen esos bienes para satisfacer necesidades) de los que disfruta esa comunidad para cada uno de sus miembros. El valor de utilidad depende principalmente del consumo que la sociedad haga de los bienes de mercado y de los bienes que no son de mercado, además de otras variables. El ACB busca elegir aquellos proyectos que hacen que la utilidad social aumente, aumentando el valor de algunos bienes por encima de la depreciación que experimentan otros. Los ingresos que se obtienen de un proyecto pueden producirse por el aumento de la calidad o cantidad de bienes con valor positivo (o por bajadas de su precio), mientras que los gastos que se producen son por el descenso de la calidad o cantidad o por la subida de precios.

Partiendo de esta premisa (y de la anteriormente explicada sobre la limitación de tiempo y coste de un ACB medioambiental), el siguiente paso de esta tercera etapa debe intentar responder a la pregunta de qué impactos de los que se han identificado en la etapa anterior son realmente relevantes para nuestro estudio.

Según Pearce (2006) “cualquier ganancia o coste que se produzca por una política o proyecto, independientemente de a quién afecte o quién lo devengue, o en qué momento del proyecto ocurra, debe ser considerado en el ACB”. Es decir, resumiéndolo mucho se puede decir que “un impacto es relevante si afecta al menos a una persona”.

En todo análisis coste-beneficio (medioambiental o no) se procede al estudio diferenciado de ingresos por un lado y de los costes por el otro. Desde el punto de vista de los ingresos, éstos pueden producirse bien por un aumento de la calidad de los bienes que proporcionan un valor de utilidad positivo a los miembros de la comunidad, o bien por un aumento de su cantidad, o por último, por una bajada de sus respectivos precios. Desde el punto de vista de los costes sucede justamente al contrario. Se entiende por coste a los descensos bien en la cantidad de un producto o servicio, bien en la calidad de los mismos que por tanto disminuyen su valor de utilidad o por la subida de sus precios.

El principal problema que va a aparecer a la hora de valorar si un impacto, un ingreso o un gasto definido como se acaba de hacer, debe ser considerado en el análisis es que la mayoría de las veces, los valores de utilidad no se negocian en mercados definidos. No existe un precio de referencia que pueda servir para saber su valor, por lo que lo fácil en estos casos es no considerar esos impactos y omitirlos del análisis. Sin embargo, gran parte de estos impactos “no fácilmente monetizables”, y que en la economía se denominan externalidades, son realmente muy relevantes para el resultado final.

Por el otro lado, existen también una serie de impactos que en general no deben ser tenidos en consideración en el ACB. Un ejemplo de este tipo de impactos es el de aquellos que se conocen como transferencias. Una muestra del concepto de transferencia se puede encontrar en los flujos monetarios que pueden surgir asociados a unas posibles reducciones de los impuestos indirectos que debe pagar un proyecto. No pueden ser tenidos en cuenta porque esta clase de ejemplos suponen que el posible

beneficio que se obtuviese por un lado (reducción de impuesto) se convierte en un gasto por el otro (pérdida de recaudación). Este ejemplo ilustra lo que se denomina “doble contabilidad” y es una de las trampas que presenta la metodología del análisis coste-beneficio a lo largo de su metodología, razón por la cual algunas guías metodológicas gubernamentales recomiendan la exclusión de estas transferencias monetarias.

Sin embargo hay dos tipologías de transferencias que sí se deben tener en cuenta. Por un lado los impuestos que se crean exclusivamente para compensar los fallos de mercado. Y por otro, en el caso de políticas diseñadas específicamente para separar los beneficios y costes de grupos sociales diferentes, distribuyendo entre ellos un diferente peso (es precisamente por esta diferencia de pesos por lo que la suma final de las transferencias no es nula).

#### 2.2.4 VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

Toda vez que se posee una lista de los impactos relevantes asociados al proyecto bajo evaluación, el siguiente paso de la metodología es proceder a su valoración monetaria. Esta etapa comprende de nuevo dos tareas. Por un lado la medición de la afección e importancia de la misma sobre el área de estudio. Para cada uno de los impactos se deberá determinar pues si suponen un flujo positivo o negativo, en qué magnitud y cuándo se produce. Por otro lado, deberá procederse a la valoración económica en sí de las consecuencias de cada uno de los impactos.

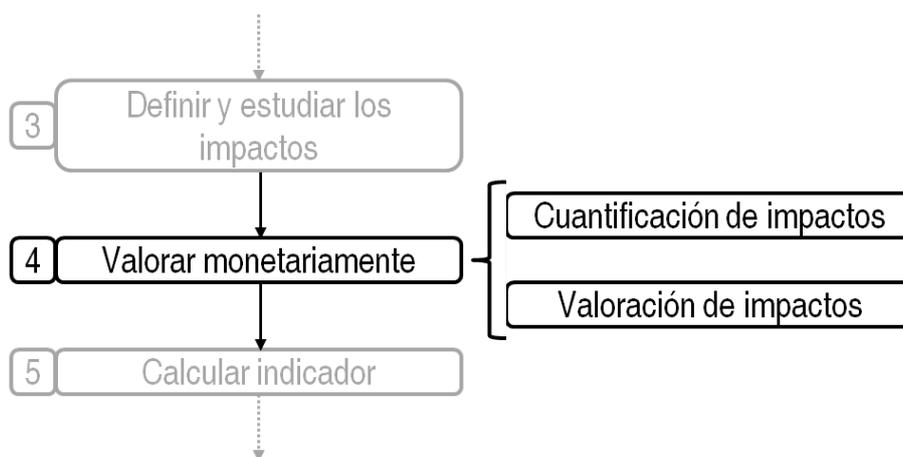


Figura 9: Detalle de la Etapa 4 (Valoración de los impactos) y sus subetapas. (Elaboración propia)

##### 2.2.4.1 Cuantificación de los impactos

Antes de proceder con la valoración monetaria de un impacto, es necesario cuantificar el mismo. Esta tarea es la que se debe de realizar en este paso de la metodología. Esta fase de cuantificación física busca establecer de algún modo las diferencias que se van a producir entre la situación de partida y la que resulte de la ejecución del proyecto. Para ello será necesario realizar un breve estudio de los diferentes impactos que han sido determinados como relevantes para el análisis y

comparar la evolución de las variables afectadas a lo largo del tiempo y de las diferentes situaciones que se den durante el proyecto.

Este proceso de determinar comparte metodología con otras dos técnicas de análisis, como son la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) y el Análisis de Ciclo de Vida (CV), en cuanto a que en ambos casos se monitorizan los impactos para después proceder a su valoración física.

Es importante señalar que en durante toda esta etapa se va a estar sujeto a una elevada componente de incertidumbre, pues en ningún momento se va a poder asegurar al 100% que determinado impacto va a producirse con la magnitud que se puede considerar ni tampoco en el momento exacto en el que se asegura. En algunos casos se podrá reducir la incertidumbre en mayor o menor medida, pero no hay que olvidar que siempre estará ahí.

### 2.2.4.2 Valoración monetaria de los impactos relevantes

Para poder comparar los efectos que suponen los impactos analizados, es necesario contar con una medida homogénea e imparcial. En el caso del ACB medioambiental, esta unidad de medida es el dinero. El dinero posee en términos económicos tres funciones: sirve como medio de pago a la hora de realizar intercambios o transacciones entre sujetos, se emplea como depósito de valor (es decir, para acumular riqueza) y por último, se emplea como unidad de medida. Es esta tercera función del dinero la que en esta etapa se empleará.

Para ello, se deberán calcular los valores monetarios asociados a los impactos que se ha definido en las etapas anteriores. Este proceso es lo que se denomina monetizar, y supone traducir el valor de un activo o del impacto que sobre él se aflige a unidades monetarias, a dinero. Sin embargo, abordar esta cuestión no es fácil, puesto que se deberá intentar solucionar varias cuestiones relevantes.

Por un lado, el valor de los impactos debe medirse en unidades monetarias constantes y homogéneas independientes del tiempo en el que el flujo se espera que ocurra, por lo que se deberá predecir el valor de los bienes afectados en el futuro y realizar el descuento de los mismos. En algunos casos se podrá llegar a conocer de una manera precisa el valor de un bien en el momento actual, pero la tendencia que ese valor experimente en el futuro es sin duda incierta puesto que depende de diferentes factores. Será conveniente pues tratar con especial cuidado esta fuente de incertidumbre, ya que se estará valorando con unidades monetarias de consumo presente costes y precios futuros, de cuyo comportamiento poco se puede saber a ciencia cierta en el presente.

Por otro lado, surge el problema de la propia valoración económica de los impactos. En determinadas circunstancias se podrá recurrir a la información que los mercados proporcionan sobre los precios de determinados bienes y servicios. En estos casos se debe tener de todas formas una cierta cautela a la hora de emplear dichos precios accesibles. Los mercados pueden expresar a través de sus mecanismos de funcionamiento irregularidades que afecten al mercado de un bien por circunstancias temporales ocasionadas por agentes interesados. Si se coge el valor de un bien según el precio de mercado en ese momento se puede estar introduciendo en nuestro análisis un error fruto de una situación especial.

Sin embargo en la mayoría de casos, no se tendrá información de un mercado que ayude a determinar el valor de un activo o impacto. En esos casos será necesario determinar un mecanismo que ayude a calcular su valor, que generalmente puede realizarse de dos formas, aunque en ambos casos depende siempre de los individuos afectados por los impactos a analizar. La primera de ellas es directamente, preguntando a cada uno de ellos cómo valoran el cambio producido por el impacto. La segunda es a través de un método indirecto, analizando sus preferencias para mejorar determinados bienes que se pueden ver afectados por los impactos. En este caso, la relación entre bien e impacto es la que realmente resulta importante y relevante. En el primero de los supuestos se recurre a las que se denominan metodologías de preferencias declaradas (puesto que es el propio usuario el que responde ante la pregunta de la valoración), mientras que en el segundo se están empleando las denominadas metodologías de preferencias reveladas (el usuario revela a través de su comportamiento el valor que un determinado activo tiene para él).

*Tabla 2: Ejemplos de activos medioambientales definidos por mercados (Elaboración propia)*

<b>Con mercado definido</b>	<b>Sin mercado definido</b>
Madera Petróleo Agua potable	Bosque Aire

Independientemente del caso con el que haya que enfrentarse, el marco de trabajo final en el que se desarrolle el análisis tiene que proporcionar el espacio para tener una visión fiable y real de la situación, con especial atención en el caso de los precios de mercado, los precios en la sombra, de viaje, de defensa o los posibles ahorros que deben aplicarse a cada caso concreto.

En ambos casos hay varios aspectos deben ser tenidos en consideración. Primero, el tratamiento de las externalidades que en ningún caso deben ser olvidadas: cuando los agentes del mercado toman decisiones sobre la asignación de los recursos disponibles basan sus decisiones en las consecuencias que les afectan directamente. Cualquier beneficio que no sea capturado, o cualquier coste que no afecte a estos agentes decisores no serán vistos como un hecho relevante en el análisis. Si se basa el proceso monetizador en un precio de mercado que no captura los costes y beneficios globales, se estará realizando un balance “a la defensiva”.

Segundo, se debe trabajar para evitar la doble contabilidad que puede darse en algunas situaciones: si un beneficio o un coste se incluye en el análisis, sus consecuencias posteriores no deben ser recalculadas. Si un flujo adicional derivado del proyecto es tenido en consideración, el incremento del valor de los recursos afectados no deben ser añadidos, porque en este caso se estarán añadiendo dos consecuencias para el mismo fenómeno, midiendo las mismas consecuencias a través de dos indicadores distintos.

Por último, se debe de tener especial cuidado a la hora de hacer simplificaciones y asunciones para no malograr la toma de decisiones. La idea de medir los trabajadores involucrados en un proceso es muy útil, pero el argumento que presenta esta medición

es una aproximación a los beneficios sociales que justifican el proyecto por sus efectos keynesianos de estímulo económico, más que por la calidad de los servicios proporcionados a la comunidad. Si se adopta esta visión, entonces se necesita comparar ese estímulo con el equivalente de alternativas desechadas.

### 2.2.5 CÁLCULO DEL INDICADOR

Una vez se poseen todos los impactos cuantificados y expresados en una misma unidad de medida, en esta etapa se busca el cálculo de un indicador, cuantitativo o adimensional, que permita calcular la rentabilidad del proyecto bajo análisis. A pesar de la posibilidad de aplicar otros indicadores (y como se verá en apartados posteriores), es común en la realización del ACB recurrir al empleo del Valor Actualizado Neto como el indicador de referencia.

El VAN (de sus iniciales) se calcula como la suma de los flujos futuros que se producen a lo largo de la vida del proyecto, actualizados a valores monetarios presentes. Su expresión matemática es la siguiente:

$$VAN = -I_0 + \sum_{i=1}^n \frac{q_i}{(1+r)^i} = -I_0 + \sum_{i=1}^n \frac{(b_i - c_i)}{(1+r)^i} \quad (1)$$

Donde  $I_0$  es el valor del desembolso inicial,  $q_i$  representa a los flujos de caja del periodo  $i$  (y que se calculan como la diferencia entre los ingresos  $b_i$  y los costes  $c_i$ ), y por último  $r$  representa la tasa de interés.

Si el VAN de un determinado proyecto arroja un valor positivo, quiere decir que ese proyecto está generando valor, y por tanto es un proyecto “rentable”. Por el contrario, si el VAN se obtiene negativo, quiere decir que los costes asociados a ese proyecto superan a los ingresos, se está destruyendo valor, por lo que el proyecto no es aconsejable de llevar a cabo. El empleo del VAN como criterio decisor está basado en el criterio de Kaldor-Hicks que como se ha explicado en el repaso del desarrollo histórico del ACB, califica una alternativa como mejor que otra si la suma de los efectos positivos de la nueva situación compensan a la suma de sus efectos negativos, independientemente de quién reciba los ingresos y quién soporte los costes. El empleo de este criterio presenta sus ventajas, como por ejemplo la optimización del empleo de los recursos disponibles, aunque presenta un gran inconveniente en aras de la búsqueda de la equidad de la sociedad. El criterio no diferencia en su enunciado entre aquellos que soportan los gastos de la nueva situación y aquellos que se benefician de las ganancias (al contrario de lo que establece el criterio de Pareto que sí busca necesariamente una mejora de cada uno de los sujetos, siendo por tanto mucho más restrictivo), por lo que el conjunto de las pérdidas y costes puede estar focalizado en un conjunto de la sociedad mientras que otro conjunto de individuos experimentan el beneficio, aumentando entre ellos las diferencias sociales.

Volviendo al análisis de las ventajas fundamentales que presenta el empleo del Valor Actualizado Neto como indicador de la rentabilidad de un proyecto y por tanto como criterio decisor del ACB, una de éstas es que permite realizar una ordenación de los proyectos analizados. Sin embargo, no tiene en cuenta su dimensión, pues proyectos

que requieran una gran inyección de capital y produzcan grandes beneficios, pero pequeños comparados con el capital inicial, figurarán entre los primeros de la clasificación.

Si se tiene por ejemplo un proyecto A con unos costes totales de 100.000 u.m. y un VAN de 50.000 u.m., y otro B con unos costes de 1.000.000 u.m. y un VAN de 60.000 u.m., el empleo de este criterio deberá indicar que el proyecto óptimo es el B, aunque a simple vista se pueda apreciar como no es necesariamente el más rentable.

Por tanto, el empleo del VAN plantea tres ventajas frente al resto de indicadores. Por un lado proporciona una medida de la rentabilidad de un proyecto. Por otro, sirve como criterio de ordenación de alternativas. Y por último puede ser empleado como un criterio de selección, estableciendo un umbral de rentabilidad mínimo a obtener por los proyectos o alternativas a evaluación.

A pesar de esta triple vertiente que plantea su utilización, el VAN es un indicador dimensional (está expresado en unidades monetarias), por lo que a menudo al cálculo del mismo se le acompaña de otra serie de indicadores adimensionales, como pueden ser la ratio Coste/Beneficio o la Tasa Interna de Retorno. Sin embargo, es posible que a través del empleo de varios indicadores se produzcan resultados inconsistentes; el proyecto puede parecer ser más rentable para una determinada tasa de interés (los máximos valores absolutos) que sin embargo no muestra los mejores resultados en cuanto a los indicadores.

A la vista de lo anterior, y con el fin de minimizar todas las desventajas que el empleo del VAN como indicador suscita en la metodología del ACB medioambiental, se podría plantear la posibilidad de definir de un indicador que sea capaz de medir los distintos componentes que aportan valor al ACB, al estilo de los indicadores específicos que normalmente se emplean en las distintas tipologías de proyectos (capacidad, polución o tiempo ahorrado en los proyectos de autopistas o caudal de agua suministrado en el diseño de redes de abastecimiento). Los nuevos conceptos medioambientales han llevado la atención en este sentido hacia la biodiversidad o el consumo de recursos naturales, mientras que los proyectos con un enfoque más cooperativo y de desarrollo tienden a proponer el empleo de conceptos como los de gobernanza, condiciones sociales o relaciones distributivas.

El objetivo final de todos estos procesos es reducir el problema a un valor monetario, y puesto que la capacidad de ser medido es sólo un primer paso, se puede intentar llevar el problema del consumo de recursos naturales hacia el de huella ecológica, o el de la distribución equitativa hacia un índice de GINI sobre la renta. Pero hasta que no se alcance un consenso sobre su valor final monetario, el empleo de esta serie de indicadores no se extenderá consensuadamente.

Algunos efectos intangibles, como el valor paisajístico han emergido como altamente importantes en algunos proyectos, especialmente en sociedades con una alta conciencia medioambiental.

El objetivo principal de esta etapa no es realizar una estimación exacta del problema, o preparar la evaluación del proyecto, sino crear un contexto discriminador. La precisión no es algo esencial puesto que lo que realmente se trata es de proporcionar

un tratamiento equitativo a las alternativas evaluadas que permitan identificar sus diferencias.

### 2.2.6 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El proceso anteriormente descrito culmina proporcionando una medida de la idoneidad o no de realizar un determinado proyecto en función de su Valor Actualizado Neto (VAN), que se ha calculado con los datos disponibles en el momento. Sin embargo, si estos datos variasen, el resultado obtenido podría ser muy diferente. La pregunta que ahora toca plantear entonces es si existe la suficiente certeza de que estos datos de partida no van a sufrir ningún tipo de cambio a lo largo del tiempo. Y puesto que en ningún momento se puede estar completamente seguro de que los impactos o circunstancias van a comportarse exactamente como se ha predicho, la respuesta a la pregunta es no.

Existen infinidad de factores que pueden afectar a cada uno de los datos que se han recogido para la realización del ACB. El principal y más importante de todos ellos es la incertidumbre que rodea a todo el proceso. En los procesos ex-ante ninguna de las predicciones que se realizan sobre muchos de los datos tienen una fiabilidad del 100%. Es por ello, que una etapa fundamental a introducir en el análisis coste beneficio debe ser el del análisis de sensibilidad.

Obviamente entre los parámetros más susceptibles a la incertidumbre que aparecen en el ACB hay que destacar dos, los mismos de los que se habló en el apartado 2.2.2: la tasa de descuento y el horizonte temporal. La tasa de descuento porque afecta directamente a la actualización monetaria que se hace de los impactos del proyecto. El horizonte temporal porque en el análisis coste-beneficio el estudio se realiza a muy largo plazo (debido a la naturaleza y el comportamiento de los impactos y su relación con el medioambiente), lo que aumenta sin duda las incertidumbres acerca del comportamiento de los distintos escenarios planteados en las alternativas bajo estudio.

Además de los dos anteriores, considerados especialmente relevantes, la cantidad de impactos que afectan al estudio, los precios sombra de estos impactos o la vida útil del proyecto también influyen en el resultado final, aunque la realización de el análisis de sensibilidad no debe limitarse exclusivamente a estudio de parámetros para descubrir cuáles de ellos afectan de una forma más relevante al resultado del ACB ante variaciones en sus valores.

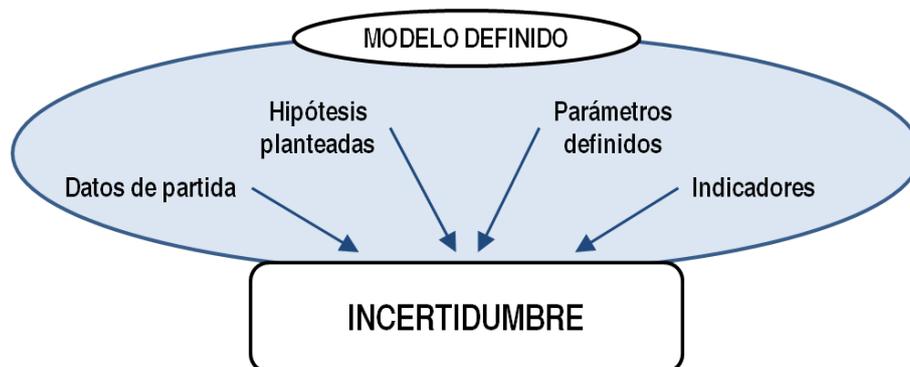


Figura 10: Fuentes de incertidumbre en el ACB medioambiental (Elaboración propia)

El análisis de sensibilidad debe servir para aclarar la idoneidad, veracidad y fiabilidad de los siguientes factores:

- De los datos e información recopilada a lo largo del proceso.
- De las hipótesis planteadas a lo largo del todo el proceso metodológico, que serán función de la información de partida disponible y de la capacidad para obtener de ella los datos necesarios para el análisis.
- De los parámetros elegidos, como ya se ha señalado.
- De los indicadores empleados.
- Del conjunto del modelo diseñado y empleado para el análisis, de sus distintas etapas y de la adecuación de las mismas al caso del proyecto bajo estudio en cuestión.

Con el análisis de sensibilidad finaliza el desarrollo metodológico del ACB medioambiental. A modo de resumen se adjunta en la Figura 11 una representación gráfica del mismo, en la que se recogen las etapas y subetapas en las que ha quedado dividido el mismo.

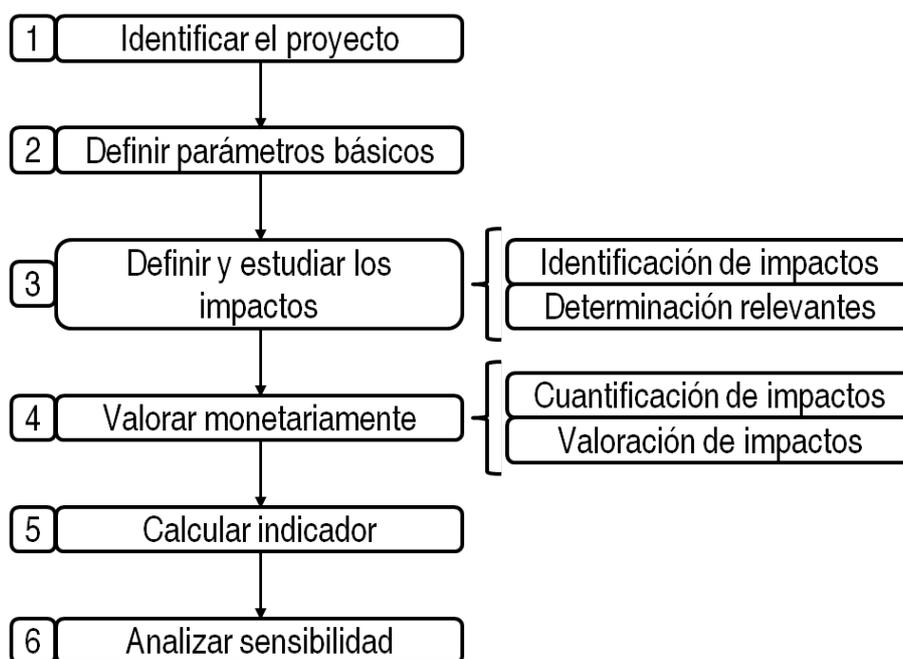


Figura 11: Representación gráfica del desarrollo metodológico propuesto para el ACB medioambiental (Elaboración propia)

El seguimiento de este modelo metodológico aplicado a un proyecto (plan, o política, junto con las distintas alternativas para cada uno de los casos) debe servir para proporcionar una base decisoria fundamentada a la hora de tener que elegir entre las distintas propuestas que existen.

### 2.3 ESTUDIO DE LA PROBLEMÁTICA ASOCIADA AL ACB MEDIOAMBIENTAL

El análisis coste-beneficio medioambiental, a pesar de la amplia utilización que del mismo se realiza como base de los procesos decisorios, no está exento de críticas. Son numerosas las voces que se han pronunciado sobre algunos de sus pasos y fundamentos a lo largo de los años. En este apartado se tratará de enunciar y de analizar con algo más de profundidad algunas de estas críticas y la problemática que se presenta con respecto a estos aspectos relativos al ACB medioambiental.

El primer punto criticado y que constituye uno de los fundamentos del ACB, es el empleo del criterio de Kaldor-Hicks como elemento decisor de la aceptabilidad o no de un proyecto. Su comparación con el principio de Pareto se hace evidente. Mientras que el segundo necesita que se produzcan situaciones en las que todos ganan, el primero requiere exclusivamente que aquellos que ganen puedan compensar a los que pierden. Esta crítica al modelo de Kaldor-Hicks es tradicional en la economía del bienestar y exige la existencia de un regulador público o gubernamental que, en defensa del interés colectivo y en busca de la equidad intra e intergeneracional, imponga “arbitrariamente” (aunque nunca será del todo aplicable esta arbitrariedad) las cargas y redistribuya equitativamente los costes y beneficios.

Una segunda crítica al ACB reside en la valoración que se hace de los activos o recursos naturales, tanto en cómo se realiza como en qué se valora. No resulta fácil pensar en valorar económicamente un árbol o el servicio que proporciona un determinado entorno paisajístico, pero el ACB medioambiental se basa precisamente en realizar esta valoración y en considerar todos los recursos desde un punto de vista monetario. La transformación es necesaria, y se tienen las herramientas necesarias para poder realizarla (al menos de una manera más o menos aproximada), aunque cada una de estas metodologías utilizables cuenta también con sus defensores y detractores. Bajo estas posturas subyace una cuestión ética que supone una barrera entre las disciplinas económicas y ecológicas, pero que en todo caso no debe utilizarse como impedimento para el desarrollo de un análisis coste-beneficio medioambiental.

Cuando esta transformación hacia lo económico resulta compleja, surge una limitación de la metodología del ACB medioambiental, problema que tiende a magnificarse aumentando o disminuyendo los beneficios sistemáticamente (Tietenberg, 2012). En los años 70, Haveman (1972) intentó arrojar algo de luz sobre esta situación analizando una serie de proyectos y comparando los estudios realizados ex-ante con nuevos análisis ex-post, concluyendo que a menudo los resultados reales tenían poca relación con las estimaciones realizadas a priori: aunque no se apreciaban prejuicios maliciosos, sí que alrededor del 50% los proyectos presentaban desviaciones en los costes superiores al 20% de los en principio estimados. Sin embargo, este estudio lejos de contrarrestar el empleo del análisis coste-beneficio, sirve para poner de relevancia la importancia de calcular correctamente los costes e ingresos de los proyectos bajo evaluación así como incluir todos los impactos que del mismo se deriven.

Por otro lado, otro punto sobre el que a menudo surgen en la literatura científica sobre la idoneidad de la valoración de activos medioambientales y la necesidad o no de que las preferencias individuales sean las que deban tenerse en cuenta a la hora de realizar un análisis coste-beneficio. Las posturas acerca de esta crítica son variadas,

desde aquellas que defienden que no solamente los humanos tenemos los derechos sobre un determinado recurso natural, y por tanto se deberían tener en cuenta las preferencias de otras especies, hasta aquellas que se preguntan qué determina la preferencia de un individual sobre un determinado recurso y por tanto que es lo que proporciona valor a un recurso medioambiental. Las bases de la valoración monetaria se han discutido previamente en el repaso por la metodología general del ACB, y estas críticas no deben permitir que las dudas sobre el valor monetario impidan cuantificar y sintetizar los impactos que un proyecto ejerce sobre el entorno medioambiental en el que se asienta, a pesar de que el asunto no deje de ser controvertido.

De igual forma surgen problemas con la idoneidad o no de recurrir al descuento a la hora de calcular el indicador del análisis (generalmente el VAN) así como de cuántos años es necesario incluir en el mismo. Aparecen diferentes posturas que defienden tanto el empleo del descuento como su omisión, así como diferentes metodologías de aplicación del mismo para aquellos que defienden lo primero.

Estas críticas y problemáticas se intentarán estudiar en este apartado, junto con algunas otras como la diferencia entre el empleo de la disponibilidad a pagar frente a la de aceptar, junto con el tratamiento que se debe realizar del descuento (tanto en la elección del descuento como en la fórmula a emplear), el horizonte temporal a tomar o la determinación de los impactos relevantes para el ACB, muchas de ellas puestas en relevancia con la publicación del Stern Review (HM Treasury) en el año 2006.

Este estudio en profundidad de las diferentes posturas debe servir como base para el desarrollo que posteriormente se hará de una propuesta metodológica que aplicada al ACB sirva para introducir una nueva componente del entorno medioambiental en el proceso decisorio.

### *2.3.1 LA VALORACIÓN DE ACTIVOS MEDIOAMBIENTALES*

En la teoría económica clásica, el término “valor” se define como el precio que los individuos están dispuestos a pagar a cambio de un determinado bien o servicio. A través de la observación de los mercados de oferta y demanda es posible determinar con una precisión relativamente alta ese precio al que se produce el intercambio. Algunas de las características generales que posee este concepto de valor económico se resumen en cuatro puntos (Lipton and Wellman, 1995):

- Los bienes o servicios tienen valor económico sólo si los individuos se lo asignan.
- El valor económico se mide en los intercambios por lo que son relativos y dependen de que exista uno de ellos y de las circunstancias en las que se produce.
- Es normal recurrir al empleo del dinero como unidad de medida del valor económico.
- El valor económico de una sociedad es la suma de los valores económicos individuales.

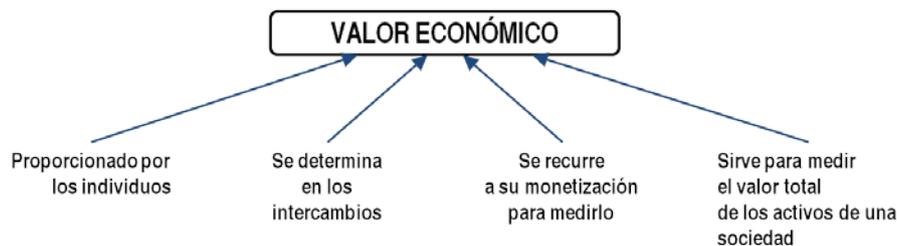


Figura 12: Características del valor económico (Fuente: Lipton and Wellman, 1995)

Apoyándose en una de estas características, cuando es necesario valorar un determinado bien material se recurre a la observación del mercado en el que el bien es intercambiado. Son los usuarios al realizar el intercambio en ese mercado los que asignan el valor o precio del bien, que es determinado por la oferta y la demanda del bien en cuestión, por lo que la determinación del precio viene dada por la transacción realizada. Sin embargo en el caso del medioambiente, los bienes o activos de este tipo no poseen generalmente un mercado en el que se realicen intercambios, por lo que la valoración de éstos no es directa.

El ACB medioambiental, tal y como se ha descrito en los apartados anteriores, basa su análisis en el cálculo del valor económico de los impactos que experimentan los activos medioambientales en los que se desarrollará el proyecto bajo evaluación, y por tanto, choca de frente con esta dificultad a la hora de proceder con la valoración de esos activos medioambientales. Es necesario así pues profundizar en el conocimiento de las diferentes metodologías existentes para realizar este cálculo del valor económico medioambiental.

Antes de pasar a analizar estas diferentes metodologías sin embargo se hace necesario definir plenamente el concepto de valor económico aplicado al caso de activos medioambientales. Pearce (2006) define este Valor Económico Total como la suma de los diferentes valores de uso y de no-uso del activo medioambiental. El valor de uso se refiere al uso actual, planeado o posible del activo en cuestión, mientras que el valor de no-uso hace referencia a la disposición a pagar para mantener un activo en el futuro, incluso aun cuando no hay un uso actual, planeado o posible. Paralelamente, existen tres tipos de valores de no-uso: por existencia, cuyo valor se refiere a la disposición a pagar por el mero hecho de mantener el activo; por altruismo, cuyo valor se refiere al hecho de mantener el activo para que otros lo disfruten; y por legado, similar al anterior, pero dirigido a las próximas generaciones futuras.

Bajo esta definición subyace una importante cuestión, y es que el empleo de este concepto obliga a realizar una valoración completa de cada una de los diferentes valores de uso y de no uso, objetivo que a todas luces resulta muy ambicioso y que puede reducir la atención sobre otros focos de valor que proporciona un bien a través de determinados servicios aislados.

A pesar de este comentario, el Valor Económico Total sigue siendo profusamente utilizado en la metodología de valoración de los activos ambientales, por lo que se seguirá con su estudio. Para proceder con el cálculo de cada uno de los conceptos que proporcionan valor al activo se emplean una serie de metodologías,

siendo algunas de las más importantes las que se recogen en la Figura 13 y se pasarán a explicar posteriormente.

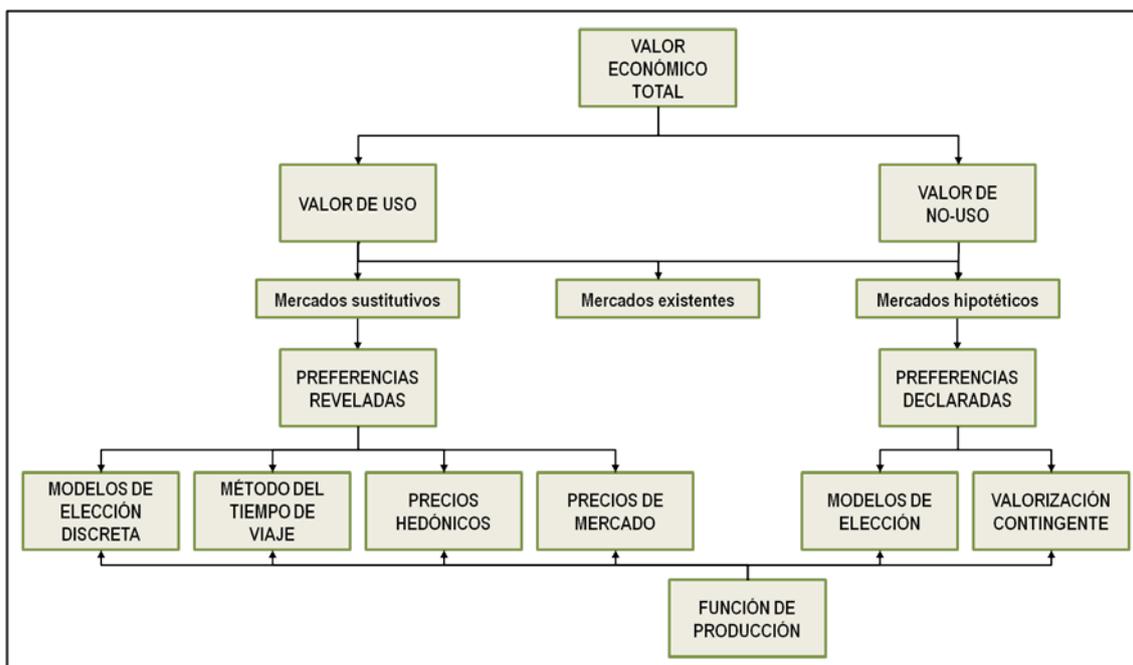


Figura 13: Valor económico total (Fuente: Pearce, 2006).

Estas metodologías admiten diferentes criterios de clasificación. La primera de ellas y más obvia es la existencia un mercado de intercambio de los activos. Cuando se posee información acerca de la lista de precios definida en mercados perfectos en los que se intercambian los bienes ambientales o los servicios afectados por los impactos, se puede observar directamente el mercado y adoptar los precios que en él se manejan.

Cuando al contrario no existe un mercado directo de precios para los bienes y servicios se pueden observar las transacciones que se realizan entre los individuos para revelar sus preferencias. En estos casos se puede recurrir a dos alternativas: el cálculo de los costes de defensa o de los costes de viaje. Los primeros se obtienen de aquellas situaciones en las que los individuos se protegen de los efectos dañinos a través de fondos privados propios, revelando en ese caso su disponibilidad a pagar para evitar el daño, o bien analizando los precios de bienes asociados que sí se intercambian en mercados definidos y de los que se pueden estimar los precios de los impactos experimentados. Estos métodos son más empleados en evaluaciones ambientales. Los segundos se emplean cuando los individuos aceptan asumir ciertos costes a cambio de obtener ciertos servicios, generalmente turísticos.

Otro criterio de clasificación de las metodologías de valoración empleado puede ser función del comportamiento de los usuarios con respecto a la transmisión de sus preferencias y valoraciones. Cuando los individuos no aceptan revelarlas directamente, se debe recurrir a crear situaciones artificiales en las que forzar a los individuos a revelar los valores que están bajo estudio. Primeramente se puede preguntar a los

individuos sus preferencias a través de evaluación contingente (cuestionarios en los que se pregunta sobre el valor monetario de servicios) y alternativamente, se pueden crear mercados simulados en los que los individuos se sienten libres de tomar sus decisiones (experimentos de elección). En ambos casos los principales puntos a tener en consideración son los prejuicios y las asimetrías que se crean si en la realización del análisis no se capturan correctamente las decisiones que tienen los individuos a la hora de decidir, y si la muestra representativa que se emplea en el proceso no está del todo bien definida.

Según este criterio de obtención de la información, la metodología de valoración de activos medioambientales o de impactos sufridos por éstos se agrupan bajo dos grandes categorías: Métodos de preferencias reveladas y métodos de preferencias declaradas. Los primeros agrupan aquellas técnicas en las que se recurre a investigación de mercados relacionados a través de los cuales se espera obtener los valores de los activos a evaluar, mientras que los segundos engloban a aquellas técnicas en las que a través de encuestas se sondea directamente la valoración que la población realiza de un activo medioambiental o del impacto que experimenta el mismo por un determinado proyecto.

*Tabla 3: Metodologías de valoración económica ambiental (Elaboración propia)*

METODOLOGÍA DE VALORACIÓN	TIPO DE MERCADO	INFORMACIÓN DEL USUARIO
Observación del mercado	Mercado Existente	
Valoración contingente	Mercado Hipotético	Preferencias Declaradas
Experimentos de elección		
Precios hedónicos	Mercado Sustitutivo	Preferencias Reveladas
Coste de viaje		
Función de la producción	Cualquier Mercado	

Independientemente de la metodología empleada, el fin último que persigue esta etapa de valoración monetaria en el ACB es determinar ante el cambio de una situación ambiental cual es la máxima cantidad que un individuo está dispuesta a pagar por ese cambio (lo que se denomina “disponibilidad a pagar”, WTP en sus siglas en inglés) o al contrario, cuál es la mínima cantidad que el individuo está dispuesto a recibir a cambio de evitar ese cambio (la “disponibilidad a recibir”, WTA). Es a través de estos valores como se calcula el valor económico de un activo o del impacto sufrido por el mismo, y son estos valores los que se busca obtener mediante la aplicación de cada una de las distintas metodologías de valoración que se pasan a explicar detalladamente a continuación.

### *2.3.1.1 Precios de mercado*

En determinadas ocasiones el recurso medioambiental que se necesita valorar estará regulado en un mercado en funcionamiento. En ese caso, la valoración es relativamente sencilla puesto que será el mercado el que proporcione la información necesaria para calcular el valor del activo. Esta técnica está orientada principalmente (y

limitada generalmente) a la valoración de servicios o de los recursos naturales como materia prima para otros procesos.

Los precios de mercado proporcionan información tanto del valor que dan los consumidores a un determinado recurso, como de los costes que supone su producción, y por tanto cuando los mercados funcionan correctamente suponen una excelente fuente de valor de los recursos tanto desde el punto de vista social como medioambiental.

Sin embargo los mercados no siempre funcionan perfectamente sino que a menudo presentan fallos, por ejemplo cuando las acciones de sujetos privados afectan a otros individuos (lo que se denomina externalidades, como por ejemplo las acciones contaminantes de una empresa sobre la calidad del aire). Además para determinados recursos, como la biodiversidad o la calidad del citado aire o del agua, no existen mercados regulados en los que observar los precios de intercambio. Y en todo caso será necesario distinguir entre los bienes que se obtienen de un determinado activo medioambiental y su valor económico total, puesto que generalmente el precio que de un bien medioambiental se obtenga en un mercado será tan sólo una parte de su valor económico total.

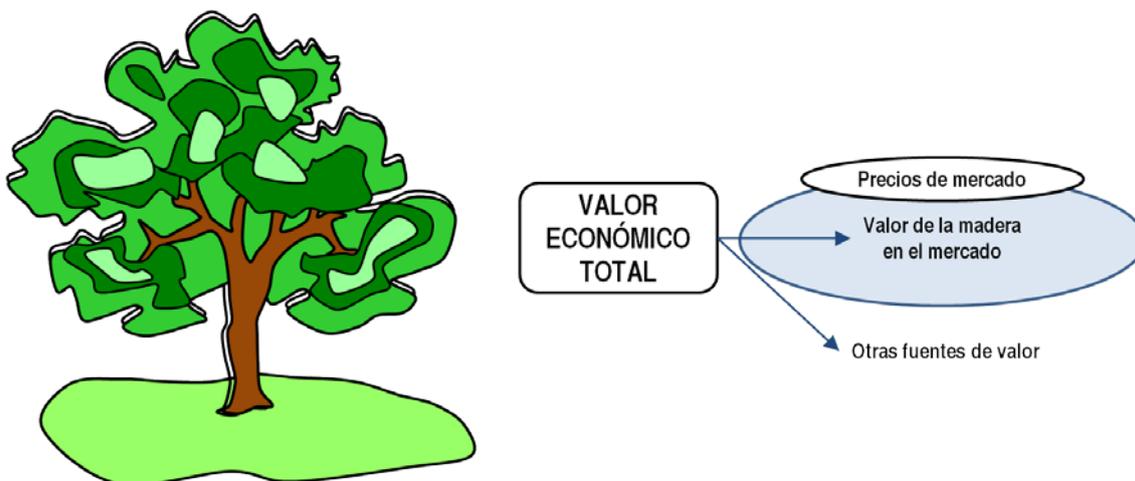


Figura 14: Valor Económico Total de un árbol y los precios de mercado de la madera (Elaboración propia)

Por ejemplo, sería posible valorar el valor económico de un árbol a través del valor de la madera que es capaz de producir y del precio de la misma en los mercados en los que se compra y vende madera. Sin embargo, el empleo del árbol como materia prima es tan sólo una de las distintas fuentes que otorga valor al árbol. Será por tanto necesario encontrar una forma de valorar esas otras fuentes. Es por esta necesidad por lo que se recurre a otros métodos de valoración de los recursos naturales.

### 2.3.1.2 Método de la valoración contingente

La valoración contingente (o método de la valoración contingente, MVC) se basa en la sencilla premisa de que si se desea saber la valoración que para un sujeto tiene un determinado bien o activo, lo más sencillo es preguntárselo directamente. Así pues esta

metodología plantea la realización de encuestas a la población afectada por el proyecto para saber su valoración económica de los impactos sufridos.

Según Hanley (2009), la valoración contingente se puede estructurar en cinco etapas:

Fase 1: definición de un hipotético mercado. En este primer paso se debe proceder a la definición de un mercado en el que se intercambiará el activo medioambiental. Esta descripción del mercado debe contener al menos los siguientes conceptos:

- Qué cambio se va a experimentar en el activo medioambiental y durante qué periodo de tiempo.
- Quién va a pagar por este cambio y por qué.
- Cómo se va a producir este pago.
- Qué pasaría si no se produce el cambio descrito (situación actual).

Es fundamental que se realice un diseño adecuado de los cuestionarios o encuestas que se van a realizar a la población, pues esta es la base fundamental del MCV. Para realizar estos cuestionarios es práctica habitual recurrir a grupos focales de la población muestral como paso previo a la realización de las encuestas finales.

Fase 2: realización de las encuestas. El siguiente paso es la realización de las encuestas. Esta fase se puede realizar cara a cara o bien por teléfono, internet o correo, aunque para cada una de ellas las tasas de respuesta varían, siendo la más elevada para aquellas encuestas que se realizan en persona (aunque su coste es también el más elevado). Generalmente además de las preguntas propias para determinar el valor del activo, se añaden otras preguntas acerca de actitudes con respecto al medioambiente, así como otras meramente de clasificación (edad, sexo, ingresos económicos...).

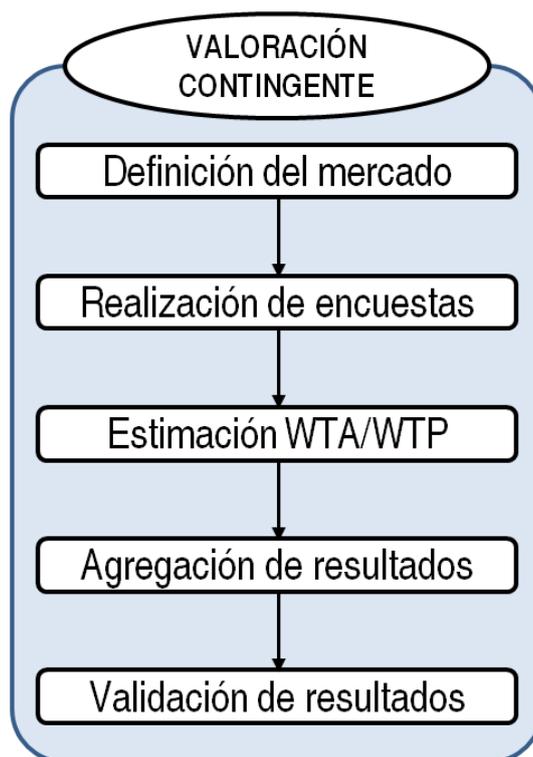


Figura 15: Fases de la valoración contingente (Fuente: Hanley, 2009)

Fase 3: estimación de los valores de las disponibilidades a pagar y/o a aceptar (WTP, WTA). En esta etapa se procede al tratamiento de los resultados de las encuestas. En función de la metodología de pregunta realizada (que se verán a continuación), este tratamiento estadístico será más o menos laborioso, pero al acabar el mismo se debe de obtener el valor estimado de la WTP por persona.

Fase 4: agregación de los resultados. La agregación hace referencia al paso de la WTP por persona al valor total del activo para toda la población. Este paso plantea tres cuestiones: la primera, la determinación de la población total afectada; la segunda, el paso de una media individual a una poblacional, para lo cual el muestreo encuestado tiene que ser representante de la población total; y tercera, el periodo de tiempo para el cual se plantea la agregación.

Fase 5: validación de los resultados. Por último, es necesario analizar la fiabilidad de los resultados obtenidos, para lo cual se recurre al empleo de diversas técnicas de validación, como pruebas de alcance, validación de la convergencia, factores de calibración, tasas de respuesta protesta o validación de la metodología.

Para obtener las respuestas acerca de la WTP de un activo es posible plantear diferentes preguntas que ayuden a obtener dicho valor: final abierto, juego de ofertas, tarjetas de pagos o preguntas de elección limitada. En la Tabla 4 se realiza un repaso de estas distintas opciones, introduciendo una pregunta de ejemplo y los problemas metodológicos más comunes a cada una de ellas.

Tabla 4: Tipologías de preguntas en la valoración contingente (Fuente: Pearce, 2006)

Tipología De Pregunta	Ejemplo	Problemas más comunes
FINAL ABIERTO	¿Cuál es la máxima cantidad que está dispuesto a pagar (por ejemplo en forma de impuestos) cada año a cambio de mantener el activo medioambiental en su condición actual?	Gran número de respuestas “cero”. Pocas respuestas positivas.
JUEGO DE OFERTAS	¿Pagaría X euros al año para mejorar el activo medioambiental tal y como le he descrito?  Mientras el encuestado responde “Sí”, el entrevistador va repitiendo la pregunta aumentando la cantidad. Cuando se responde “No”, se obtiene la WTP.	El valor final suele mostrar dependencia del valor inicial propuesto.
TARJETA DE PAGOS	<i>Mientras se muestra una tarjeta con varias cantidades:</i> ¿Cuál de las cantidades siguientes describe mejor su máxima disponibilidad a pagar para mejorar el entorno del activo medioambiental?	Dependencia de los valores mostrados en la tarjeta.
ELECCIÓN LIMITADA SIMPLE	¿Pagaría X euros al año para mejorar el activo medioambiental tal y como le he descrito?	Estima generalmente a lo alto.
ELECCIÓN LIMITADA MÚLTIPLE	¿Pagaría X euros al año para mejorar el activo medioambiental tal y como le he descrito?  Si responde “sí”, se pregunta una cantidad mayor.  Si responde “no”, se pregunta una cantidad menor.	Las dos respuestas generalmente no tienden a la misma WTP.

Teóricamente el empleo de este método permite el cálculo tanto de los valores de uso como los de no-uso de un activo medioambiental, sin embargo en la práctica resulta de difícil aplicación en determinadas situaciones. El principal problema que presenta el MCV es debido a que los resultados que se obtienen de esta metodología no se basan en decisiones reales, sino en situaciones hipotéticas, en las cuales no existe una restricción presupuestaria real lo que puede influir en las respuestas de los usuarios. Por ello, la definición del escenario se antoja crucial en este método, por lo que es necesario conseguir diseñar un escenario suficientemente entendible por parte del entrevistado de tal forma que le permita proporcionar una respuesta válida y fiable a pesar de su falta de experiencia con las dimensiones del escenario (Mitchell and Carson (1989) en Pearce (2006)).

Otra de las problemáticas puede surgir en el momento de la definición del mercado hipotético y el cometer en ese momento decisiones prejuiciosas o no completamente imparciales que se transformen en una definición del mercado incompleta o sesgada, error que luego se traducirá en una interpretación parcial del escenario por parte del encuestado, lo que sin duda repercutirá en una respuesta de la WTP también sesgada.

Este sesgo se puede ver también influido por la información previa suministrada al encuestado. Munro and Hanley (1999) analizan las diferencias entre las respuestas de encuestados a los que se les proporciona diferente información de partida sobre las consecuencias de especies animales no muy conocidas, comprobando los efectos de esta información sobre los resultados de la encuesta.

Tal y como se recoge también en la Tabla 4, la elección del método de pregunta tampoco es baladí, pues cada método descrito tiene una serie de problemáticas asociadas que varían entre la alta obtención de respuestas nulas, o la sobrevaloración de la WTP del activo medioambiental.

Otra cuestión problemática al respecto de la valoración contingente hace referencia a la naturaleza de la propia valoración de los usuarios, puesto que puede existir un cierto debate acerca de si el usuario está valorando su disposición real a pagar por mantener un determinado activo medioambiental, o si esa cantidad declarada lo que representa es el valor de su “compensación moral” por ese activo afectado (Kolstad, 2000).

### 2.3.1.3 Método del modelado de elección

Esta metodología, al igual que el de valoración contingente, también está basado en encuestas y cuestionarios. Sin embargo, plantea al usuario la necesidad de elegir entre distintos escenarios caracterizados con distintos atributos ambientales. Cada combinación de atributos tiene un coste asociado, lo que permite determinar la disponibilidad a pagar y/o a aceptar de cada atributo. El Choice Modelling (CM) adopta la visión acerca de una teoría particular sobre cómo la demanda de un activo medioambiental es representada, llamada “teoría del valor de las características”. Esta teoría dice que el valor de un activo medioambiental viene dado por las características o atributos de ese activo. Mediante la observación y análisis de las elecciones de los encuestados, se puede conocer cuáles son los atributos del activo medioambiental más influyentes, la WTP de cada uno de los atributos, y la WTP de una medida que afecta a más de un atributo.

Los pasos que requiere el empleo de este método son los siguientes (Pearce, 2006):

Fase 1: selección de atributos. En esta primera fase se procederá a la identificación y elección de aquellos atributos afectados por el proyecto y considerados relevantes que se va a querer medir y valorar. El coste monetario debe de ser uno de estos atributos, pues es el valor que permitirá después calcular la disponibilidad a pagar (WTP).

Fase 2: asignación de escalas para cada uno de los atributos. De acuerdo con las previsiones de expertos y consultores y sin olvidar una situación base (de status quo), se procede a asignar una serie de niveles o escalas de tal forma que sean factibles, reales, no lineales, reconocibles, asumibles, no afectadas por otros parámetros y que abarquen las preferencias de la población.

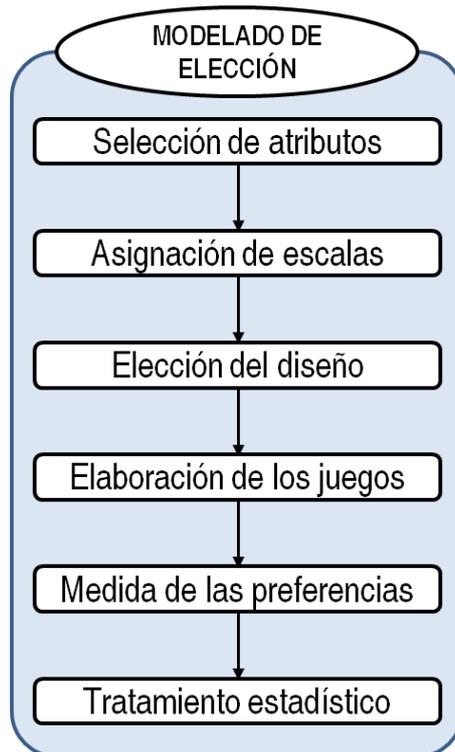


Figura 16: Fases del modelado de elección (Fuente: Pearce, 2006)

Fase 3: elección del diseño experimental. En este paso se recurre a teorías de diseño estadístico para combinar los niveles de los atributos en un número de escenarios o alternativas que serán los que se presenten a los encuestados.

Fase 4: elaboración de los juegos de elección. Las combinaciones en forma de escenarios diseñados en la fase anterior se agrupan en juegos que serán los que finalmente vean los encuestados. Esta asociación generalmente se hace en forma de parejas o en pequeños grupos.

Fase 5: medida de las preferencias. En esta etapa se lleva a cabo la encuesta a la población muestral con el fin de obtener los resultados de preferencia de los escenarios planteados. Esta medida se puede realizar mediante elección entre alternativas, calificación de alternativas o clasificación de alternativas (ver Tabla 5).

Fase 6: tratamiento estadístico. En esta última fase se procede al cálculo de las variables finales y tratamiento estadístico de las mismas con lo que se obtendrá el valor final de la WTP del activo evaluado.

Tabla 5: Tipologías de preguntas en el modelado de elección (Fuente: Pearce, 2006)

Tipología De Pregunta	Ejemplo
EXPERIMENTOS DE ELECCIÓN	Se expone a los encuestados una serie de alternativas, que difieren entre sí en algunos atributos, y se les pide que elijan la preferida de todas ellas

RANKING CONTINGENTE	Se expone a los encuestados una serie de alternativas, que difieren entre sí en algunos atributos, y se les pide que las ordenen en función de su preferencia.
CALIFICACIÓN CONTINGENTE	Se expone a los encuestados una serie de alternativas, que difieren entre sí en algunos atributos, y se les pide que las pongan una calificación o “nota”.
COMPARACIÓN POR PARES	Se expone a los encuestados dos alternativas, que difieren entre sí en algunos atributos, y se les pide que elijan la preferida entre las dos presentadas, evaluando el grado de preferencia entre ambas.

Entre las ventajas que presenta el método de los modelos de elección están que es una metodología que recoge muy bien los valores de la WTP en situaciones en las que los cambios que se experimentan tienen consecuencias en distintos niveles, puesto que la combinación de diferentes atributos en un mismo escenario permite mostrar todas estas consecuencias. Además, este método proporciona generalmente más información al encuestado que otras metodologías como por ejemplo la valoración contingente, ya que la definición que se realiza de los diferentes escenarios a través de sus atributos ayuda a la mejor caracterización del activo medioambiental, por lo que al final, se minimizan las dificultades a la hora de responder que puede tener el encuestado.

Por otro lado, los modelos de elección también presentan una serie de problemas asociados. Para empezar, el disponer de una mayor cantidad de información puede llegar a ser contraproducente, pues se puede “saturar” al encuestado de tal forma que no pueda ser capaz de procesar todos los niveles que se describen en las alternativas. Por otro lado, y al igual que ocurría en la metodología anterior, se pueden introducir sesgos en el paso de definición de los escenarios, que luego se traducirían en una valoración del activo imparcial o incompleta.

En general, toda la metodología es especialmente sensible al diseño del cuestionario. Por un lado por la tipología de pregunta planteada, que como se ve en la Tabla 5 introducen sus propias problemáticas, como por la elección de los atributos del activo y su caracterización en los niveles elegidos. Esta caracterización tiene el problema de tener que tratar asuntos como los atributos a incluir, cómo se van a describir a los encuestados, qué niveles se van a trazar, qué precio se va a usar para cada escenario, cuántos atributos definen un escenario o cuántas alternativas se proporciona al encuestado. La elección de cada una de estas variables es más un arte que una simple elección puesto que cada una de ellas influye en los resultados finales que se obtengan.

#### *2.3.1.4 Método de los precios hedónicos*

La teoría de las características del valor establece que cualquier bien básico puede ser descrito a través de un vector que recoja sus características (Z). Bajo estas circunstancias, el precio del bien (P) es función de esas características:

$$\begin{aligned} P(b_i) &= f(Z_i) \\ P(b_i) &= f(\text{Características ambientales}) \end{aligned} \quad (2)$$

Por lo tanto, si se consigue determinar la relación que existe entre la variación marginal de una de las características del vector Z y el precio del bien, entonces se puede obtener el precio de esa característica.

El método de los precios hedónicos se basa la contribución al valor de un bien de una característica ambiental y en el empleo de esta teoría para proceder a la determinación del valor de un bien medioambiental mediante la observación de estas características en determinados mercados, usualmente el mercado de la vivienda y el de los salarios.

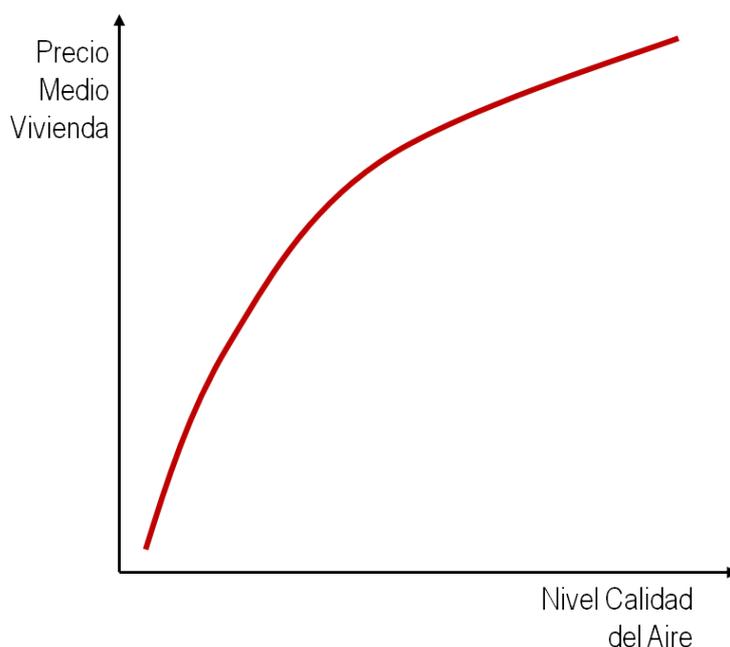
Poniendo un ejemplo, el precio de una vivienda está determinado por las características de la misma, como pueden ser los metros cuadrados que posee, su número de habitaciones, el aislamiento térmico y acústico, si posee supermercados o parques en las cercanías, la facilidad para aparcar, el tráfico, etc. El método de los precios hedónicos aplicado al caso de los activos medioambientales busca determinar la relación que existe entre los niveles de calidad medioambiental (ruido o contaminación) y el precio de la vivienda, comparando viviendas de características similares salvo en uno de estas variables medioambientales. De igual forma se puede aplicar el método en el caso de la aplicación al empleo del mercado laboral, puesto que las características de un trabajo (por ejemplo su nivel de peligrosidad) también influyen en el salario del mismo.

El primer paso para aplicar este método es la determinación de qué variables medioambientales son de interés y después asegurar que existe un suficiente volumen de datos que aúne tanto estas variables como el mercado del bien analizado. Una vez que se ha realizado esta comprobación, se puede proceder a la estimación de una curva que relacione el precio hedónico y los precios del bien junto con las características del mismo, garantizando en todo momento la independencia de los atributos.

$$P(b_i) = f(\text{Características ambientales}) \quad (3)$$

De esta forma, si se produce una variación en la calidad de las características ambientales se puede analizar el efecto de la misma sobre la variación del precio, permitiendo así una valoración de las primeras.

$$\Delta P(b_i) = f(\Delta \text{Calidad características ambientales}) \quad (4)$$



*Figura 17: Relación entre la calidad del aire y el precio de la vivienda (Fuente: Hanley, 2006)*

Como ejemplo, en la Figura 17 se representa una posible relación entre el precio de una vivienda y el nivel de calidad del aire del entorno de la misma. A través del análisis de esta relación es posible determinar el valor económico de la variación entre dos niveles de calidad del aire, suponiendo que todas las demás variables permanecen constantes.

El método de los precios hedónicos presenta una serie de problemáticas en cuanto a su aplicación, que como sucede con todas las metodologías, requieren de atención a la hora de llevarse a cabo. El primero es obviamente la necesidad de encontrar un bien con precios de mercado que se vea afectado por un bien medioambiental, y que al mismo tiempo, el daño que puede sufrir este último se refleje plenamente en el precio del bien comercial (Kolstad, 2000). Puede suceder que o bien no se tenga en cuenta alguna característica que sea relevante en la determinación del precio del bien, o que entre las que se elijan exista algún tipo de relación que se puede traducir en un problema de multi-colinealidad. Por otro lado, a la hora de elegir el tipo de función que relacione el precio con las características que definen el bien se puede elegir entre una serie de tipologías, que sin duda tendrán una influencia muy diferente en el funcionamiento de la función. Otro problema recurrente es la posible segmentación del mercado del bien analizado, que se traduce en la aparición de mercados más pequeños en la zona que se considere de estudio, introduciéndose en este caso precios distintos que no se ven influidos por las características del bien, sino por otra clase de factores no analizados, o bien directamente que los residentes (aplicando el método al mercado de la vivienda) pasen buena parte de su tiempo fuera de la vivienda, por lo que el posible daño no se reflejará directamente en el precio de la misma.

Sin embargo la problemática más grande surge del hecho de que muchos impactos ambientales no influyen directamente en el precio de bienes con mercados definidos. La contaminación del agua, la extinción de una especie animal o vegetal son ejemplos de impactos que no suelen tener una relación directa con bienes materiales.

### 2.3.1.5 *Método del coste de viaje*

El método del coste de viaje está desarrollado para valorar el uso de bienes que no poseen un mercado regulado, especialmente para áreas y localizaciones usadas con fines recreativos, como por ejemplo áreas naturales como parques, bosques, playas, lagos, etc. (Pearce, 2006). Este método propone relacionar los costes de las actividades recreativas con las características medioambientales de un activo, partiendo de la idea de que estos costes son el precio de la actividad recreativa.

La metodología más tradicional busca enlazar el número de visitas que se producen a un determinado entorno medioambiental con los costes de viaje que los visitantes asumen para poder disfrutar del mismo. El enfoque se centra en predecir en cómo el número de viajes varía a medida que varían los costes de viaje.

Una segunda metodología, que tiene algo que ver con los modelos de elección ya definidos, se centra en el momento de elección entre diferentes alternativas de recreación que realizan los individuos entre un conjunto de posibilidades.

$$CV = f(\text{Distancia}, \text{Tiempo}, \text{Entrada}, \dots) \quad (5)$$

$$\text{Visitas} = g(CV, \text{Población}, \text{Situación socioeconómica} \dots) \quad (6)$$

$$\text{Valor Activo} = CV \times \text{Visitas} \quad (7)$$

Aunque no se ha especificado la forma funcional de la ecuación (6), es común que esta sea lineal, aunque aparte de mera conveniencia no hay razón alguna para que esta sea siempre así. En una situación sin más información previa, sería conveniente suponer que la relación existente puede ser más bien como la siguiente (Perman, 2011):

$$\log(\text{Visitas}) = \alpha + \beta \log(CV_i) + \varepsilon_i \quad (8)$$

Aunque en todo caso, lo recomendable sería esperar a obtener los primeros datos y ajustar la forma anterior a aquella que mejor se ajuste a los datos obtenidos.

A través de la realización de encuestas en la entrada al activo medioambiental que se quiere valorar, se obtienen dos datos diferentes. Por un lado el número de viajes que cada usuario hace al activo durante un año. Y por otro lado, el coste en el que el usuario incurre para acceder al mismo. Este coste total debe de ser la suma de varios factores, entre los que habrá que incluir el tiempo empleado, el coste del desplazamiento, el coste de la entrada (si es que existe), y cualquier otro coste asociado al disfrute del activo.

Sin embargo, este método que puede parecer relativamente sencillo en cuanto a su aplicación, presenta también su problemática. Por un lado, la valoración del tiempo empleado, tanto por el propio cálculo del mismo, como porque generalmente estos desplazamientos a los activos medioambientales se realizan en fines de semana, por lo que la pregunta a plantearse es si es igual de valioso el precio del tiempo de ocio que el

del tiempo empleado en funciones laborales (que es aquel que más fácilmente se puede valorar a través de los salarios). La existencia de congestión en la red de transporte también afecta a la valoración del activo medioambiental, ya que aumenta los tiempos de viaje y por tanto su coste (Hanley, 2009).

Por otro lado, desde el punto de vista del usuario que busca disfrutar del activo está el problema de la disyuntiva a la hora de decidir entre diferentes opciones de ocio. La combinación de las diferentes alternativas, cuál elegir, así como cuántas veces en el año, influye en la valoración del activo, lo que está incluyendo en la misma la subjetividad de los usuarios y sus preferencias (Perman, 2011).

El método del coste de viaje puede servir para calcular el valor total de un activo medioambiental (por ejemplo un entorno en el que existe un bosque, una pradera y un lago) pero no para valorar cada uno de los elementos que le conforman. Está demostrado que funciona bien cuando el activo medioambiental es relativamente simple, pero puede presentar inconvenientes importantes cuando el activo que se pretende valorar es la suma de varios entornos medioambientales.

#### 2.3.1.6 Método de la función de producción

Los activos medioambientales, además de proporcionar un servicio que puede ser directamente consumido por la sociedad, proporciona una serie de recursos que sirven como materia prima para otros procesos productivos, afectando por tanto a los costes de producción de determinados bienes y servicios.

$$\text{Rendimiento Económico} = f(\text{Factores de Producción}) \quad (9)$$

$$\text{Coste Producción} = x \cdot (\text{Factores de Producción}) \quad (10)$$

*Donde x es el precio de los factores de producción.*

En el supuesto que se experimentasen cambios en los activos medioambientales, esto se traduciría en cambios en el proceso productivo y por tanto también en sus costes, lo que a su vez repercutiría en el precio del bien o servicio final. A través de un modelado de la relación entre estas variables y los cambios que pueden sucederse, es posible determinar los cambios en los precios debidos a los cambios en los activos medioambientales. Esta metodología es lo que se llama el método de la función de producción para la valoración de activos medioambientales.

La metodología general se basa en dos pasos (Barbier, 1994). Un primer paso en el que determinan los efectos físicos de un cambio medioambiental en un proceso productivo. Un segundo paso en el que se evalúa el impacto de ese cambio medioambiental en función del cambio experimentado en el mercado en el que se intercambia el bien o servicio producido.

Uno de los ejemplos más utilizados es el de estudiar el impacto de la erosión sobre un determinado campo de cultivo (Hanley, 2009). Suponiendo un ingreso constante por hectárea, y un efecto de la erosión creciente con el tiempo, se puede modelar la relación existente entre las pérdidas económicas experimentadas por la erosión a lo largo del tiempo, tal y como se recoge en la Figura 18.

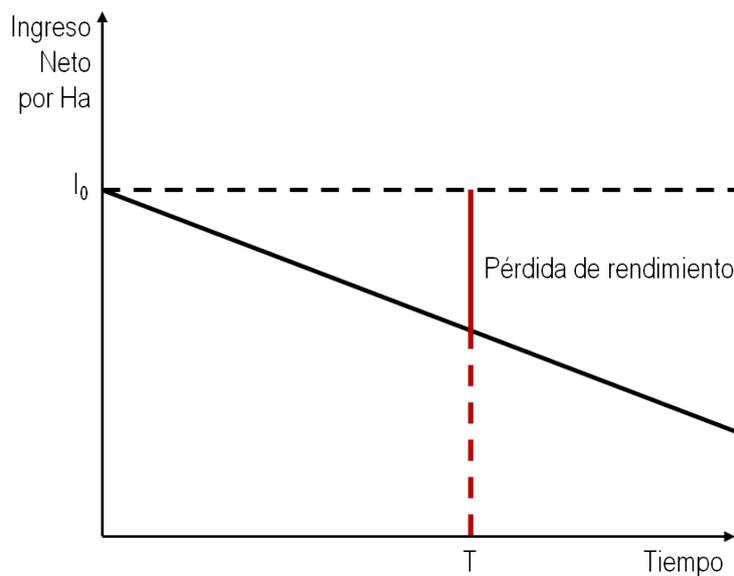


Figura 18: Cambio en la productividad como valoración del impacto de la erosión sobre un cultivo (Fuente: Barbier, 1998)

Este ejemplo presenta un enfoque muy simplificado de la metodología, pero sirve perfectamente para ilustrar el funcionamiento de la misma.

La aplicación de este método requiere la correcta identificación de la función de producción que relaciona los efectos físicos que producen cambios en la calidad del medioambiente con los cambios en los precios de los productos o servicios finales. Las distorsiones de mercado, sus imperfecciones, las políticas regulatorias o la inexistencia de un mercado para los productos finales son hechos que hay que tener en cuenta a la hora de realizar la aplicación del método para que éste produzca resultados óptimos.

### 2.3.2 EXTERNALIDADES

Una externalidad se puede definir como “una situación en la que una economía privada pierde los suficientes incentivos como para crear un mercado potencial de un bien, momento en el que la no existencia de este mercado se traduce en una pérdida de la eficiencia” (Arrow, 1969). Una externalidad existe en el momento en el que el bienestar de un determinado agente depende no sólo y exclusivamente de sus actividades, sino también de actividades bajo el control de otro u otros agentes (Tietenberg, 2012). Las externalidades son fallos que se producen en el mercado, especialmente en las situaciones de asignación de recursos naturales, tanto en un posible sentido beneficioso como perjudicial para el medioambiente (Perman, 2003).

El principal problema que surge debido a la aparición de las externalidades se deduce de la propia definición de las mismas y tiene que ver con la falta tanto de intencionalidad como de una compensación o pago de los efectos de las mismas entre los sujetos que las experimentan, estando ambas características relacionadas (Baumol y Oates, 1988).

La falta de intencionalidad proviene del hecho de que la acción de un sujeto que tiene un determinado efecto sobre otro no acarrea ninguna recompensa (externalidad positiva) o penalización (externalidad negativa). Dada la falta de recompensa o penalización, que en un mercado regulado y establecido tendría un efecto monetario fijado, el sujeto no realizará ninguna acción sobre el impacto producido. Sus acciones serán pues inintencionadas y no influirán sobre sus decisiones. La clave para tratar con estas situaciones es el establecimiento de un sistema de información que repercute los impactos positivos y negativos en forma de recompensas y penalizaciones de tal forma que las externalidades no continúen siendo inintencionadas.

Además de la clasificación entre externalidades positivas y negativas, éstas se pueden dividir también en función de si son o no “pecuniarias”. Una externalidad es pecuniaria si sus impactos producen alteraciones en los precios de mercado. Por ejemplo cuando una nueva empresa se instala en una determinada zona y esa acción implica una subida de los precios de los terrenos aledaños. Ese aumento supone un efecto negativo en todos aquellos interesados en la compra de terrenos y por tanto una externalidad. Sin embargo, la contaminación que una empresa puede producir en un río no es una externalidad pecuniaria puesto que este impacto negativo no repercute en ningún precio sobre los demás usuarios del río y su entorno natural.

Las externalidades aparecen generalmente debido a tres situaciones básicas:

- Imperfecciones en los sistemas sobre los derechos de propiedad.
- Gestión de recursos públicos.
- Mercados con estructuras de funcionamiento imperfectas.

En economía se denomina “derechos de propiedad” al conjunto de derechos, privilegios y limitaciones que se aplican sobre el uso de un determinado recurso. En aquellos mercados donde no existen fallos sino que se produce una eficiencia de los recursos se cumplen tres características básicas: exclusividad (todos los ingresos y costes asociados a la explotación de un recurso se repercuten sobre aquellos que los explotan y disfrutan), transferibilidad (los derechos de propiedad de un recurso se pueden transferir entre usuarios) y exigibilidad (los derechos de propiedad aseguran al usuario propietario de un recurso de su uso y disfrute). Un usuario de un recurso que cumple con estas tres características posee todos los incentivos necesarios como para hacer un empleo eficiente del mismo.

En el caso de derechos de propiedad correctamente definidos se produce una explotación de los mismos eficiente, de tal forma que el propietario del recurso lo explota a un precio tal que tanto él como el consumidor maximizan su beneficio. La búsqueda de este beneficio es lo que permite a ambos usuarios optimizar la eficiencia en la explotación del recurso a través del equilibrio que se produce en el mercado. Sin embargo, cuando la posesión de un determinado recurso no está perfectamente definida esta eficiencia no se consigue tan fácilmente.

Es común hacer referencia como claro ejemplo de problema con los derechos de propiedad al caso de recursos escasos con una propiedad común entre varios usuarios. En esta situación (renta de un recurso escasa y mancomunada) los distintos usuarios no pueden limitar el acceso de los demás propietarios al recurso, y ven reducido el consumo propio si no lo aprovechan, por lo que todos los usuarios tienen el incentivo

para usar el recurso antes de los demás. El recurso se sobreexplota y no se consume de una forma eficiente. Este potencial problema con la gestión de los recursos fue popularizado de forma notable por Hardin (1968) con su publicación titulada “La Tragedia de los Comunes”.

El ejemplo más claro de este tipo de recursos comunes y sus problemas de explotación son las pesquerías. En una pesquería existe un volumen de recurso que tiene lo que se denomina “esfuerzo pesquero” óptimo, que viene definido por la maximización de la diferencia entre los ingresos totales y los costes totales de explotación. Simplificando el modelo, se puede suponer que tal y como se recoge en la Figura 19 el punto de equilibrio es aquel en el que se igualan los costes marginales (supuestos constantes) con la producción marginal. El beneficio obtenido en ese caso es el del área sombreada (Gordon, 1954).

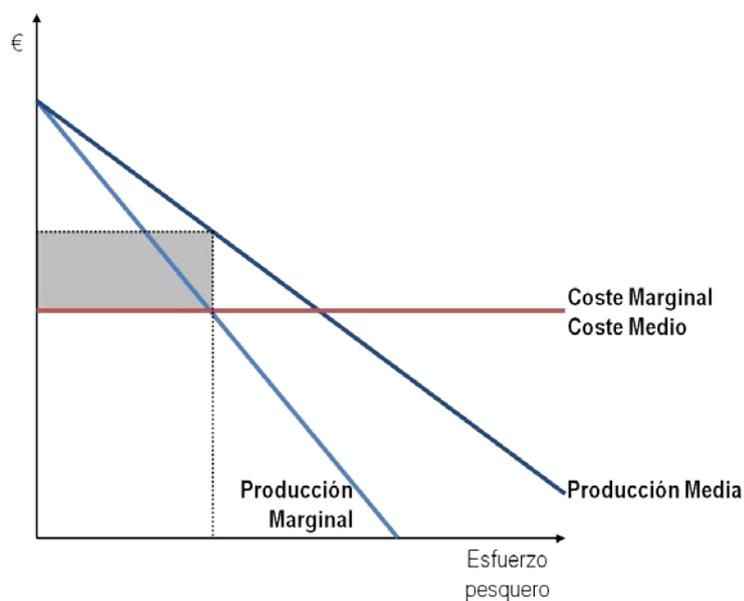


Figura 19: Representación del equilibrio de explotación en una pesquería (Fuente: Gordon, 1954)

Sin embargo, en la realidad no se tiene una única zona de pesca, sino un número de ellas y cada mañana los pescadores deciden a cuál de ellas acudir a obtener las capturas del día. Es fácil suponer que ambas zonas tendrán unas características que aún a igualdad de costes de explotación, presenten diferentes curvas de producción. Ante esta información (Figura 20) cada pescador optará por elegir aquella zona que le proporcione un mayor beneficio (mayor área sombreada), sabiendo que si él no elige esa zona, otro lo hará y por tanto su beneficio en comparación con los demás pescadores será menor. Esta actitud conducirá a la sobreexplotación del recurso hasta que ambas zonas presenten iguales beneficios de explotación.

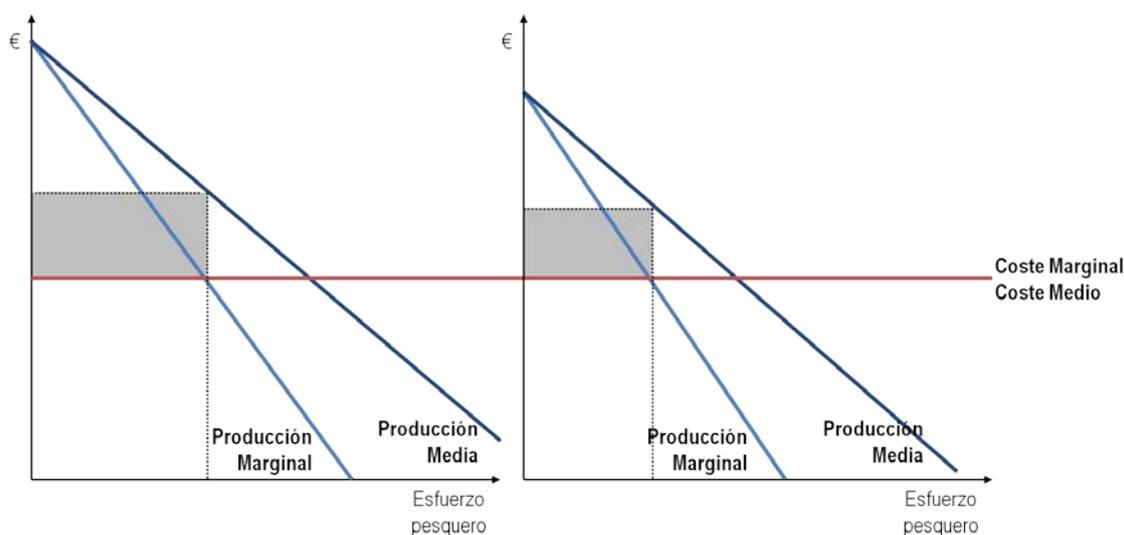


Figura 20: Representación del equilibrio de explotación en dos pesquerías (Fuente: Gordon 1954)

El siguiente tipo de externalidad lo componen los denominados bienes públicos, que son aquellos recursos que cumplen dos características básicas al mismo tiempo: la no exclusividad del mismo, que implica que el empleo del recurso por parte de un usuario no impide a los demás hacer lo mismo; y la abundancia del recurso, que supone que el uso del mismo por un usuario no reduce la cantidad disponible para los demás (Samuelson, 1954, 1955). Ejemplos de bienes públicos pueden ser por ejemplo el paisaje, el aire o el agua limpia o la biodiversidad.

Si se supone de nuevo una situación de mercado perfecto, cada usuario debería ser capaz de pagar por disponer de una cantidad de un bien público en función de su disponibilidad a pagar por el bien (relacionada con el beneficio que obtiene por el uso del recurso). La demanda total del mercado sería la suma de las disponibilidades de todos los usuarios del bien (en la Figura 21 se representa para dos usuarios).

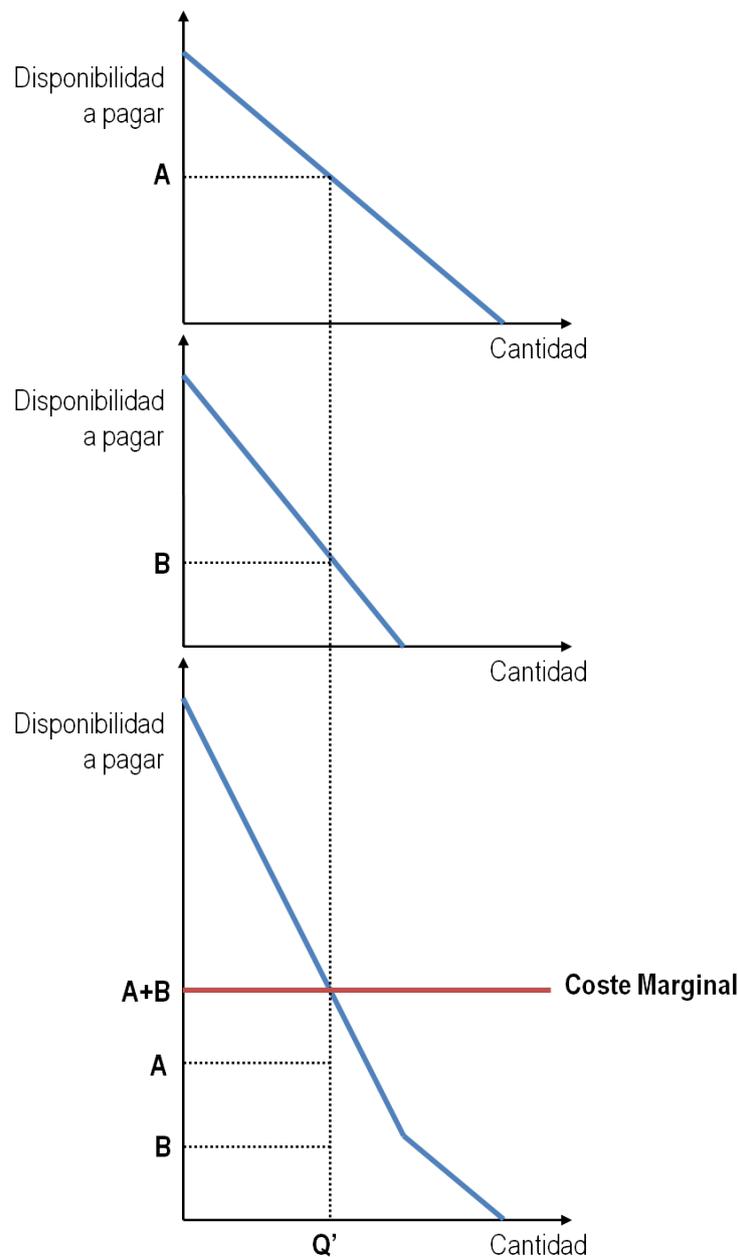


Figura 21: (Fuente: Tietenberg, 2012)

Esta situación obligaría a cobrar a cada usuario un precio distinto en función de la máxima disponibilidad a pagar de cada uno de ellos. Uno de ellos pagaría “A”, mientras que el otro pagaría “B”. Sin embargo esto presenta dos problemas: el productor (o propietario del bien) no es en principio capaz de conocer la disponibilidad a pagar de cada usuario; y aún más importante, los usuarios sabiendo de la característica de no exclusividad del bien, no tienen ningún incentivo para mostrar sus preferencias, y en caso de hacerlo, infravalorarían su disponibilidad a pagar bajando por tanto el precio del recurso. La ineficiencia surge porque cada usuario se transforma en lo que se denomina un “free rider”, un usuario que reduce el valor de un recurso para así pagar una cantidad menor por su uso (Wicksell, 1896). Los usuarios de bienes públicos infravaloran su explotación, por lo que los ingresos no llegan a ser nunca los

suficientes como para permitir la explotación eficiente de los mismos (Tietenberg, 2012).

El último caso de externalidad se encuentra en aquellos mercados que de partida poseen características que los transforman en imperfectas, como sucede en los monopolios (los monopolios por la propia situación dominante del productor, permiten que éste manipule tanto la oferta como el precio, permitiendo la maximización de su beneficio pero reduciendo el beneficio del usuario con respecto a la situación ideal de un mercado en competencia perfecta), en los mercados intervenidos gubernamentalmente (que influyen directamente sobre la asignación y explotación de los recursos a través de subsidios y/o tasas e impuestos, variando el punto de equilibrio del mercado) y en aquellos mercados con transmisión de información oculta (en los que usuarios no pueden acceder a información acerca del resto de consumidores y productores y sus decisiones).

### 2.3.3 EFICIENCIA Y EQUIDAD

Se ha visto en apartados anteriores cómo el análisis coste-beneficio se plantea bajo la base de funcionar como una herramienta que permita aprovechar el empleo de los recursos económicos y maximizar la eficiencia de los mismos. La regla fundamental de aplicación bajo la que se articula es la de permitir seleccionar aquellos proyectos que proporcionen unos beneficios mayores que los costes y, cuando la situación plantea la necesidad de elegir entre varios proyectos, aquel que proporcione una mayor cantidad de beneficios netos (Pearce, 2006). La situación de eficiencia máxima, de beneficio neto máximo, se obtiene en todo caso en aquel punto en el que los ingresos marginales coinciden con los costes marginales.

Emplear el ACB para perseguir esta eficiencia de los recursos supone implícitamente asumir el criterio de Kaldor-Hicks que como también se ha visto establece la mejoría de una nueva situación con respecto a la actual si al menos un individuo ve mejorada su situación, de tal forma que gracias a su mejora pueda contribuir a mejorar a aquel o aquellos que la vean empeorada. Trasladar este criterio al análisis de proyectos supone establecer que la rentabilidad de un proyecto es positiva siempre que se cumpla que la suma de los beneficios compense a la suma de los costes asumidos, independientemente de cómo se repartan esos beneficios y costes.

Este criterio supone dar un paso más allá con respecto al criterio de Pareto, mucho más restrictivo que el anterior, que establece que una determinada situación es rentable si al menos un individuo ve mejorada su situación sin que ningún individuo la vea empeorada.

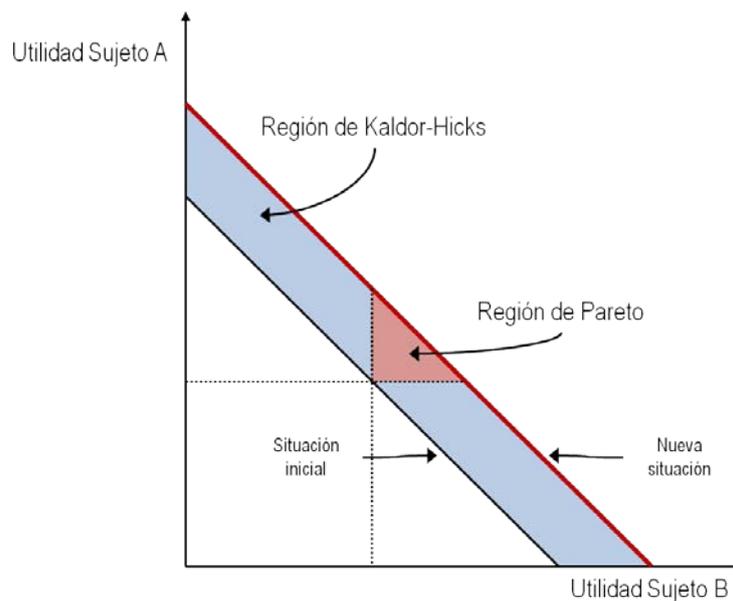


Figura 22: Representación gráfica de los criterios de Pareto y Kaldor-Hicks (Elaboración propia)

La decisión de emplear el criterio de Kaldor-Hicks como referencia en el análisis coste-beneficio medioambiental supone introducir una medida que permite maximizar la eficiencia de los recursos pero que a menudo introduce un problema de desequilibrio social, razón por la que el ACB queda expuesto a innumerables críticas, puesto que la eficiencia de un proyecto no tiene por qué venir aparejada con la equidad del mismo.

El concepto de equidad social está ligado al reparto de la riqueza en una sociedad y se entiende como el reparto igual de los costes y de los beneficios asociados a un proyecto o medida. Esta definición de equidad posee dos componentes, una denominada horizontal, y otra vertical. La equidad horizontal busca el tratamiento igualitario entre aquellas personas que se encuentran en una situación similar, mientras que la equidad vertical persigue igualar el trato que reciben las personas que tienen circunstancias distintas (en particular distinguiendo en función del nivel de renta), de tal forma que los costes o beneficios sean proporcionales a las mismas. Así, en función de la equidad horizontal podemos distinguir entre propuestas horizontalmente equitativas, que proporcionan un trato igual a las personas con las mismas características, u horizontalmente no equitativas, que distinguen entre personas aunque éstas posean circunstancias similares (Field, 2002).

De igual modo, en función de la equidad vertical podemos separar las medidas en proporcionales (que igualan el trato recibido), regresivas (que aumentan los beneficios de las personas en mejores situaciones) o progresivas (que tienden a compensar en mayor medida a las personas en situaciones peores con el fin de igualar la sociedad).

Tomando como ejemplo un determinado programa social, se puede decir que este es horizontalmente equitativo si afecta por igual a dos personas que aún viviendo en áreas completamente distintas, presentan el mismo nivel de renta. Desde la otra perspectiva, una política es verticalmente equitativa si afecta por igual (por ejemplo en

términos porcentuales con respecto a su nivel de renta) a dos personas que poseen distintos niveles de renta.

El ACB en su planteamiento base no tiene en consideración ningún tipo de medidas que aseguren la equidad de la sociedad en la toma de decisiones, por lo que en este sentido la metodología presenta un claro punto débil. A pesar de ello, la cuestión acerca de la eficiencia y equidad suele sin embargo basarse más en decisiones políticas que económicas, aunque también los propios economistas discuten a menudo de la importancia relativa de la equidad en la evaluación de los costes y beneficios y en la búsqueda de la eficiencia de los recursos (Field, 2003).

La integración de herramientas que faciliten la evaluación tanto de la eficiencia como de la equidad en la metodología del ACB medioambiental no es una tarea fácil, pero del repaso por la bibliografía científica se deduce que tampoco imposible. Sin embargo para realizar esta implementación es necesario partir de la base de que en la propia metodología se está introduciendo un sesgo social al considerar la población afectada por el estudio, puesto que aunque en principio se debería considerar a cualquier sujeto que perciba costes o beneficios del proyecto, en la práctica se trabaja con zonas más limitadas, por lo que algunos sujetos se escapan del análisis y por tanto del estudio de la equidad.

Partiendo de esta premisa, la solución más sencilla es establecer un peso relativo para cada uno de los sujetos afectados por el proyecto (Pearce, 2006).

$$VAN = \sum_i \alpha_i VAN_i \quad (11)$$

En el ACB tradicional  $\alpha_i = \alpha_j = 1$ , por lo que no se tiene en consideración la diferencia entre quién recibe los beneficios y quién soporta los costes, solución que mantiene la equidad en el supuesto de que los sujetos a los que se refiere el análisis parten de una situación de reparto óptimo.

Si no se parte de esa situación de distribución óptima, se da el caso en el que se puede variar el valor de los pesos relativos introducidos en la formulación, siempre que el establecimiento de los mismos se realice de forma suficientemente razonada y argumentada. Una buena forma de establecer estos pesos es recurrir a criterios objetivos que permitan a su vez la determinación de unos pesos objetivos, como por ejemplo en la ecuación (12):

$$\alpha_i = \left( \bar{P} / P_i \right)^e \quad (12)$$

donde  $\bar{P}$  es la media del parámetro en la sociedad,  $P_i$  el valor del parámetro para el individuo  $i$ , y  $e$  hace referencia a la elasticidad marginal del parámetro. Estos valores en principio proporcionan la herramienta para determinar unos pesos relativos de forma objetiva, y en función de la disponibilidad de los datos, de una forma sencilla, aunque el empleo de esta metodología no evita la crítica ni asegura la equidad, puesto que lo que se realiza es trasladar el problema a la elección del parámetro  $P$ .

Otra posible alternativa la propone el Green Book (HM Treasury, 2011) a través del empleo de una relación logarítmica que relacione renta e impacto. Según esta publicación (que a su vez se basa en un artículo de Cowell y Gardiner, “Welfare Weights”, 1999) existe una relación entre la función de utilidad ( $U$ ) y el consumo ( $C$ ) tal y como la que se recoge en la ecuación (13):

$$U = \log C \quad (13)$$

Una relación de esta misma forma puede emplearse para el reparto del beneficio de un determinado proyecto. Así pues, una vez fijada una renta media ( $R^*$ ) a la cual se le asigna un beneficio de valor unidad, el resto de individuos recibirán un beneficio en función de la misma: aquellos individuos con una renta de valor doble a la media, recibirán un impacto de bienestar valor la mitad; y aquellos otros con una renta la mitad, perciban un impacto en su bienestar mayor.

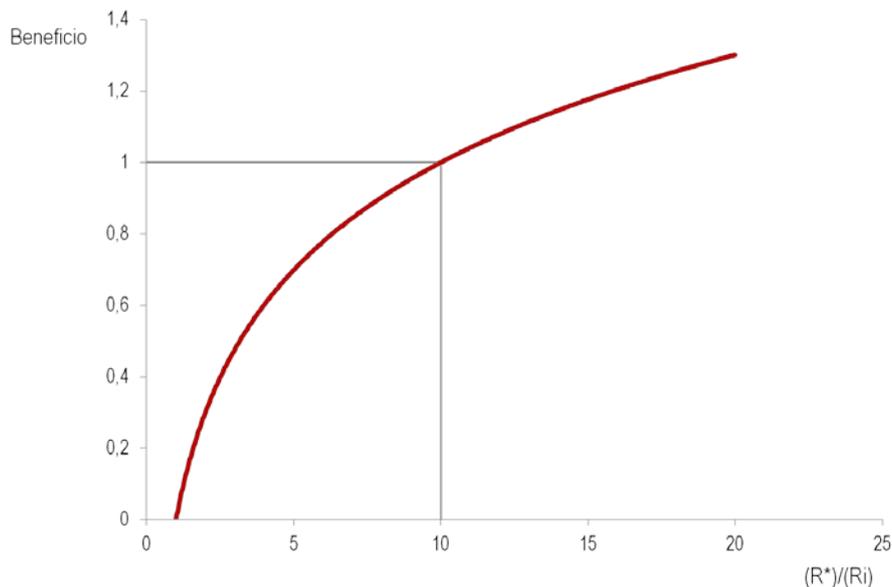


Figura 23: Relación logarítmica entre la renta y el beneficio obtenido (Fuente: Green Book, 2011)

#### 2.3.4 EL TRATAMIENTO DEL DESCUENTO

El estudio de la tasa de descuento aplicable en un análisis coste-beneficio ha sido y es por lo general, un asunto no rodeado de poca problemática y controversia. El empleo de este factor aparece en la década de los 70, al acabar la gran crisis del petróleo en los Estados Unidos de América, cuando surgió en este y en otros países la necesidad de invertir en otras fuentes de energía alternativas. Es en este preciso momento cuando la cuestión acerca del descuento se empieza a tomar como un asunto relevante por parte de los investigadores, puesto que las inversiones que se plantean tienen una serie de ingresos que no tienen lugar hasta varios años después de realizar los desembolsos iniciales. De las múltiples reflexiones que surgen a raíz de estas investigaciones, es Robert C. Lind el que publica en el año 1982 su libro “Discounting for Time and Risk in Energy Policy”, que a la postre se convertiría en referencia y que durante 15 años es

utilizado como un excelente ejemplo de consenso y referencia básica acerca del descuento. (Almansa, 2007)

En el año 1995, el Panel Internacional sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change) publica un informe sobre las consecuencias económicas y sociales del cambio climático y las políticas que deberían llevarse a cabo para atajar los posibles problemas. Dentro de este informe, el Panel dedica al estudio del descuento y de la equidad intergeneracional un capítulo que, aunque haciendo referencia al libro de Lind, incluye nuevas aproximaciones al tema del descuento, dejando claro que el descuento es un apartado de relevancia en los estudios económico-ambientales.

Desde entonces, son muchas las publicaciones que se pueden encontrar acerca del tratamiento idóneo que debe realizarse sobre el descuento y la equidad intergeneracional en el análisis coste-beneficio medioambiental, sin que se pueda concluir que existe un consenso entre ellas. Sin embargo, antes de proseguir con el desarrollo de algunas de ellas conviene responder a algunas preguntas: ¿por qué se descuenta? ¿Qué relación tiene el descuento con la equidad intergeneracional?

Descontar significa reducir el valor de los beneficios y costes a medida que se alejan en el tiempo futuro (Hanley, 2009). Se dan dos razones básicas para el empleo del descuento: la productividad del capital y las propias preferencias temporales. La productividad del capital está íntimamente relacionada con el coste de oportunidad del capital. Se puede decir que el uso de cualquier recurso en una actividad supone un coste de oportunidad al no poder utilizar ese mismo recurso en otra actividad. Este coste de oportunidad se incorpora en forma de una tasa de retorno, y Pearce (1983) lo justifica diciendo que “el empleo del coste (social) de oportunidad del capital con fines de descuento es muy interesante y es equivalente a decir que un proyecto (del sector público) debe al menos comportarse tan bien como aquellos otros proyectos a los que desplaza”.

El segundo argumento a favor del descuento es la preferencia humana de obtener los beneficios tan pronto como sea posible. Varias motivaciones se han intentado buscar para explicar esta impaciencia, como el hecho de que puede suceder que en el futuro no seamos capaces de recoger el beneficio esperado, que esos beneficios sean menores que si los recogemos en el presente o que se puede esperar ser más rico en el futuro y por tanto el valor de cada unidad monetaria extra es menos valiosa de lo que es en la actualidad.

Basándose en ambas respuestas, el descuento es empleado en el ACB. Sin embargo, este hecho plantea un problema con las generaciones futuras, pues se puede entender que ese descuento infravalora el futuro.

El desarrollo sostenible se entiende como un planteamiento de equidad intergeneracional, puesto que atiende las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para responder a las suyas propias. Existe un punto en el que los economistas acercan posturas con respecto a esta problemática enunciando que la misma no implica que las generaciones futuras deban heredar los mismos recursos de los que disponemos en la actualidad, sino que un desarrollo sostenible exigiría una compensación adecuada por el empleo de recursos naturales no

renovables y la degradación del medioambiente (IPPC, 1995). Dicho de otra forma, la equidad intergeneracional supondría el hecho de que las generaciones presentes pueden disponer de los recursos naturales disponibles siempre que se asegure que las generaciones futuras pueden ser capaces de poder ver satisfechas sus necesidades. El empleo del descuento para valorar los ingresos y gastos futuros es una forma de infravalorar los recursos futuros, o lo que es lo mismo, plantear que la importancia de esos recursos para las generaciones futuras es menor que para las generaciones presentes, que se traduce en que las generaciones futuras deberán disfrutar de los recursos en un entorno de utilidad marginal decreciente.

Según esto, un proyecto de inversión cumplirá con la equidad intergeneracional si es capaz de aumentar el bienestar de la generación presente empleando los recursos de tal forma que no perjudica a las generaciones futuras (Lesser et al., 1997). En este mismo sentido, Solow (1991) enunció que la obligación de las generaciones presentes hacia las futuras es actuar de tal modo que esas generaciones tengan la opción y capacidad de vivir en las mismas condiciones que la presente.

Debido a esta dicotomía que aparece entre el tratamiento del descuento y el de la equidad intergeneracional, aparecen en la literatura científica diferentes aproximaciones. Las más relevantes se pueden clasificar en las siguientes tipologías.

- La única posibilidad de tener en verdadera consideración a las generaciones futuras y por tanto, asegurar la equidad intergeneracional, es emplear una tasa de descuento de valor cero.
- Se propone como tasa de descuento el empleo de la “Social Discount Rate” (SDR, también llamada “Social Time Preference Rate”, y que de la posteriormente se ampliará contenido), puesto que es el parámetro más apropiado para evaluar la eficiencia temporal entre generaciones. Se descuenta utilizando esta tasa con un valor intermedio entre cero y la SDR, bien de forma constante o variable en el tiempo.
- No es necesario realizar un descuento de los activos medioambientales si actuamos con una restricción importante que impida su degradación. Los autores que defienden esta postura (Pearce et al. (1990), Barbier, Turner (1993)...) creen que no es necesario realizar ajustes en la tasa de descuento siempre que se mantenga el medioambiente en la misma situación y se mantenga un remanente que permita la restauración y rehabilitación del medioambiente en caso de que resulte afectado. Estos mismos autores definen la “sostenibilidad estricta” como la necesidad de mantener un stock de capital natural constante de tal forma que permita un crecimiento del stock (o al menos, una cantidad mínima constante) que se traduzca en un aumento de la equidad intergeneracional.
- Se descuenta utilizando la SDR, pero incrementando el valor de un activo natural a lo largo del tiempo (Fischer, Krutilla).
- Se crea un análisis específico intergeneracional dentro del análisis coste-beneficio, creando un nuevo concepto llamado “Multigenerational Net Present Value” (Kula, Padilla, Pascual).

La postura más común es quizás la descrita en el punto segundo, en la que se propone el descuento de los ingresos y gastos medioambientales futuros mediante una

tasa de descuento llamada Social Discount Rate, o Tasa de Descuento Social. Sin embargo la elección de esta tasa de descuento es también fuente de importantes controversias y desencuentros, pues su valor es crítico a la hora de determinar si un proyecto pasa el corte del análisis coste-beneficio. En el anteriormente citado libro de Lind (1982), éste recomendó “igualar la tasa de descuento social con la tasa social de preferencia temporal, determinada por las tasas de interés del consumo y estimada en base a los instrumentos que proporcionan los mercados disponibles para los inversores”. Bajo esta aproximación, la tasa de descuento social, dada una determinada función de utilidad, puede expresarse de la siguiente forma:

$$s = \delta + \mu g \quad (14)$$

Donde  $\delta$  es la tasa de descuento de utilidad temporal (o tasa de preferencia temporal),  $\mu$  la elasticidad marginal de la utilidad y  $g$  la tasa de crecimiento del consumo per cápita. En esta aproximación, incluso si la tasa de descuento de utilidad  $\delta$  es cero, la tasa social  $s$  es positiva si existe crecimiento económico y su elasticidad es positiva. Esta misma ecuación demuestra que en las situaciones generales la tasa de descuento no es constante en el tiempo y depende del crecimiento futuro esperado.

Esta propuesta surge del estudio de la variación de la función de bienestar representada en la ecuación (15), donde  $\lambda$  expresa el factor de descuento y  $\Delta c$  la variación del consumo a lo largo del tiempo.

$$\Delta W = \int_0^{\infty} \lambda \cdot \Delta c \cdot dt > 0 \quad (15)$$

$$\lambda = u'(c) \cdot e^{-\delta t} \quad (16)$$

Si se considera una forma de la función de utilidad “isoelástica” como en (17), entonces la ecuación (16) resulta de la forma:

$$u(c) = \frac{c^{1-\eta}}{1-\eta} \quad (17)$$

$$\lambda = c^{-\eta} \cdot e^{-\delta t} \quad (18)$$

Obteniéndose que la tasa de descuento es por tanto:

$$\rho = \eta \frac{\dot{c}}{c} + \delta \quad (19)$$

Que resulta ser la misma que la que se ha enunciado en la ecuación (14). Esta propuesta que Lind realiza en sus estudios, por un lado plantea la ventaja de su simplicidad pero por otro lado presenta el problema de que depende de supuestos muy concretos acerca de que la función de bienestar social es como la que se ha propuesto en la ecuación (15).

Stern (2007) en su informe económico acerca del cambio climático analiza los valores de estas variables y en concreto, el significado de la tasa de preferencia temporal. Así, relaciona el valor de la misma con la probabilidad de que la raza humana

se mantenga en la faz de la tierra en un plazo de tiempo, tal y como se recoge en la Tabla 6.

Tabla 6: Consecuencias de la elección de distintas tasas de preferencia temporal (Fuente: Stern, 2007)

	Probabilidad de sobrevivir en 10 años	Probabilidad de desaparecer en 10 años	Probabilidad de sobrevivir en 100 años	Probabilidad de desaparecer en 100 años
$\delta=0,1$	0,990	0,010	0,905	0,095
$\delta=0,5$	0,951	0,049	0,607	0,393
$\delta=1,0$	0,905	0,095	0,368	0,632
$\delta=1,5$	0,861	0,139	0,223	0,777

Estas probabilidades hacen referencia al estudio de las consecuencias del cambio climático sobre la Tierra, sin embargo estudia con mayor detalle el caso de la tasa de descuento aplicable a proyectos, concluyendo que las recomendaciones que realiza el Green Book (HM Treasury, 2011) que se ven en el próximo apartado 2.3.4.1 son aceptables y totalmente válidas debido a que los fallos que pueden darse en el caso de proyectos son muchos y variados, y los valores de la anterior tabla se quedan en la mayoría de los casos demasiado bajos.

Independientemente de que para el caso de proyectos exista un valor de referencia para el caso al que hace referencia su informe, Stern propone determinar el factor de descuento y la función de bienestar en función de tres casos que modifican los valores anteriores: uno, en el que la población varía a lo largo del tiempo (20) y (21), con  $N$  siendo la población total en un tiempo  $t$  y  $C$  su consumo;

$$W = \int_0^{\infty} N \cdot u\left(\frac{C}{N}\right) \cdot e^{-\delta t} dt \quad (20)$$

$$\lambda = u'\left(\frac{C}{N}\right) \cdot e^{-\delta t} \quad (21)$$

otro en el que analiza el problema desde el punto de vista de la equidad intergeneracional (22) y (23), siendo ahora  $C_i$  y  $N_i$  los consumos y las poblaciones de cada uno de los grupos que conforman la población total;

$$W = \int_0^{\infty} \sum_i N_i \cdot u\left(\frac{C_i}{N_i}\right) \cdot e^{-\delta t} dt \quad (22)$$

$$\lambda = \sum_i \alpha_i \cdot u'(c_i) \cdot e^{-\delta t} \quad (23)$$

y un tercero en el que se analizan los efectos de la incertidumbre acerca del verdadero conocimiento sobre la variación de el comportamiento del consumo (asociado a una probabilidad  $p_i$ ) a lo largo del tiempo (24) y (25).

$$W = \int_0^{\infty} \sum_i p_i \cdot u(c_i) \cdot e^{-\delta t} dt \quad (24)$$

$$\lambda = \sum_i p_i \cdot u'(c_i) \cdot e^{-\delta t} \quad (25)$$

Los desarrollos y el empleo de las anteriores formulaciones permiten estimar una tasa de descuento razonada y argumentada. Sin embargo, existe otro punto de importante controversia con respecto al empleo del descuento como es el de la formulación a emplear. La teoría básica supone el empleo de la ecuación (26):

$$V_d = V_i \times \frac{1}{(1+r)^i} \quad (26)$$

Donde  $V_d$  es el valor descontado,  $V_i$  el valor en el año  $i$ ,  $r$  la tasa de descuento e  $i$  el número de años. Esta formulación corresponde al descuento exponencial típico.

Sin embargo, existen otras formulaciones y metodologías que se han propuesto en la literatura científica para tratar de solucionar las diversas controversias asociadas al empleo del descuento en el ACB medioambiental.

#### 2.3.4.1 *Tasas de descuento escalonadas*

El Green Book (HM Treasury, 2011) propone que en aquellos proyectos que se requiera la realización de un ACB medioambiental a un largo plazo (más de 30 años), se tome una tasa de descuento reducida en tramos. Así, esta publicación propone los datos que se recogen en la Tabla 7 como sugerencia para la tasa de descuento y años en los que aplicarla.

*Tabla 7: Tasa de descuento decreciente para el largo plazo (Fuente: H.M. Treasury, 2011)*

<b>Periodo de años</b>	0-30	31-75	76-125	126-200	201-300	+301
<b>Tasa de descuento</b>	3,5%	3,0%	2,5%	2,0%	1,5%	1,0%

En la publicación se justifica el empleo del valor de 3,5% como tasa de descuento como suma (según la fórmula de Lind) de un valor de  $g$  del 2%,  $\delta$  1,5% y  $\mu$  1,0. Para el caso de horizontes temporales mayores de 30 años, se propone la metodología anterior como una forma de contrarrestar la incertidumbre acerca de las condiciones macroeconómicas futuras, aunque igualmente recomienda afinar todos

estos valores a la hora de la realización del análisis de sensibilidad del modelo del ACBm.

#### 2.3.4.2 *Tasas de descuento decrecientes*

Esta metodología se basa en diferentes lógicas. La primera es la sustitución del exponente en el factor de descuento por una función hiperbólica (cuya justificación teórica viene dada por el criterio de Chichinilsky (1996)). Una función de descuento de este tipo tiende a mejorar la viabilidad de aquellos proyectos en los que los costes tienen lugar en los primeros años de vida del estudio y los beneficios se encuentran muy diferidos en el tiempo, pero al mismo tiempo tiene a reducir la viabilidad estimada de proyectos con los costes el final del periodo de estudio. El descuento hiperbólico causa una penalización al futuro al tender asintóticamente a cero a lo largo del tiempo, proporcionando de este modo una opción bastante buena para aquellos proyectos con un largo periodo de vida estimado, incluso si éste se alarga durante siglos. (Henderson and Bateman, 1995; Almansa, 2011)

El factor de descuento hiperbólico tiene la forma general siguiente:

$$DFh = \frac{1}{(1 + at)^{a/b}}; a, b > 0 \quad (27)$$

Algunos autores (Almansa 2007, Poulos 2000) proponen que los parámetros se definan como  $a=b=2r$ , donde  $r$  es la tasa de descuento a aplicar.

Weitzman (2001) propuso una modificación del anterior factor para situaciones de incertidumbre acerca de la situación económica futura, en la que la tasa de descuento se ajusta a una distribución gamma. Para obtener esta conclusión, realizó dos suposiciones de partida. La primera, que la forma de la tasa de preferencia temporal  $A_j(t)$  de cada individuo es exponencial (Ecuación 28); la segunda que la componente  $x_j$  de la Ecuación (17) presenta una distribución gamma de probabilidades (Ecuación 29, Figura 24).

$$A_j(t) = e^{-x_j t} \quad (28)$$

$$f(x) = \frac{\beta^\alpha}{\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} \cdot e^{-\beta x} \quad (29)$$

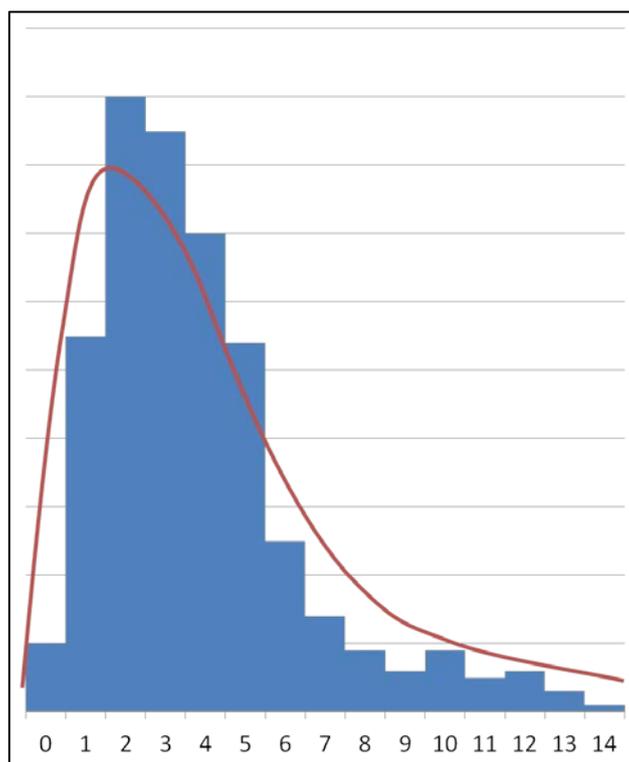


Figura 24: Distribución gamma de tasas de preferencia temporal (Fuente: Weitzman, 2001)

Partiendo de la representación del descuento efectivo para un determinado tiempo  $t$ , definido por la función  $A(t)$  (Ecuación 30), es posible llegar a un factor de descuento tal y como el que se representa en la Ecuación (31).

$$A(t) = \int_0^{\infty} e^{-xt} \cdot f(x) \quad (30)$$

$$R(t) = \frac{\alpha}{1 + \left( t\beta^2 / \alpha \right)} \quad (31)$$

Donde  $\alpha$  y  $\beta$  denotan la media y la desviación estándar de la distribución Gamma. En concreto, Weitzman propone el uso de los parámetros  $\alpha=0.04$  y  $\beta=0.03$  anual.

#### 2.3.4.3 Tasas de descuento duales

Esta metodología emplea dos tasas de descuento diferentes en función de si estamos hablando de bienes tangibles o de intangibles. Bajo esta aproximación, nuestra ecuación final del Valor Actualizado Neto será de la forma:

$$VAN = \sum_{t=0}^{t=n} \left( \frac{F_t}{(1 + STPR)^t} \right) + \sum_{t=0}^{t=n} \left( \frac{N_0}{(1 + EDR)^t} \right) \quad (32)$$

Siendo  $F_t$  el flujo anual de los bienes tangibles y  $N_0$  el de los intangibles, normalmente medioambientales. La tasa de descuento varía entre STPR (Social Time Preference Rate) y EDR (Environmental Discount Rate). (Almansa 2011)

A modo de conclusión y resumen, en la Figura 25 se representa la variación del factor de descuento a lo largo del tiempo para distintas metodologías de tratamiento del descuento: tasa de descuento escalonada, constante e hiperbólica.

- El descuento escalonado se plantea en tramos de 30 años, con una reducción de la tasa de descuento de medio punto porcentual en cada tramo, hasta alcanzar un mínimo del 0,75%. Se asemeja así a la propuesta que realiza el Green Book (H.M. Treasury, 2011).
- El descuento hiperbólico se realiza tomando, tal y como se ha citado, la referencia de Almansa (2007) o Poulos (2000) acerca de los valores de los parámetros.

En todos los casos, se emplea la fórmula de Lind para el cálculo de la tasa de descuento, con valores de la tasa de preferencia temporal y de la elasticidad marginal del consumo tomados como medias (redondeadas) de los valores recogidos de la bibliografía referenciada. Para el valor de la tasa de crecimiento del consumo se podría realizar lo mismo y se obtendría un valor del entorno del 2-3%. Sin embargo, debido a la actual coyuntura económica en la que el crecimiento está siendo mucho más moderado (e incluso negativo) se opta por un valor mucho más conservador, que es lo que hace que el valor final de la tasa de descuento social sea de un 2,75%.

*Tabla 8: Propuesta de Valores de la tasa de descuento social y sus componentes (Elaboración propia)*

<b>TASA DE DESCUENTO SOCIAL</b>	2,75%
<b>Tasa de preferencia temporal</b>	1,25%
<b>Elasticidad marginal</b>	1,00%
<b>Tasa de crecimiento del consumo</b>	1,50%

En la referida Figura 25 se aprecian las diferencias entre las distintas metodologías de aplicación del descuento analizadas. Se comprueba como el descuento constante es la opción menos conservadora, puesto que para la tasa de descuento social sugerida (2,75%) plantea importantes descuentos sobre el valor de los activos para horizontes mayores de los 60 años. Las metodologías de descuento basadas en escalones o mediante una formulación hiperbólica se aprecian como alternativas

mucho más conservadoras desde el punto de vista del mantenimiento del valor de los activos medioambientales a lo largo del tiempo.

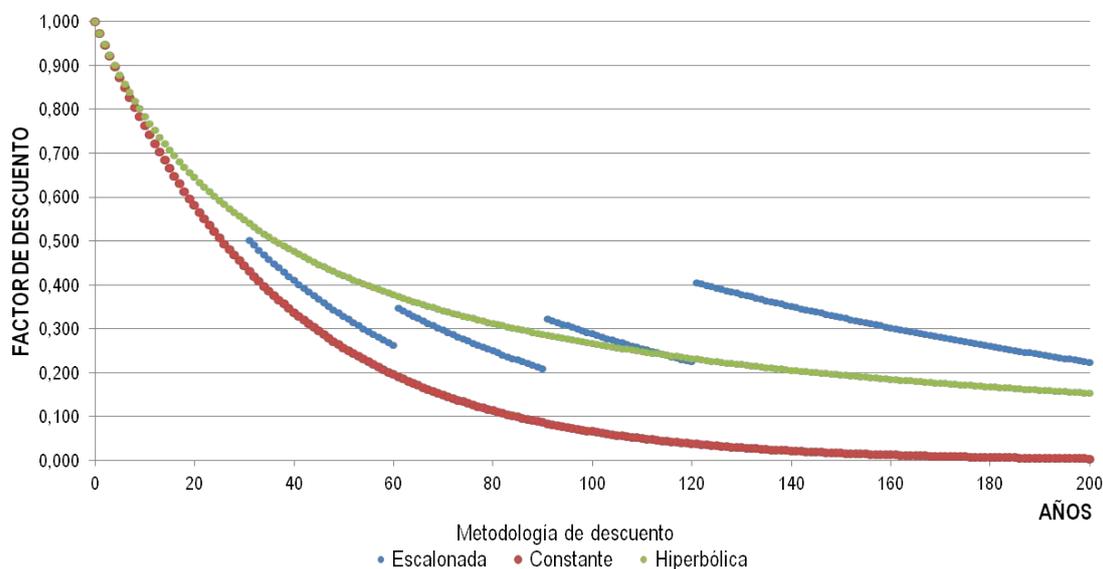


Figura 25: Representación gráfica de las distintas metodologías de descuento (Elaboración propia)

### 2.3.5 HORIZONTE TEMPORAL

Un segundo parámetro crítico en la realización del ACB medioambiental, y que está íntimamente relacionado con la tasa de descuento analizada en el apartado anterior, es el horizonte temporal o número de años durante los cuales se analizan las consecuencias del proyecto bajo evaluación, y que por tanto son los que se incluyen en el análisis. Desde un punto de vista más académico se puede definir el horizonte temporal como “aquel punto a partir del cual no se estiman los costes y beneficios” (Pearce, 2006).

Tradicionalmente, en el ACB este punto ha venido marcado por la vida física o económica del proyecto, siendo política habitual tomar como horizonte temporal para proyectos generales de inversión un plazo de 15-20 años. En el caso de proyectos de inversión pública este valor varía en función de la infraestructura a analizar y del uso que se le vaya a dar. Así, según el manual de ACB de la Unión Europea (Guide to Cost Benefit Analysis of Investment Projects, 2008) es recomendable tomar como horizonte temporal un plazo que puede variar desde los 10 hasta los 30 años, tal y como se recoge en la Tabla 9.

Tabla 9: Horizonte temporal recomendado (UE, 2008).

Proyecto por sector	Años
Energía	25
Agua y medioambiente	30
Ferrocarriles	30

Carreteras	25
Puertos y aeropuertos	25
Telecomunicaciones	15
Industria	10
Otros servicios	15

Sin embargo, en el ACB medioambiental influyen otros factores que hacen que el horizonte temporal que tradicionalmente se viene empleando no sea igual de válido, y que principalmente se pueden agrupar en dos: por un lado, el hecho de que los recursos naturales no tienen un “plazo de amortización” definido, sino que deben ser considerados a muy largo plazo; y por otro lado que existe una elevada incertidumbre acerca de los efectos que pueden perturbar a estos mismos recursos naturales, por lo que también es necesario elevar el horizonte para poder minimizar los efectos de esta incertidumbre. La irreversibilidad de las acciones que tienen que ver con la gestión de los recursos naturales plantea en este mismo sentido la necesidad de ampliar el estudio temporal de los impactos y aumentar así la prudencia tanto en el análisis como en la toma de decisiones.

El primero de los factores hace referencia a la imposibilidad de acotar temporalmente el periodo de vigencia económica de un recurso natural. Así como otra clase de activos pueden tener un ciclo de vida definido, en el caso de los activos medioambientales esta determinación es generalmente indefinida.

Sin embargo, también es cierto que para determinados casos concretos es posible llegar a acotar algo más el horizonte temporal. En el caso de realizar un análisis sobre cosechas o plantaciones se puede utilizar como límite temporal de la explotación el tiempo que tarda la cosecha en volver a producirse. Por ejemplo, aquellos productos agrícolas que dan una cosecha al año tendrían un horizonte temporal de un año, mientras que determinadas especies arbóreas que requieren de varios años más de maduración pueden rondar periodos de 20 o 40 años, e incluso para aquellas especies más longevas se pueden llegar a asimilar horizontes temporales de más de 100 años.

Pero a pesar de este ejemplo, en el que se puede llegar a estimar de una manera aproximada el horizonte temporal del recurso natural, el caso de los recursos naturales renovables no es aplicable a todo tipo de recursos. Si se consideran los recursos naturales no renovables (el caso de los yacimientos minerales es el ejemplo más claro) aparece el problema de no saber determinar exactamente el tiempo máximo de explotación del recurso que se va a tener. Este tipo de recursos agotables rigen su explotación mediante la regla de Hotelling que define una tasa de explotación óptima. Esta regla, cuya formulación aparece en la ecuación (33), es función de los valores que el mercado asigne al recurso a lo largo del tiempo y de la tasa de interés, determinando que un recurso será explotado siempre y cuando su tasa de interés sea menor que la del mercado (lo que en economía se conoce como el coste de oportunidad de los recursos). La influencia de la componente tiempo (y las variaciones que ésta induce en los demás factores) hace que sin duda se introduzca una componente de incertidumbre en la ecuación.

$$V_f = V_i (1 + r) \quad (33)$$

Esta regla sin embargo no deja de ser una mera simplificación de un desarrollo matemático más complejo. Así, Tietenberg (2009) explica el cálculo de explotación de un recurso natural no renovable partiendo de la asunción de que la curva de demanda de dicho recurso es lineal y estable a lo largo del tiempo, por lo que la curva de precios a lo largo del tiempo y para un periodo  $t$  puede ser escrita como la ecuación (34):

$$P_t = a - b \cdot q_t \quad (34)$$

Los ingresos totales que se obtienen de extraer una determinada cantidad  $q_t$  en un periodo  $t$  son entonces el valor de la integral de la función anterior:

$$\begin{aligned} (Total\ Ingresos)_t &= \int_0^{q_t} (a - b \cdot q_t) dq \\ &= a \cdot q_t - \frac{b}{2} q_t^2 \end{aligned} \quad (35)$$

Asumiendo que el coste marginal de extracción del recurso es constante y de valor  $c$ , el coste total de extraer una cantidad  $q_t$  en un periodo  $t$  vendrá dado por la ecuación (36):

$$(Total\ Costes)_t = c \cdot q_t \quad (36)$$

Si se dispone de un depósito total del recurso de valor  $Q$ , entonces la gestión óptima de la tasa de explotación del recurso es aquella que satisface el problema de maximización planteado en la ecuación (37):

$$Max_q \sum_{i=1}^n \frac{a \cdot q_i - b \cdot q_i^2 / 2 - c}{(1+r)^{i-1}} + \lambda \left[ Q - \sum_{i=1}^n q_i \right] \quad (37)$$

Si en lo anterior se asume que la cantidad  $Q$  es menor de aquella que normalmente se demanda en cada uno de los periodos, la solución a la cuestión anterior se resume en dos condiciones a cumplir:

$$\frac{a \cdot q_i - b \cdot q_i^2 / 2 - c}{(1+r)^{i-1}} - \lambda = 0, i = 1, 2, \dots, n \quad (38)$$

$$Q - \sum_{i=1}^n q_i = 0 \quad (39)$$

De la ecuación (38) se deduce que la diferencia entre ingresos y costes aumenta a lo largo del tiempo con una tasa de interés  $r$ . A esta diferencia se le denomina tradicionalmente coste marginal del usuario.

Se puede poner un ejemplo de explotación de recurso medioambiental no renovable para poder entender mejor los distintos factores que afectan a la tasa óptima

de extracción y por tanto al horizonte temporal del recurso en sí. Un caso típico de estos recursos es el caso de una mina de un determinado mineral. La tasa de extracción como se ha visto depende de los valores actuales del recurso  $Q$ , de los ingresos y costes de explotación del mismo. De aquí se deduce que los dos primeros factores que afectan a la tasa de extracción son tanto los precios de venta como los costes de extracción. Estos costes a su vez, están directamente afectados por las tecnologías disponibles, que pueden definirse como otro factor con influencia sobre la tasa óptima de extracción, puesto que una tecnología extractiva que permita la reducción de los costes, aumenta el valor del recurso y por tanto su tasa de extracción. Por último, no hay que olvidarse del volumen de stock del recurso, que obviamente determinará directamente junto con la tasa de extracción el horizonte temporal de explotación del mismo.



Figura 26: Factores que influyen en la tasa óptima de explotación de un recurso no renovable (Elaboración propia)

Si se plantea un caso numérico, las ecuaciones (38) y (39) permiten calcular el horizonte temporal de explotación óptima de un recurso, y por tanto el horizonte temporal a aplicar en la evaluación y valoración del mismo. Suponiendo los valores de ejemplo que se recogen en la Tabla 10 se obtiene un valor de 9 años para la explotación del recurso.

Tabla 10: Valores de ejemplo para el cálculo del horizonte temporal de explotación óptimo de un recurso natural no renovable (Tietenberg, 2009)

a	8€
b	0,4
c	2€
Q	40
r	0,10

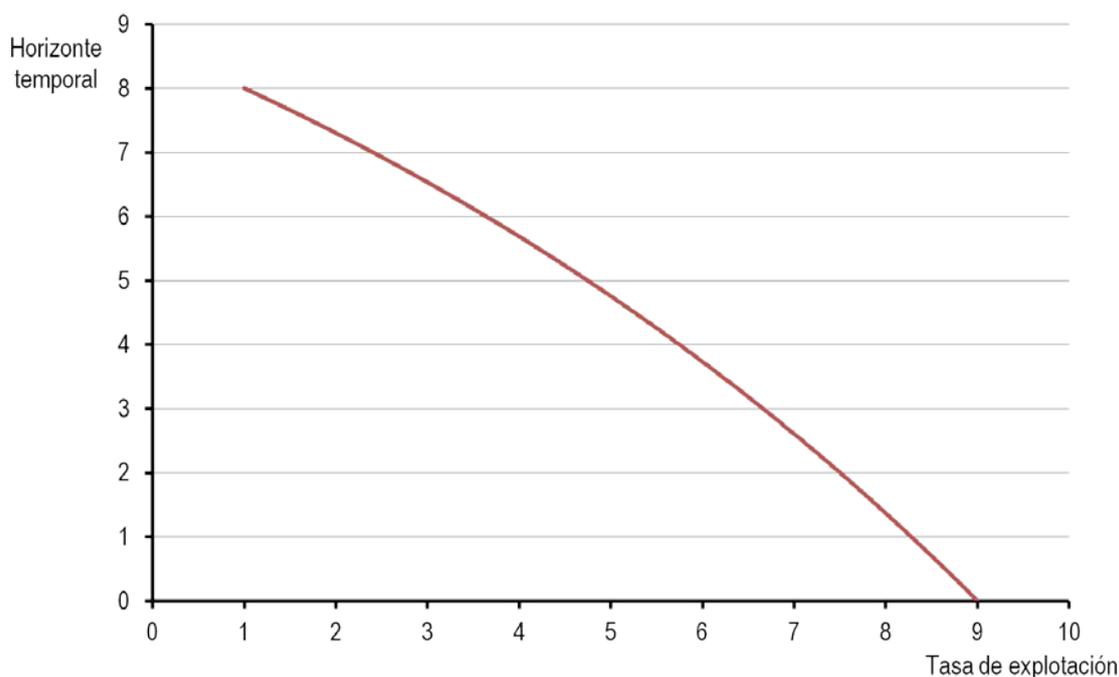


Figura 27: Cálculo del horizonte temporal de explotación óptimo de un recurso natural no renovable (Fuente: Tietenberg, 2009)

Además de este caso propio de la explotación de los recursos ambientales no renovables, existen otro tipo de servicios medioambientales que proporcionan los recursos naturales y que son mucho más etéreos e indefinidos, como por ejemplo la calidad del aire o el valor paisajístico de un determinado entorno. Esta indefinición afecta también a la consideración del horizonte temporal de dichos activos, aunque como esta apreciación tiene mucho más que ver desde el punto de vista de la sostenibilidad, se tratará en capítulos posteriores.

Sí que es necesario volver a hablar del segundo de los factores que resulta relevante al determinar horizonte temporal de los recursos naturales y que ha sido recientemente nombrado, y que es la incertidumbre acerca de efectos futuros.

En todo el proceso del ACB existe la obligación de tratar con la incertidumbre acerca de multitud de los datos con los que se trata. En los análisis ex-ante no se dispone nunca de la suficiente certeza de lo que va a suceder en el futuro, por lo que para el cálculo de los costes y los beneficios asociados al proyecto se recurre (como no puede ser de otra forma) a estimaciones más o menos precisas. Igual sucede con la determinación de los parámetros que definen el ACB medioambiental, como la tasa de descuento. Afortunadamente se posee la herramienta que permite controlar el funcionamiento de estos parámetros y estimaciones, que no es otra que el análisis de sensibilidad, última etapa del proceso del ACB.

Sin embargo en el ACB medioambiental aparece otra variable, que no se centra en la estimación de un valor o parámetro, sino sobre la ocurrencia o no de determinados efectos. Al mismo tiempo que surge la aparición de una mayor sensibilidad acerca de los efectos del cambio climático sobre nuestro medioambiente,

se empiezan a analizar y tener en cuenta efectos que tienen una baja probabilidad de ocurrencia, pero que en el caso de que sucedan tienen consecuencias importantes.

La forma de incorporar estos efectos en el ACB medioambiental de una forma más conservadora es ampliar el horizonte temporal del análisis, de forma que manteniendo su probabilidad, su impacto (valorado en términos económicos) se “diluya” en un mayor plazo de tiempo. Se introducen así en el análisis, pero se mantiene su probabilidad relativa, y por tanto se ajusta su influencia sobre el resultado final del ACB medioambiental. No se trata de infravalorar estas situaciones, sino de tenerlas en cuenta en una correcta relación con el resto de efectos analizados.

En el ACB medioambiental es por tanto usual y cada vez más recomendado, el empleo de horizontes temporales alejados de los plazos utilizados generalmente para proyectos de inversión o proyectos con una alta componente socio-económica. Estos horizontes medioambientales pueden llegar por tanto hasta los 75 o 100 años, sin descartar tampoco plazos incluso mayores.

### 2.3.6 WTA vs WTP

Cuando se procede a determinar la valoración monetaria de los impactos asociados a un proyecto que se encuentra sometido a un análisis coste-beneficio medioambiental, o bien a la hora de realizar la valoración de un determinado activo medioambiental, es práctica común trabajar con los términos de “disponibilidad a pagar” (WTP, “willingness to pay” en inglés) y de “disponibilidad a aceptar compensación” (WTA, “willingness to accept”). La disponibilidad a pagar (WTP) representa la máxima cantidad que un individuo está dispuesto a abonar a cambio de mantener el activo ambiental bajo valoración en la situación actual. La disponibilidad a aceptar (WTA) sin embargo representa la mínima cantidad que el mismo individuo está dispuesto a aceptar a cambio de perder el activo ambiental tal y como se encuentra en la situación actual.

El ejemplo más sencillo que se puede proponer es suponer el caso de un árbol que debe ser talado para desarrollar un determinado proyecto. La WTP sería la máxima cantidad que los usuarios del árbol están dispuestos a pagar a cambio de que el árbol no sea talado. La WTA será la mínima cantidad que esos mismos usuarios piden a modo de compensación por la tala del árbol. El cuándo usar uno u otro ha estado tradicionalmente asociado al concepto de los derechos de propiedad, utilizándose la WTP cuando no se tienen ningún tipo de derecho sobre el bien bajo evaluación, y recurriendo a la WTA cuando se posee algún tipo de derecho sobre el bien.

Realmente cuál de los dos valores sea elegido no debería presentar en principio demasiado problema, pues teóricamente ambos valores deberían ser iguales, y así se demuestra empíricamente. Sin embargo, en la práctica la situación es algo diferente, ya que se aprecia que existe una ligera diferencia entre la WTA y la WTP, siendo generalmente el primero de mayor valor (Pearce, 2006), por lo que la elección de uno u otro a la hora de plantear un ACB medioambiental puede suponer una diferencia en ciertos casos relevante, además de introducir un cierto sesgo en el decisor final.

Tabla 11: Ratio WTP/WTA para diferentes bienes (Fuente: Horowitz and McConnell, 2002)

Tipo de bien	Ratio WTA/WTP
Bien público	27.6 - 10.4
Salud y seguridad	10.1
Loterías	2.1
Tiempo	1.9

Tabla 12: Ratio WTP/WTA para diferentes bienes públicos (Fuente: Horowitz and McConnell, 2002)

Tipo de bien	Ratio WTA/WTP
Caza	10.5
Visibilidad	7.4
Asientos	4.1

Dejando de lado los fundamentos puramente económicos acerca del funcionamiento de los sujetos y de su comportamiento en los mercados, se pueden enumerar una serie de razones que hacen que estos dos valores que en principio deberían coincidir, muestren las discrepancias que se observan en la Tabla 11 y en la Tabla 12.

El primer factor que parece que puede influir en esta diferencia entre uno y otro valor tiene un origen psicológico: los estudios parecen indicar que los sujetos tienden a valorar de una forma más elevada aquello que poseen frente a aquello que no. En otras palabras, se requiere de una mayor compensación para quitar un bien a un sujeto que el cobro por renunciar a él ( $WTA > WTP$ ) (Kahneman et al., 1990).

Otro posible factor que afecta a la diferencia que aparece en la realidad entre la disponibilidad a pagar y la disponibilidad a aceptar compensación es el efecto de la renta, en el sentido de que es distinta la percepción de un valor monetario en función de si se debe pagar por él o se recibe una compensación. Cuanto mayor sea la elasticidad de la demanda de la renta, mayor será la disparidad que puede aparecer entre la WTA y la WTP. Además, un sujeto es más rico cuando posee un bien y está siendo compensado por él que cuando debe pagar para obtenerlo (Kolstad, 2010), por lo que este aumento del nivel de renta también influye notablemente en la diferencia valoración que el sujeto puede realizar.

Gráficamente se muestra esta diferencia en la Figura 28. En ella se representa un bien privado convencional ( $z$ ) y un bien medioambiental ( $q$ ). El primero posee un precio  $p_z$  mientras que el segundo puede ser consumido libremente. Si se supone un ingreso  $y$ , entonces existe una limitación presupuestaria dada por la recta horizontal que aparece en la figura. Partiendo de una situación inicial en la que se posee una determinada utilidad total  $U_0$ , se puede plantear un aumento de la cantidad del bien  $q$  hasta una nueva posición de utilidad  $U_1$ . La disponibilidad a pagar vendría representada por la diferencia entre los puntos  $A$  y  $B$  (se mantiene constante la cantidad inicial de  $q$  pero se aumenta la utilidad total), mientras que la disponibilidad a

aceptar vendría dada por la diferencia entre  $C$  y  $D$  (se mantiene el nuevo nivel ambiental pero se reduce la utilidad total hasta la situación inicial).

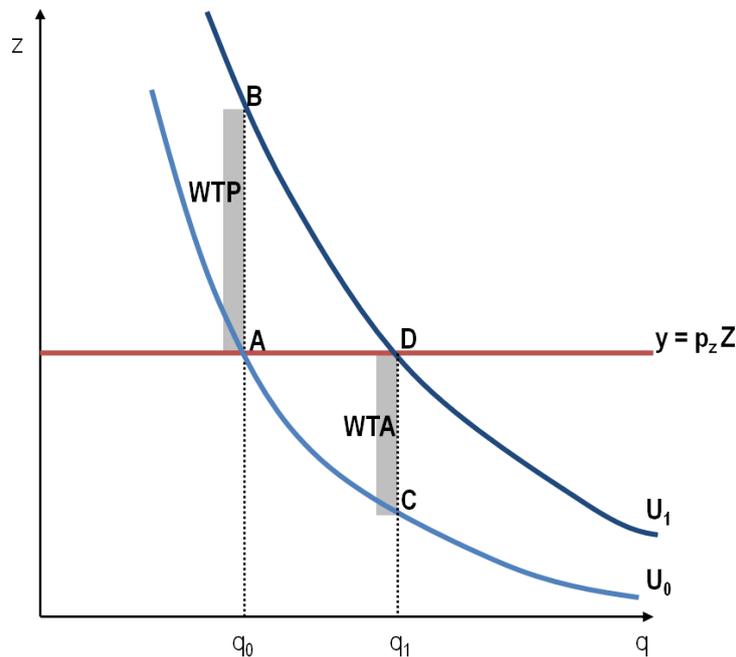


Figura 28: Representación gráfica de la WTP y WTA y su relación con la renta disponible (Fuente: Kolstad, 2010)

Un tercer factor lo señalan Hanemann (1991, 1999) y Shogren et al. (1994) mostrando que el efecto sustitución (que hace referencia a la sustitución de un bien que sufre un encarecimiento por otro cuyo precio no ha variado o se ha incrementado menos en términos relativos) también es capaz de explicar las diferencias que pueden aparecer entre los valores de WTA y WTP. Pearce (2006) ejemplifica este punto en el sentido de que si un determinado activo tiene pocos o ningún sustituto, entonces se puede llegar a pedir un mayor valor de compensación por su deterioro.

El cuarto factor que afecta a la discrepancia entre WTA y WTP hace referencia a la incertidumbre. Zhao and Kling (2001) unen la incertidumbre inherente al desconocimiento del comportamiento real del proyecto y sus impactos a lo largo del tiempo junto con el concepto de la irreversibilidad y con la oportunidad en la toma de decisiones para argumentar que la convivencia de estos tres conceptos enunciados favorece la aparición de incentivos para retrasar las decisiones, lo que se traduce en la elevación del valor de la disponibilidad a aceptar compensación y en la reducción de la disponibilidad a pagar.

Estos cuatro factores proporcionan una explicación al hecho de que los valores de la WTP y de la WTA difieren en la práctica. El cómo afecta esta diferencia al ACB medioambiental se puede resumir en dos puntos:

- Usar un valor u otro indistintamente para beneficios y costes, afecta directamente al resultado del análisis.

- Aunque se ha explicado que la elección de uno u otro es en principio función de los derechos de propiedad del bien analizado, en la práctica y en el caso del ACB medioambiental existen multitud de ejemplos en los que no existe claridad acerca de los derechos de posesión de un bien (aire, océanos, montañas...).

En último caso ante la duda acerca del empleo de uno u otro, Tietenberg (2012) se pronuncia asociando la decisión a los derechos de propiedad del bien. Si alguien posee un determinado activo, la pregunta correcta en ese caso siempre será acerca de su disponibilidad a ser compensado, mientras que si el sujeto no posee un bien, la pregunta deberá ser sobre su disponibilidad a pagar por el mismo. Sin embargo, como Horowitz and McConnell señalaron (2002), dado que los propietarios y no propietarios de derechos o bienes los valoran de forma diferente, el hecho de recurrir a los derechos de propiedad puede tener una influencia elevada en la valoración de los activos medioambientales.

En la realidad práctica, a pesar de todo lo descrito anteriormente y de los fundamentos que los defensores y detractores del empleo de uno u otro de los términos, se recurre a una regla práctica que permite la eliminación esta problemática: emplear en todo caso la disponibilidad a pagar (WTP).

Esta decisión parte del análisis que en el año 1992 se realizó del accidente del petrolero Exxon Valdez en las costas de Alaska. En aquella ocasión, la US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) reunió a un panel de expertos para que evaluaran la validez del empleo de la valoración contingente como metodología de valoración medioambiental. Una de las recomendaciones que salieron de aquel panel la recoge Arrow (Arrow et al. 1993) enunciando que “la disponibilidad a pagar será el valor empleado en vez de la compensación requerida porque es el valor más conservador”.

Es este adjetivo de conservador el que hace que aún esta sea una recomendación polémica, pues aunque en el caso del Exxon Valdez las valoraciones fueron elevadas (aún todavía más lo hubieran sido con el empleo de la WTA), no existe una razón fundamentada que explique el empleo de un valor “conservador” cuando se está realizando un análisis coste-beneficio medioambiental, por lo que a pesar de los desarrollos y las recomendaciones la discusión acerca del empleo de estos dos valores aún sigue abierta hoy en día.

La metodología a emplear para obtener el valor de la disponibilidad a pagar de una población afectada por un proyecto depende de la metodología empleada:

- En el caso de la valoración contingente (VC) la WTP se le pregunta directamente al individuo.
- Para el modelado de elección, será necesario extraer la WTP del escenario o alternativa que cada individuo encuestado haya elegido.
- Si se opta por el método de los precios hedónicos, el valor de la WTP se obtiene observando la diferencia entre dos bienes similares en sus características salvo en una determinada diferencia ambiental. La diferencia entre esos dos bienes, es directamente la WTP.

- En el método del coste de viaje el valor de la disponibilidad a pagar es directamente el coste de viaje, aunque obviamente en este caso también habrá que tener en consideración qué parte del coste está asociado al recurso y cuál al tiempo de ocio empleado en el mismo.

### 2.3.7 OTROS INSTRUMENTOS DE EVALUACIÓN AMBIENTAL

Aunque el estudio que se está realizando se focaliza en el análisis coste-beneficio y en especial en las distintas problemáticas que pueden aparecer en su marco conceptual y metodológico, en este apartado se considera adecuado tratar de al menos definir brevemente otras herramientas de evaluación ambiental que han ido apareciendo a lo largo de los años en el campo de la evaluación ambiental.

#### 2.3.7.1 *Evaluación de impacto ambiental*

La evaluación de impacto ambiental (EIA) es un procedimiento sistemático para recolectar información acerca de los impactos de un proyecto o política y para la medición de dichos impactos (Pearce, 2006).

La EIA debe ser entendida como “un instrumento de carácter preventivo que incorpora la dimensión ambiental en las nuevas acciones humanas y en las modificaciones a las obras y actividades existentes” (Espinoza, 2007). El objetivo de esta evaluación es ayudar al mantenimiento del entorno natural a través de tres vías: por un lado en el momento de la decisión con respecto a la adecuación de un determinado proyecto; por otro lado minimizando sus impactos ambientales mediante el diseño de acciones que permita su control; y por último previendo acciones que pueden ser consideradas inaceptables para el medioambiente.

Así pues la EIA es un instrumento de gestión y ayuda en los procesos decisorios que permite que las políticas ambientales puedan ser cumplidas y, más aún, que sean consideradas en los estadios tempranos de los procesos de desarrollo y de toma de decisiones. Por tanto evalúa y permite corregir las acciones humanas y evitar, mitigar o compensar sus eventuales impactos ambientales negativos, actuando de manera preventiva en el proceso de gestión.

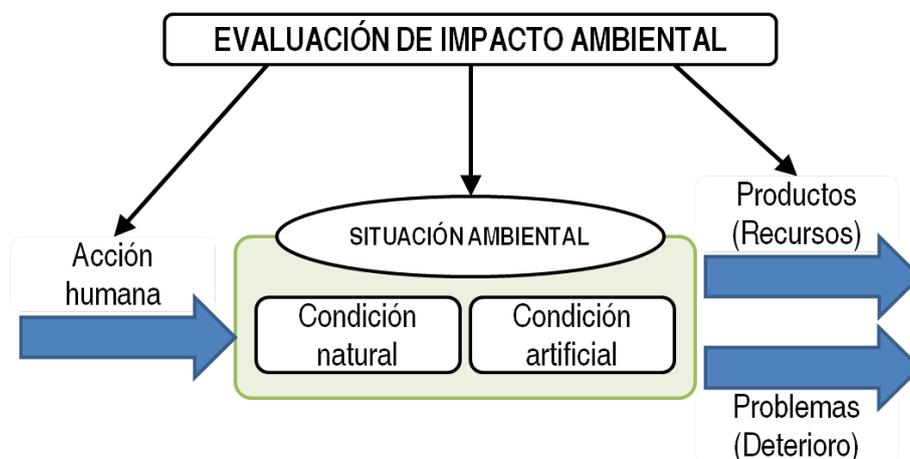


Figura 29: EIA y procesos de transformación del medioambiente (Fuente: Espinoza, 2007)

La evaluación de impacto ambiental viene a solucionar aquellas situaciones que ponen en riesgo los activos naturales, y que generalmente se caracterizan por: (Conesa, 2009)

- Carencia de sincronización entre el crecimiento de la población y el crecimiento de la infraestructura y los servicios básicos que a ella han de ser destinados.
- Demanda creciente de espacios y servicios consecuencia de la movilidad de la población y el crecimiento del nivel de vida.
- Degradación progresiva del medio natural con incidencia especial en lo que se refiere a la contaminación y mala gestión de los recursos atmosféricos, hidráulicos, geológicos, edafológicos y paisajísticos.
- Ruptura del equilibrio biológico y de las cadenas eutróficas, como consecuencia de la destrucción de diversas especies vegetales y animales.
- Perturbaciones imputables a desechos o residuos, tanto de origen urbano como industrial.
- Deterioro y mala gestión del patrimonio histórico-cultural.

La EIA comprende en su metodología una serie de pasos que en el caso de España vienen regulados por la Ley 6/2001, de 8 de mayo, refundida en la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos de 11 de enero de 2008, y que deben ser al menos los siguientes:

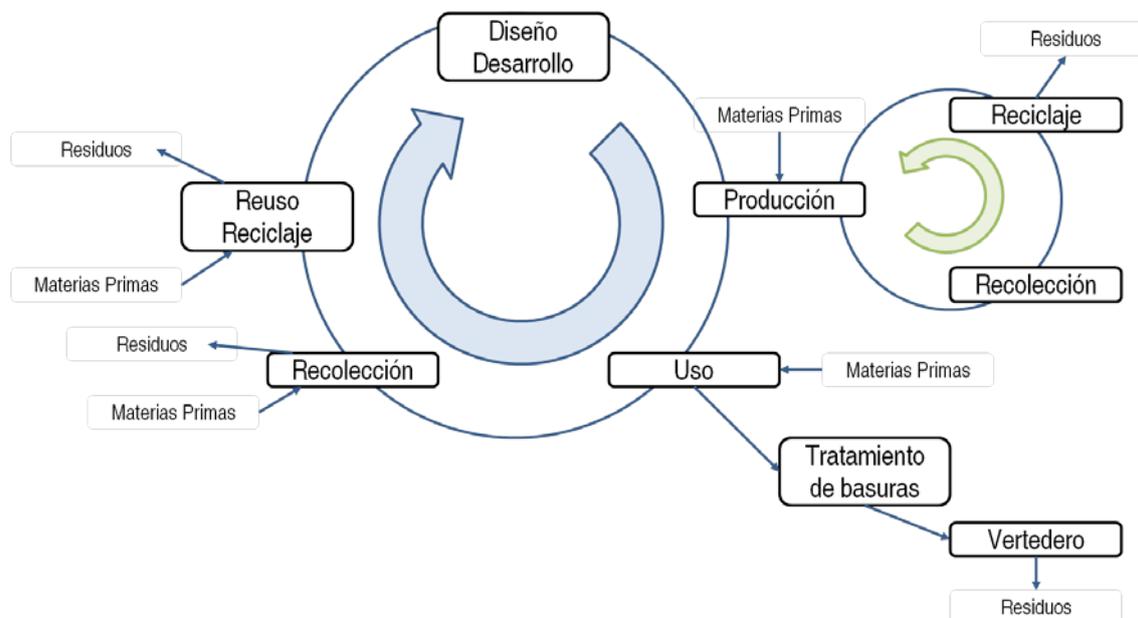
- Análisis del proyecto.
- Estudio de posibles alternativas.
- Definición del proyecto del entorno y posterior descripción y estudio del mismo.
- Previsiones de los efectos que el proyecto generará sobre el medio.
- Identificación de las acciones del proyecto potencialmente impactantes.
- Identificación de los factores del medio potencialmente impactados.
- Identificación de las relaciones causa-efecto entre acciones del proyecto y factores del medio. Elaboración de la matriz de importancia y valoración cualitativa del impacto.
- Predicción de la magnitud del impacto sobre cada factor.
- Valoración cuantitativa del impacto ambiental.
- Definición de las medidas correctoras, precautorias y compensatorias.
- Cálculo del impacto final.
- Definición del proyecto programa de vigilancia ambiental.
- Proceso de participación pública.
- Emisión del informe final.
- Decisión del órgano competente (Declaración de Impacto Ambiental).

La evaluación de impacto ambiental por tanto se plantea como una herramienta de análisis de los impactos medioambientales asociados a un proyecto. Sin embargo, no establece una metodología completamente inclusiva, pues sólo analiza aquellos impactos que afectan al medioambiente y además, ignora los costes y beneficios del proyecto, y tampoco presenta una regla de decisión a la que remitirse para decidir la

idoneidad o no de un proyecto. Sin embargo, la EIA es en el fondo una herramienta fundamental para cualquier tipo de proceso de análisis ambiental, puesto que el punto fuerte de su metodología es la exhaustividad con la que analiza los impactos que un proyecto repercute sobre el entorno.

### 2.3.7.2 *Análisis de ciclo de vida*

Todo producto tiene una “vida” que comienza por las fases de diseño y desarrollo del mismo, que continúa con una etapa de extracción de los recursos necesarios, producción, consumo y que finaliza con una fase de fin de vida en la que se incluye su recogida, reciclaje, reusado o retirada y destrucción. Todas estas actividades o procesos influyen en el medioambiente de una u otra manera en forma de impactos. El análisis de ciclo de vida es una metodología que permite estimar y analizar los impactos ambientales que son atribuibles a la vida de un producto (Rebitzer et al., 2004).



*Figura 30: Representación esquemática de un ciclo de vida genérico para un producto (Fuente: Traducido de Rebitzer et al., 2000)*

Como su propio nombre y la definición anterior indica, el análisis de ciclo de vida intenta ser una metodología que analice los impactos de una determinada acción desde “la cuna a la tumba”, desde las necesidades más iniciales hasta los residuos finales. Para ello, según el código de práctica del SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), se divide el análisis en cuatro etapas fundamentales (Ayres, 1995. Ciambrone, 1997):

- Determinación de los límites del análisis, siendo necesario establecer una serie de fronteras que delimiten los efectos de las materias primas y desechos producidos haciendo que el mismo sea manejable.
- Recopilación de información, tanto cualitativa como cuantitativa de las emisiones y necesidades tanto directas como indirectas de todos los

procesos de la vida del producto. Es común en esta fase recurrir a tablas, checklists y cuestionarios que permiten obtener toda la información necesaria.

- Análisis de los impactos, incluyendo su clasificación, efectos, caracterización y valoración. Para ello se diseña un modelo conceptual que relacione la información obtenida en la fase anterior junto con la propia evaluación de los impactos y se obtenga una relación entre los procesos del ciclo de vida y los impactos medioambientales de cada uno de ellos.
- Análisis de alternativas, donde se busca proponer alternativas que reduzcan los impactos y permita minimizar la huella ambiental del producto.

Aunque específicamente el análisis de ciclo de vida se diseñó para la evaluación de los impactos asociados a la producción y consumo de productos, es una metodología que permite su aplicación a diferentes situaciones siempre que lo que se pretenda sea la evaluación de tres tipos de impactos (Udo de Haes et al., 1999):

- Uso de los recursos naturales.
- Consecuencias sobre la salud.
- Consecuencias sobre los ecosistemas.

Partiendo de estas tres tipologías se puede concluir que el análisis de ciclo de vida es una metodología que perfectamente puede ser empleada para la evaluación ambiental de proyectos, políticas o programas. Sin embargo su aplicación también presenta algunos inconvenientes.

El primero de ellos es que al igual que sucedía con la evaluación de impacto ambiental, el análisis de ciclo de vida no es una herramienta que proporcione un indicador acerca de la aceptabilidad del proyecto sujeto a evaluación. El segundo es que aunque está planteada como una metodología inclusiva, no considera aquellos impactos no ambientales que pueden aparecer, por lo que no ayuda a la toma de decisión comprehensiva del proyecto en su conjunto (Pearce, 2006).

A pesar de ello esta metodología puede resultar interesante en conjunción con el análisis coste-beneficio medioambiental sobre todo y especialmente a la hora de determinar los impactos que surgen derivados de un proyecto, puesto que el análisis de ciclo de vida permite realizar un estudio de los impactos que posteriormente se pueden valorar a través de la metodología del ACBm, tal y como se intenta recoger en la Figura 31.

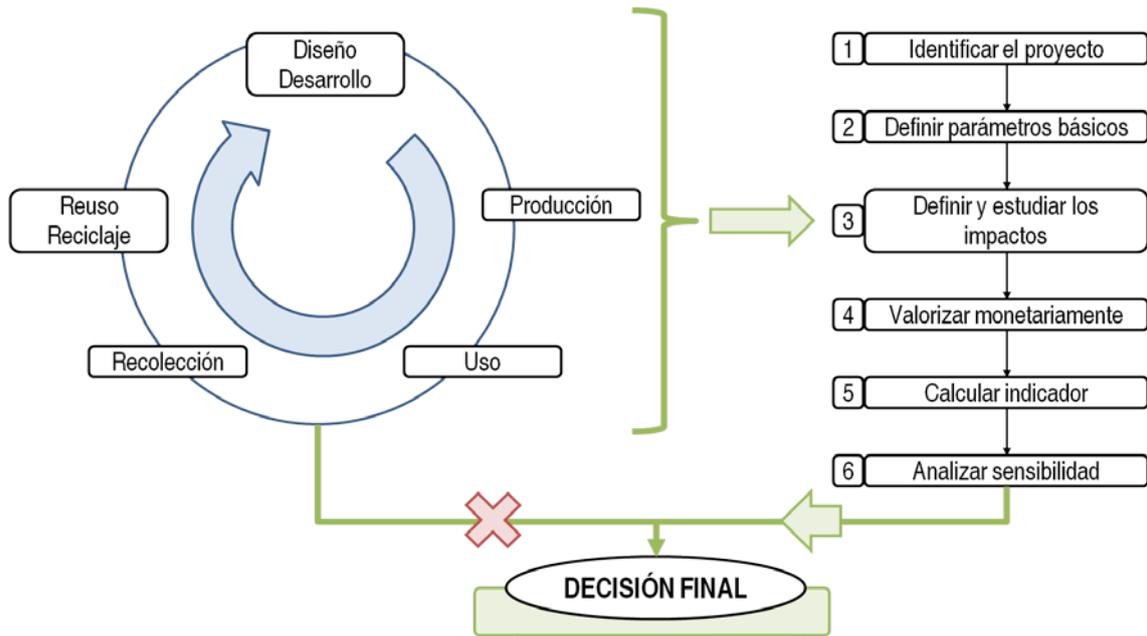


Figura 31: Implementación del análisis de ciclo de vida en el análisis coste-beneficio medioambiental (Elaboración propia)

### 2.3.7.3 Evaluación y gestión de riesgos

La evaluación de riesgo supone el estudio y análisis de los distintos impactos medioambientales asociados a un producto, proyecto, política o plan (Pearce, 2006). La evaluación comparativa de riesgo realiza un análisis de este tipo para cada una de las alternativas del proyecto o plan, proporcionando información sobre cuál de las distintas opciones presenta un menor riesgo y por tanto debe ser elegida.

El riesgo se puede definir de varias formas (y se tratará más sobre el concepto en sí en el apartado 3.4) pero una posible definición es la de “un evento aleatorio que posiblemente ocurra, y que si eso sucede, implica una serie de impactos negativos” (Vose, 2008).

La primera tarea a realizar en un análisis de riesgos es la identificación de los riesgos propiamente dichos una vez que se tienen definidos los objetivos del proyecto sobre el que se debe decidir. Para esta identificación se suele recurrir a varios métodos aunque entre todos ellos destaca el empleo de listas de control. Las listas de control no son un método exhaustivo, pero sí que sirve para centrar el punto de vista en la identificación de los riesgos. Esta primera etapa debe ser realizada por el ente encargado de la decisión con respecto al proyecto bajo evaluación, aunque es común que en la misma participen también los analistas que se van a encargar del modelado de los riesgos que aparezcan.

La segunda etapa es la realización del modelo a través del cual se va a intentar analizar el comportamiento y la aparición de los distintos riesgos. Para ello será necesario comenzar por el diseño del marco conceptual del modelo, para a continuación proceder a la construcción del mismo y proceder con la asignación de las distintas probabilidades de los sucesos posibles en función de los datos recopilados en base a series temporales, correlaciones, etc. Por último se comprobará la fidelidad del

modelo a través de diferentes pruebas que permitan asegurar el funcionamiento del sistema creado.

Con el modelo comprobado se puede proceder a obtener los resultados de las distintas simulaciones que permiten analizar los riesgos a evaluar. Estos resultados deben proporcionar al decisor la información necesaria para tomar aquella decisión más segura para con el proyecto bajo evaluación.

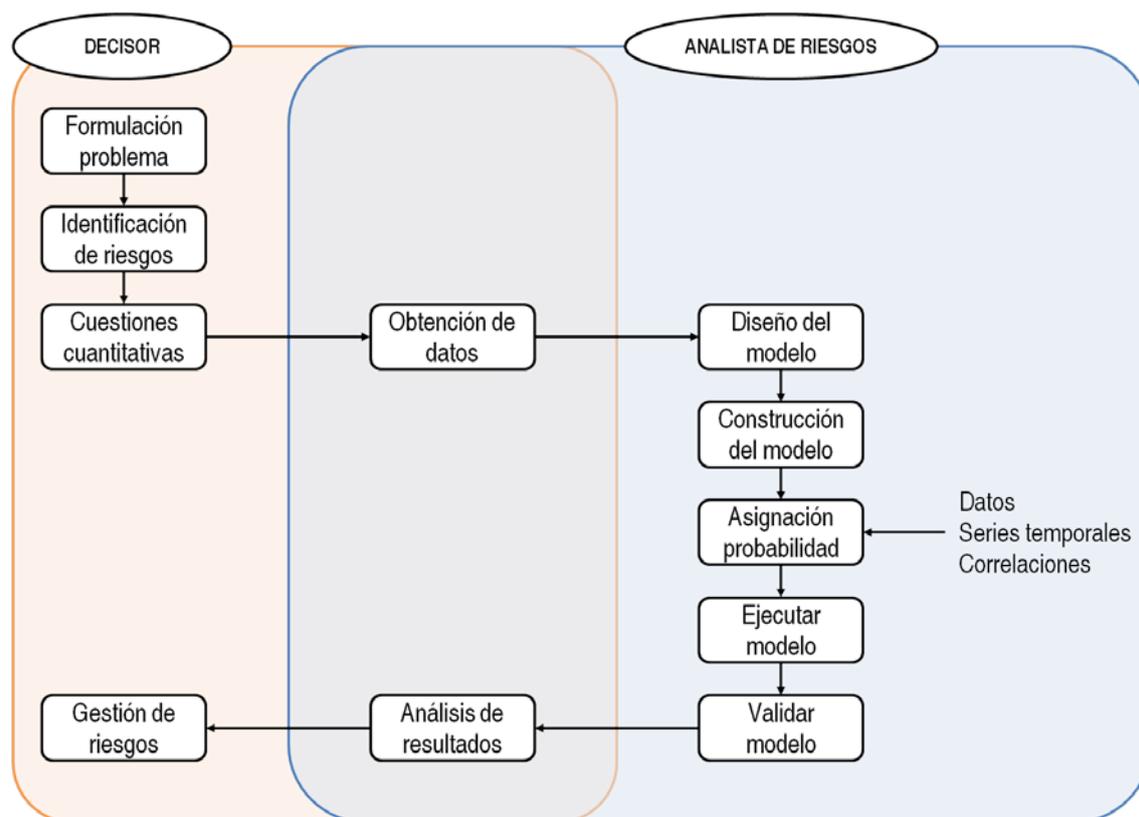


Figura 32: El proceso de la evaluación de riesgos (Fuente: Vose, 2008)

Algunas de las posibles respuestas de una evaluación de riesgos con respecto a la gestión que se debe de realizar de los mismos son las siguientes:

- No hacer nada para controlar los riesgos. Es la respuesta normal cuando los costes para hacer frente a los riesgos se disparan, o bien para situaciones con un bajo coste y una baja probabilidad.
- Reducir el nivel de protección. Se están dedicando una elevada cantidad de recursos para protegerse frente a situaciones con un bajo nivel de riesgo que pueden ser empleados en otro tipo de situaciones.
- Eliminar el riesgo. Es necesario cambiar el modo de operar pues es posible ejecutar el proyecto de forma que se puede eliminar el riesgo. Suele aparecer cuando surgen nuevas tecnologías que mejoran los resultados.
- Reducir el riesgo. Es necesario cambiar el modo de operar pues es posible ejecutar el proyecto de forma que se reduzca el riesgo.

- Recurrir a planes de contingencia. Se suele utilizar junto con las situaciones de reducción e inacción. Plantea la necesidad de establecer una serie de acciones que en caso de que un suceso tenga lugar, se puedan reducir las consecuencias del riesgo.
- Aumentar la información. El análisis no arroja resultados que puedan lidiar con la incertidumbre del modelo, por lo que es necesario buscar una mayor cantidad de información que permita aumentar la fiabilidad de los resultados.
- Disponer de un fondo de riesgo o de un seguro. Se aumentan los recursos (monetarios, temporales, físicos) para reducir los posibles riesgos asociados a su disponibilidad.

A pesar de estas respuestas que puede proporcionar al sujeto decisor la evaluación de riesgos, esta metodología de nuevo adolece la falta de un indicador que permita determinar la aceptabilidad o no de un proyecto. Sugiere las posibles respuestas que se deben de dar ante la necesidad de gestionar los riesgos asociados a un proyecto, pero no establece la idoneidad o no de llevar a cabo el mismo.

En el caso del análisis comparativo, permite señalar el proyecto que se encuentra bajo menos situación de riesgo, pero de nuevo no indica si es viable o rentable su ejecución. Además, esta clase de análisis presenta un importante problema con el concepto de riesgo en sí mismo, pues el término tiene una componente elevada de subjetividad: lo que para un sujeto puede suponer un riesgo, para otro no tiene por qué significarlo.

	EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL	ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA	EVALUACIÓN Y GESTIÓN DE RIESGOS	ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO MEDIOAMB.
Identificación de impactos Medioambientales	✓	✓	✗	✓
Sociales	✗	✗	✗	✓
Identificación de costes	✗	✗	✗	✓
Identificación de ingresos	✗	✗	✗	✓
Consideraciones temporales a largo plazo	✗	✓	?	✓
Gestión de riesgos	✗	✗	✓	✗
Criterio de selección	✗	✗	✓	✓
Criterio de ordenación	✗	✗	✓	✓
Indicador de rentabilidad	✗	✗	✗	✓

Figura 33: Resumen comparativo entre las distintas metodologías de evaluación de proyectos (Elaboración propia)

## 2.4 SÍNTESIS DEL APARTADO

En este capítulo se ha realizado un repaso descriptivo y analítico del análisis coste-beneficio medioambiental. Se ha comenzado por su propia definición para lo cual ha sido necesario realizar un breve repaso del desarrollo histórico del ACB y así proporcionar un contexto en el que enmarcar los avances que en el concepto básico se han ido realizando. A continuación se ha hecho una revisión de la metodología básica de aplicación del ACB medioambiental en el caso de la evaluación de proyectos, planes, políticas y programas, y por último se ha estudiado la problemática que esta metodología tiene, tanto en su marco conceptual como a la hora de su aplicación.

A modo de breve análisis y conclusión de todo lo expuesto en los apartados anteriores de este capítulo se pueden señalar las siguientes afirmaciones:

- El análisis coste-beneficio medioambiental se ha planteado históricamente como una metodología concreta de evaluación de proyectos de inversión que permite al final de su puesta en práctica la obtención de un indicador de rentabilidad asociado al proyecto bajo análisis.
- El ACBm debe plantearse como una herramienta de ayuda a la decisión en la optimización de los recursos frente a posibilidades de inversión.

Este tipo de análisis busca determinar si un proyecto es rentable, en qué medida, y de una forma que permita la comparación entre las distintas alternativas evaluadas.

- Aunque se hace referencia al término “proyecto”, el ACBm puede ser aplicado igualmente a políticas, planes y programas. Puesto que lo que pretende esta herramienta es medir los cambios experimentados y evaluar posibles medidas correctoras, resulta inviable realizar dicho análisis sin incluir en el mismo alternativas distintas a la situación propuesta en las que los agentes intervinientes no desarrollen estrategias políticas propias.
- A lo largo de los años, la metodología del análisis coste-beneficio ha ido modificándose y ampliándose a nuevos campos, entre ellos el medioambiental, sin perder por ello aplicabilidad sino más bien al contrario, aumentando su campo de acción debido a los avances que desde la disciplina científica se han implementado para mantener el ACBm como una herramienta útil.
- No existe una unidad total acerca del desarrollo metodológico a seguir, aunque se ha analizado cómo es posible trazar una envolvente de los pasos que conforman el ACBm y resumir los mismos en una metodología genérica.

A pesar de ser una herramienta ampliamente utilizada y aceptada, no hay que pasar por alto que el ACBm también ha recibido desde los círculos científicos críticas en cuanto a su planteamiento, desarrollo y aplicación en la ayuda frente a la toma de decisiones.

- El análisis coste-beneficio se fundamenta en la valoración de los impactos en unidades homogéneas (monetarias) que posteriormente permitan su agregación. En el caso de la valoración de impactos sobre activos medioambientales este proceso choca de frente con la inexistencia de mercados o información suficiente que permita realizar dicha valoración de forma cien por cien objetiva. A pesar de que existen numerosas metodologías que permiten realizar esta valoración, el proceso siempre tendrá un carácter subjetivo que introduce en el resultado final del análisis un punto de incertidumbre y relatividad.
- El ACBm se basa igualmente en un criterio de evaluación de las ganancias y las pérdidas (ingresos y costes) asociados al proyecto bajo evaluación que no asegura la homogeneidad en la distribución de las mismas, por lo que aunque la eficiencia de los recursos empleados en las alternativas analizadas puede estar asegurada, no sucede lo mismo con la equidad entre los individuos afectados por el proyecto.
- La realización de un análisis coste-beneficio medioambiental supone la elección de numerosos parámetros que influyen en el resultado final del mismo. De entre todos ellos dos son especialmente relevantes: la tasa de descuento, que se antoja necesaria para poder representar la variación de la utilidad marginal de los recursos a lo largo del tiempo; y el horizonte temporal como representante de la influencia de los impactos del proyecto bajo análisis en los activos medioambientales.

- Puesto que de la elección de unos u otros parámetros depende el resultado del ACBm es necesario e imprescindible la realización de una etapa final de análisis de sensibilidad que permita evaluar no sólo la idoneidad e influencia de dichos parámetros en la valoración final del proyecto, sino también la evaluación de todo el proceso realizado.

Aunque no se ha analizado directamente como una de las críticas o problemas que más se achacan al análisis coste-beneficio medioambiental, sí que se pudo ver en el apartado 2.2.3 cómo uno de los pasos críticos del mismo es la determinación de aquellos impactos o activos medioambientales que resultan realmente relevantes en el análisis. Desde el punto de vista del estudio y análisis siempre sería deseable poder analizar todos los impactos que se producen debido a la realización del proyecto bajo estudio, así como incluir todos los activos medioambientales que de una u otra forma se ven afectados por el mismo. Sin embargo, como también se ha visto anteriormente es necesario acotar todos estos factores para poder llevar a cabo un ACB medioambiental asumible, ajustándose a unos plazos temporales y económicos aceptables. Es por esta limitación por lo que se recurre a una selección de aquellos factores que resultan más relevantes para el análisis.

Limitar el ACB medioambiental de un proyecto supone eliminar del análisis datos que sin duda intervienen en el valor final del mismo, sin embargo si esta etapa se realiza con unos razonamientos y argumentos sólidos, y recurriendo a un conjunto de criterios objetivos es posible minimizar el efecto que la eliminación de determinados factores pueden tener sobre la valoración final. Es por tanto esta etapa del análisis coste-beneficio medioambiental un punto crítico en la metodología a desarrollar.

La teoría de aplicación de la misma establece que es necesario incluir en el análisis todo impacto que afecte al menos a una persona, tanto si lo hace de forma positiva como negativamente. Obviamente esto puede suponer la ampliación del análisis hasta niveles muy poco representativos, pero recurrir a la determinación de la utilidad de las personas para jerarquizar los impactos sí que puede ser una técnica a la que recurrir en estas situaciones. La medida de la utilidad que da la sociedad a un determinado activo o recurso medioambiental permite valorar los recursos por la importancia que tienen para el conjunto de la población afectada, y no por el impacto puramente económico que pueden experimentar por la ejecución o no del proyecto bajo análisis.

Por la importancia de esta etapa metodológica, y por la aparición de nuevos conceptos medioambientales que pueden ser de aplicación en el análisis coste-beneficio medioambiental, es por lo que se desarrollan los siguientes apartados de la presente tesis, en la cual se va a abordar la propuesta de una nueva metodología de selección de impactos relevantes a través de algunos de estos nuevos conceptos, en concreto del dúo resiliencia-vulnerabilidad y de la percepción del riesgo.

### **3 NUEVOS CONCEPTOS MEDIOAMBIENTALES Y SU APLICACIÓN AL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO**

Tal y como se ha podido comprobar en el apartado anterior, los fundamentos teóricos del Análisis Coste-Beneficio se encuentran asentados desde hace décadas en el desarrollo científico, y la existencia de críticas sobre algunos de los puntos problemáticos en la aplicación y puesta en práctica de las diversas metodologías que van apareciendo no hace sino demostrar que este tipo de análisis sigue estando en boga a la hora de proceder a la evaluación de proyectos, planes y políticas. La investigación en el área de la economía ambiental ayuda a evolucionar en este sentido a través de la búsqueda de mejoras que puedan implementarse en el proceso y que debido a la aparición de nuevos problemas permitan la introducción de una nueva componente medioambiental en el análisis y por tanto en el proceso decisorio.

Algunas de estas mejoras que surgen del denominado estudio “verde” de los proyectos tienen una estrecha relación y coinciden en el tiempo con el estudio de una serie de atributos de los ecosistemas por parte no ya sólo del ámbito de la economía ambiental, sino también de otras ramas de la ciencia más cercanas al estudio biológico y de comportamiento social de los ecosistemas. Algunos de estos conceptos que han sido analizados más recientemente en la literatura científica son los de sostenibilidad, resiliencia, vulnerabilidad o percepción del riesgo.

En este capítulo se va a intentar analizar la relación que estos conceptos, en principio mucho más cercanos a los ámbitos de estudio medioambiental de los ecosistemas, pueden tener con la economía ambiental y más concretamente con el ACB.

Para ello, se empezará revisando las definiciones a ambos conceptos, empezando por lo que actualmente se entiende por sostenibilidad, o más concretamente en el campo medioambiental, desarrollo sostenible, así como las consecuencias que el desarrollo de este concepto puede tener tanto en las generaciones presentes como en las futuras y en el mantenimiento de los activos naturales.

Después se pasará al estudio de la resiliencia y su importancia en la capacidad de los ecosistemas para adaptarse a los entornos cambiantes. Se pasará a abordar el concepto de vulnerabilidad, tanto su definición como el modo en el que afecta al funcionamiento de los sistemas ecológicos a la hora de enfrentarse a cambios en las condiciones del entorno. Y por último se repasará el concepto de riesgo y su percepción.

Por último se analizarán las relaciones que surgen a partir del estudio de estos conceptos, así como el problema asociado y común en los recientes desarrollos científicos, como es la falta de una base de entendimiento común a todos los estudios realizados. Se intentará además ver las posibles relaciones de estos términos con el Análisis Coste-Beneficio medioambiental.

Del estudio de las definiciones de los tres conceptos reseñados y de sus relaciones, se buscará como objetivo final proporcionar una propuesta metodológica que aplicada al ACB permita integrar todo en un único paso. Esta metodología plantea la posibilidad de analizar la vulnerabilidad (y junto a ella la resiliencia) junto a la importancia y a la percepción del riesgo a la hora de seleccionar los elementos susceptibles de sufrir impacto y por tanto de ser incluidos en el ACB.

Además de ese objetivo principal, se plantean como objetivos complementarios el conseguir que la metodología propuesta presente un desarrollo sencillo y de fácil implantación, tanto para la evaluación de proyectos como para poder ser aplicada en todo tipo de planes y políticas. Además se buscará también que la población afectada participe activamente en el proceso, principalmente a la hora de evaluar la percepción del riesgo, puesto que esta característica, como se ha visto, es una variable que depende de la persona y que no ofrece una valoración objetiva que pueda ser realizada sin considerar la población afectada.

Como complemento al desarrollo teórico de la metodología, se incluye en este capítulo la realización de dos casos prácticos que permitan la evaluación de las características de la propuesta realizada.

### 3.1 SOSTENIBILIDAD

Con la entrada del siglo XIX surge en los poderes políticos, agentes sociales y stakeholders la inquietud acerca de cómo tratar con el concepto que desde esos mismos círculos se denomina “sostenibilidad”. Esta inquietud se materializa de una forma muy concreta en una pregunta que, de una forma consensuada, se plantea en los diferentes ámbitos afectados: ¿qué es necesario sostener? Sin embargo, a pesar de este consenso que parece existir a la hora de plantearse el punto de partida, no existe la misma unión a la hora de buscar una respuesta puesto que a pesar de las propuestas que se han ido desarrollando por parte de los investigadores, en este campo de las ciencias ambientales existe aún una gran controversia acerca de qué clase de activos (naturales, cultivos, infraestructuras, sociales, humanos o incluso conocimientos) deben ser preservados a favor de la presente generación y de las venideras (Brand, 2009).

En función del ámbito científico al que se haga referencia, es posible encontrarse con distintas definiciones del término “sostenibilidad”. En el entorno del funcionamiento de sistemas sociales o ecosistemas naturales, se puede entender ésta como la habilidad de un sistema de mantener un estado o función deseada a lo largo del tiempo (Maclaren, 1996), siendo por tanto una característica que depende no sólo del estado actual del sistema, sino de los de los atributos que permiten al mismo adaptarse para poder cambiar y absorber las distorsiones recibidas (Jeffrey et al., 1997).

Desde el punto de vista de la perspectiva económica, no es tan habitual referirse al concepto de “sostenibilidad” sino al de “desarrollo sostenible”. Una de las posibles definiciones de este término la enuncia la Brunland Commission (Naciones Unidas, 1987) como aquel desarrollo “que alcanza las necesidades de la generación presente sin comprometer la posibilidad de las generaciones futuras de alcanzar sus propias necesidades”. En este mismo sentido que tiene en consideración la componente intergeneracional del desarrollo, Ger Asheim (2007) define la sostenibilidad como el

requerimiento que se realiza a la generación presente de gestionar los recursos disponibles de tal forma que el nivel de vida actual pueda ser mantenido por las generaciones futuras. Esta definición implica el hecho de que la generación presente debe ser consciente de que la sociedad es un flujo de personas y hay que tener en consideración tanto las que viven ahora en ella como las que lo harán en el futuro (Elliott, 2005). No son demasiado novedosas estas propuestas, puesto que ya en 1939, John Hicks definía como renta (lo que más tarde se denominó renta hicksiana), el consumo que puede realizar una sociedad sin empobrecerse, esto es sin reducir su stock de capital.

Solow avanza en sus escritos en esta misma dirección, y define este mismo concepto de desarrollo sostenible de una forma muy similar, entendiéndolo como la obligación de dejar a las generaciones futuras una determinada capacidad de crear bienestar, lo cual implica la obligación de dejar a esas próximas generaciones la capacidad de estar al menos al mismo nivel que las generaciones actuales, manteniendo entonces un determinado nivel de capacidad de desarrollo. La principal implicación que de esta definición se desprende es el hecho de que las generaciones presentes dejan de tener ningún tipo de derecho sobre las generaciones futuras (Guest, 2010).

Del estudio y análisis de estas pocas definiciones, se puede extraer una serie de aspectos que son comunes a todas ellas y que por tanto deben ser remarcados. Aparece la preocupación por la equidad en la gestión de los recursos medioambientales, tanto hacia la generación actual, como hacia las futuras, así como el concepto de aversión al riesgo (Pearce, 1988). Estas preocupaciones se pueden reagrupar en dos vertientes de un único desarrollo: el estudio de la equidad, tanto desde un punto de vista intergeneracional como intrageneracional.



Figura 34: Relación de la sostenibilidad con la equidad (Elaboración propia)

Antes de proseguir con el estudio de la sostenibilidad, el desarrollo sostenible y las diferentes posturas que ha originado su definición, se hace sin embargo necesario pasar a explicar brevemente un concepto que tiene una estrecha relación con el de la sostenibilidad, como es el de “capital”. Desde el punto de vista puramente económico, se entiende capital como aquel recurso que a través de un proceso productivo ayuda a crear un determinado bien final. Sin embargo atendiendo a esta definición desde el punto de vista del análisis de la sostenibilidad, aparecen tres tipos distintos de capital:

- Capital natural ( $K_n$ ). Son aquellos activos o recursos que provienen del medio natural, como pueden ser el agua, el aire, las plantas... Pearce and Turner (1990) definían el capital natural como cualquier stock de

recursos naturales o medioambientales que proporcionan un determinado flujo de bienes y servicios, tanto en la actualidad como en el futuro.

- Capital humano ( $K_h$ ). El conocimiento que aporta el ser humano al proceso productivo es lo que se recoge bajo esta denominación.
- Capital producido ( $K_p$ ). Son aquellos activos o bienes creados por el hombre y que son necesarios para la producción de nuevos bienes finales o servicios.

Analizando la gestión de los distintos capitales desde el enfoque de la sostenibilidad (tal y como es el objetivo aquí y volviendo a enlazar con el análisis del desarrollo sostenible), han surgido a lo largo de los años en los estudios sobre el tema, dos posiciones encontradas que aún a día de hoy buscan obtener su validación científica. Por un lado se tiene la “sostenibilidad débil”, cuyo argumentario defiende que es la utilidad total (o bienestar) la que debe ser mantenida de forma intergeneracional, siendo el capital total igual a la suma de los tres capitales:

$$K = K_n + K_h + K_p \quad (40)$$

Bajo esta perspectiva, los tres tipos de capitales son vistos como sustitutivos mutuos bajo unos determinados procesos productivos. Consecuentemente con ello, los activos naturales pueden ser agotados a fin de producir una mayor cantidad de bienes producidos siempre que mantengan el bienestar de la población. Poniendo un pequeño ejemplo, siempre que el capital total permanezca constante, se puede extraer una gran cantidad de petróleo (capital natural) si ello implica un aumento de los bienes producidos o de su eficiencia (capital producido) que equilibre con el aumento de la inversión la pérdida que se produce en la disponibilidad del bien.

En oposición a esta postura, existe lo que se denomina “sostenibilidad fuerte”, que formula la hipótesis de que el capital natural y el producido por el hombre deben ser entendidos como complementarios y no como sustitutivos, siendo por tanto necesario mantener ambos capitales intactos a lo largo del tiempo (o al menos manteniendo un nivel mínimo en algunos capitales críticos) (Brand, 2009).

El argumento para la defensa de esta posición parte de la premisa de que es posible que llegue a darse la situación durante las generaciones futuras de llegar a necesitar un determinado nivel crítico de capital natural para seguir aumentando el resto de capitales. Para poder hacer frente a esta situación crítica, la “sostenibilidad fuerte” plantea la necesidad de preservar el conjunto del capital medioambiental tanto para la actual como las futuras generaciones para así asegurar la utilidad marginal de los recursos. Como la utilidad marginal de los recursos ambientales es decreciente, se hace necesario mantener intacto el capital del mismo para poder asegurar la utilidad de los recursos con el fin de asegurar la posibilidad de mantener el crecimiento económico a lo largo del tiempo.

En la búsqueda de la meta de la sostenibilidad en cualquiera de las dos posiciones anteriormente descritas, es posible encontrar en la literatura científica diferentes acciones a llevar a cabo. Una de ellas es la que sugiere Barbier (1990), que propone la extracción de los recursos renovables siempre que se realice por debajo de

su tasa de crecimiento, y la extracción de los recursos no renovables en una tasa tal que permita la aparición de recursos renovables sustitutivos y mientras se producen emisiones de gases y contaminación a un ritmo que permita ser asimilado por el medioambiente.

En base a esta y otras, Elliott (2005) realiza una agrupación de las propuestas que han aparecido en la literatura científica y resume todas ellas en base a tres puntos principales:

- Valoración adecuada de los activos y servicios medioambientales. Esta es una medida representativa de las corrientes económicas neoclásicas que suponen el capital natural como sustitutivo de otros tipos de capitales. En ella se propone realizar una correcta evaluación y valoración de los servicios que proporcionan los ecosistemas, así como de los activos que de ellos se obtienen, y permitir que sean los mercados los que libremente negocien con ellos. La principal crítica al respecto es que el funcionamiento de los mercados difícilmente es perfecto, por lo que en la práctica se pierde tanto eficiencia en el mercado como equidad desde el punto de vista de la sostenibilidad debido a la existencia de diferentes mercados para un mismo activo.
- La regla Hartwick. Esta regla sugiere que se puede asegurar el nivel de capital, y por tanto a medida que el capital natural es usado, los beneficios (entendidos como la diferencia entre el coste de explotación y el precio que el mercado demanda por el activo) obtenidos deben de ser usadas en aumentar el capital humano o el producido.
- Los principios operacionales de Daly. Esta regla enuncia que “nunca se debe reducir el capital natural por debajo de un nivel que genere un rendimiento sostenido a menos que estén disponibles bienes sustitutivos para los servicios generados”. Esta regla viene a traducirse en que se debe mantener un cierto nivel de un activo hasta que se encuentre uno que sirva como sustitutivo. Para activos medioambientales renovables, esta regla implica que no se puede recolectar a un ritmo mayor que el de crecimiento del activo.

Tal y como se recoge en Hanley et al. (2001), este conjunto de reglas o normas al final presentan bastantes puntos en común. Resumiendo, se puede plantear como punto de partida hacia una conservación mínima que el capital natural no debe dejarse desaparecer por debajo de un determinado nivel, ni tampoco puede ser sustituido por el capital humano o el producido. Y en caso de que se llegue a la situación en la que se reduzca en una determinada cantidad el capital natural, siempre debe ser una vez hayan aparecido bienes o servicios que funcionen como sustitutivos de los que se explotan.

Sin embargo, a pesar de que estas sencillas normas de explotación de los recursos naturales en pro de la consecución de una cierta sostenibilidad pueden parecer sencillas y concisas, la puesta en práctica de las mismas resulta a todas luces problemática. Barbier (2011) representa esta dificultad en lo que denomina “el círculo vicioso de la insostenibilidad” y que se representa en la Figura 35: El círculo vicioso de la insostenibilidad (Traducido de Barbier, 2011).

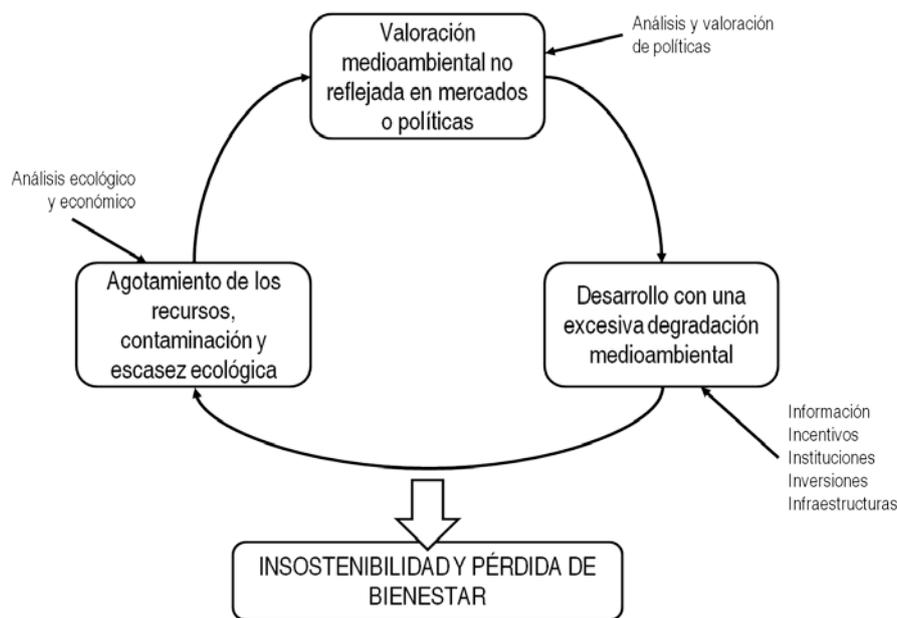


Figura 35: El círculo vicioso de la insostenibilidad (Traducido de Barbier, 2011)

En esta figura se representan los que se entiende son los retos del desarrollo sostenible desde el punto de vista medioambiental. El problema central que se intenta mostrar es la existencia del crecimiento en forma de un círculo vicioso de la insostenibilidad, lo cual hace desembocar en un fallo de la valoración medioambiental, que se refleja en los mercados y en las decisiones políticas, lo que a su vez lleva hacia un desarrollo económico a costa de una mayor degradación medioambiental por el mayor consumo de los recursos naturales. Si el correcto valor de los activos medioambientales no se ve reflejado en los precios de mercado ni en la toma de decisiones, entonces se produce una mayor escasez de recursos naturales que también serán ignorados en las futuras decisiones a tomar. El resultado es que el círculo se retroalimenta y el desarrollo económico sigue la senda de la insostenibilidad.

Revertir este proceso requiere transformar el círculo vicioso en uno “virtuoso” mediante tres importantes pasos. El primero supone implantar mejoras en el análisis y valoración de las políticas para asegurarse de que se tienen en cuenta los verdaderos valores de mercado de los activos medioambientales. En segundo lugar, es necesario aumentar el control de la degradación ambiental que se produce, implementando lo que se denominan “las cinco íes” en los procesos decisionales (información, incentivos, instituciones, inversiones e infraestructuras). Y por último, el desarrollo económico requiere que se produzca una colaboración interdisciplinar entre los campos de la ecología y la economía (así como otros campos de las ciencias sociales y naturales) con el fin de analizar los complejos problemas que se dan en la degradación medioambiental. La suma de estos pasos permite continuar por la senda del desarrollo sostenible, alejándose del círculo de la insostenibilidad.

### 3.2 RESILIENCIA

La definición acerca del concepto de resiliencia presenta una amplia y profusa discusión en la literatura debido a que su nacimiento surge en varios campos científicos distintos, por lo que resulta relativamente fácil encontrarse con muy diferentes acepciones del mismo. Iniciando este repaso desde un punto de vista ecológico, la primera referencia realmente destacable es la que en 1973 hace Holling, quien describe la resiliencia como “la medida de la persistencia de un sistema y su habilidad para absorber cambios y distorsiones y aún así mantener las mismas relaciones entre las poblaciones o sus variables características”. Holling entiende la resiliencia como algo opuesto al concepto de estabilidad, entendido éste como la habilidad que presenta un sistema para volver a la situación de equilibrio después de una distorsión temporal.

De entre los desarrollos científicos más recientes, es necesario destacar el trabajo de Walker (2004), que proporciona una definición de resiliencia entendiéndola como “la capacidad de un sistema de absorber distorsiones y reorganizarse bajo los efectos de un cambio con la intención de mantener esencialmente su misma función, estructura, identidad y reacciones”.

Otros autores sin embargo proporcionan sus propias acepciones que difieren en mayor o menor medida con respecto a las anteriores, principalmente atendiendo a una disyuntiva que surge de las definiciones anteriores, y que no es otra que especificar si la resiliencia hace referencia a la capacidad del ecosistema de recuperar su estado previo a la alteración que experimenta, o si la resiliencia incluye la capacidad de adaptarse a las nuevas circunstancias.

Siguiendo este nuevo camino aparece una nueva definición de resiliencia que puede ser entendida como la cantidad o intensidad de distorsión que un sistema puede absorber antes de cambiar radicalmente de estado, entendiendo este cambio como el salto que se produce de un conjunto de variables y relaciones del sistema de una situación estable a otra (Folke, 2006), lo que expresado de otro modo se puede explicar como la capacidad que tiene un sistema de reorganizarse y adaptarse a las circunstancias cambiantes.

El término de resiliencia es un concepto que permite, debido a la amplitud de aplicación su definición, ser aplicado a sistemas y situaciones variadas de disciplinas científicas radicalmente diferentes. Yan (2011) estudia estas posibilidades de aplicación y diferencia entre dos tipos de resiliencia. Por un lado la que denomina como resiliencia ingenieril y que hace referencia a la capacidad que tiene un ecosistema de volver de una forma más o menos aproximada a su punto de origen previo a la distorsión, asumiendo que existe un único punto de equilibrio del ecosistema. Por otro lado, propone un cierto contrapunto mediante la definición de la entendida como resiliencia ecológica, que además de comportarse como la anterior, se distingue de ésta en que presenta diferentes estados de equilibrio posibles.

Si se procede a aplicar el concepto de resiliencia al campo del comportamiento organizativo (los ecosistemas en el fondo son un conjunto de individuos que se relacionan entre ellos con una estructura determinada y funcional) se llega hasta la definición que Paton and Johnston (2001) realizan de la resiliencia aplicada a este campo, y que defienden como “la capacidad de los sistemas de facilitar la organización

para mantener las relaciones funcionales bajo la presencia de distorsiones significativas como el resultado de su capacidad de aprovechar sus recursos y competencias para gestionar las demandas, retos y cambios encontrados”.

En cuanto a la composición de los elementos que definen el concepto, más allá de la propia semántica, Bruneau et al. (2003) realizan un análisis de cómo un terremoto puede afectar a un sistema desde el punto de vista de la resiliencia, identificando lo que para ellos son sus cuatro dimensiones: robustez (entendida como la capacidad para evitar pérdidas), redundancia (el exceso de recursos disponibles, o sin explotar), iniciativa (medidas estabilizadoras innovadoras) y rapidez (optimizando el tiempo necesario para volver a la situación inicial).

Wardekker (2010) proporciona otro conjunto de características que ayudan a definir la resiliencia de un ecosistema, en concreto aplicando estos conceptos a la adaptación al cambio climático. Este autor habla acerca de homeostasis, omnivoría, altos flujos, aplanamiento, almacenaje y redundancia. Así, la homeostasis hace referencia a la existencia de ciclos o bucles que ayudan al sistema a recuperar la estabilidad frente a efectos externos; omnivoría al hecho de que el sistema esté capacitado para “alimentarse” de distintas y variadas fuentes; la existencia de un alto flujo permite respuestas rápidas; el aplanamiento se refiere a la estructura organizativa del sistema en relación a sus distintas jerarquías y a la capacidad de caer debido a efectos de dominó; hablar de almacenaje es hablar de la habilidad de absorber efectos hasta un determinado límite; y por último redundancia hace referencia a la existencia de múltiples instancias que permiten continuar con las funciones cuando una cae.

Más allá del repaso realizado de la propia definición o de la caracterización de los parámetros que la definen, quizás la problemática que surge con este término, el de la resiliencia (y como veremos también con los siguientes), es que, como se puede apreciar, existe una cierta carencia de homogeneidad a la hora de enunciar una definición estándar y común. Para ejemplificarlo aún más, es posible nombrar aquí a Walker and Pearson (2007) quienes no sólo plantean su propia definición, sino que diferencian entre dos tipos de resiliencia ecológica, distinguiendo entre una resiliencia general y una más específica en función del tipo de perturbación a la que se haga referencia (Wu, 2013).

Del mismo modo, Rose (2007) también plantea dos tipologías distintas de resiliencia. Como punto de partida, plantea el concepto de “resiliencia económica”, aunque el adjetivo en este caso no limita su posible aplicación al campo medioambiental, y lo define como “la habilidad de un sistema de mantener sus funciones (por ejemplo, continuar con la producción) cuando es alterado”. Continuando la senda de esta definición, posteriormente distingue entre la “resiliencia inherente” que se refiere a la habilidad ordinaria de sobrellevar las crisis; y la “resiliencia adaptativa”, que al contrario que la anterior hace referencia a la habilidad de mantener las funciones en momentos de crisis en base a realizar un esfuerzo extra por parte del sistema.

Sin embargo a pesar de las posibles discrepancias que, como se aprecia, es posible encontrar, sí que se pueden señalar los puntos comunes que existen entre las distintas definiciones que se dan de resiliencia en el ámbito científico. Estos elementos

con una mayor o menor relación, se resumen en la capacidad para absorber cambios en el entorno, la capacidad para recuperar un estado de equilibrio después de un determinado impacto sobre el sistema, y en la existencia de un determinado umbral o “salto” que separa la situación previa de la posterior que sucede a un impacto o cambio en el sistema, tal y como se recoge en la Figura 36.

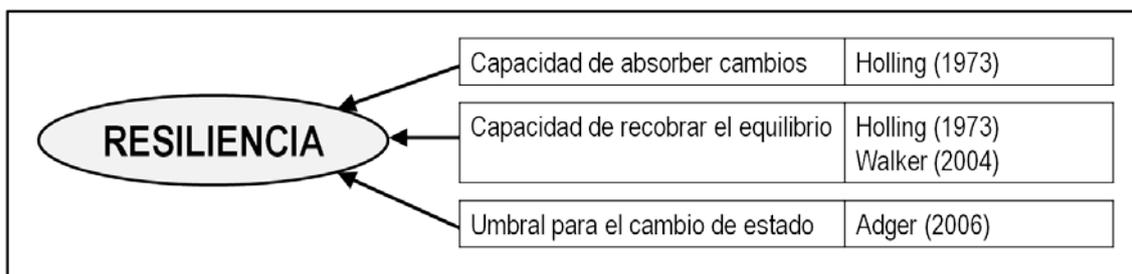


Figura 36: Ideas básicas sobre resiliencia (Elaboración propia)

Obviando el hecho de que igualmente es posible remarcar las posibles discrepancias que aparecen en la definición de la resiliencia o de las diferentes características que la componen, en los estudios más recientes el interés se centra en el desarrollo de una metodología que permita la definición cuantitativa y la representación gráfica de la resiliencia a través de algún tipo de índice. A pesar de que Holling (1973) ya advirtió que “las medidas de la resiliencia requieren de una inmensa cantidad de conocimiento del sistema y es muy improbable que encontremos toda la información necesaria”, Yan (2011) y Tamvakis (2013) hacen en sus trabajos una descripción de las principales metodologías propuestas en la literatura científica para la cuantificación de la resiliencia de un sistema anteriormente citada. Sin embargo ambos acaban concluyendo la falta de un marco común de desarrollo conceptual así como el hecho de que todas las metodologías se aplican a un caso excesivamente particular, debido quizás a la excesiva dificultad encontrada a la hora de generalizar las propuestas a otro tipo de situaciones. Se destaca por último el trabajo de Milman (2008), que alejándose un poco de la metodología habitual, generalmente con formulaciones que en algunas ocasiones posee una elevada complejidad matemática, propone un indicador de la resiliencia de una población con respecto a su acceso al agua basado en una serie de preguntas agrupadas en un cuestionario, aunque de nuevo es un caso de aplicación excesivamente limitado a un ejemplo muy concreto.

Dejando un poco de lado la discusión acerca de la definición y su posibilidad de cuantificación, y avanzando en el desarrollo del concepto de resiliencia, la pregunta que cabría hacerse es qué es lo que sucede una vez superada la “capacidad” o traspasado el “umbral” del sistema que se ha visto era un punto común en el repaso bibliográfico.

En función de la respuesta del sistema una vez alcanzado este punto que marca la resiliencia aparecen diferentes situaciones, como por ejemplo que el proceso sea reversible o no, o que el paso a través del umbral se produzca de una forma continua o drástica. Dependiendo de estas características, Walker (2010) propone cuatro tipos de relaciones entre la situación general del sistema (representada por su capital natural) y la variable subyacente que determina su dinámica y de la cual extraemos la resiliencia general del sistema.

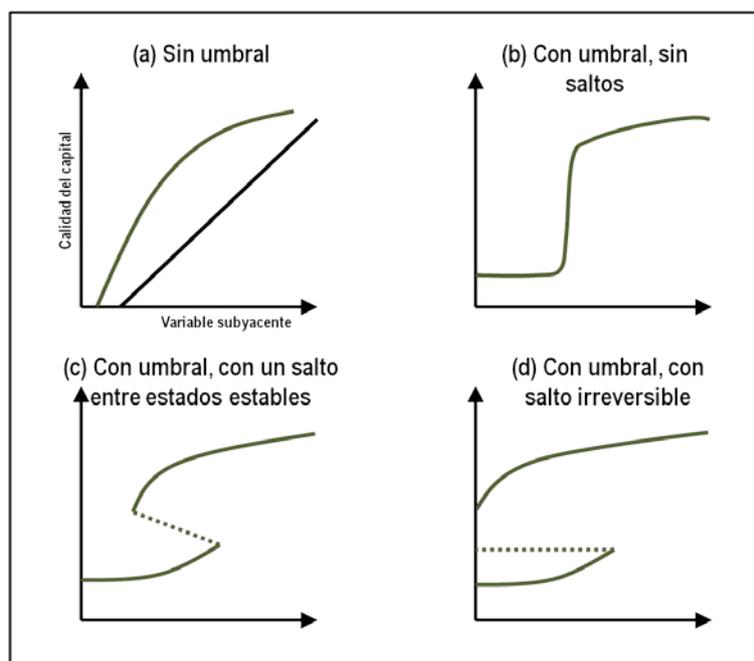


Figura 37: Diferentes tipologías de resiliencia (Fuente: Walker, 2010)

En el comportamiento de la resiliencia según la tipología (a), no existe discontinuidad alguna en el comportamiento del sistema, y el capital natural varía de una forma continua cuando se producen cambios en las variables que lo conforman. En la tipología (b) hay un salto muy pronunciado (en ocasiones incluso discontinuo) en el capital, pero en todo caso los cambios de estado son reversibles. En el caso (c) sin embargo aparece una discontinuidad que sólo es reversible en el caso de la apariencia de variables que sigan procesos de histerésis, y por último en (d) los cambios que se producen en el capital natural son siempre irreversibles.

Además de la propia caracterización de la resiliencia a través de su tipología a través de las gráficas que se representan en la Figura 37, resulta también interesante desde la perspectiva de la sostenibilidad conocer a qué distancia del umbral se encuentra el sistema, y cuál es la probabilidad de que se alcance y supere. Walker et al. (2004) usan la analogía de la pelota en una cuenca para representar la resiliencia de un sistema en función de tres componentes: latitud (entendida como la amplitud de la cuenca), resistencia (lo escarpado que es la cuenca, o cuánta fuerza es necesaria para cambiar el sistema) y por último, precariedad (definida por la posición actual y la trayectoria seguida por el sistema).

Aparte de la anterior, es posible estudiar el comportamiento de la resiliencia e intentar parametrizar la misma basándose en el análisis del comportamiento de un atributo del ecosistema a lo largo del tiempo. Un determinado impacto afectará a un determinado atributo del ecosistema produciendo una variación en la medida del mismo. En función del tiempo que el ecosistema tarde en recuperar la condición inicial, así como si es capaz de recuperarse del todo o existe una variación remanente se podría caracterizar el comportamiento resiliente del atributo del ecosistema.

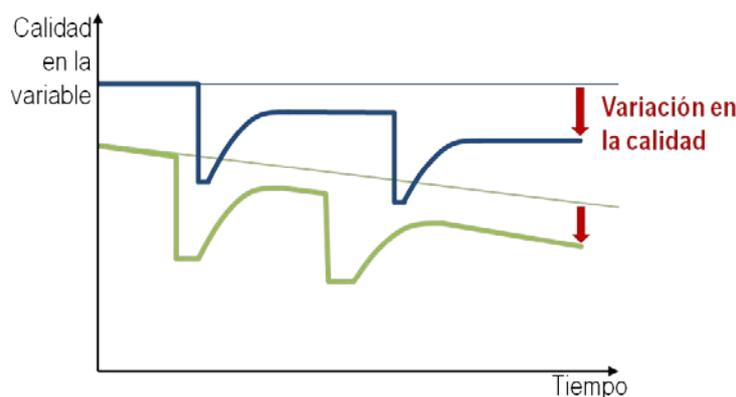


Figura 38: Representación de las variaciones de calidad de un atributo a lo largo del tiempo (Elaboración propia a partir de C3E, 2013)

Por ejemplo, si se analiza la calidad de una determinada característica ambiental, tal y como se recoge en la Figura 38, se puede intentar medir y cuantificar tanto el tiempo de recuperación como la variación remanente que sufre la calidad del ecosistema. Este intento de cuantificación de la resiliencia puede ser empleado tanto en el caso de que la calidad (o en general la variable analizada) se mantenga en principio y ante la ausencia de impactos constante en el tiempo (líneas de color azul en la figura) como para el caso de que sea decreciente en el tiempo (líneas de color verde). En todo caso, esta propuesta permitiría estudiar el comportamiento de la resiliencia del ecosistema, aunque sería necesaria la determinación de un indicador que permitiese unificar las medidas de la resiliencia independientemente de la variable que se mida.

### 3.3 VULNERABILIDAD

Cuando la situación acerca del cambio climático se hizo una realidad mucho más patente en la sociedad y se transformó en una preocupación mundial, el concepto de vulnerabilidad emergió con fuerza del debate que había ido surgiendo poco a poco al respecto. El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC de sus siglas en inglés) discutía en su Segundo Informe de Evaluación acerca de tres aspectos diferentes como eran la sensibilidad, la adaptabilidad y la vulnerabilidad (IPCC, 1995). Sobre este último, este panel de expertos lo definía como el grado en el cual el cambio climático puede ser dañino para un sistema, dependiendo no sólo exclusivamente de la sensibilidad de ese sistema, sino también de su habilidad para adaptarse a las nuevas condiciones climáticas.

A pesar de la importancia del hecho de que el IPCC lo incluyese en sus trabajos, el término “vulnerabilidad” no ha gozado sin embargo de un gran consenso científico a la hora de proceder a su definición, principalmente debido a su aplicación a una gran cantidad de ámbitos diferentes de estudio, desde una perspectiva social, hasta una ecológica, pasando por las naturales o biofísicas (Gallopín, 2006).

Sin la necesidad de centrar el estudio en el caso concreto del cambio climático citado ni tampoco en ningún otro de los anteriores especificados, el concepto de vulnerabilidad se puede definir de una forma genérica (aunque sin perder su aplicación a los ecosistemas naturales) como la susceptibilidad que un sistema tiene a sufrir

cambios. En la literatura científica aparece otra posible definición que enuncia este término como el grado en el cual el sistema es susceptible e incapaz de resistir situaciones adversas (Adger, 2006). Pelling (2003) define de nuevo la vulnerabilidad ante el cambio climático como “el grado de exposición a peligros naturales y la capacidad de estar preparado frente a ellos y de recuperarse de cualquier impacto negativo”, mientras que por último, otros autores señalan que si se quiere tener una definición lo más completa de vulnerabilidad, lo importante es destacar que “la vulnerabilidad no es un concepto estático, sino que está en un constante cambio” (Miller et al., 2010 en Scholz, 2012).

Sin embargo, y al igual que se ha visto que sucedía con el concepto de resiliencia, en la literatura científica acerca de la vulnerabilidad se echa en falta una definición o marco de referencia común acerca de qué es lo que los investigadores entienden acerca del concepto. Wolf (2012) presenta esta problemática de la que ya se ha hecho referencia en los párrafos anteriores de una manera sencilla cuando se plantea la siguiente pregunta: “¿Cuál es la diferencia entre ‘vulnerabilidad, el grado en el que un sistema es susceptible a un peligro’ y ‘vulnerabilidad, la exposición de un sistema frente a un peligro, combinada con su capacidad para reaccionar’? ¿Hay realmente alguna diferencia?”.

Según Diaz-Simal (2011) esta dualidad surge debido a la existencia de dos vertientes principales a la hora de aproximarse al concepto de vulnerabilidad. La primera con una visión mucho más sistemática agrupa la teoría legislativa, la economía institucional, evolutiva y las escuelas ecológicas. La segunda visión acerca de este concepto es sin embargo mucho más cualitativa, y se centra en las teorías acerca del riesgo y el análisis de los riesgos naturales.

El problema que se aprecia en el repaso de todas estas diferentes definiciones y sus sutiles discrepancias, que surgen en parte por las diferencias en el ámbito de aplicación, no se remite tan sólo al hecho de no encontrar una base científica común de referencia, sino que tampoco se encuentra una metodología aplicada al análisis de vulnerabilidad de un sistema, y es por ello por lo que este concepto ha fracasado tradicionalmente a la hora de ser implementado como una herramienta más en el proceso de toma de decisiones (Jeffers, 2013).

En todas estas definiciones se habla acerca del cambio experimentado por el sistema, definido por su grado o profundidad. Un sistema no debería ser denominado como vulnerable si el efecto de las perturbaciones se limita a la generación de cambios triviales o efímeros. Sin embargo, el problema se encuentra en que no siempre está suficientemente claro el concepto de daño o transformación. Los cambios en un sistema pueden variar desde pequeñas variaciones en una de las variables del sistema, hasta cambios radicales en su estructura (lo que asimilábamos anteriormente a resiliencia). Y para algunos autores este es un punto importante, puesto que la distinción entre vulnerabilidad y resiliencia se refiere a que la primera hace referencia a la capacidad de mantener la estructura del sistema, mientras que resiliencia se refiere a su capacidad para recuperarse de cambios no estructurales en las dinámicas del sistema (van der Leeuw, 2001). Esta discusión señala la importancia de diferenciar claramente lo que se entiende por transformación, impacto o daño cuando se habla de aplicar la vulnerabilidad y la resiliencia en los sistemas naturales (Gallopín, 2006).

A pesar de la falta de un consenso en toda esta discusión acerca de la vulnerabilidad y su significado, se puede apreciar que sí que hay algunos aspectos acerca de este concepto que quedan suficientemente claros, siendo uno de ellos el que la vulnerabilidad está afectada por tres factores que complementan su definición y comprensión: estrés, sensibilidad y capacidad adaptativa. Es por esta razón por la que a continuación se va a intentar explicar brevemente estos diferentes conceptos que han ido apareciendo tanto ahora con el estudio de la vulnerabilidad, como anteriormente relacionados con el estudio realizado acerca de la resiliencia.

- El estrés se refiere a la exposición a sobresaltos e impactos naturales externos experimentados por el ecosistema.
- La sensibilidad hace referencia a la respuesta dada por el ecosistema a los sobresaltos y a la capacidad de lidiar con ellos.
- Y por último, la capacidad adaptativa es la habilidad de responder con acciones adaptativas a los sobresaltos experimentados (Adger, 2006. Linnenkamp, 2011).

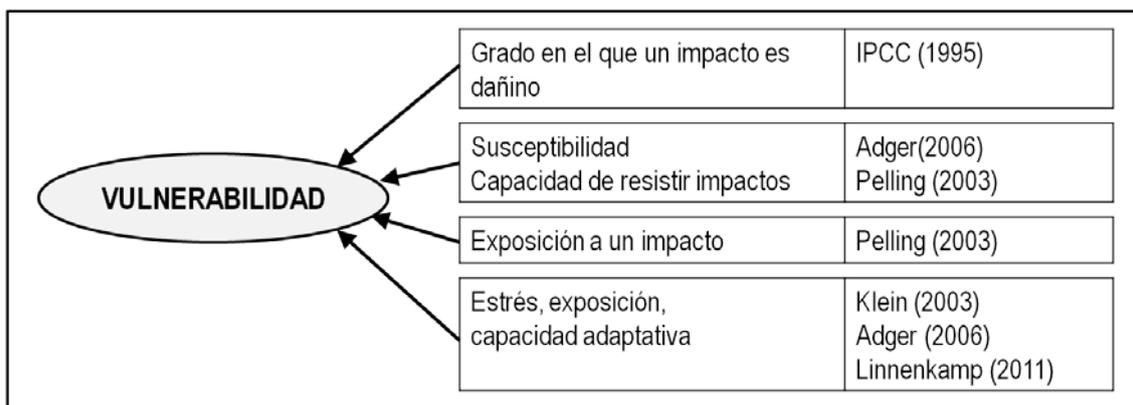


Figura 39: Ideas básicas sobre vulnerabilidad (Elaboración propia)

Recuperando el concepto analizado en el apartado anterior, Klein (2003) propone que la resiliencia debe ser considerada como una propiedad que afecta a la capacidad adaptativa, y por tanto también a la vulnerabilidad. Aquí es donde surge pues la relación entre ambos conceptos. La resiliencia hace referencia a la habilidad de recuperar el estado previo a unas determinadas perturbaciones, mientras que la vulnerabilidad hace referencia a la capacidad de estar preparado y superar esas mismas perturbaciones.

### 3.4 RIESGO

En los últimos años, asociado generalmente a procesos como el cambio climático que presentan con una baja probabilidad y con altas consecuencia, y junto con el desarrollo investigador de la vulnerabilidad, ha surgido en la literatura científica como un punto importante el desarrollo de herramientas sobre la gestión del riesgo aplicado a los procesos de toma de decisiones.

Se entiende riesgo como la probabilidad potencial de que un determinado daño, producido por un impacto, ocurra (Roaf, 2009). Esto puede ser entendido como la

visión desde el presente de un posible futuro daño, aunque Scholz (2012) a la hora de definir el riesgo distingue entre una situación de riesgo y una función de riesgo. “Una situación de riesgo es el momento en el que debemos tomar una decisión entre dos alternativas distintas, donde la elección de al menos una de ellas está unida a una pérdida incierta. La función de riesgo es la evaluación de las diferentes alternativas asociada al grado de riesgo de la situación, tal y como es percibida por el sujeto decisor”. Al contrario que pasaba con la vulnerabilidad, el riesgo debe ser entendido como un concepto estático, referido a una situación e información concreta.

Es muy importante destacar cuando se hace referencia al riesgo que se habla de un concepto que es más una “percepción personal” antes que una “variable medible”, así que en última instancia, el riesgo es función de la percepción personal de las personas afectadas. Esta percepción de riesgo “está conceptualizada como la probabilidad percibida de sufrir unas consecuencias negativas por parte de un individuo o de la sociedad frente a un fenómeno medioambiental específico” (O’Connor et al., 1999). Esta percepción de riesgo, tal y como muchos autores señalan, depende de una gran variedad de factores, como por ejemplo culturales, sociales o económicos, pero también varía en función del nivel de exposición percibido (social e individual), nivel de probabilidad de daño, nivel de riesgo ‘per se’ y las consecuencias de todo esto (Nursey-Bray et al., 2012).

Si como se decía antes, la vulnerabilidad es función de la exposición, la sensibilidad y la capacidad adaptativa, el riesgo está de nuevo relacionado con tres conceptos: vulnerabilidad, exposición y peligro/daño. La relación entre estas tres variables es lo que se conoce como el Triángulo del Riesgo (Crichton, 1999).



Figura 40: Triángulo del Riesgo (Fuente: Crichton, 1999)

En contextos científicos, el riesgo encuentra las mismas dificultades conceptuales que la vulnerabilidad o la resiliencia. Aparecen en la literatura definiciones variadas y bastante diferentes de lo que podemos entender por riesgo. Generalmente, estas definiciones hacen referencia a términos matemáticos con mayor frecuencia que en el caso de la vulnerabilidad, pero aunque sin llegar al extremo de ser definiciones matemáticas al cien por cien (Wolf, 2012). Esta misma autora propone que en el fondo, ambos términos (riesgo y vulnerabilidad) son las dos caras de la misma moneda, puesto que tal y como hemos visto están intrínsecamente relacionados.

Desarrollando una de estas definiciones con una cierta componente matemática y que relacione los términos, Fell (2005) intenta aunar los conceptos de vulnerabilidad y riesgo en un único desarrollo, primero definiendo el riesgo como la medida de la probabilidad y severidad de que un fenómeno adverso tenga efectos sobre el medioambiente, y después vulnerabilidad como el nivel de pérdidas producidas en un área por un fenómeno adverso. En la metodología que este mismo autor propone para la evaluación del riesgo frente a deslizamientos de ladera, distingue entre dos etapas: una de análisis de daño, y otra de análisis de las consecuencias en la que se realiza el estudio de la vulnerabilidad del sistema.

Siguiendo esta relación entre el riesgo y la vulnerabilidad y los desarrollos de Fell, Cappabianca (2008) formula el riesgo de nuevo como el producto de la función de daño (H) por la vulnerabilidad (V).

$$r_j = H \times V \quad (41)$$

$$r_j = \int_0^{\infty} H(I)V(j,I)dI \quad (42)$$

Para poder comprender esta formulación, hay que definir lo que se entiende por función de daño, y que se enuncia como la probabilidad de que un determinado evento, con una determinada intensidad I, alcance un punto en un determinado tiempo.

La pregunta que surge analizando todos estos conceptos es si es posible trabajar y evaluar el riesgo medioambiental. Afortunadamente el campo del “análisis de riesgo” proporciona algunas guías sobre cómo realizar y trabajar con éste análisis. Este análisis se compone de cuatro etapas: identificación del peligro, estimación de la relación dosis-efecto, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo.

La identificación del peligro es una evaluación cualitativa que recolecta, organiza y evalúa toda la información, tanto biológica como química, que sea relevante para determinar si un peligro puede suponer un riesgo para la salud medioambiental. El objetivo es determinar si el peligro merece la atención de realizar un análisis en profundidad y en términos cuantitativos. Si un peligro ha generado evidencias de alterar el medioambiente (reducción de poblaciones, mutaciones, afectando al desarrollo), entonces un análisis de riesgo cuantitativo es muy útil. Esta etapa de la identificación del peligro se realiza con el fin de obtener un ranking en función del potencial y/o aparición de esas evidencias que suponen efectos adversos si existe exposición al peligro (Hanley et al., 2006).

La estimación de la relación dosis-efecto es el siguiente paso en el análisis de riesgo cuantitativo. Una función dosis-efecto cuantifica cómo una variable ambiental responde ante diferentes niveles de exposición. La dosis es comúnmente asimilada a la exposición al daño, mientras que la respuesta es el porcentaje de la población expuesta que sufre enfermedades asociadas (incluyendo la muerte). Los diferentes umbrales de los niveles de exposición pueden ser determinados atendiendo a los mínimos niveles en los que un riesgo aparece. En la evaluación de riesgos de salud pública, se emplean tres métodos básicos para la estimación de las funciones dosis-respuesta: estudios clínicos, comparaciones entre especies (método toxicológico, analizando los efectos que experimentan otras especies e intentando extrapolar los resultados a los humanos) y

estudios epidemiológicos (que estiman la función observando la salud humana en diferentes grupos de estudio sometidos a diferentes dosis).

La evaluación de la exposición identifica la población que se encuentra en riesgo, así como la probabilidad de exposición al riesgo. Una evaluación de la exposición estima la magnitud, frecuencia, duración y recorrido de la exposición, recogiendo además información general acerca de cada riesgo, poniendo especial atención a la forma y el punto en el que el peligro alcanza al medioambiente. Una evaluación más completa debe tener en consideración la producción, distribución, usos y disposición del peligro, así como el modo en el que la exposición recorre el medioambiente. Las concentraciones de peligros deben ser medidas para proporcionar unos datos con los que poder estimar la exposición de diferentes medioambientes o entornos. Estas estimaciones deben ser consistentes con los resultados obtenidos en las estimaciones de las funciones dosis-respuesta. La evaluación de la exposición debe también determinar la población afectada (en términos de área y de sujetos), caracterizando su tamaño, características y localización. La evaluación de la exposición integrada combina la estimación de las concentraciones con las descripciones de la población afectada con el fin de determinar un perfil de exposición. Este perfil proporciona un resumen de información en la que se recoge el tamaño de la población, el desarrollo de la exposición y la duración, frecuencia e intensidad de la exposición.

La última etapa del análisis cuantitativo es la caracterización del riesgo, así como la realización un resumen de la identificación del peligro, de la estimación dosis-respuesta y del análisis de la exposición para generar un índice numérico indicativo del riesgo. La caracterización del riesgo determina los umbrales de exposición dentro de los cuales no es necesario mayor análisis. Algunos de estos umbrales están determinados por dos niveles: uno, el más bajo nivel de exposición en el cual los efectos son percibidos; y otro, el más alto en el cual no se aprecian efectos.

Este análisis del riesgo que se ha realizado debe ser considerado como base para la decisión de estrategias que conduzcan a la reducción del riesgo. Las estrategias elegidas deberán decidir qué riesgos se controlarán ahora y cuáles en el futuro, y cómo se realizará este control de una manera económica y efectiva, así como determinar la manera en la que se enfrentarán a los riesgos. Las opciones que se planteen durante el análisis de riesgo deben incluir una serie de estándares (tecnológicos, coste, efectividad,...) que permitan comparar las implicaciones de pasar de una estrategia a otra, de tener que gestionar unos riesgos a tener otros, así como los beneficios de cada una de las opciones. Los decisores deben tener también herramientas que permitan reducir el riesgo a través de legislaciones, impuestos, subsidios o mediante la creación de nuevos mercados o de una mejor comunicación pública.

### **3.5 RELACIONES ENTRE LOS TÉRMINOS**

A pesar de describirse en los apartados anteriores las distintas definiciones que se emplean en la literatura científica acerca de los conceptos enunciados, se ha podido comprobar cómo aparecen ciertas relaciones entre la resiliencia, la vulnerabilidad y el riesgo. Antes de empezar a analizar estas relaciones sin embargo, se deben definir algunos otros conceptos relacionados que ayudarán a clarificar el mapa conceptual que



resiliencia, por lo que también las características anteriores influyen sobre la posible adaptación del sistema.

Esta capacidad adaptativa, junto con la sensibilidad y la exposición del ecosistema a los efectos externos definen la vulnerabilidad del mismo. Se demuestra y comprueba así la relación que existe entre la resiliencia y la vulnerabilidad y como ambos conceptos están íntimamente relacionados a través de la capacidad adaptativa.

La exposición no afecta únicamente a la vulnerabilidad, sino también al riesgo que para un determinado efecto externo, experimenta un ecosistema, junto con la otra característica relevante que afecta al riesgo que es el peligro. El riesgo se manifiesta en forma del daño que puede llegar a sufrir el sistema.

Así pues, ante un determinado efecto externo, la respuesta que experimenta un ecosistema viene definida directamente por la vulnerabilidad del mismo, que a su vez viene influida por la resiliencia del mismo a través de su capacidad adaptativa, y por el riesgo asumido, que de nuevo es función de la vulnerabilidad del ecosistema.

La relación que se acaba de describir permite establecer un vínculo entre los términos descritos anteriormente (sostenibilidad, resiliencia, vulnerabilidad y riesgo percibido), pero es necesario por el entorno en el que se desarrolla la presente tesis estudiar la relación de estos mismos términos con el análisis coste-beneficio medioambiental.

Con se vio en el apartado 2.3.3 acerca de la crítica al ACBm sobre el tratamiento que se puede realizar de la equidad, el mantenimiento de la sostenibilidad de los ecosistemas a la hora de llevar a cabo proyectos que pueden alterar el medioambiente es un punto crítico y que requiere de un estudio propio. Sin embargo se vio en ese mismo apartado y en los siguientes como a través de un correcto tratamiento de los parámetros del modelo (y en especial con respecto al tratamiento del descuento y del horizonte temporal) es posible llegar a introducir la componente acerca de la sostenibilidad en el análisis final de un proyecto bajo evaluación.

Más difícil parece resultar en cuanto a la inclusión del otro trío de términos. Se han analizado los mismos individualmente y la primera conclusión que se puede realizar de dicho análisis es la falta de consenso en cuanto a las definiciones que de cada uno de ellos se han realizado en la literatura especializada. Obviamente es un problema que afecta directamente a la base si lo que se desea es trabajar con dichos conceptos, pero no deja de ser un problema menor desde el punto de vista de que es posible (y se ha comprobado) trazar una envolvente de las distintas definiciones dadas, agrupando en una única las múltiples características en común que aparecen en todas ellas.

La siguiente conclusión es que aunque aparentemente podían suponerse términos independientes, se ha comprobado (y se ha partido de esa premisa en este último apartado de síntesis) la existencia de una relación entre todos ellos. Este hecho permite que en el caso de aparecer una nueva relación entre estos términos y el análisis coste-beneficio, la relación existente entre los conceptos permitirá la inclusión de todos ellos y no será necesario buscar una relación para cada uno de ellos sino una que permita aglutinarlos a todos ellos.

La cuestión se centra entonces en la búsqueda de esa posible relación entre la resiliencia, la vulnerabilidad y el riesgo y el ACBm. Sin embargo aquí se une a este análisis otra de las conclusiones que se pueden extraer del estudio de cada término y es la ausencia de una metodología de medida de los mismos. Posiblemente en este sentido la magnitud que proporciona una capacidad de ser medida más fácil es el riesgo, aunque dado que se ha comprobado que es una percepción personal y por tanto depende directamente de cada individuo, no deja de presentar su dificultad. Más patente son estas dificultades para el caso de la resiliencia y la vulnerabilidad en las que resulta complicado encontrar metodologías propuestas en la bibliografía.

No obstante, existe otra característica común a los tres términos que puede ayudar a la determinación de una medida de cada uno de ellos: todos ellos son características del medioambiente impactado y por tanto ayudan a describir el comportamiento de los activos medioambientales cuando aparece un elemento extraño en el entorno. Si asumimos que este elemento extraño puede ser un proyecto, aparece un nexo de unión de los mismos con el análisis coste-beneficio medioambiental, pues como se dijo al cerrar el apartado 2.4, y anteriormente en la descripción de la metodología del ACBm, una de las etapas más relevantes de la misma es la definición y estudio de los impactos asociados al proyecto.

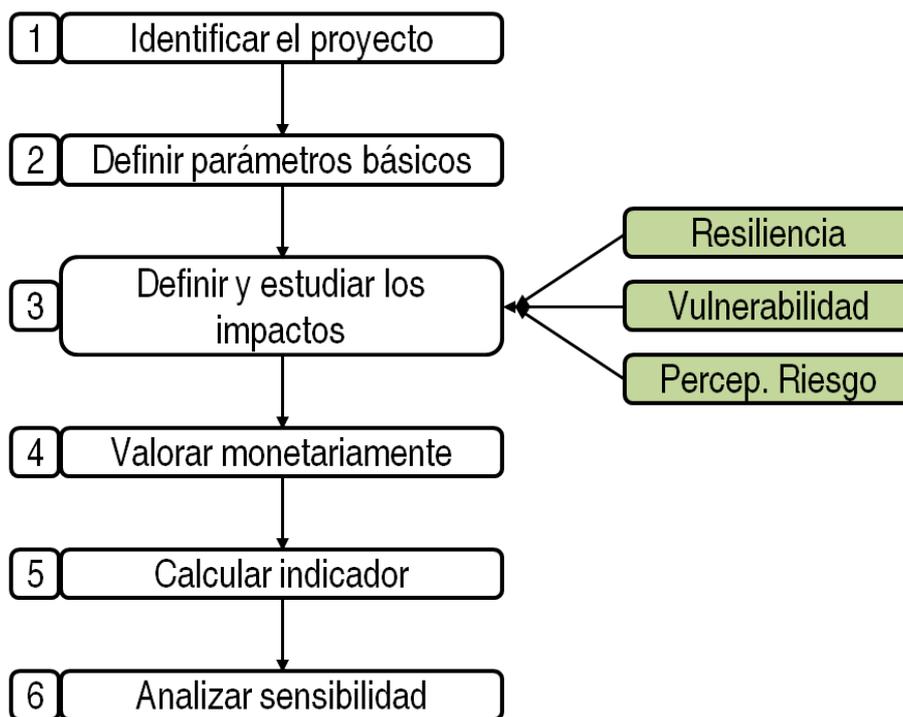


Figura 42: Introducción de conceptos medioambientales en el ACBm (Elaboración propia)

Por lo tanto se puede concluir el presente apartado con una cierta seguridad de que la inclusión de la resiliencia, vulnerabilidad y la percepción del riesgo en el análisis coste-beneficio medioambiental es posible, y que la etapa en la que esta incorporación puede ser más factible es aquella relacionada con la identificación de los impactos debido al carácter descriptivo de los tres términos con respecto a los mismos.

### 3.6 NUEVA PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA SELECCIÓN DE IMPACTOS RELEVANTES

Habiendo sido estudiado tanto el contexto y situación actual del análisis coste-beneficio medioambiental, como el desarrollo científico más reciente en términos del estudio de la sostenibilidad, resiliencia, vulnerabilidad y análisis del riesgo, se puede proceder a la conjunción de ambos capítulos mediante la propuesta de un nuevo desarrollo metodológico que permita la inclusión de los nuevos conceptos medioambientales descritos en el ACB tradicional.

Sin embargo, antes de proceder a ello, es necesario sentar unas buenas bases que permitan asegurar el desarrollo posterior. Se ha visto en el estudio del capítulo anterior como la falta de un marco definitorio común es uno de los mayores problemas a los que se enfrentan los investigadores en el ámbito del análisis coste-beneficio medioambiental y la inclusión en el mismo de los ya enumerados conceptos que se presentan aquí. Es por ello que se considera necesario empezar este desarrollo metodológico estableciendo ese marco conceptual base de referencia en el que queden perfectamente definidos los tres conceptos con los que se está trabajando.

Así pues, y partiendo de esta necesidad definitoria conceptual:

- Se define resiliencia como la perturbación límite que un determinado sistema puede asimilar. Llegado el caso de que se superara este límite, el sistema cambia su estado. En función de las características del sistema, este cambio se producirá de manera diferente, pudiendo ser principalmente de una forma continua en el tiempo o como un salto repentino.
- Se define vulnerabilidad como el grado de susceptibilidad (capacidad de recibir modificación o impresión) que un sistema presenta a sufrir daños debido a acciones externas al entorno del mismo. Este es un concepto dinámico, puesto que su valor puede variar a lo largo del tiempo en función de tres factores: estrés, sensibilidad y capacidad adaptativa.
- Se define riesgo como la percepción personal de que un efecto cualquiera cause un posible daño sea en un sistema. Dicho de otra forma, el riesgo es la percepción personal de la existencia de la probabilidad de que un efecto cause un daño en un sistema.

La definición de estos términos permite tener un entorno perfectamente definido y poder empezar con una base conceptual sólida a trabajar en el desarrollo de la metodología propia.

En este proceso de desarrollo de la metodología, el primer punto debe ser decidir cómo se van a introducir las características del sistema, entendidas éstas como resiliencia, vulnerabilidad y riesgo percibido, en el ACB medioambiental. Para ello conviene aquí recordar los pasos fundamentales en los que se divide un Análisis Coste-Beneficio.

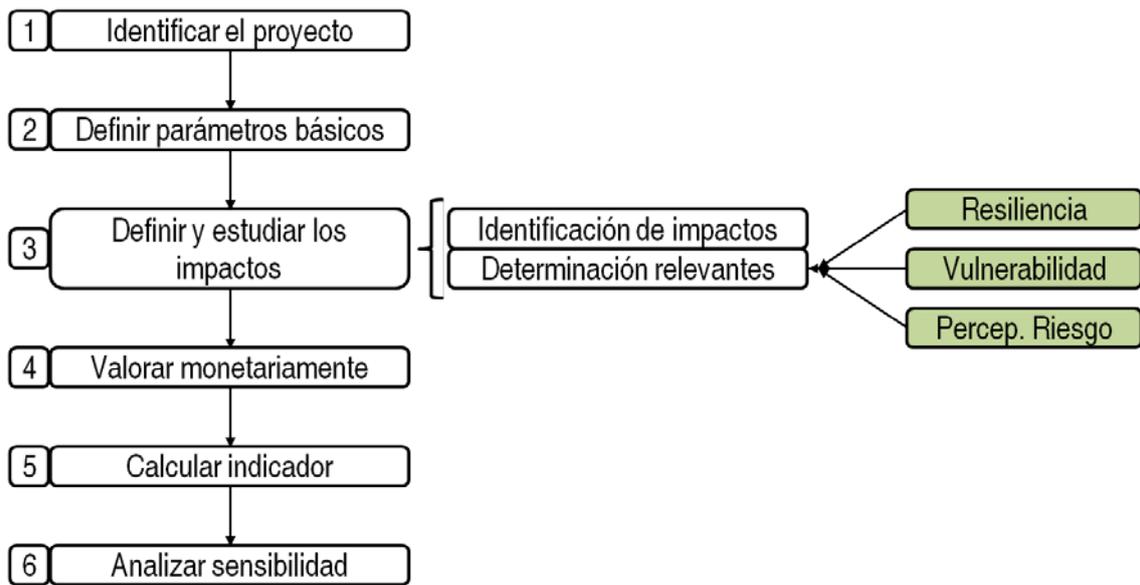


Figura 43: Aplicación de los atributos medioambientales de los impactos en el ACBm  
(Elaboración propia)

Los desarrollos científicos que hasta la fecha se han realizado intentando incorporar alguno de los conceptos definidos al ACB medioambiental se han centrado principalmente en un paso concreto del proceso: el de la valoración monetaria de los impactos. Como ejemplo de esta aplicación, Walker (2010) propone una metodología para la inclusión de lo que define como “inclusive wealth” con la que determina el valor de un recurso natural.

En esta propuesta se ha optado sin embargo por elegir otra etapa del ACB que aún siendo también crítica en el resultado final del análisis no se centra tanto en el aspecto económico, como es la de definir los impactos relevantes para el análisis. La valoración económica de un impacto es un punto crítico y siempre problemático en todo ACB, como se pudo analizar en el apartado 2.3.1. El objetivo de esta metodología es ser capaz de jerarquizar los diferentes impactos asociados al proyecto y elegir aquellos que nos resulten relevantes e interesantes para nuestra evaluación en función del análisis de su resiliencia, vulnerabilidad y riesgo percibido sin tener que recurrir en ello a elementos problemáticos y criticados.

Antes de continuar es necesario aclarar y remarcar que en todo Análisis Coste-Beneficio, todo impacto, independientemente de su relevancia, debe ser incluido y considerado en la valoración económica. Sin embargo también es necesario ser consciente de las limitaciones del proceso y que a la hora de llevar a la práctica el desarrollo metodológico que el ACB requiere, es común encontrarse con restricciones tanto monetarias como temporales (o de otras diversas índoles) que hacen que analizar todos los impactos sea imposible de realizar materialmente. Es por ello que existe esa etapa de selección de impactos relevantes, y es por ello que se considera adecuado disponer de una metodología de jerarquización de los mismos que permita, en función de las restricciones del encargado del ACB, seleccionar aquellos impactos que realmente se deben analizar.

Habiendo aclarado los conceptos que se van a utilizar, su punto de unión con las fases tradicionales del ACB y el por qué del punto de partida de la metodología, se puede empezar con la descripción de la misma. Esta propuesta se divide en cuatro fases, siendo las más importantes las dos centrales: una primera en la que se procede a la perfecta definición del ecosistema al que se va a circunscribir el análisis; una segunda en la cual se realiza el análisis de la vulnerabilidad de los elementos que conforman el ecosistema; una tercera en la que evalúa el riesgo de esos mismos elementos; y una última fase en la que se calcula un índice conjunto (Índice de Relevancia Final) y se procede a la jerarquización de los elementos para su inclusión en el ACB.

Lo que se pretende con esta metodología es combinar dos aspectos. Por un lado, la evaluación que expertos científicos puedan realizar del ecosistema y sus elementos. Serán estos expertos los que analicen la resiliencia y vulnerabilidad en la segunda fase. Por otro lado, las preferencias de la población afectada y su valoración del riesgo. Como se ha dicho anteriormente, el riesgo es una percepción totalmente personal, por lo que en esta metodología se ha decidido dar voz a la población para que exprese su opinión tanto a la hora de valorar la importancia de un elemento como su riesgo ante el proyecto bajo evaluación.

Se entiende que un determinado elemento de un ecosistema puede presentar una alta vulnerabilidad a impactos bajo acciones que se desarrollen en su entorno. Pero puede suceder que ese elemento no sea relevante para la población que vive en el ecosistema. Resulta pues que aquello que es importante para los expertos, no lo es para la población que en última instancia es la que va a soportar los efectos del proyecto. E igualmente puede suceder al revés, cuando un elemento no presente una elevada vulnerabilidad pero la población lo considere lo suficientemente importante como para ser evaluado. Por eso en esta metodología se ha planteado esta dualidad de valoración, para poder dar peso a ambas valoraciones.

A continuación se procede a explicar detalladamente las cuatro fases que deben ser ejecutadas para realizar la jerarquización de los elementos del ecosistema susceptibles de verse afectados:

### *3.6.1 DEFINICIÓN DEL ECOSISTEMA*

En esta primera fase se busca realizar una definición lo más completa posible del ecosistema en el cual se va a realizar el proyecto que se somete a ACB medioambiental, así como la recopilación de toda la información posible que luego pueda servir tanto a los expertos como a la población para hacer sus valoraciones.

Para organizar esta descripción se recurre a la división de un ecosistema que Costanza et al. (2001) hacen del entorno de un sistema medioambiental basado en capitales, flujos y atributos<sup>1</sup>. Para realizar esto es necesario recurrir a un experto (o

---

<sup>1</sup> Se entiende “capital” como la acumulación de un determinado recurso o elementos de un ecosistema. Dicho de otra manera, un capital es aquel entorno o área del ecosistema que supone un activo o patrimonio desde el punto de vista del usuario. Los “flujos” son los cambios que aparecen en un capital, así como también las

mejor un conjunto de varios) que conozcan o sean capaces de estudiar el entorno a analizar para poder realizar este estudio definitivo.

Esta fase se divide en dos etapas: división en ámbitos y enumeración de los elementos susceptibles de sufrir impacto.

- a) División en ámbitos. Para poder trabajar de una forma más cómoda y organizada, el primer paso es la división del ecosistema en zonas que por sus características sean más o menos homogéneas. Algunos ejemplos de ámbitos en los que se puede realizar esta división son “costero”, “fluvial”, “bosque”, “campiña”... Lo que se pretende es identificar aquellas zonas del entorno a analizar que van a experimentar de igual forma los posibles impactos del proyecto.
- b) Identificación de los elementos susceptibles de impacto. Una vez dividido el ecosistema en zonas homogéneas, es necesario proceder a la identificación de aquellos elementos de cada uno de los ámbitos que pueden ser susceptibles de sufrir impacto. Como ejemplo de elementos se pueden citar “terrestres”, “fauna”, “vegetación”, o de una forma más detallada “tamaño del bosque”, “calidad del aire” o “nivel medio del caudal del río”. Se trata de enumerar todas las características de un ámbito que lo definen y que es posible puedan cambiar por la ejecución del proyecto. Estos elementos pueden ser comunes para los diferentes ámbitos, o bien ser específicos para cada uno de ellos.

Una vez se tienen identificados los elementos de cada uno de los ámbitos en los que se divide el ecosistema en el cual se enmarca el proyecto a analizar, se puede pasar a la siguiente fase.

#### 3.6.2 ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD

Esta segunda fase empieza con lo que es propiamente la evaluación del entorno, analizándose en dos etapas diferenciadas (aunque íntimamente relacionadas) la resiliencia y la vulnerabilidad de cada uno de los elementos que se han enunciado en la fase anterior. Debido a la cierta complejidad que poseen los conceptos a evaluar, esta fase debe ser realizada por expertos que tengan una cierta experiencia en la valoración de impactos medioambientales.

Las dos etapas en las que como ya se ha explicado se divide esta fase son evaluación de la resiliencia y análisis de la vulnerabilidad. Para proceder en ambos casos se ha realizado una adaptación del trabajo de Walker (2010) sobre el comportamiento de la resiliencia. Así pues se han establecido tres posibles comportamientos de la resiliencia de un elemento que se definen como sigue: Las distintas tipologías de resiliencia se definen como sigue. Tipo (I) representa una

---

interacciones que surgen entre los distintos capitales. Por último, los “atributos” son las características de los capitales y de los flujos que pueden ser afectadas por el proyecto al que estamos sometiendo el ACB.

relación entre la variable y el capital en el que no se produce ningún tipo de salto en la calidad del recurso y en el que todas las situaciones son reversibles en todo momento. Tipo (II) representa una relación en la que existe un determinado punto de la variable (umbral) en el que se produce un salto en la calidad del recurso, aunque el proceso es totalmente reversible. Por último, Tipo (III) representa aquella resiliencia en la que se produce un salto al igual que en el Tipo (II) pero el proceso es irreversible.

Igualmente se ha definido lo que se ha denominado “zona de peligro”, que se pretende sirva para representar la vulnerabilidad del elemento y se define como la zona alrededor del umbral de resiliencia en la que se hace más patente la susceptibilidad que presenta el elemento a cambiar de estado. Según esta definición, la zona de peligro aparece implícitamente en las resiliencias Tipo (II) y Tipo (III), aunque no excluye la posibilidad de que pueda ser aplicada también a la resiliencia Tipo (I) si es patente que una determinada acción va a hacer que el elemento se vea afectado.

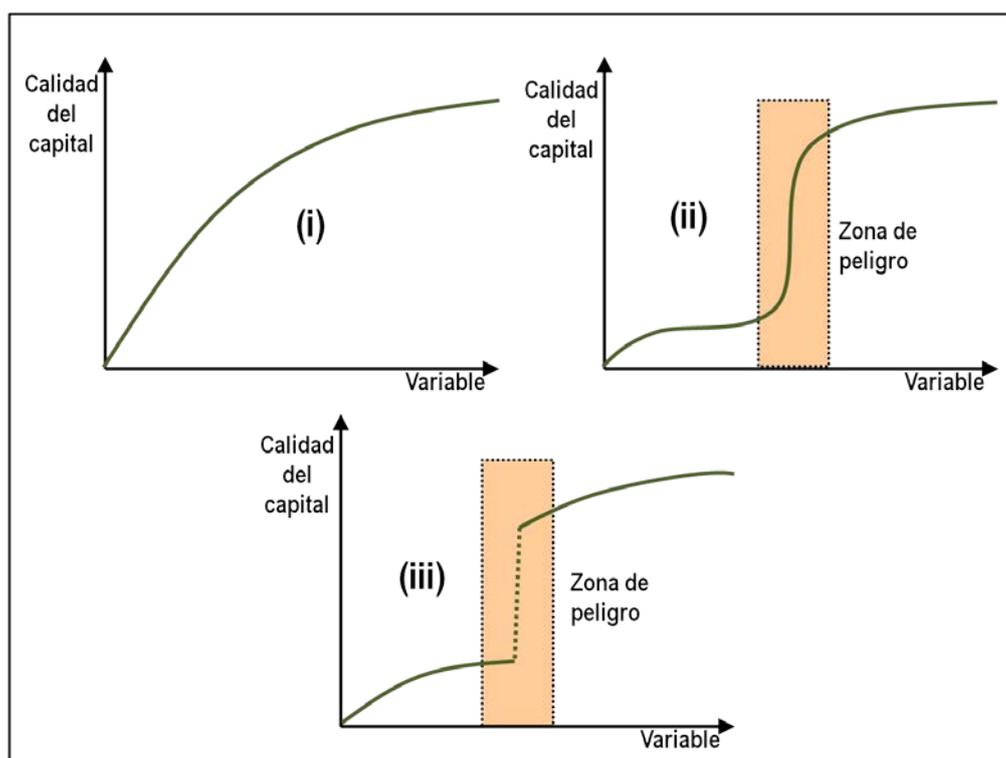


Figura 44: Tipos de resiliencia y representación de la zona de peligro (Elaboración propia)

Se pasa a explicar a continuación cómo se realiza la valoración de la resiliencia y de la vulnerabilidad en función de estos elementos explicados. Al finalizar esta fase se obtendrá un valor que representa de forma conjunta la resiliencia y la vulnerabilidad de cada elemento. Este valor se obtiene como suma de varios puntos que obedecen al planteamiento de varias preguntas:

- a) Evaluación de la resiliencia. La resiliencia se asimila con el comportamiento de la calidad del elemento frente a cambios en el entorno. Como se ha explicado, en función de la reversibilidad del comportamiento y de la existencia o no de un umbral, se ha dividido

la resiliencia en tres tipologías. Son precisamente estas dos preguntas las que hay que realizar para evaluar la resiliencia del elemento, y en función de la respuesta a ambas, se otorgarán diferentes puntuaciones tal y como se recoge en la Tabla 13.

Tabla 13: Preguntas y puntuaciones para la evaluación de la resiliencia de una variable medioambiental (Elaboración propia)

¿Es el proceso reversible?	Puntuación
Sí	+0
No	+2

¿Presenta la variable un salto o umbral??	Puntuación
Sí	+2
No	+1

- b) Análisis de la vulnerabilidad. Una vez que tenemos la tipología de resiliencia definida, el siguiente paso es determinar si el sistema se encuentra en relación a la variable estudiada en lo que se ha definido como la “zona de peligro”, que ejemplifica la cercanía al salto o umbral. Para realizar esto, obviamente el punto de salto debe ser definido, al igual que la situación actual del sistema. Aunque queda al criterio del experto que realice esta parte de la evaluación, se recomienda establecer una “zona de peligro” que congregue un 5% por encima y por debajo del punto de salto. En función de esta proximidad, se establece igualmente una puntuación.

Tabla 14: Pregunta y puntuación para la evaluación de la vulnerabilidad de una variable medioambiental (Elaboración propia)

¿Se encuentra la variable en zona de peligro?	Puntuación
Sí	+2
No	+0

Llegado este punto, se define “Grado de Vulnerabilidad” final de cada elemento como la suma de las puntuaciones obtenidas en cada una de las preguntas anteriores, de tal forma que el máximo obtenible sea de 6 puntos y el mínimo de 1 punto. Este valor mínimo, que podría haberse planteado en cero, se ha fijado en uno debido al carácter del Índice Final de Relevancia definido; si se hubiera optado por un valor mínimo de cero, este valor final sería siempre cero independientemente de las valoraciones que la población afectada haga del elemento. Para evitar esto es por lo que en la pregunta sobre la existencia de un umbral en el comportamiento del elemento la puntuación mínima es uno en vez de cero como sucede en el resto de preguntas.

Una vez obtenido este valor suma de las puntuaciones y que representa la vulnerabilidad del elemento, se puede pasar a la siguiente fase de la metodología.

### 3.6.3 ANÁLISIS DEL RIESGO

La fase anterior suponía el análisis del ecosistema por parte de expertos. Esta tercera fase implica sin embargo la participación de la población afectada por el proyecto bajo evaluación medioambiental. Por ello, para desarrollar esta fase será necesario realizar una encuesta entre esa población.

De nuevo se plantea la necesidad de valorar dos aspectos en esta fase: por un lado la importancia y por otro el riesgo. Se define importancia a la relevancia que tiene para cada usuario del entorno ambiental bajo evaluación un determinado elemento ambiental. El riesgo se define como la probabilidad real que desde su punto de vista tiene cada usuario del entorno ambiental bajo evaluación tiene un determinado elemento ambiental de verse realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la ejecución del proyecto.

En esta fase por tanto lo que se requiere es la realización de una encuesta que pida la valoración de uno a cinco de ambos valores, tanto importancia como riesgo, para cada uno de los elementos en los que se han dividido cada uno de los ambientes definidos para el ecosistema bajo estudio. Para facilitar la comprensión de la escala propuesta, se propone una categorización descriptiva asociada a cada uno de los valores, tal y como se recoge en la Tabla 15 para el caso de la importancia y en la Tabla 16 para el caso del riesgo.

*Tabla 15: Escala de la importancia de una variable medioambiental (Elaboración propia)*

<b>Grado de Importancia</b>	
Escasa	1
Baja	2
Media	3
Alta	4
Muy alta	5

*Tabla 16: Escala del riesgo de una variable medioambiental (Elaboración propia)*

<b>Grado de Riesgo</b>	
Ocurrencia remota	1
Ocurrencia baja	2
Ocurrencia posible	3
Ocurrencia alta	4
Ocurrencia muy posible	5

Una vez se hayan obtenido los datos de la encuesta, se procederá a su tratamiento estadístico, lo que permitirá obtener los valores medios de la importancia, que determinarán el “Grado de Importancia”, y del riesgo, “Grado de riesgo”, de cada uno de los elementos que conforman el ecosistema, y que serán los dos valores que permitirán continuar a la siguiente fase.

A la hora de realizar la encuesta es sin embargo recomendable aprovechar la misma para poder ampliar las cuestiones analizadas. Así pues, se recomienda preguntar, además de cuestiones genéricas que permitan la clasificación de la muestra poblacional (sexo, edad, estudios, ingresos económicos), otras cuestiones que a la hora

de realizar el estudio estadístico permitan analizar la influencia de determinados factores en las respuestas de valoración de la importancia y del riesgo, como por ejemplo el grado de conocimiento del ecosistema valorado, si se visita con frecuencia, grado de conocimiento del proyecto evaluado, etc.

#### 3.6.4 JERARQUIZACIÓN

En esta última fase se procede a la determinación del índice que será el que se emplee para jerarquizar los elementos del ecosistema y que por tanto permita determinar aquellos que deben ser analizados en las siguientes fases del ACB medioambiental. Para ello, se divide esta fase en dos etapas: cálculo del índice y jerarquización de los elementos.

- a) Cálculo del Índice de Relevancia Final (IRF). Se define el IRF como el producto de los tres “grados” obtenidos en las fases anteriores: Grado de Vulnerabilidad, Grado de Importancia y Grado de Riesgo, tal y como se recoge en la siguiente fórmula:

$$IRF = \frac{1}{15} \times (Vulnerabilidad \times Importancia \times Riesgo) \quad (43)$$

El factor 1/15 se emplea para expresar el IRF en una escala de 1 a 10.

- b) Jerarquización. El último paso de esta metodología es simplemente la jerarquización de los elementos ambientales de mayor a menor IRF.

En la Figura 45 se resume el proceso propuesto, e igualmente se propone la Tabla 17 para su empleo como resumen del proceso realizado y como plantilla para la puesta en práctica de la metodología.

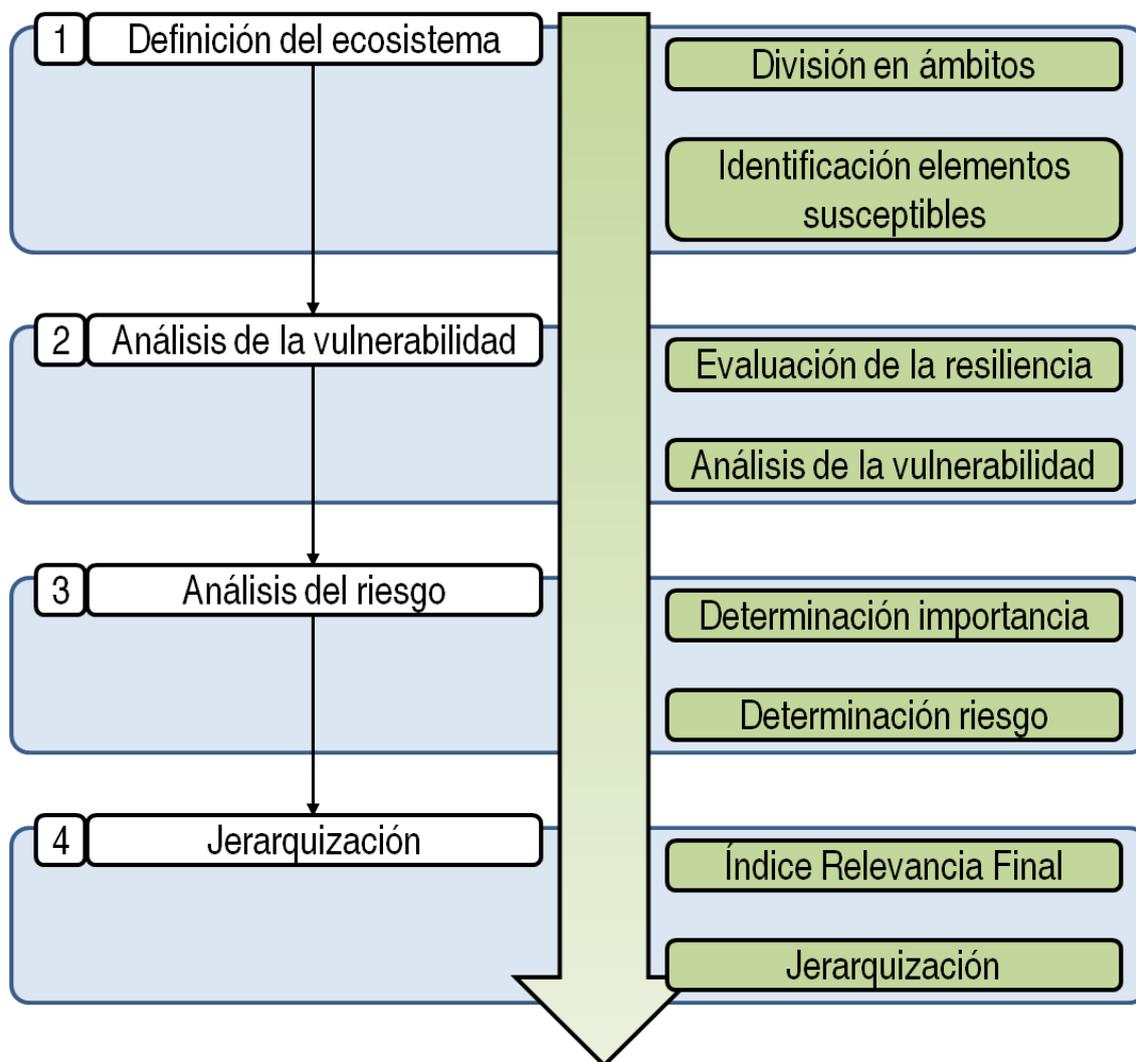


Figura 45: Resumen de la metodología propuesta (Elaboración propia)

Tabla 17: Resumen de la metodología (Elaboración propia)

	ELEMENTO	¿Reversible?	¿Umbral?	¿Zona de Riesgo?	Vulnerabilidad	Importancia	Riesgo	IRF
<b>ÁMBITO</b>								
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...

### 3.7 CASO DE EJEMPLO I: UN PROYECTO HIDRÁULICO

Como ejemplo de puesta en práctica de la metodología descrita en el apartado anterior, se propone en éste llevar a cabo una aplicación de la misma en una situación teórica. El propósito de este caso práctico es comprobar el funcionamiento de la metodología bajo un supuesto teórico real y verificar al final de la aplicación si se ha logrado el objetivo de la metodología que se recuerda es el de permitir una jerarquización de los elementos susceptibles de impacto de un ecosistema bajo la puesta en marcha de un proyecto que se encuentra sometido a un ACB medioambiental.

En este ejemplo se supone la existencia de un proyecto de construcción de una nueva presa en un determinado entorno, y se decide someter el proyecto a un análisis coste-beneficio medioambiental. Dentro de los pasos de los que consta este análisis, se va a proceder a continuación a aplicar la metodología propuesta para jerarquizar los impactos y atributos asociados al proyecto mediante el cálculo del Índice de Relevancia Final asociado a la vulnerabilidad, el impacto y la percepción del riesgo.

El entorno en el que el proyecto prevé la construcción de la presa, idealizado para máxima simplificación como un área de forma circular, con radio  $R$  y extensión  $\pi R^2$ , acoge tres áreas medioambientales muy diferenciadas entre sí y cada una de ellas dotadas de unas características propias: una costera, en la que se incluye una zona de playa; una fluvial, conformada por un río que atraviesa toda la zona bajo análisis; y por último una boscosa en la que se incluye un bosque de importante extensión. Un dibujo esquemático del área descrita se recoge en la Figura 46: Diagrama del área afectada (Elaboración propia)

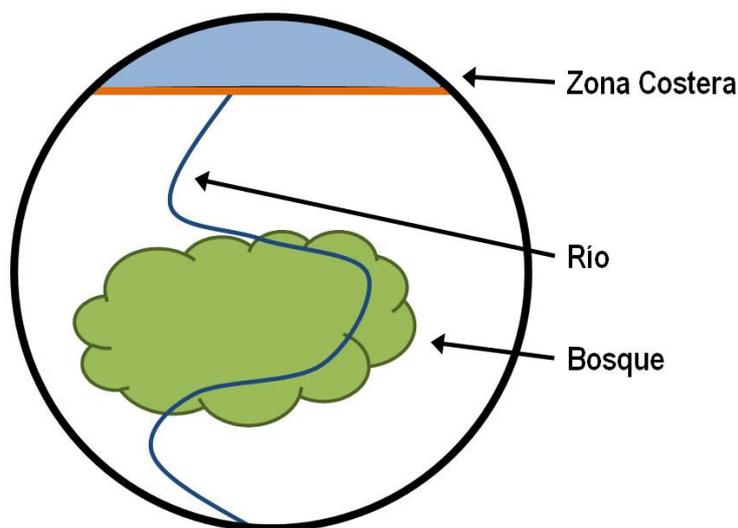


Figura 46: Diagrama del área afectada (Elaboración propia)

La construcción de la presa según fija el proyecto afectaría a estas áreas descritas de diferentes formas, tal y como se describe a continuación:

- La presa modificaría principalmente al río, se vería modificado su recorrido y parte del mismo acabaría transformado en un embalse.
- El bosque vería reducida su extensión debido a la zona de inundación de la presa.
- La zona costera podría mostrar algunos cambios en su geometría debido a los cambios que se van a experimentar en el funcionamiento del río.

La Figura 47 representa de nuevo esquemáticamente cómo quedaría la zona descrita después de la construcción de la presa.

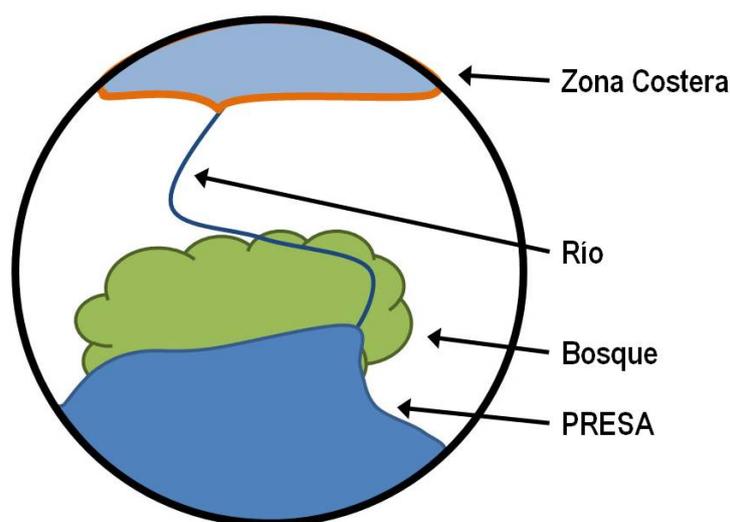


Figura 47: Diagrama del área afectada con la realización del proyecto (Elaboración propia)

Con estas descripciones, se pretende determinar, en función de la resiliencia, vulnerabilidad y la percepción frente al riesgo, qué atributos del ecosistema son aquellos que tienen mayor relevancia a la hora de ser tenidos en cuenta en el análisis coste-beneficio del proyecto.

### 3.7.1 DEFINICIÓN DEL ECOSISTEMA

Siguiendo la metodología descrita en el apartado anterior, el primer paso que debe realizarse es la identificación de los elementos del ecosistema que se van a evaluar por su susceptibilidad a sufrir impactos ante la ejecución del proyecto descrito. Para ello, el primer paso es dividir el mismo en diferentes ámbitos, e identificar para cada uno de ellos los capitales medioambientales que en ellos se incluyen. Aprovechando la descripción que se ha realizado anteriormente, se toman como ámbitos el costero, el fluvial y el boscoso, siendo para cada uno de ellos los capitales más característicos los siguientes.

- Para el subsistema costero, en donde aparecen la playa, la costa (entendida como aquella zona límite entre el mar y la tierra en la que no hay necesariamente playa), y el propio mar.
- Para el subsistema fluvial, en el que se considera el río.

- Para el subsistema boscoso, conformado por el bosque.

El segundo paso a realizar consiste en identificar los distintos elementos que definen estos capitales y que serán de los que se evaluarán su vulnerabilidad, importancia y percepción del riesgo. Los elementos elegidos y que se someterán a análisis se recogen en la Tabla 18.

Tabla 18: Resumen de los atributos del ecosistema analizado (Elaboración propia).

ÁMBITO	CAPITAL	ELEMENTO
COSTERO	Playa	Extensión
		Calidad medioambiental
	Costa	Extensión
		Calidad medioambiental
	Mar	Calidad medioambiental
		Tamaño del oleaje
Nivel medio del mar		
FLUVIAL	Río	Longitud
		Cantidad de agua
		Calidad medioambiental
BOSCOSO	Bosque	Extensión
		Calidad medioambiental

Se podrían tener en consideración otra serie de elementos, como por ejemplo la belleza, capacidad para el ocio o la biodiversidad, pero en este caso práctico se limita el estudio a los señalados, que se describen como sigue: “extensión” (“longitud” en el caso del río) hace referencia al tamaño del capital señalado, y “calidad medioambiental” a la calidad de conservación del capital desde el punto de vista ecológico; “tamaño del oleaje” determina la altura de ola media observada en la zona costera y que afecta directamente tanto a la morfología de la costa y de la playa como a los servicios recreativos que se pueden desarrollar en el área; el “nivel medio del mar” señala los efectos de subidas o bajadas del nivel de las aguas; y por último “cantidad de agua” hace referencia al caudal que en cada momento transporta el río en su recorrido.

### 3.7.2 ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD

Una vez identificados y descritos los elementos de los capitales medioambientales del entorno afectado, el paso siguiente en la metodología es proceder con la identificación del tipo de resiliencia y de su situación con respecto a la “zona de peligro” de cada uno de los atributos del ecosistema. Este paso se realiza por expertos que saben valorar la situación de cada uno de dichos elementos y que emiten su juicio al respecto de la resiliencia de los mismos.

El análisis realizado es el que se plantea a continuación, en el que se incluye tanto el nivel de resiliencia elegido como los argumentos que razonan dicha elección:

- **Playa:** Extensión. Calidad Medioambiental. Se considera bastante difícil que tanto la extensión como la calidad de la playa puedan verse afectadas por la realización de una playa. Y en el supuesto de que esto pasase, se produciría de una manera suficientemente lenta y pausada y,

previsiblemente, de forma totalmente reversible. Por ello se asimilan estos dos atributos con una tipología Tipo (i) de resiliencia.

- **Costa:** Extensión. Calidad Medioambiental. El comportamiento de estas variables es bastante similar a las dos anteriores, por lo que se pueden asimilar ambas en la misma tipología Tipo (i).
- **Mar:** Calidad Medioambiental. Esta variable presenta una importancia relevante, porque de la calidad del agua se desprende también directamente la biodiversidad que se puede encontrar en el mar. La calidad del agua presenta generalmente un umbral a partir del cual esta biodiversidad puede sufrir importantes impactos. Pero considerando que se está analizando lo que sucede en el mar, que tiene una muy elevada capacidad de recuperación, se puede considerar este atributo como Tipo (ii), en el que existe un umbral pero con una reversibilidad del proceso. No se prevé peligro inminente, por lo que se puede suponer que la situación estará fuera de la “zona de peligro”.
- **Mar:** Tamaño del oleaje. Este atributo es el responsable de los efectos erosivos en la costa y en la playa. Considerando su resiliencia se puede concluir que no existe umbral de impacto alguno que haga cambiar su comportamiento de forma considerable, por lo que podemos concluir que sigue una tipología Tipo (i) de resiliencia.
- **Mar:** Nivel del mar. Las mismas conclusiones que se sacaban en el atributo anterior se pueden sacar en este, más incluso considerando que los posibles efectos de este tipo tienen lugar en una manera muy lenta. Resiliencia Tipo (i).
- **Río:** Longitud. Por la propia consideración del proyecto que se está evaluando, esta variable se considera altamente irreversible. Además, está en una situación crítica, por lo que se le otorga una resiliencia Tipo (iii) y en “zona de peligro”.
- **Río:** Cantidad de agua (caudal). Aunque la construcción de una presa afecta a este atributo, normalmente las presas permiten la regulación del caudal. Con estas premisas, se puede determinar que este atributo del ecosistema se comporta con una resiliencia Tipo (ii), porque existe un punto crítico (el río se seca). Considerando el proyecto analizado, se sitúa a la variable en “zona de peligro”.
- **Río:** Calidad Medioambiental. Como el ejemplo utilizado en apartados anteriores, este atributo se puede asimilar con una resiliencia Tipo (ii) debido a la existencia de un umbral en el mismo, aunque con reversibilidad. Al igual que en las variables anteriores, se considera que el atributo se encuentra en “zona de peligro”.
- **Bosque:** Extensión. Las mismas conclusiones que se sacan en el caso de la extensión del río se pueden sacar en este atributo, por lo que se le otorga una resiliencia Tipo (iii) en “zona de peligro”.
- **Bosque:** Calidad Medioambiental. La reducción de la zona boscosa puede afectar a la calidad del aire, aunque esta variable debería ser considerada a un nivel más global, por lo que la afección será menor. Se le asigna una resiliencia Tipo (i).

Con esta evaluación de los atributos del entorno, se puede evaluar la vulnerabilidad de los mismos, quedando los pasos realizados hasta ahora resumidos en la siguiente tabla:

Tabla 19: Resumen de la vulnerabilidad de los atributos del ecosistema (Elaboración propia).

		Elemento	¿Reversible?	¿Umbral?	¿Zona de Riesgo?	Grado de Vulnerabilidad
<b>ÁMBITO</b>	<b>CAPITAL</b>					
COSTERO	PLAYA	Extensión	+0	+1	+0	1
	PLAYA	Calidad Medioambiental	+0	+1	+0	1
	COSTA	Extensión	+0	+1	+0	1
	COSTA	Calidad Medioambiental	+0	+1	+0	1
	MAR	Calidad Medioambiental	+0	+2	+0	2
	MAR	Tamaño de ola	+0	+1	+0	1
	MAR	Nivel del mar	+0	+1	+0	1
FLUVIAL	RIO	Longitud	+2	+2	+2	6
	RIO	Cantidad de agua	+1	+2	+2	5
	RIO	Calidad Medioambiental	+1	+2	+2	5
BOSCOSO	BOSQUE	Extensión	+2	+2	+2	6
	BOSQUE	Calidad Medioambiental	+0	+1	+0	1

### 3.7.3 ANÁLISIS DEL RIESGO

Para los siguientes pasos, y tal y como se establece en la metodología, es necesario realizar una encuesta, preguntando a un grupo poblacional que respondiesen a las siguientes preguntas:

- Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".
- Valora de 1 a 5 la probabilidad que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno de verse afectado por la realización del proyecto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".

En este caso, se realizó una encuesta sobre una muestra poblacional total de 133 personas. Se obtuvieron un conjunto de 80 encuestas completas, cuyos resultados se recogen en la siguiente tabla:

Tabla 20: Resultados de la encuesta realizada (Elaboración propia).

		Elemento	IMPORTANCIA		RIESGO	
			Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar
<b>ÁMBITO</b>	<b>CAPITAL</b>					
COSTERO	PLAYA	Extensión	3.600	1.115	3.276	1.207
	PLAYA	Calidad Medioambiental	4.621	0.703	3.368	1.259

**NUEVOS PROBLEMAS EN LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA – EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD Y DE LA PERCEPCIÓN DEL RIESGO EN EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO MEDIOAMBIENTAL**

	COSTA	Extensión	3.581	1.046	3.138	1.277
	COSTA	Calidad Medioambiental	4.535	0.681	3.460	1.256
	MAR	Calidad Medioambiental	4.714	0.528	3.414	1.394
	MAR	Tamaño de ola	3.395	1.109	2.988	1.306
	MAR	Nivel del mar	3.376	1.154	2.884	1.401
FLUVIAL	RIO	Longitud	3.518	1.097	4.082	1.003
	RIO	Cantidad de agua	3.929	0.842	4.459	0.880
	RIO	Calidad Medioambiental	4.560	0.665	4.138	1.002
BOSCOSO	BOSQUE	Extensión	4.210	0.847	4.583	0.779
	BOSQUE	Calidad Medioambiental	4.616	0.636	4.230	0.936

### 3.7.4 JERARQUIZACIÓN

Con estos resultados se completa la metodología calculando el IRF, aplicando la fórmula que se describía en la metodología y que relacionaba vulnerabilidad, importancia y percepción al riesgo y no permitía obtener el índice expresado en una escala de 0 a 10.

*Tabla 21: Resumen de la metodología y del IRF en el ecosistema analizado (Elaboración propia).*

		Elemento	Grado de Vulnerabilidad	Grado de Importancia	Grado de Riesgo	IRF
<b>ÁMBITO</b>	<b>CAPITAL</b>					
COSTERO	PLAYA	Extensión	1	3.600	3.276	<b>0.7862</b>
	PLAYA	Calidad Medioambiental	1	4.621	3.368	<b>1.0374</b>
	COSTA	Extensión	1	3.581	3.138	<b>0.7492</b>
	COSTA	Calidad Medioambiental	1	4.535	3.460	<b>1.0406</b>
	MAR	Calidad Medioambiental	2	4.714	3.414	<b>2.1458</b>
	MAR	Tamaño de ola	1	3.395	2.988	<b>0.6764</b>
	MAR	Nivel del mar	1	3.376	2.884	<b>0.6491</b>
FLUVIAL	RIO	Longitud	6	3.518	4.082	<b>5.7448</b>
	RIO	Cantidad de agua	5	3.929	4.459	<b>5.8402</b>
	RIO	Calidad Medioambiental	5	4.560	4.138	<b>6.2890</b>
BOSCOSO	BOSQUE	Extensión	6	4.210	4.583	<b>7.7181</b>
	BOSQUE	Calidad Medioambiental	1	4.616	4.230	<b>1.3018</b>

Y finalmente, se puede establecer un orden de la relevancia medioambiental de nuestros atributos del entorno en función de su resiliencia, vulnerabilidad, importancia y riesgo.

Tabla 22: Jerarquización de los atributos en función del IRF (Elaboración propia).

<b>1</b>	Extensión del bosque
<b>2</b>	Calidad medioambiental del río
<b>3</b>	Cantidad de agua del río
<b>4</b>	Longitud del río
<b>5</b>	Calidad medioambiental del mar
<b>6</b>	Calidad medioambiental del bosque
<b>7</b>	Calidad medioambiental de la costa
<b>8</b>	Calidad medioambiental de la playa
<b>9</b>	Extensión de la playa
<b>10</b>	Extensión de la costa
<b>11</b>	Tamaño de ola
<b>12</b>	Nivel del mar

A la vista de estos resultados se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- Los atributos más relevantes que deben estudiarse son los relacionados con el río (calidad medioambiental, longitud y caudal de agua) así como la extensión del bosque. Todos ellos presentan un IRF por encima de 5.
- Los atributos relacionados con la calidad medioambiental son los siguientes más relevantes, con IRF mayor de 1, pero que apenas sobrepasa el 2'5.
- Los atributos relacionados con las características físicas de la playa y la costa apenas son representativos, pues obtienen un IRF menor de 1.

El objetivo final de un ACB medioambiental debe ser siempre estudiar todos los atributos del ecosistema afectado por un proyecto, así como analizar los posibles impactos que la ejecución del proyecto pueden tener sobre el medioambiente, sin embargo con la metodología aplicada en este caso práctico hemos visto como en el hipotético caso de tener que centrar el estudio en una lista limitada de atributos, se ha obtenido una clasificación que ha permitido jerarquizarlos en orden de relevancia y determinar aquellos que desde el punto de vista de la resiliencia, vulnerabilidad y percepción del riesgo, puede llegar a resultar más determinante analizar de cara a la optimización de los recursos de los que se dispone.

### 3.8 CASO DE EJEMPLO II: EL PORN DE LAS DUNAS DE LIENCRES, ESTUARIO DEL PAS Y COSTA QUEBRADA

El Parque Natural de las Dunas de Liencres se encuentra en la costa de Cantabria, en terrenos del municipio de Liencres. Fue creado mediante el Decreto 101/1986, de 9 de diciembre, del Gobierno de Cantabria, siendo el principal elemento natural que determinó la creación del mismo la existencia de un sistema dunar situado en la margen derecha de la desembocadura del río Pas. Con una extensión de 194,55 hectáreas, esta figura legislativa limita la protección a la zona de dunas, a las playas de Valdearenas y Canallave y al pinar adyacente a las mismas.

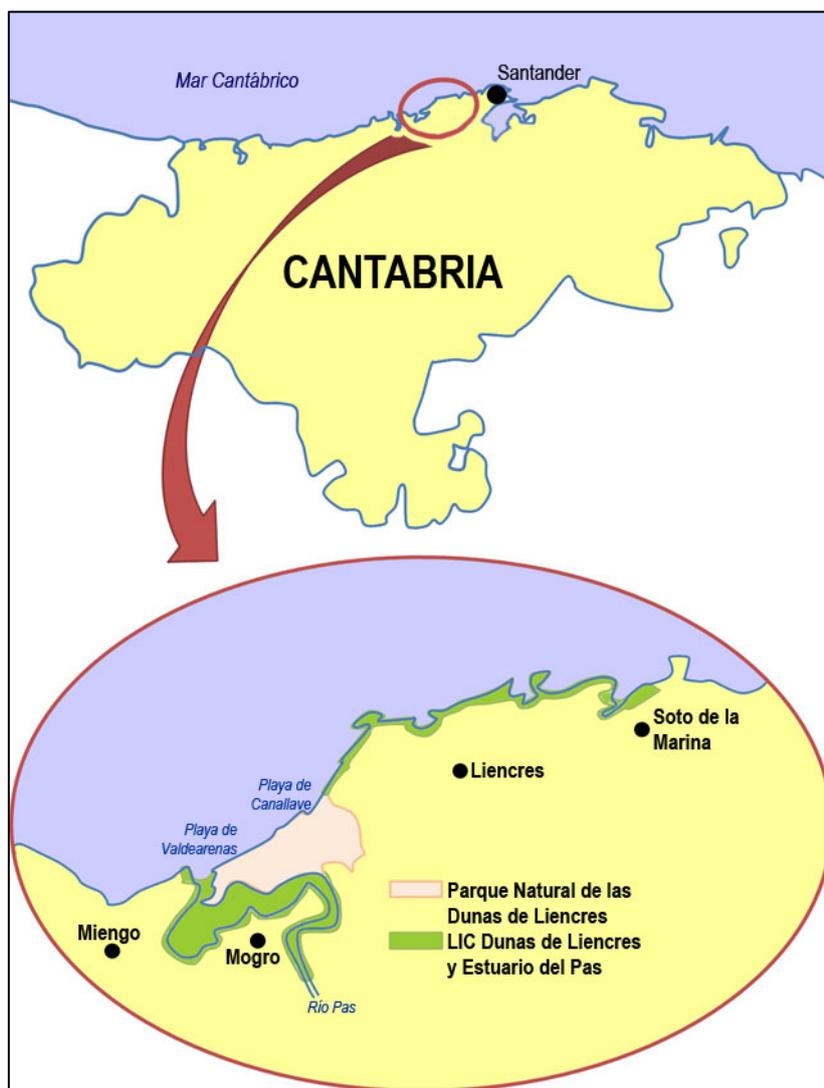


Figura 48: Parque Natural de las Dunas de Liencres (Elaboración propia)

La Unión Europea por su parte, a través de la publicación de la Decisión de la Comisión, de 7 de diciembre de 2004, aprobó (de acuerdo con la Directiva 92/43/CEE), la lista de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la región biogeográfica atlántica, en la que se incluía el LIC ES 1300004 “Dunas de Liencres y Estuario del

Pas". Este LIC incluye un total de 544,21 hectáreas dentro de las cuales se encuentra la totalidad del Parque Natural, y se extiende por el estuario del río Pas así como por toda la costa que va desde la Punta del Águila al oeste (perteneciente al municipio de Miengo) hasta la Canal de la Hoz al este (justo en el límite entre los municipios de Santa Cruz de Bezana y Santander).

El Lugar de Importancia Comunitaria alberga al menos once hábitats de interés comunitario (dos de ellos prioritarios) entre los que destacan los que conforman la sucesión de vegetación que coloniza los diferentes tipos de dunas del sistema de Liencres (primarias, secundarias y terciarias), los ecosistemas del estuario del Pas y las formaciones de matorrales de borde de acantilados marinos que se extiende por una estrecha franja a lo largo de todo este tramo de costa. En cuanto a especies de la Directiva, en el Lugar están descritas once especies de interés comunitario, destacando su importancia como lugar de entrada de los salmones a la cuenca del Pas (Gobierno de Cantabria, 2013).

Recientemente el Gobierno de Cantabria ha puesto en marcha la redacción del Plan de Ordenación de los Recursos Litorales (PORN) de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada (2013), mediante el cual se pretende regular la zona protegida asociada al parque natural (ampliándola en su caso) estableciendo los usos autorizados, autorizables y prohibidos en dichas áreas.

Este PORN tiene una extensión total de 1.753,14 hectáreas, abarcando la costa cantábrica desde los acantilados de Cuchía, playa de los Caballos y los islotes de la Conejera por el oeste, hasta el límite entre los municipios de Santa Cruz de Bezana y Santander por el este, así como la totalidad del Estuario del Pas y del Parque Natural de las Dunas de Liencres, afectando a los municipios de Miengo, Piélagos y Santa Cruz de Bezana.

*Tabla 23: Superficies de cada municipio afectado por el PORN (Fuente: Gobierno de Cantabria, 2013)*

MUNICIPIO	Hectáreas afectadas	Hectáreas del municipio	% de superficie afectada
MIENGO	568	2.443	23,25
PIÉLAGOS	1.037	8.349	12,42
SANTA CRUZ DE BEZANA	129	1.725	7,47

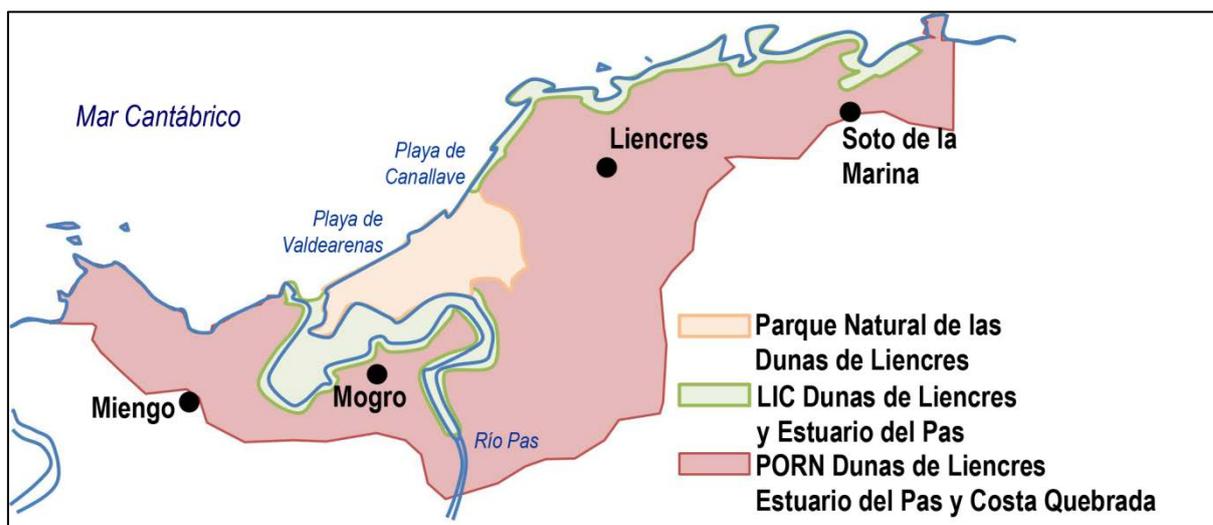


Figura 49: Ámbito de actuación del PORN de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada (Elaboración propia)

Este plan plantea entre sus objetivos los siguientes:

- a) El mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales, de los sistemas vitales básicos y de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano.
- b) La conservación de la biodiversidad y de la geodiversidad.
- c) La utilización ordenada de los recursos para garantizar el aprovechamiento sostenible del patrimonio natural y, en particular, de las especies y de los ecosistemas, así como su restauración y mejora.
- d) La conservación y preservación de la variedad, singularidad y belleza de los ecosistemas naturales, de la diversidad geológica y del paisaje.
- e) La aplicación del principio de precaución en las intervenciones que puedan afectar a los ecosistemas, hábitats y especies.

Para ello analiza la posibilidad de llevar a cabo diferentes alternativas, cada una de ellas ampliando el área incluida en el parque, y por tanto su control de usos permitidos. La realización de estas acciones llevaría asociada varios efectos en el área delimitada como parque natural:

- a) Conservación y recuperación de los valores de esta área manteniendo determinados usos compatibles con el mantenimiento de los aprovechamientos tradicionales, como los agropecuarios, forestales, pesqueros, marisqueros, la recogida de frutos, algas, setas y caracoles.
- b) Mantenimiento de las edificaciones e instalaciones legales preexistentes pero prohibición de nuevas edificaciones.
- c) Fomento del uso público, entendido éste como el conjunto de programas, servicios, actividades y equipamientos temporales que tienen la finalidad de acercar a los habitantes y visitantes los valores naturales y culturales de una forma ordenada,

segura y que garantice la conservación, la comprensión y el aprecio de tales valores a través de la información, la educación y la interpretación del patrimonio.

d) Eliminación de aquellos usos, instalaciones o actividades que resulten incompatibles con la conservación o recuperación de sus valores ecológicos y paisajísticos, así como su restauración al estado natural de los terrenos ocupados. En concreto, el PORN plantea actuar sobre:

- Edificaciones de hostelería y otros servicios de temporada en las playas de Canallave y Valdearenas.
- Campo de golf del Abra del Pas.
- Emisario submarino.
- Aparcamiento situado entre las playas de Valdearenas y Canallave.

En este caso práctico se va a proceder a aplicar la metodología propuesta para la determinación de la relevancia de las distintas unidades ambientales que se describen en el PORN ante la posibilidad de tener que limitar el análisis que se realice de las mismas. Este nuevo caso práctico va a permitir probar la metodología que se propone en el caso de un plan, comprobando así que la determinación de la resiliencia, vulnerabilidad y de la percepción del riesgo no es exclusiva de los proyectos, sino que puede ser aplicada a entes de categoría superior.

#### 3.8.1 DEFINICIÓN DEL ECOSISTEMA

Para la realización de este primer paso de la metodología, se va a recurrir a la propia definición del ecosistema que realiza el mismo Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada. Este plan realiza un desarrollo metodológico que se apoya en un análisis del terreno basado en rasgos primarios que se emplean para la definición de una serie de unidades ambientales.

El primero de estos rasgos que se emplea como criterio de delimitación es la “presencia e influencia marina”, lo que permite diferenciar entre las zonas que están afectadas directamente por la dinámica marina (entendida ésta como flujo mareal, oleaje y corrientes) y aquellas otras que no lo están. Las dos grandes unidades que se obtienen de esta separación se denominan “Ámbito Terrestre” y “Ámbito Costero”. En este caso práctico que se está desarrollando, el estudio se centra en el análisis del segundo, por lo que a continuación se limita la explicación a las unidades ambientales que se circunscriben a este ámbito.

Una vez realizada esta primera separación, el PORN baja a un segundo nivel de delimitación en el que se recurre a dos tipos de criterios relacionados con la geodinámica externa. Estos criterios son “el dominio de los procesos erosivos” y “el dominio del transporte y la sedimentación”. Como último paso, se somete a las subzonas anteriores a un último y tercer nivel de delimitación en el que emplean como criterios el “nivel de pleamar”, la “dinámica marítimo-fluvial”, la “dinámica marina” y la “dinámica eólica”. Este proceso de delimitación por distintos niveles se resume en la Figura 50.

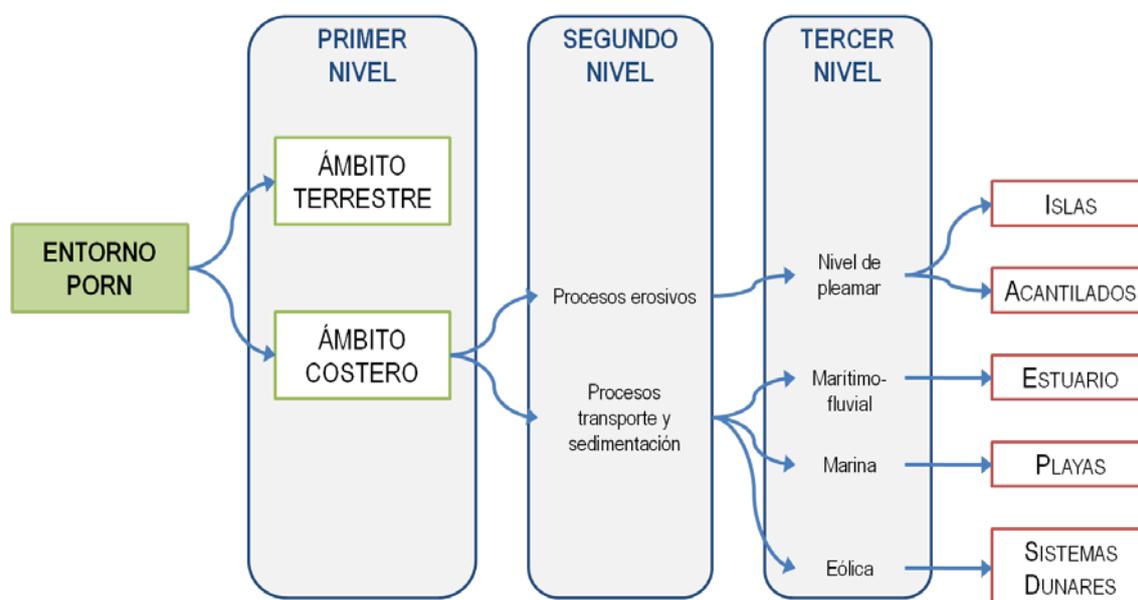


Figura 50: Proceso para la delimitación de las unidades ambientales en el PORN (Elaboración propia)

El resultado final es la definición de cinco unidades ambientales para el ámbito costero, que son “Islas”, “Acantilados”, “Estuario”, “Playas” y “Sistemas Dunares”.

El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada lleva asociado (como es preceptivo en el caso de estos planes) la redacción de un Informe de Sostenibilidad Ambiental (ISA), que es un documento que permite la evaluación desde una perspectiva medioambiental los efectos ambientales asociados a la ejecución del plan, así como el establecimiento de una serie de mecanismos de control previos a la puesta en marcha del mismo.

Este ISA que se adjunta al PORN (Gobierno de Cantabria, 2013) identifica en su capítulo 5 los efectos del plan sobre el medioambiente. Para realizar esta identificación, primeramente enumera las acciones del PORN que se van a ejecutar, y seguidamente expone la lista de elementos del medioambiente susceptibles de impacto.

Tabla 24: lista de elementos del medio susceptibles de impacto (Fuente: Gobierno de Cantabria, 2013)

LISTA DE ELEMENTOS DEL MEDIO SUSCEPTIBLES DE IMPACTO	
ELEMENTOS TERRESTRES	Suelo
	Formas
	Patrimonio geológico
CALIDAD DEL AGUA	Calidad de Aguas superficiales
	Calidad de Aguas subterráneas
	Balance hídrico
CALIDAD DEL AIRE	Calidad (Contaminación lumínica)
	Calidad (Partículas suspensión y sedimentables)
VEGETACIÓN	Hábitats del Anexo I de la Directiva 93/42/CEE
	Especies Anexo II de la Directiva 93/42/CEE
	Especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas
FAUNA	Hábitats del Anexo I de la Directiva 93/42/CEE

	Especies Anexo II de la Directiva 93/42/CEE
	Especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas
PAISAJE	Calidad paisajística
SOCIOECONOMÍA	Sector primario
	Sector secundario
	Sector terciario
PATRIMONIO	Arqueológico y Arquitectónico

Con esta información extraída de los propios documentos que conforman el PORN de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada ya se tienen perfectamente definidos los atributos del ecosistema que se van a jerarquizar mediante la metodología que se propone en el apartado 4.1 de la presente tesis, por lo que se puede proceder a avanzar al siguiente paso en el que realiza la identificación de la resiliencia y vulnerabilidad de cada uno de los mismos.

### 3.8.2 ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD

Para determinar la tipología de resiliencia se recurre a las preguntas planteadas en la Tabla 13 que ya se explicó en el apartado 3.6.1 “Definición del ecosistema”. En éste se plantea la necesidad de responder a dos preguntas acerca de la resiliencia del atributo, una acerca de la existencia de un salto o umbral en el comportamiento del mismo, y otra acerca de la reversibilidad del proceso de cambio del atributo. En función de la respuesta a ambas, se clasifica la resiliencia del atributo en tres categorías.

A continuación se determina la situación del atributo con respecto a lo que ha definido como “Zona de Peligro”. La situación o no en esta zona, junto con el tipo de resiliencia del atributo determinará su grado de vulnerabilidad. En las siguientes tablas y páginas se recogen estas características de los atributos para cada una de las unidades ambientales en las que se ha dividido el ecosistema que se encuentra bajo análisis.

La “Unidad Ambiental Islas” hace referencia a una serie de islotes de mayor o menor tamaño que se encuentran repartidos a lo largo de la costa incluida en el área de referencia del PORN, abarcando una superficie total de 10,89 hectáreas. El mayor de estos elementos está situado en el extremo más occidental de la zona de estudio y es el denominado “Isla Conejera” y tiene una extensión de 2,3 hectáreas.

El mismo PORN dice acerca de esta unidad “En las islas se pueden encontrar especies vegetales típicas de zonas sometidas constantemente a la influencia marina, al igual que ocurre en los acantilados. Son lugares en donde las aves marinas tienden a instalar sus nidos. Tienen gran importancia para la fauna marina, al actuar como refugio y aumentar la diversidad de hábitats. Tienen un elevado valor paisajístico. Su inaccesibilidad, en algunos casos garantiza en cierta medida su conservación”. (Gobierno de Cantabria, 2013)

El atributo “elementos terrestres” de esta unidad (entendido como la calidad y características del suelo y demás elementos geológicos) se entiende que no presenta ningún salto en su comportamiento, sino que en caso de ser susceptibles de algún cambio, este se produciría en todo caso de manera gradual y continuada. El atributo “calidad del agua”, bajo su función como elemento vital para el desarrollo de la biodiversidad de la unidad ambiental, sí que responde a la existencia de un salto en su comportamiento, puesto que existe un punto a partir del cual la calidad de las islas cambia radicalmente. Sin embargo el proceso es reversible, por lo que este atributo se

clasifica con una resiliencia Tipo II. De igual modo sucede con la “calidad del aire”, que obtiene el mismo grado de resiliencia.

Los atributos “vegetación” y “fauna” presentan un comportamiento similar. En ambos casos se está frente a un caso de degradación continuada, sin embargo puesto que se entiende que es éste un caso de irreversibilidad, se les asigna un salto en su punto mínimo, lo que añadido a la incapacidad para retornar a la situación inicial los califica con una resiliencia Tipo III. El “paisaje” de esta unidad ambiental presenta un funcionamiento igual que los dos atributos anteriores.

Por último queda de analizar los atributos “socioeconomía” y “patrimonio”. En el caso del segundo no hay ningún elemento en la unidad ambiental, mientras que en el caso de las actividades económicas que se realizan en el entorno de las islas tan sólo hay que señalar las de pesca en los alrededores. En ambos casos la resiliencia de los atributos se asimila perfectamente con un Tipo I.

Dada la situación actual de los atributos y las características del Plan de Ordenación, para todos los atributos de esta unidad ambiental se concluye que ninguno de los mismos se encuentra en zona de peligro, por lo que con el tipo de resiliencia y la respuesta a esta última pregunta se determina el grado de vulnerabilidad de cada uno de los atributos tal y como se recoge en la Tabla 25.

Tabla 25: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Islas (Elaboración propia)

UNIDAD AMBIENTAL ISLAS	¿Presenta un salto o umbral?	¿Es un proceso reversible?	Tipo de Resiliencia	¿Está en Zona de Peligro?	Grado de Vulnerabilidad
ELEM. TERRESTRES	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
CALIDAD DEL AGUA	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
CALIDAD DEL AIRE	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
VEGETACIÓN	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
FAUNA	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
PAISAJE	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
SOCIOECONOMÍA	No	n/a	<b>I</b>	No	<b>1</b>
PATRIMONIO	No	n/a	<b>I</b>	No	<b>1</b>

El ámbito litoral incluido en el área de afectación del PORN comprende dos tipologías de terrenos: acantilados y playas. Los primeros suponen la mayor parte de la longitud de la línea de costa y abarcan una superficie de 161,85 hectáreas. Estos acantilados son un entorno con una elevada singularidad, pues acogen algunas especies vegetales exclusivas y con una alta especialización ecológica. En su superficie se pueden encontrar nidos de aves marinas que se refugian en esta costa buscando la tranquilidad que necesitan. Asimismo, en los fondos marinos y en las zonas intermareales rocosas abundan las comunidades marinas de gran interés, entre los que destaca la presencia del Eslizón tridáctilo.

Pues que se parte de una situación base similar que para la unidad ambiental anterior, se puede asimilar que el tipo de resiliencia de los distintos atributos de la unidad es el mismo. Así pues, los atributos “elementos terrestres” y “socioeconomía” se clasifican como Tipo I. El atributo “patrimonio” en esta ocasión sin embargo sí que presenta elementos señalables, algunos de los cuales se han catalogado como “Bien de interés cultural” y otros como “Bien de interés local”, siendo principalmente estos elementos son cuevas en los que se han encontrado restos óseos de cierta relevancia.

Al igual que se realizaba en la unidad anterior para aquellos atributos que no presentaban un umbral, pero describían procesos no reversibles, se catalogan con un Tipo III de resiliencia los atributos “Vegetación”, “Fauna”, “Paisaje” y el último analizado “Patrimonio”. Por último los atributos “Calidad del agua” y “Calidad del aire” se clasifican como Tipo II.

Analizando la información que se realiza sobre los distintos atributos de esta unidad ambiental, así como el planeamiento que se hace de las regulaciones de uso de los terrenos de la misma, de nuevo se concluye que ninguno de los atributos responde afirmativamente a la pregunta acerca de la situación en zona de peligro, por lo que el grado de vulnerabilidad final de los mismos es el que se recoge en la Tabla 26.

*Tabla 26: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Acantilados (Elaboración propia)*

<b>UNIDAD AMBIENTAL ACANTILADOS</b>	<b>¿Presenta un salto o umbral?</b>	<b>¿Es un proceso reversible?</b>	<b>Tipo de Resiliencia</b>	<b>¿Está en Zona de Peligro?</b>	<b>Grado de Vulnerabilidad</b>
ELEMENTOS TERRESTRES	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
CALIDAD DEL AGUA	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
CALIDAD DEL AIRE	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
VEGETACIÓN	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
FAUNA	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
PAISAJE	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
SOCIOECONOMÍA	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
PATRIMONIO	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>

En la zona afectada por el PORN se localizan dos zonas de estuario: por un lado una en la zona de la Ría del Pas y por otro, una zona en el extremo oriental del área de estudio, en Soto de la Marina. Esta última es de muy escasa entidad, pero sin embargo la primera tiene una gran importancia para las aves acuáticas migratorias. El conjunto de ambas zonas ocupa una superficie total de 320,23 hectáreas.

Según describe la memoria del plan, los estuarios son zonas del litoral que suponen una transición entre el ámbito marino y el continental, y en las que se concentra una mayor riqueza biológica, destacando tanto por su componente medioambiental como paisajística. La Ría del Pas en este sentido es un “lugar de paso migratorio e invernada. Los fangos intermareales de las marismas del Pas son utilizados como zona de alimentación en bajamar, mientras que las playas y bancos de arena de la ría sirven como zonas de descanso durante la pleamar. Las orillas de la ría muestran un bajo grado de ocupación humana, y mantienen comunidades vegetales

propias del litoral combinadas con prados de uso agropecuario”. (Gobierno de Cantabria, 2013) Tanto esta zona de estuario como la zona de “La Canal” en Soto de la Marina están incluidas en el Lugar de Importancia Comunitaria “Dunas de Liencres y Estuario del Pas”.

La “Unidad Ambiental Estuario” se comporta básicamente igual que la “Unidad Ambiental Acantilados”. Aparecen en la misma también numerosos elementos de patrimonio enmarcados dentro de figuras de protección legal que hacen por tanto que su tipo de resiliencia sea III. El resto de atributos comparten comportamiento salvo el atributo “socioeconomía”, que en este caso sí que tiene relevancia pues dentro del área incluida en esta unidad se encuentra el campo de golf Abra del Pas.

El hecho de la existencia de este elemento perteneciente al sector terciario (servicios) hace que la determinación de la resiliencia del atributo “socioeconomía” no presente el mismo comportamiento que en unidades anteriores sino que adquiera una mayor relevancia que haga que su estudio también deba ser mayor. La existencia de este campo de golf sí que aporta en este caso al atributo (y por tanto al conjunto del área de estudio) un importante diferenciamiento, pues es además uno de los elementos diferenciadores respecto a otras áreas similares. No presenta un salto o umbral y no es un proceso reversible, por lo que su tipo de resiliencia es III. Además, el PORN habla específicamente de su gestión en el futuro, planteando la posibilidad de que la explotación cierre y desaparezca. Por ello es el único atributo de esta unidad ambiental que se considera que está en zona de peligro.

Con este estudio, el Grado de Vulnerabilidad de la unidad queda como se refleja en la Tabla 27.

*Tabla 27: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Estuario (Elaboración propia)*

<b>UNIDAD AMBIENTAL ESTUARIO</b>	<b>¿Presenta un salto o umbral?</b>	<b>¿Es un proceso reversible?</b>	<b>Tipo de Resiliencia</b>	<b>¿Está en Zona de Peligro?</b>	<b>Grado de Vulnerabilidad</b>
ELEMENTOS TERRESTRES	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
CALIDAD DEL AGUA	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
CALIDAD DEL AIRE	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
VEGETACIÓN	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
FAUNA	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
PAISAJE	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
SOCIOECONOMÍA	No	No	<b>III</b>	Sí	<b>5</b>
PATRIMONIO	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>

El ámbito territorial del PORN cuenta en su límite costero con un total de 15 playas que son parte del mayor atractivo de la zona, pues constituyen un entorno turístico y natural de gran valor ambiental. Sin embargo, dada la presión urbanística a la que se han visto sometidas durante las últimas décadas, algunas de estas playas han sido transformadas en mayor o menor medida y con ello su valor natural se ha visto reducido.

En estos ecosistemas existen serias limitaciones para la vida y principalmente las especies que en ellos se encuentran son aquellas que han sabido adaptarse a las condiciones de vida del entorno entre las que destacan los reptiles y algunas aves nidificantes.

Los atributos de esta “Unidad Ambiental Playas” no presenta de nuevo grandes diferencias con respecto a las unidades anteriores. En este caso aparece de nuevo un gran elemento que asemeja el comportamiento del atributo “Socioeconomía” al de la unidad “Estuario” y es la existencia de varios locales de restauración en el entorno de las playas de Valdearenas y Canallave, que de nuevo podrían desaparecer según los planteamientos de protección que señala el PORN. Estas características hacen que su Resiliencia vuelva a ser Tipo III y al estar en zona de peligro, su vulnerabilidad sea de Grado 5.

Sucede algo especial con el atributo “Elementos Terrestres”, puesto que en las inmediaciones de las playas existen varios aparcamientos que permiten el acceso del público a las mismas. Aunque la mera existencia de estas zonas no hace cambiar el comportamiento del atributo, que sigue sin presentar umbral alguno ni procesos irreversibles en su comportamiento (lo que sigue arrojando una resiliencia Tipo I) sí que el plan plantea la posible desaparición de estas zonas de aparcamiento y su restauración como zona natural, lo que aumentaría su Grado de Vulnerabilidad hasta 3.

También varía su clasificación el atributo “Patrimonio”, pues en las playas no se encuentra elemento alguno catalogado, haciendo esta situación que su Tipo de Resiliencia descienda hasta I y su Grado de Vulnerabilidad baje también al mínimo.

*Tabla 28: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Playas (Elaboración propia)*

<b>UNIDAD AMBIENTAL PLAYAS</b>	¿Presenta un salto o umbral?	¿Es un proceso reversible?	<b>Tipo de Resiliencia</b>	¿Está en Zona de Peligro?	<b>Grado de Vulnerabilidad</b>
ELEMENTOS TERRESTRES	No	Sí	<b>I</b>	Sí	<b>3</b>
CALIDAD DEL AGUA	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
CALIDAD DEL AIRE	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
VEGETACIÓN	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
FAUNA	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
PAISAJE	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
SOCIOECONOMÍA	No	No	<b>III</b>	Sí	<b>5</b>
PATRIMONIO	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>

Por último, en el PORN está incluida la Unidad Ambiental “Sistemas Dunares” que comprende el Parque Natural de las Dunas de Liencres, uno de los sistemas dunares más importantes de España. Además de éste, en el área del plan se encuentran otros espacios dunares como la duna de Somocuevas y las dunas de Mogro. En total, estos sistemas ocupan una superficie de 268,58 hectáreas.

El sistema dunar de Liencres es el de mayor extensión del norte de España y constituye un ámbito singular de interés ecológico, geomorfológico, paisajístico y

recreativo. A este sistema se une la existencia de un pinar surgido fruto de una repoblación de pino marítimo en 1959 con el fin de fijar las dunas secundarias y terciarias del sistema, y actualmente goza de un reconocimiento social generalizado y se encuentra sometido a un uso recreativo intenso. (Gobierno de Cantabria, 2013) Al igual que sucedía en la unidad ambiental “Playas”, la vegetación y fauna que se puede encontrar en este ámbito es muy limitada y especializada a las condiciones del ecosistema.

Esta unidad se vuelve a asemejar bastante a la unidad “Acantilados”, pues en ella de nuevo desaparecen los elementos socioeconómicos, y al igual que en la unidad anterior, desaparecen también los elementos patrimoniales. Estas características, junto con el hecho de que ninguno de los atributos se consideren en zona de peligro, hacen que el Grado de Vulnerabilidad de los mismos de la unidad quede como se recoge en la Tabla 29.

*Tabla 29: Determinación de la resiliencia y vulnerabilidad de los atributos de la Unidad Ambiental Sistemas Dunares (Elaboración propia)*

<b>UNIDAD AMBIENTAL SIST. DUNARES</b>	<b>¿Presenta un salto o umbral?</b>	<b>¿Es un proceso reversible?</b>	<b>Tipo de Resiliencia</b>	<b>¿Está en Zona de Peligro?</b>	<b>Grado de Vulnerabilidad</b>
ELEMENTOS TERRESTRES	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
CALIDAD DEL AGUA	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
CALIDAD DEL AIRE	Sí	Sí	<b>II</b>	No	<b>2</b>
VEGETACIÓN	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
FAUNA	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
PAISAJE	No	No	<b>III</b>	No	<b>3</b>
SOCIOECONOMÍA	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>
PATRIMONIO	No	Sí	<b>I</b>	No	<b>1</b>

### 3.8.3 ANÁLISIS DE LOS IMPACTOS

En esta tercera fase se debe proceder según la metodología propuesta a la determinación de la importancia y del riesgo de cada uno de los atributos que definen y componen las unidades ambientales en las que se ha dividido el área de estudio del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada. Para ello no se realiza la evaluación por parte de técnicos, sino que se recurre a realizar una encuesta entre la población afectada que debe ser la que señale los elementos más importantes y con mayor índice de riesgo según su propia preferencia y percepción.

La encuesta que se diseñó se puede leer en el apartado 6.2, dentro del Anexo 1: Encuestas realizadas. Consta de una introducción donde se describe brevemente lo que es el Parque Natural, así como el Lugar de Interés Comunitario de las Dunas de Liencres y Estuario del Pas y el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales que se evalúa en el presente caso práctico. Igualmente se definen las diferentes unidades

ambientales en las que se articula el PORN y este caso práctico así como lo que se entiende por cada uno de los atributos ambientales que se han definido durante el estudio.

Además de unas preguntas generales de clasificación (sexo, edad, código postal) a los encuestados se les pregunta acerca del conocimiento del Parque Natural de las Dunas de Liencres (tanto si lo conocían como si habían estado alguna vez), así como si habían participado en estudios similares acerca de las características ambientales de un determinado recurso natural.

El grueso de la encuesta sin embargo lo conforman las siguientes dos preguntas que se repiten tanto para cada atributo como para cada unidad ambiental, conformando al final un total de 80 preguntas:

- Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental (nombre de la unidad ambiental), siendo 1 “poco importante” y 5 “muy importante”.
- Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental (nombre de la unidad ambiental) se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 “poco probable” y 5 “muy probable”.

La encuesta se diseñó y alojó en internet, y se distribuyó entre población tanto de la Comunidad Autónoma de Cantabria como de otras del territorio nacional. Los hechos más destacados de la encuesta fueron:

- Un total de 152 personas iniciaron la misma, aunque al final tan sólo se obtuvieron 86 respuestas completas y por tanto válidas.
- 40 hombres y 45 mujeres (una persona no respondió a esta pregunta)
- 66 conocían el Parque Natural, y 59 habían estado en él.
- 17 personas habían participados en encuestas previas sobre los recursos naturales.
- 50 personas eran de Cantabria y 36 de fuera de la región (procedentes de un total de 16 provincias diferentes).

Los resultados de la valoración de la importancia y de la percepción del riesgo de los distintos atributos de las unidades ambientales se recogen en la Tabla 31. El conjunto de la población de los tres municipios afectados es de 39.897 por lo que aplicando la ecuación (44) con los parámetros de la Tabla 30 se obtiene un error muestral del 10,55%.

$$n = \frac{k^2 \cdot p \cdot q \cdot N}{(e^2 \cdot (N - 1)) + k^2 \cdot p \cdot q} \quad (44)$$

Figura 51: Ecuación para el cálculo del error muestral para poblaciones infinitas

*Tabla 30: Valores empleados para el cálculo del error muestral (Elaboración propia)*

<b>Parámetro</b>	Valor	
N	39897	<i>Población total</i>
n	86	<i>Población muestral</i>
k	1,95	<i>Intervalo de confianza</i>
p	0,50	
q	0,50	

Obviamente este error está influido por varios factores. El primero es la población total. En este caso se supone que esa población es la del conjunto de los tres municipios en los que se va a desarrollar el PORN, no obstante es de suponer que la población que disfrute actualmente del entorno medioambiental en el que se inscribe el PORN es bastante mayor, pues sirve como punto de atracción de momentos de ocio para personas del conjunto de la comunidad autónoma y de visitantes de las limítrofes.

Otro factor que afecta al error muestral es el tamaño de la muestra. En este caso se ha calculado el error del 10,55% con un valor de 86 encuestas (es decir, el total de ellas). Sin embargo de ellas tan sólo 50 son de personas de la comunidad autónoma (el resto son de fuera de la región). Si se calculase el error muestral para ese tamaño de la muestra, éste llegaría a ser del 19,18%. A falta de datos más fiables se trabajará con los resultados obtenidos teniendo en cuenta en todo momento estos errores calculados a la hora de poder establecer conclusiones.

#### *3.8.4 JERARQUIZACIÓN*

Con los valores medios obtenidos de la encuesta, y el Grado de Vulnerabilidad determinado en la fase anterior ya se puede calcular el Índice de Relevancia Final multiplicando los tres valores según la fórmula descrita en la metodología, obteniéndose los resultados que se adjuntan en la Tabla 32.

Tabla 31: Resultados de la importancia y percepción del riesgo (Elaboración propia)

		IMPORTANCIA		RIESGO	
		Valor Medio	Desviación	Valor Medio	Desviación
<b>ISLAS</b>	Elementos Terrestres	3,928	0,866	3,463	1,178
	Calidad del Agua	4,570	0,660	3,256	1,140
	Calidad del Aire	4,267	0,860	2,988	1,170
	Vegetación	4,337	0,679	3,647	1,120
	Fauna	4,337	0,729	3,647	1,120
	Paisaje	4,244	0,825	3,721	1,059
	Socioeconomía	3,253	1,124	3,337	1,252
	Patrimonio	3,627	1,112	3,235	1,288
<b>ACANTILADOS</b>	Elementos Terrestres	4,086	1,051	3,513	1,102
	Calidad del Agua	3,759	1,201	2,863	1,260
	Calidad del Aire	4,100	1,001	3,152	1,156
	Vegetación	3,988	0,974	3,407	1,127
	Fauna	4,000	1,037	3,370	1,188
	Paisaje	4,457	0,807	3,704	1,078
	Socioeconomía	3,013	1,164	2,987	1,233
	Patrimonio	3,373	1,206	3,013	1,164
<b>ESTUARIO</b>	Elementos Terrestres	3,921	0,977	3,813	1,036
	Calidad del Agua	3,987	1,026	3,373	1,206
	Calidad del Aire	4,705	0,667	4,026	1,112
	Vegetación	4,632	0,585	3,974	1,006
	Fauna	4,551	0,784	3,962	1,038
	Paisaje	4,179	0,964	3,882	1,070
	Socioeconomía	3,455	1,241	3,385	1,108
	Patrimonio	3,526	1,172	3,276	1,196
<b>PLAYAS</b>	Elementos Terrestres	4,421	0,771	4,118	0,938
	Calidad del Agua	4,152	1,087	3,316	1,288
	Calidad del Aire	4,756	0,648	4,013	1,149
	Vegetación	3,769	1,127	3,539	1,101
	Fauna	3,792	1,104	3,513	1,137
	Paisaje	4,608	0,564	4,053	0,937
	Socioeconomía	3,818	1,022	3,961	1,051
	Patrimonio	3,667	1,077	3,513	1,260
<b>SIST DUNARES</b>	Elementos Terrestres	4,558	0,866	4,200	0,900
	Calidad del Agua	3,833	1,037	3,055	1,290
	Calidad del Aire	3,442	1,323	3,224	1,292
	Vegetación	4,474	0,785	3,987	1,039
	Fauna	4,273	0,955	3,868	1,050
	Paisaje	4,667	0,596	4,184	0,989
	Socioeconomía	3,091	1,300	3,360	1,204
	Patrimonio	3,487	1,291	3,333	1,256

**NUEVOS PROBLEMAS EN LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA – EVALUACIÓN DE LA  
VULNERABILIDAD Y DE LA PERCEPCIÓN DEL RIESGO EN EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO  
MEDIOAMBIENTAL**

*Tabla 32: Índice de Relevancia Final (Elaboración Propia)*

		<b>VULNER.</b>	<b>IMPORTANCIA</b>	<b>RIESGO</b>	<b>IRF</b>
<b>ISLAS</b>	Elementos Terrestres	1,000	3,928	3,463	<b>0,9069</b>
	Calidad del Agua	2,000	4,570	3,256	<b>1,9838</b>
	Calidad del Aire	2,000	4,267	2,988	<b>1,7003</b>
	Vegetación	3,000	4,337	3,647	<b>3,1636</b>
	Fauna	3,000	4,337	3,647	<b>3,1636</b>
	Paisaje	3,000	4,244	3,721	<b>3,1585</b>
	Socioeconomía	1,000	3,253	3,337	<b>0,7237</b>
	Patrimonio	1,000	3,627	3,235	<b>0,7822</b>
<b>ACANTILADOS</b>	Elementos Terrestres	1,000	4,086	3,513	<b>0,9569</b>
	Calidad del Agua	2,000	3,759	2,863	<b>1,4349</b>
	Calidad del Aire	2,000	4,100	3,152	<b>1,7230</b>
	Vegetación	3,000	3,988	3,407	<b>2,7174</b>
	Fauna	3,000	4,000	3,370	<b>2,6963</b>
	Paisaje	3,000	4,457	3,704	<b>3,3013</b>
	Socioeconomía	1,000	3,013	2,987	<b>0,6000</b>
	Patrimonio	3,000	3,373	3,013	<b>2,0328</b>
<b>ESTUARIO</b>	Elementos Terrestres	1,000	3,921	3,813	<b>0,9968</b>
	Calidad del Agua	2,000	3,987	3,373	<b>1,7933</b>
	Calidad del Aire	2,000	4,705	4,026	<b>2,5257</b>
	Vegetación	3,000	4,632	3,974	<b>3,6815</b>
	Fauna	3,000	4,551	3,962	<b>3,6060</b>
	Paisaje	3,000	4,179	3,882	<b>3,2446</b>
	Socioeconomía	5,000	3,455	3,385	<b>3,8974</b>
	Patrimonio	3,000	3,526	3,276	<b>2,3107</b>
<b>PLAYAS</b>	Elementos Terrestres	3,000	4,421	4,118	<b>3,6416</b>
	Calidad del Agua	2,000	4,152	3,316	<b>1,8356</b>
	Calidad del Aire	2,000	4,756	4,013	<b>2,5451</b>
	Vegetación	3,000	3,769	3,539	<b>2,6682</b>
	Fauna	3,000	3,792	3,513	<b>2,6645</b>
	Paisaje	3,000	4,608	4,053	<b>3,7346</b>
	Socioeconomía	5,000	3,818	3,961	<b>5,0407</b>
	Patrimonio	1,000	3,667	3,513	<b>0,8588</b>
<b>SIST DUNARES</b>	Elementos Terrestres	1,000	4,558	4,200	<b>1,2764</b>
	Calidad del Agua	2,000	3,833	3,055	<b>1,5613</b>
	Calidad del Aire	2,000	3,442	3,224	<b>1,4793</b>
	Vegetación	3,000	4,474	3,987	<b>3,5677</b>
	Fauna	3,000	4,273	3,868	<b>3,3057</b>
	Paisaje	3,000	4,667	4,184	<b>3,9053</b>
	Socioeconomía	1,000	3,091	3,360	<b>0,6924</b>
	Patrimonio	1,000	3,487	3,333	<b>0,7749</b>

El valor del Índice de Relevancia Final (IRF) calculado permite la ordenación de los distintos atributos, tanto para el conjunto del PORN como si los dividimos en función de su unidad ambiental. Desde un punto de vista global, se obtiene que los 10 (por limitar a un número, no necesariamente se deben analizar 10 atributos) atributos más relevantes son los que se recogen en la Tabla 33.

Tabla 33: Jerarquización de los atributos en función del IRF (Elaboración propia).

<b>1</b>	PLAYAS – Socioeconomía
<b>2</b>	SIST. DUNARES – Paisaje
<b>3</b>	ESTUARIO – Socioeconomía
<b>4</b>	PLAYAS – Paisaje
<b>5</b>	ESTUARIO – Vegetación
<b>6</b>	PLAYAS – Elementos Terrestres
<b>7</b>	ESTUARIO – Fauna
<b>8</b>	SIST. DUNARES – Vegetación
<b>9</b>	SIST. DUNARES – Fauna
<b>10</b>	ACANTILADOS – Paisaje

Analizando brevemente los resultados obtenidos se aprecia como entre los diez primeros puestos aparecen atributos debido a dos diferentes razones. Por un lado están aquellos que sin ser extremadamente importantes o estar bajo una gran situación de riesgo según la población, tienen una alta resiliencia-vulnerabilidad; por otro lado están aquellos que aún sin presentar una elevada resiliencia-vulnerabilidad según el análisis de los expertos, sí que son importantes o se encuentran bajo riesgo según la población.

Lo que permite la metodología es aunar ambos criterios, señalando en una única clasificación tanto los importantes porque se encuentran en una situación de elevada afección según los expertos como aquellos importantes según la población. En ambos casos estos atributos con un elevado IRF son los que deben ser estudiados con preferencia frente al resto de atributos del estudio.

### 3.9 SÍNTESIS DEL APARTADO

Antes de comenzar este apartado se partía de la pregunta de si sería posible desarrollar una metodología que aplicase los conceptos de resiliencia, vulnerabilidad y riesgo en el análisis coste-beneficio. Ahora al finalizar el mismo no sólo se puede responder que es posible sino que se ha desarrollado una que lo realiza.

Se han diseñado una serie de pasos que permiten, por un lado la determinación de la resiliencia y con ella de la vulnerabilidad del ecosistema en el que se desarrolla el proyecto que se analiza bajo la óptica del ACBm, para lo cual se recurre al asesoramiento de un panel de expertos que mediante el estudio y análisis del entorno sean capaz de clasificar el comportamiento del mismo frente a los impactos del proyecto.

Por otro lado se ha diseñado un proceso paralelo que permite calcular la importancia y la percepción del riesgo que para la población afectada por el proyecto presentan esos mismos impactos. Esta doble componente expertos-población afectada

permite que en la práctica se analicen tanto los impactos que desde un punto de vista científico son más susceptibles de resultar afectados como aquellos que para la población perceptora del proyecto son más relevantes. La conjunción de ambos elementos supone que en la etapa de determinación de impactos relevantes los que se seleccionen respondan a ambas preocupaciones.

Para comprobar el funcionamiento de la metodología desarrollada se ha sometido la misma a dos casos prácticos. El primero, un hipotético proyecto de construcción de una presa en un determinado entorno natural. A pesar de las limitaciones de la situación (hipotética) se comprueba el funcionamiento de la propuesta y se obtiene una jerarquización de los impactos en función de su relevancia según la doble visión expuesta anteriormente.

Para contrastar y explotar aún más la metodología se analizó un segundo caso práctico, en este caso sobre una situación real y sobre un plan de ordenación de los recursos naturales. Este nuevo caso práctico permitió comprobar el funcionamiento de la propuesta para situaciones que van más allá de los proyectos concretos (como los planes, las políticas o los programas que también pueden ser evaluados con el análisis coste-beneficio medioambiental). En este caso se volvió a comprobar el correcto funcionamiento del método, la jerarquización de los impactos y cómo tanto la opinión científica de los expertos a través de la evaluación de la vulnerabilidad como la de la población a través de la percepción del riesgo eran tenidas en consideración en el índice final.

### *3.9.1 TRATAMIENTO DE LA HETEROGENEIDAD DE LAS PERCEPCIONES DE LOS USUARIOS*

La metodología propuesta plantea en su tercera fase y para el análisis del riesgo la necesidad de realizar una encuesta que pregunte a la población afectada por el proyecto bajo análisis acerca de la importancia y de la percepción del riesgo de los diferentes elementos que se están estudiando. El mero hecho de realizar esta encuesta e introducir en el estudio las valoraciones de un número de sujetos se traduce en la práctica en la asunción de una serie de valores que por un lado están cargados de una elevada componente subjetiva (que en el fondo es parte de lo que se busca con el método, tener en consideración la opinión de la población afectada) y por el otro (y debido a esta subjetividad) pueden tener una considerable heterogeneidad en el conjunto de los datos obtenidos.

Para el cálculo del “Grado de Importancia” y del “Grado de Riesgo” se utiliza la media de los valores obtenidos en la encuesta para cada uno de los elementos que conforman el ecosistema bajo estudio. El empleo de la media como estadístico plantea la limitación de no tener en cuenta la dispersión de las valoraciones obtenidas. En el desarrollo de los casos prácticos planteados se ha calculado como complemento a la media la desviación estándar de la muestra, obteniéndose valores de entre 0,528 y 1,401 para el Caso de ejemplo I y entre 0,564 y 1,323 para el Caso de ejemplo II.

La desviación por sí misma no permite analizar cuán grande puede ser la heterogeneidad de una muestra, pero se puede calcular con ella y con la media el

Coefficiente de Desviación (47), definido como el cociente entre la desviación estándar de una muestra y su valor medio, considerándose un valor aceptable del coeficiente de desviación es aquel que está por debajo de 0,35.

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (45)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (46)$$

$$Cv = \frac{\sigma}{\bar{x}} \quad (47)$$

Para el Caso de ejemplo I se obtiene que del total de los 12 elementos ambientales a estudiar, todas las medidas obtenidas para definir el Grado de Importancia poseen un coeficiente de desviación aceptable, y para el Grado de Riesgo 7 poseen un coeficiente superior a 0,35 por lo que en principio presentarían una elevada heterogeneidad en los resultados obtenidos que se podría traducir en un valor poco representativa de la muestra. En el Caso de ejemplo II 22 de las medias de importancia y percepción del riesgo de las 80 realizadas presentan un coeficiente de desviación por encima de lo recomendable.

Aun no siendo resultados que inutilicen la metodología seguida (los coeficientes obtenidos superan el 0,35 recomendado pero sin sobrepasar el 0,40 en la mayoría de los casos), y principalmente debido a la problemática que el empleo de estos datos puede ocasionar, se decidió analizar la posibilidad de introducir en la metodología de cálculo del Índice de Relevancia Final un parámetro que reflejase la dispersión de las respuestas obtenidas en la encuesta.

Desechando la posibilidad de crear un parámetro compuesto por la media y la desviación (en múltiples formas consideradas), y después de valorar la posibilidad de emplear el rango intercuartílico (diferencia entre el valor del tercer y primer cuartil) pero rechazada por las características de la muestra (valores únicos del conjunto {1,2,3,4,5} por lo que el rango no reflejaba generalmente la dispersión), se decidió recurrir al truncamiento de la muestra de valoraciones de los sujetos encuestados, eliminando el 5% de las valoraciones más elevadas y el 5% de las valoraciones más bajas, reduciéndose así el total de valoraciones en un 10%.

Las conclusiones más claras que se obtuvieron de la aplicación de este procedimiento son las siguientes:

- La desviación estándar de todos los elementos se ve reducida, en valores que se mueven entre un mínimo de un 5,59% (Caso de ejemplo I) y en algunos casos un máximo del 41,75% (Caso de ejemplo II).
- Como consecuencia del truncamiento, la media de los elementos ambientales también se ve afectada en ambos casos estudiados, reduciéndose una media del 1,50%.

- El truncamiento no tiene apenas efecto sobre el Índice de Relevancia Final (que obviamente sí que varía al reducirse los valores medios) y este efecto es aún menor sobre la jerarquización final de los elementos, que en el Caso de Ejemplo I no varía en absoluto, y que en el Caso de Ejemplo II ve como algunos elementos permutan sus posiciones (concretamente los elementos que estaban en las posiciones 12 y 14 pasan a ocupar las posiciones 14, 13 y 12 respectivamente, y los que se encontraban en las 16, 17 y 18 finalmente acaban en las 17, 18 y 16 respectivamente).

La realización de este truncamiento de los datos por tanto permite reducir la heterogeneidad y dispersión de los resultados de las valoraciones de la población afectada, pero puesto que no afecta al Índice de Relevancia Final que se calcula ni a la jerarquización de los elementos ambientales, se puede enunciar como una técnica a emplear en aquellas situaciones en las que la desviación y el coeficiente de desviación sean muy elevados y no aseguren la representatividad de la muestra obtenida mediante la encuesta a la población.

#### 4.- CONCLUSIONES

---

## 4 CONCLUSIONES

Desde sus primeros desarrollos el análisis coste-beneficio ha sido utilizado como una importante ayuda en la evaluación de alternativas de inversión. Con el aumento de las preocupaciones sociales y medioambientales su aplicación a estas dos componentes ha sido desarrollada y conseguida, lográndose que lo que al principio se planteó como una simple herramienta para cuantificar la rentabilidad económica de un proyecto se haya transformado progresivamente en una metodología que supone, a día de hoy, una importante ayuda en los procesos de decisión a los que se enfrentan los entes administrativos y gubernamentales para gestionar los recursos públicos.

En el capítulo 2 se ha realizado un repaso en profundidad del análisis coste-beneficio medioambiental, su definición, su desarrollo histórico y su metodología de aplicación. El repaso de estas características ha permitido realizar un estudio crítico de la problemática que el ACBm presenta.

Por un lado, la propia necesidad de la metodología del análisis coste-beneficio de transformar los impactos asociados a un proyecto a una unidad de medida monetaria homogénea, lo que implica realizar una valoración económica de los esos impactos.

En el campo medioambiental es necesario aplicar el concepto de Valor Económico Total, que intenta representar el total de las fuentes que generan valor sobre un determinado recurso medioambiental. Para obtener este valor es necesario recurrir a alguno de los diversos métodos de valoración de activos e impactos medioambientales que existen. Una vez estudiados en profundidad ponen de relevancia la discrepancia que existe entre sus aplicaciones y resultados. Esto hace que al llevar a cabo la valoración por medio de uno de ellos, se introduzca en el resultado final un sesgo que es conveniente analizar una vez finalizado el proceso.

Igual de problemática que puede resultar la elección de uno u otro método de valoración, lo es la elección entre los dos valores más utilizados para representar la tasación de los sujetos frente a un activo medioambiental: su disponibilidad a pagar y su disponibilidad a recibir compensación. En principio ambos términos deberían arrojar un mismo resultado, aunque también se ha comprobado que en la práctica difieren sustancialmente.

De especial relevancia resulta también la elección de los parámetros que definen la metodología de descuento de las valoraciones realizadas, y que vienen representados tanto por la formulación a aplicar, como por la propia tasa de interés y el horizonte temporal. Se han estudiado los efectos de las distintas propuestas metodológicas existentes, así como las variaciones que sobre el resto de parámetros se pueden producir.

De la conjunción de todas estas cuestiones se hace aún más patente la necesidad e importancia de la última fase de la metodología del análisis coste-beneficio: la realización del análisis de sensibilidad. Este estudio de los diferentes parámetros utilizados se antoja vital para poder asegurar la fiabilidad del modelo creado basándose en las múltiples decisiones que durante los distintos pasos del ACBm se han debido tomar. Como se ha visto en el estudio de los diferentes problemas que aparecen, todas ellas introducen en el análisis un posible sesgo que diferencia la realidad del modelo creado. El análisis de sensibilidad debe ser, en estos casos, el encargado de reducir estas diferencias y de analizar la viabilidad de la solución elegida como herramienta decisoria final.

Mención aparte merece el estudio de la búsqueda de la eficiencia de los recursos y su aprovechamiento de forma equitativa. Aunque el ACB no sea una herramienta que busque directamente la equidad intergeneracional, en el caso del estudio de las componentes medioambientales se ha visto cómo es posible introducir en el análisis fórmulas que ayuden a calibrar esta distribución de los costes y los beneficios asociados a un proyecto.

Por último, se ha podido comprobar la complementariedad que el ACBm presenta con otras metodologías de evaluación medioambiental de proyectos de inversión pública. Si bien se han comprobado las características especiales de cada una de ellas y sus limitaciones, igualmente ha quedado patente que, aunque no existe una que cubra todos los aspectos posibles de evaluación de un proyecto, el análisis coste-beneficio medioambiental cubre ampliamente los criterios básicos más importantes que se suelen evaluar de un proyecto, y el resto de propuestas no es que sean de menor categoría, sino que suelen ser fuentes básicas e importantes de la información necesaria para la realización de un buen ACBm.

Por todo ello, del análisis del capítulo 2 se puede concluir que el análisis coste-beneficio medioambiental es una herramienta decisoria ideal para la valoración de la componente ecológica de los proyectos de inversión desde un punto de vista económico, puesto que a pesar de los problemas que puede llevar aparejados, posee en su desarrollo metodológico de las herramientas necesarias para minimizar los errores que durante su ejecución puedan surgir, proporcionando al final del proceso un indicador claro que permite tanto la decisión con respecto a la ejecución o no de un proyecto, como la jerarquización de las posibles alternativas y por último, la cuantificación del impacto asociado al proyecto bajo análisis.

Con este estudio y análisis en profundidad del ACBm se dan por cumplidos los dos primeros objetivos que se definieron para la presente tesis. El siguiente objetivo era el estudio de una serie de conceptos que desde hace unos años están tomando especial relevancia en el campo del estudio de los entornos medioambientales y sus respuestas frente a posibles impactos: conceptos como resiliencia, vulnerabilidad y riesgo, y su posible aplicación al análisis coste-beneficio.

Para poder comprobar esta hipótesis, en el capítulo 3 se ha realizado un completo repaso de los tres términos propuestos, concluyéndose dos puntos de especial importancia.

El primero de ellos, la falta de una definición y marco de referencia común, no ya a los tres conceptos, sino para cada uno de ellos estudiados de forma individual.

Cada uno de los autores estudiados propone definiciones diferentes para el mismo concepto, aunque no deja de ser cierto que se ha podido comprobar que las propuestas encontradas en la literatura científica no dejan de ser diferentes aplicaciones de un mismo concepto a situaciones concretas, por lo que ha sido posible encontrar un entorno de referencia común que ha permitido definir los tres conceptos agrupando las diferentes propuestas estudiadas.

Más importante que este ejercicio de definición de los conceptos de resiliencia, vulnerabilidad y riesgo, es el análisis que de los tres se ha realizado en su conjunto. Del repaso realizado de los conceptos individualmente se han podido concluir y señalar las relaciones que entre ellos existen, pues a pesar de que aparentemente en la literatura han sido analizados de forma individual, los tres términos se encuentran intrínsecamente relacionados y estas relaciones que se han enunciado en la presente tesis ayudan a aclarar el comportamiento de los ecosistemas frente a los impactos que en ellos tienen lugar desde el punto de vista de estos atributos que los definen.

Por lo tanto, con este estudio de las relaciones que existen entre la resiliencia, vulnerabilidad y la percepción del riesgo, y su definición se ha cubierto el tercero de los objetivos más concretos que se propusieron al comienzo de la tesis. Queda por analizar el último de los que se propusieron, y que uniendo los desarrollos hasta ahora realizados, pretendía analizar la posibilidad de implementar estas relaciones encontradas entre los conceptos medioambientales estudiados en la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental.

Para ello se realizó una propuesta metodológica que intenta lograr esta conjunción entre el estudio de la vulnerabilidad y percepción del riesgo y el análisis coste-beneficio medioambiental.

Aunque el fundamento básico del ACBm es la valoración económica de los impactos, en el enfoque propuesto en la presente tesis se ha pretendido realizar la inclusión de los conceptos en una fase previa a la valoración económica pero igualmente necesaria como es la determinación de los impactos relevantes, por lo que la propuesta metodológica se enfocó hacia esta etapa.

Este proceso propuesto intenta, además, unir dos percepciones distintas y que en principio deben tener cabida en el análisis: por un lado la visión de los expertos concedores de los comportamientos de los ecosistemas frente a posibles impactos y por otro lado la de la población afectada por los mismos. Así, en la propuesta diseñada se distinguen dos fases en las que por un lado se analiza la vulnerabilidad y resiliencia del entorno medioambiental, y por otro la importancia y percepción del riesgo del mismo. La unión de ambas valoraciones permite la determinación de un índice final que jerarquiza los elementos susceptibles de recibir un impacto para su selección y posterior estudio en el ACBm.

En principio, la definición de esta propuesta cumple con el objetivo propuesto de aunar los conceptos medioambientales con la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental, aunque para poder asegurar el logro del objetivo, se han realizado dos casos prácticos.

En ambos casos, y más teniendo en cuenta las diferencias entre uno y otro (el primero mucho más concreto, haciendo referencia a un proyecto; el segundo sobre un proceso más abstracto como es un plan de ordenación de los recursos naturales), se ha podido comprobar el funcionamiento de la metodología propuesta y su capacidad para, por un lado valorar el ecosistema desde el punto de vista de su capacidad para responder a los posibles impactos, y por el otro desde el punto de vista del usuario y la percepción del riesgo que para él poseen los diferentes elementos que conforman el entorno medioambiental. En ambas situaciones la propuesta metodológica ha permitido identificar claramente aquellos elementos que debían ser analizados con prioridad frente a aquellos otros que, en caso de ser necesario, podían ser eliminados del análisis.

Es decir que, tanto de la propuesta metodológica enunciada como de su utilización para dos casos prácticos concretos, se puede concluir no sólo que la incorporación de los conceptos de resiliencia, vulnerabilidad y percepción del riesgo en la metodología del análisis coste-beneficio es posible, sino que además se ha enunciado una forma de hacerlo que ha quedado comprobada mediante su puesta en práctica, por lo que se da por conseguido el último de los objetivos concretos propuestos en el comienzo de la tesis.

Toda vez que se han conseguido todos estos objetivos concretos, se puede concluir que el objetivo general de la presente tesis, enunciado como “profundizar en la pregunta de si es posible incorporar a la metodología del análisis coste-beneficio medioambiental el estudio de los atributos del entorno con respecto a su comportamiento frente a impactos sobre el mismo” (página 33) queda cumplido, obteniéndose además un ejemplo claro de esta consecución en forma de manual desarrollado, que se adjunta en el Anexo 2: Manual de aplicación del Análisis Coste-Beneficio a los proyectos de ingeniería.

#### 4.1 FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Durante el repaso de la literatura científica, los estudios y los análisis realizados para la redacción de la presente tesis, han aparecido posibles desarrollos que toda vez conseguidos los objetivos que se propusieron para la misma, pueden suponer nuevas líneas de investigación que permitan desarrollar los fundamentos que en esta se han enunciado.

Algunos de estos posibles desarrollos futuros y que se considera pueden ser de especial relevancia e interés son:

- Estudiar una posible cuantificación económica de la resiliencia, vulnerabilidad y riesgo. Como se ha explicado anteriormente, en esta tesis se han analizado esos tres atributos del medioambiente y de los impactos de un proyecto para establecer una jerarquización que permita priorizar los estudios a realizar. Sin embargo, el fundamento de la metodología del ACB se basa en la valoración económica de los impactos, por lo que intentar este paso con los conceptos que definen un ecosistema podría ser sin lugar a dudas interesante (aunque en el repaso bibliográfico se dejó constancia de su dificultad).

- Estudiar la posibilidad de desarrollar una metodología ampliada que introduzca en el Índice de Relevancia Final, especialmente desde el punto de vista de la percepción de los usuarios, otra serie de factores que pueden ser relevantes para éstos y que no se hayan estudiado en la tesis.
- Profundizar en el empleo de software como herramienta de ayuda para el análisis de los atributos del ecosistema. Existen en la actualidad programas informáticos que se considera pueden ser utilizados para la aplicación de la metodología propuesta. El software GIS (sistemas de información geográfica) podría sin duda ayudar a la representación gráfica de los elementos del entorno medioambiental más susceptibles de sufrir impacto, lo que podría ayudar al análisis de los mismos y en el conjunto de la realización del ACBm, a la decisión final acerca de la idoneidad o no de la realización de un determinado proyecto.
- De igual forma se podría recurrir al empleo de software de modelado dinámico para la creación del análisis coste-beneficio medioambiental, puesto que uno de los puntos fuertes de estos programas informáticos es la facilidad que tienen para simular escenarios diferentes, lo que permite realizar un exhaustivo análisis de sensibilidad de los diferentes parámetros que intervienen en el ACBm, punto que en las conclusiones ya se ha enunciado como fundamental en la metodología de evaluación del análisis coste-beneficio.

#### 4.- CONCLUSIONS

---

## 4 CONCLUSIONS

From its early developments, the cost-benefit analysis has been used as an aid in evaluating investment alternatives. With the rise of social and environmental concerns, the application to these two components has been developed and completed, achieving that what was originally planned as a simple tool to quantify the economic viability of a project, has been gradually transformed into a methodology which is, today, an important tool in the decision process to which the administrative and government agencies face in managing public resources.

In Chapter 2 there has been carried out a review in depth of the environmental cost-benefit analysis, its definition, historical development and implementation methodology. The review of these features has enabled a critical study of the problems that the environmental CBA shows.

On the one hand, the very need for the cost-benefit analysis methodology to translate the impacts associated with transforming a project to a homogeneous monetary measure unit, which involves making an economic valuation of these impacts.

In the environmental field it is necessary to apply the concept of Total Economic Value, which tries to represent the total sources that generate value on a particular environmental resource. To obtain this value it is necessary to use any of the existing methods of assets valuation and environmental impacts in the world. The discrepancies between their applications and results have been showed. These differences enter into the final result a bias that is convenient to analyze once the process is complete.

As problematic as it can be to choose one or other method of valuation, it is the choice between the two values most commonly used to represent the valuation of the subject to an environmental asset: their willingness to pay and willingness to accept compensation. In principle, both terms should yield the same result, although it has been shown that in practice both values differ substantially.

Special relevance shows also the choice of the parameters defining the discounting methodology for the valuations, which are represented by the formulation applied, the interest rate and the time horizon. The effects of different methodological approaches have been studied as well as the consequences that other parameters variations can produced.

From the conjunction of all these issues becomes even more evident the need and importance of the last phase of the methodology of cost-benefit analysis: conducting a sensitivity analysis. This study of the different parameters used, seems vital to ensure the reliability of the model created based on the many decisions made

during the different steps of environmental CBA. As seen in the study of the various problems that arise, all of these decisions introduce in the analysis a possible bias that differentiates reality with the model actually created. Sensitivity analysis should be, in these cases, the one to reduce these differences and analyze the feasibility of the solution chosen as the final decision-making tool.

Special mention deserves the study of the pursuit of resource efficiency and equitably use. Although CBA is not a tool that directly seeks for intergenerational equity, applied to the study of environmental components it has been seen how it is possible to introduce into the analysis formulas that help to calibrate this costs and benefits distribution associated with a project.

Finally, it has been found that environmental CBA can work complementarily with other methodologies that deal with environmental assessment of public investment projects. While there have been stated the special characteristics of each one and their limitations, it has also become clear that, although there is no one that covers all possible aspects of project evaluation, the environmental cost-benefit analysis broadly covers the basic criteria that are often more important when evaluating a project and that other proposals, besides having less relevance, are usually basic and important supporting and giving the information necessary for conducting a good environmental CBA.

Therefore, the analysis of Chapter 2 can conclude that the environmental cost-benefit analysis is an ideal decision-making tool for the assessment of the ecological component of investment projects from an economical point of view. Despite of the problems which may lead thereto, it has in its methodological development the necessary tools to minimize errors that may arise during its implementation, providing at the end of the process a clear indicator that allows to decide about the implementation of a project or not, as to rank the possible alternatives and finally to quantify the impact associated with the project under analysis.

This in-depth study and analysis of environmental CBA gives compliment with the first two objectives were defined for this thesis. The next objective was the study of a number of concepts that over the last years are taking special relevance in the field of study of the environmental media and their responses to potential impacts: concepts like resilience, vulnerability and risk, and its possible application to cost-benefit analysis.

To test this hypothesis, in Chapter 3 it has been carried out a complete review of the proposed three terms, concluding two points of particular importance.

First, the lack of a common definition and reference frame, not only to each of the three concepts, but to each one studied individually. Every studied authors proposed different definitions for the same concept, although the proposals found in the scientific literature are different applications of the same concept to concrete situations, so it has been possible to find a common reference environment that has helped to define the three concepts studied gathering the different proposals.

More important than defining the concepts of resilience, vulnerability and risk, is analyzing them. The individual review of these concepts has allow to conclude and indicate the relationships that exist among them, because though apparently in the

literature they have been analyzed individually, the three terms are intrinsically related and these relationships have been enunciated in this thesis as a help to clarify the behavior of ecosystems from the impacts that they have place from the point of view of those attributes that define them.

Therefore, this study of the relationship between resilience, vulnerability and risk perception, and its definition has covered the third of the more specific objectives proposed at the beginning of the thesis. It remains then to analyze them as a whole, and try joining the developments made. This allowed analyzing the possibility of implementing these relationships found between environmental concepts studied in the methodology of environmental cost-benefit analysis.

For this purpose a methodological proposal that attempts to achieve this conjunction between the study of vulnerability and risk perception and environmental cost-benefit analysis has been performed.

Although the basic foundation of environmental CBA is the economic valuation of impacts, the approach proposed in this thesis has tried making the inclusion of the concepts at an earlier stage of the economic but also necessary assessment, as it is the determination of the relevant impacts, so that the methodology is focused toward this stage.

This proposed process also tries to join two different perceptions that in principle should be accommodated in the analysis: first the view of experts about the behavior of ecosystems to potential impacts; on the other side the one of the affected population. Thus, the proposal designed has two phases: on one hand the environmental vulnerability and resilience are analyzed; then the importance and risk perception. The union of the two valuations allows determining a final index that ranks the elements more likely to suffer an impact for its selection and further study in the environmental CBA.

In principle, the definition of this proposal complies with the proposed objective of combining environmental concepts with the methodology of cost-benefit environmental objective, but to ensure the achievement of the objective, there has been carried out two case studies.

In both cases, especially taking into account the differences between the two (the first much more specific, referring to a project; the second on a more abstract way as it is a plan of management of natural resources), it has been check the performance of the proposed methodology. First to assess the ecosystem from the point of view of their ability to respond to potential impacts. Second to do the same from the view of the users and their perception of risk that for them has the different elements of the surrounding environment. In both cases the proposed methodology has allowed to clearly identify those elements that should be analyzed with priority over those who, if necessary, could be eliminated from the analysis.

Once that both the methodology stated as to their use in two specific case studies have been analyzed, it can be concluded that not only incorporating the concepts of resilience, vulnerability and risk perception in the methodology of cost-benefit analysis is possible, but it has also been set out a way to do that, and through its

implementation has been proven, so that got taken for the last of the objectives proposed in the beginning of the thesis.

Since all these specific objectives have been reached, it can be concluded that the overall objective of this thesis statement as "delve into the question of whether it is possible to incorporate into the methodology of cost-benefit analysis the study of the environmental attributes environment with respect to their impact resistance on it"(page 26) is fulfilled, and a clear example of this achievement is given in the manual developed, attached in Annex 2: Manual for the application of Cost-Benefit Analysis in engineering projects.

#### 4.1 FUTURE RESEARCH LINES

The review of the scientific literature, studies and analyses made for the writing of this thesis has arisen some new lines of research that in case there will be followed, can provide some more new developments about the main concepts explained in this work.

Some of these possible future developments, considered being of particular relevance and interest, are:

- Studying a possible economic valuation of resilience, vulnerability and risk. As explained before, this thesis has focused the analysis on defining a methodology to rank the impacts to be considered into a CBA of a project, using for this purpose the analysis of the resilience, vulnerability and risk of the ecosystem. Nevertheless, the basis of the CBA methodology centers on the economic valuation of the impacts, so it would be interesting to obtain this economic valuation of these attributes of the environment (though, as it was seen on the literature review, it is not an easy work).
- Studying the possibility of developing an extended methodology to introduce in the Final Relevance Index, especially from the point of view of the users perception, other different factors that can be relevant for them and not studied in this work.
- Deepening the use of software as a tool to aid the analysis of the ecosystem attributes. There are now computer programs that can be used to consider the application of the proposed methodology. The software GIS ( geographic information systems ) could certainly help the graphical representation of the elements most susceptible to environmental impact environment, which could help the analysis of the data and the set of the realization of the environmental CBA , the final decision on the suitability of the realization of a project .
- Similarly one could resort to the use of dynamic modeling software for the creation of environmental cost- benefit analysis. One of the strengths of this software is the ease with which to simulate different scenarios, allowing a thorough sensitivity analysis of the different parameters involved in the environmental CBA, an already stated as fundamental step into the evaluation of cost- benefit methodology.





## 5 BIBLIOGRAFÍA Y REFERENCIAS

- Ackerman, Frank (2002), 'Pricing the priceless: cost-benefit analysis of environmental protection', *University of Pennsylvania Law Review*, (#150#5).
- Adger, W. Neil (2006), 'Vulnerability', *Global Environmental Change*, 16 (3), 268-81.
- Adler, Matthew D. and Posner, Eric A. (1999), 'Rethinking Cost-Benefit Analysis', *The Yale Law Journal*, 109 (2), 165-247.
- Adler, Matthew D. and Posner, Eric A. (2000), 'Implementing Cost-Benefit Analysis When Preferences Are Distorted', *The Journal of Legal Studies*, 29 (S2), 1105-47.
- Agency, U.S. Environmental Protection (2000), 'Guidelines for Preparing Economic Analyses', (Washington, DC: Office of the Administrator, USEPA).
- Ahlroth, Sofia, et al. (2011), 'Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools – suggestions for further developments', *Journal of Cleaner Production*, 19 (2–3), 145-56.
- Almansa, Carmen and Calatrava, Javier (2007), 'Reconciling sustainability and discounting in Cost–Benefit Analysis: A methodological proposal', *Ecological Economics*, 60 (4), 712-25.
- Almansa, Carmen and Martínez-Paz, José M. (2011), 'What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting', *Science of The Total Environment*, 409 (7), 1305-14.
- Arrow, Kenneth (1969), 'The organization of economic activity: Issues Pertinent to the Choice of Market versus Nonmarket Allocation.', *Joint Economic Committee, 91st Congress (Washington DC)*, 47-64.
- Arrow, Kenneth, Dasgupta, Partha, and Mäler, Karl-Göran (2003), 'Evaluating Projects and Assessing Sustainable Development in Imperfect Economies', *Environmental and Resource Economics*, 26 (4), 647-85.
- Arrow, Kenneth, et al. (1993), 'Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation'.
- Asheim, GeirB, Buchholz, Wolfgang, and Tungodden, Bertil (2007), 'Justifying Sustainability', *Justifying, Characterizing and Indicating Sustainability (Sustainability, Economics, and Natural Resources, 3: Springer Netherlands)*, 33-51.

- Barbier, Edward B. (1994), 'Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands', *Land Economics*, 70 (2), 155-73.
- (2000), 'Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages', *Ecological Economics*, 35 (1), 47-61.
- (2011), 'Transaction costs and the transition to environmentally sustainable development', *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1 (1), 58-69.
- Barbier, Edward B. and Markandya, Anil (1990), 'The conditions for achieving environmentally sustainable development', *European Economic Review*, 34 (2-3), 659-69.
- Barfod, Michael Bruhn, Salling, Kim Bang, and Leleur, Steen (2011), 'Composite decision support by combining cost-benefit and multi-criteria decision analysis', *Decision Support Systems*, 51 (1), 167-75.
- Barrio, Melina and Loureiro, Maria L. (2010), 'A meta-analysis of contingent valuation forest studies', *Ecological Economics*, 69 (5), 1023-30.
- Baumol, William J and Oates, Wallace E. (1988), 'The Theory of Environmental Policy', (Second edn.; Cambridge, England: Cambridge University Press).
- Bierman, H and Smidt, S (1980), *The capital budgeting decision: economic analysis of investment projects*.
- Brand, Fridolin (2009), 'Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development', *Ecological Economics*, 68 (3), 605-12.
- Brand, Fridolin Simon and Jax, Kurt (2007), 'Focusing the meaning (s) of resilience: resilience as a descriptive concept and a boundary object', *Ecology and Society*, 12 (1), 23.
- Brown, Thomas C. and Gregory, Robin (1999), 'Why the WTA-WTP disparity matters', *Ecological Economics*, 28 (3), 323-35.
- Bruneau, Michel, et al. (2003), 'A Framework to Quantitatively Assess and Enhance the Seismic Resilience of Communities', *Earthquake Spectra*, 19 (4), 733-52.
- Cantabria, Gobierno de (2013), 'Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada', in *Pesca y Desarrollo Rural*) Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza (Consejería de Ganadería (ed.), (1; Santander: Gobierno de Cantabria), 345.
- Cappabianca, F., Barbolini, M., and Natale, L. (2008), 'Snow avalanche risk assessment and mapping: A new method based on a combination of statistical analysis, avalanche dynamics simulation and empirically-based vulnerability relations integrated in a GIS platform', *Cold Regions Science and Technology*, 54 (3), 193-205.
- Carpenter, S. R. and Brock, W. A. (2006), 'Rising variance: a leading indicator of ecological transition', *Ecology Letters*, 9 (3), 311-18.
- Comission, European (2008), *Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects* (Directorate General Regional Policy).

- Commission, European (2006), 'On the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life', 2006/44/EC (Official Journal of the European Union, L 264/20).
- Congress, US (1936), 'Flood control act of 1936', Public Law, 738, 49.
- Copeland, Thomas E and Weston, JF (1988), Financial Theory and Corporate Policy (Addison-Wesley, Reading, MA).
- Costa, Luís and Kropp, Jürgen P. (2013), 'Linking components of vulnerability in theoretic frameworks and case studies', Sustainability Science, 8 (1), 1-9.
- Costanza, R., et al. (2000), Institutions, ecosystems, and sustainability (Ecological economics series; Boca Raton [etc.]: Lewis) 270.
- Costanza, Robert, et al. (1997), 'The value of the world's ecosystem services and natural capital', nature, 387 (6630), 253-60.
- Crichton, David (1999), 'The risk triangle', Natural Disaster Management, Tudor Rose, London, 102-03.
- Cha, Eun Jeong and Ellingwood, Bruce R. (2012), 'Risk-averse decision-making for civil infrastructure exposed to low-probability, high-consequence events', Reliability Engineering & System Safety, 104 (0), 27-35.
- Chichilnisky, Graciela (1996), 'An axiomatic approach to sustainable development', Social Choice and Welfare, 13 (2), 231-57.
- DEFRA (2007), Securing a Healthy Natural Environment: An Action Plan for embedding an ecosystems approach<sup>1</sup> (London: Department for Environment, Food and Rural Affairs) 60.
- (2011), An introductory guide to valuing ecosystem services (London: Department for Environment, Food and Rural Affairs) 68.
- Devarajan, Shantayanan and Fisher, Anthony C. (1981), 'Hotelling's "Economics of Exhaustible Resources": Fifty Years Later', Journal of Economic Literature, 19 (1), 65-73.
- Díaz Simal, Pedro (2009), 'Cost-Benefit Analysis in the era of sustainability', OCEANS 2009 - EUROPE, 1-10.
- Díaz Simal, Pedro and Torres Ortega, Saúl (2011), 'Contributions towards climate change vulnerability and resilience from institutional economics', Economía Agraria y Recursos Naturales, 11 (1), 143-60.
- Díaz Simal, Pedro and Torres Ortega, Saúl (2011), 'On the Economic Approach to Natural Hazards Management. What Economics Can Add to Common Technical Knowledge on Hazard-Risk Binomial in Engineering Disciplines?', First EUCEET Asociation Conference: "New trends and challenges in civil engineering education" (Patras (Greece)).
- Eckstein, Otto (1958), 'Water resource development-the economics of project evaluation', Water resource development-the economics of project evaluation.

- Elliott, Steven R. (2005), 'Sustainability: an economic perspective', *Resources, Conservation and Recycling*, 44 (3), 263-77.
- Fell, R, et al. (2005), 'State of the Art Paper 1-A framework for landslide risk assessment and management', *Proceedings of the International Conference on Landslide Risk Management*, Vancouver, Canada (31).
- Field, Barry C. and Field, Martha K. (2002). *Environmental Economics: An Introduction*. (McGraw Hill/Irwin).
- Finnveden, Göran and Moberg, Åsa (2005), 'Environmental systems analysis tools – an overview', *Journal of Cleaner Production*, 13 (12), 1165-73.
- Fisher, Anthony C. (1995), 'Cost-benefit analysis of environmental change: Per-Olov Johansson. Cambridge University Press, Cambridge, 1993, 232 pp., ISBN 0-521-44318-0 0-521-44792-5 (pbk)', *Ecological Economics*, 13 (2), 142-43.
- Fisher, Irving (1930), *The Rate of Interest: Its nature, determination and relation to economic phenomena* (Macmillan).
- Foerster, E., et al. (2009), 'ENSURE Project. Deliberable 1.1.1: Methodologies to assess vulnerability of structural systems'.
- Folke, Carl (2006), 'Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses', *Global Environmental Change*, 16 (3), 253-67.
- Frank, Robert H. and Sunstein, Cass R. (2001), 'Cost-Benefit Analysis and Relative Position', *The University of Chicago Law Review*, 68 (2), 323-74.
- Gallopín, Gilberto C. (2006), 'Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity', *Global Environmental Change*, 16 (3), 293-303.
- Gemmell, J. C. and Scott, E. M. (2012), 'Special Issue: Risk, Sustainability and the Environment (Part 2)', *Risk Management-an International Journal*, 14 (1), 1-2.
- Gordon, H. Scott (1954), 'The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery', *Journal of Political Economy*, 62 (2), 124-42.
- Guest, Ross (2010), 'The economics of sustainability in the context of climate change: An overview', *Journal of World Business*, 45 (4), 326-35.
- Hanemann, W. Michael (1991), 'Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?', *The American Economic Review*, 81 (3), 635-47.
- Hanemann, W. Michael and Kanninen, Barbara (1999), 'The statistical analysis of discrete-response CV data', *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation in the US, EC and Developing Countries*, 302-441.
- Hanke, Steve H. (1973), *Journal of Economic Literature*, 11 (1), 119-21.
- Hanley, Nick (1998), 'Resilience in social and economic systems: a concept that fails the cost–benefit test?', *Environment and Development Economics*, 3 (02), 221-62.
- Hanley, Nick and Barbier, E. B. (2009), *Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy-making* (Cheltenham [etc.]: Edward Elgar).

- Hanley, Nick, Spash, Clive L, and Cullen, Ross (1993), *Cost-benefit analysis and the environment* (Edward Elgar Cheltenham).
- Hanley, Nick, Shogren, J. F., and White, B. (2001), *Introduction to environmental economics* (Oxford: Oxford University Press).
- (2006), *Environmental Economics: In Theory & Practice* (Second edn.: Palgrave Macmillan).
- Hashimoto, Tsuyoshi, Stedinger, Jerry R., and Loucks, Daniel P. (1982), 'Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation', *Water Resources Research*, 18 (1), 14-20.
- Henderson, Norman and Bateman, Ian (1995), 'Empirical and public choice evidence for hyperbolic social discount rates and the implications for intergenerational discounting', *Environmental and Resource Economics*, 5 (4), 413-23.
- Hepburn, Cameron J. and Koundouri, Phoebe (2007), 'Recent advances in discounting: Implications for forest economics', *Journal of Forest Economics*, 13 (2-3), 169-89.
- Hicks, John R (1939), *Value and capital. An inquiry into some fundamental principles of economic theory* (2; Oxford: Oxford University Press).
- Holling, C. S. (1973), 'Resilience and Stability of Ecological Systems', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23.
- Horowitz, John K. and McConnell, Kenneth E. (2002), 'A Review of WTA/WTP Studies', *Journal of Environmental Economics and Management*, 44 (3), 426-47.
- Houghton, JT, et al. (1996), *Climate Change 1995: The IPCC Second Scientific Assessment*, (Cambridge University Press Cambridge).
- Howarth, Richard B. (1996), 'Discount rates and sustainable development', *Ecological Modelling*, 92 (2-3), 263-70.
- Hufschmidt, Maynard M (2011), 'Benefit-cost analysis: 1933-1985', *Journal of Contemporary Water Research and Education*, 116 (1), 11.
- Jason, F. Shogren, et al. (1994), 'Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept', *The American Economic Review*, 84 (1), 255-70.
- Jeffers, James M. (2013), 'Integrating vulnerability analysis and risk assessment in flood loss mitigation: An evaluation of barriers and challenges based on evidence from Ireland', *Applied Geography*, 37 (0), 44-51.
- Jeffrey, P., et al. (1997), 'Evaluation methods for the design of adaptive water supply systems in urban environments', *Water Science and Technology*, 35 (9), 45-51.
- Kahneman, Daniel, Knetsch, Jack L., and Thaler, Richard H. (1990), 'Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem', *Journal of Political Economy*, 98 (6), 1325-48.

- Kaplow, Louis and Weisbach, David (2011), 'Discount rates, social judgments, individuals' risk preferences, and uncertainty', *Journal of Risk and Uncertainty*, 42 (2), 125-43.
- Kiker, Gregory A., et al. (2005), 'Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making', *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1 (2), 95-108.
- Klein, Richard J. T., Nicholls, Robert J., and Thomalla, Frank (2003), 'Resilience to natural hazards: How useful is this concept?', *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 5 (1-2), 35-45.
- Kolstad, Charles D (2010), *Environmental economics* (Second edn.; London: Oxford university press Oxford) 496.
- Kula, Erhun and Evans, David (2011), 'Dual discounting in cost-benefit analysis for environmental impacts', *Environmental Impact Assessment Review*, 31 (3), 180-86.
- Laibson, David (1997), 'Golden Eggs and Hyperbolic Discounting', *The Quarterly Journal of Economics*, 112 (2), 443-78.
- Lienhoop, Nele and MacMillan, Douglas (2007), 'Valuing wilderness in Iceland: Estimation of WTA and WTP using the market stall approach to contingent valuation', *Land Use Policy*, 24 (1), 289-95.
- Linares, Pedro (2002), 'Multiple criteria decision making and risk analysis as risk management tools for power systems planning', *Power Systems, IEEE Transactions on*, 17 (3), 895-900.
- Linkov, I., et al. (2006), 'From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications', *Environment International*, 32 (8), 1072-93.
- Linnekamp, F., Koedam, A., and Baud, I. S. A. (2011), 'Household vulnerability to climate change: Examining perceptions of households of flood risks in Georgetown and Paramaribo', *Habitat International*, 35 (3), 447-56.
- Maclaren, Virginia W. (1996), 'Urban Sustainability Reporting', *Journal of the American Planning Association*, 62 (2), 184-202.
- Masur, Jonathan S and Posner, Eric A (2011), 'Climate regulation and the limits of cost-benefit analysis', *Cal. L. Rev.*, 99, 1557.
- Mayer, Audrey L., Pawlowski, Christopher W., and Cabezas, Heriberto (2006), 'Fisher Information and dynamic regime changes in ecological systems', *Ecological Modelling*, 195 (1-2), 72-82.
- Menoni, Scira, et al. (2012), 'Assessing multifaceted vulnerability and resilience in order to design risk-mitigation strategies', *Natural Hazards*, 64 (3), 2057-82.
- Messner, Frank and Meyer, Volker (2006), 'Flood damage, vulnerability and risk perception. Challenges for flood damage research', in Jochen Schanze, Evzen Zeman, and Jiri Marsalek (eds.), *Flood Risk Management: Hazards*,

- Vulnerability and Mitigation Measures (NATO Science Series, 67: Springer Netherlands), 149-67.
- Milman, Anita and Short, Anne (2008), 'Incorporating resilience into sustainability indicators: An example for the urban water sector', *Global Environmental Change*, 18 (4), 758-67.
- Morimoto, Risako and Hope, Chris (2004), 'Applying a cost-benefit analysis model to the Three Gorges project in China', *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22 (3), 205-20.
- Nagendra, Harini, Reyers, Belinda, and Lavorel, Sandra (2013), 'Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, (0).
- Nations, United (1987), 'Report of the World Commission on Environment and Development', (General Assembly Resolution 42/187, 11 December).
- Nordhaus, William D. (2007), 'A Review of the "Stern Review on the Economics of Climate Change"', *Journal of Economic Literature*, 45 (3), 686-702.
- Nursey-Bray, Melissa, et al. (2012), 'Communicating climate change: Climate change risk perceptions and rock lobster fishers, Tasmania', *Marine Policy*, 36 (3), 753-59.
- O'Connor, RobertE, Bord, RichardJ, and Fisher, Ann (1999), 'Risk Perceptions, General Environmental Beliefs, and Willingness to Address Climate Change', *Risk Analysis*, 19 (3), 461-71.
- Owen, Anthony David and Hanley, Nick (2004), *The economics of climate change* (London: Routledge).
- Pardo, Mercedes (1997), 'Environmental Impact Assessment: Myth or reality? Lessons from Spain', *Environmental Impact Assessment Review*, 17 (2), 123-42.
- Paton, Douglas and Johnston, David (2001), 'Disasters and communities: vulnerability, resilience and preparedness', *Disaster Prevention and Management*, 10 (4), 270-77.
- Patt, Anthony, Klein, Richard J. T., and de la Vega-Leinert, Anne (2005), 'Taking the uncertainty in climate-change vulnerability assessment seriously', *Comptes Rendus Geoscience*, 337 (4), 411-24.
- Pearce, David (1988), 'Economics, equity and sustainable development', *Futures*, 20 (6), 598-605.
- (1998a), 'Auditing the Earth: The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital', *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 40 (2), 23-28.
- (1998b), 'Cost benefit analysis and environmental policy', *Oxford Review of Economic Policy*, 14 (4), 84-100.
- Pearce, David and Nash, Chris (1981), *The Social Appraisal of Projects: a Text in Cost-Benefit Analysis* (Basingstoke: Macmillan).

- Pearce, David, Atkinson, Giles, and Mourato, Susana (2006), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: recent developments* (Paris: OECD Publications) 318.
- Pearce, David, et al. (2003), 'Valuing the future', *World economics*, 4 (2), 121-41.
- Pearce, David W and Turner, R Kerry (1990), *Economics of natural resources and the environment* (Baltimore: Johns Hopkins University Press).
- Peck, Angela and Simonovic, Slobodan P. (2013), 'Coastal Cities at Risk (CCaR): Generic System Dynamics Simulation Models for Use with City Resilience Simulator', (London, Ontario, Canada: The University of Western Ontario), 55.
- Pelling, Mark (2003), *The vulnerability of cities: natural disasters and social resilience* (Earthscan).
- Perman, Roger (2011), *Natural resource and environmental economics* (London: Pearson Education) 744.
- Posner, Eric A. (2001), 'Controlling Agencies with Cost-Benefit Analysis: A Positive Political Theory Perspective', *The University of Chicago Law Review*, 68 (4), 1137-99.
- Rabl, Ari (1996), 'Discounting of long-term costs: What would future generations prefer us to do?', *Ecological Economics*, 17 (3), 137-45.
- Reagan, Ronald (1981), 'Executive order 12,291: Federal regulation', *Federal Register*, 46 (190), 13193-98.
- Roaf, Sue, Crichton, David, and Nicol, Fergus (2010), 'Chapter 2 - Risk, Scenarios and Insurance', *Adapting Buildings and Cities for Climate Change (Second Edition)* (Oxford: Architectural Press), 32-50.
- Rose, Adam (2007), 'Economic resilience to natural and man-made disasters: Multidisciplinary origins and contextual dimensions', *Environmental Hazards*, 7 (4), 383-98.
- Saint-Pierre (1708), *Mémoire sur la réparation des chemins* (France).
- Samuelson, Paul A. (1954), 'The Pure Theory of Public Expenditure', *The Review of Economics and Statistics*, 36 (4), 387-89.
- (1955), 'Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure', *The Review of Economics and Statistics*, 37 (4), 350-56.
- Sarewitz, Daniel, Pielke, Roger, and Keykhah, Mojdeh (2003), 'Vulnerability and Risk: Some Thoughts from a Political and Policy Perspective', *Risk Analysis*, 23 (4), 805-10.
- Scott, Anthony and Campbell, Harry (1979), 'Policies towards proposals for large-scale natural resource projects: Attenuation versus postponement', *Resources Policy*, 5 (2), 113-40.
- Scholz, Roland W., Blumer, Yann B., and Brand, Fridolin S. (2011), 'Risk, vulnerability, robustness, and resilience from a decision-theoretic perspective', *Journal of Risk Research*, 15 (3), 313-30.

- Serafy, Salah El (1998), 'Pricing the invaluable: the value of the world's ecosystem services and natural capital', *Ecological Economics*, 25 (1), 25-27.
- Spangenberg, Joachim H. and Settele, Josef (2010), 'Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services', *Ecological Complexity*, 7 (3), 327-37.
- Stern, Nicholas (2006) *Stern Review: The economics of climate change* [online text], H.M. Treasury
- Sugden, Robert and Williams, Alan (1978), *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis* (Oxford University Press).
- Sunstein, Cass R and Congress, Constitutional Moments (1996), 'the Cost-Benefit State, 48 STAN', *L. REV.*, 247, 265-66.
- Sunstein, Cass R. (2000), 'Cognition and Cost-Benefit Analysis', *The Journal of Legal Studies*, 29 (S2), 1059-103.
- (2001), 'Cost-Benefit Default Principles', *Michigan Law Review*, 99 (7), 1651-723.
- (2005), 'Cost-Benefit Analysis and the Environment', *Ethics*, 115 (2), 351-85.
- (2007a), 'Cost-Benefit Analysis without Analyzing Costs or Benefits: Reasonable Accommodation, Balancing, and Stigmatic Harms', *The University of Chicago Law Review*, 74, 1895-909.
- (2007b), 'Willingness to pay versus welfare'.
- (2008), 'Two conceptions of irreversible environmental harm', *U of Chicago Law & Economics*, Olin Working Paper, (407), 08-16.
- Tamvakis, Pavlos and Xenidis, Yiannis (2013), 'Comparative Evaluation of Resilience Quantification Methods for Infrastructure Systems', *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 74 (0), 339-48.
- Taylor, M. Scott (2009), 'Innis Lecture: Environmental crises: past, present, and future *Grandes crises environnementales: passé, présent et futur.*', *Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économie*, 42 (4), 1240-75.
- Tietenberg, Thomas H (2009), *Environmental and natural resource economics* (9 edn.: Pearson) 696.
- Tol, Richard S. J. (2001), 'Equitable cost-benefit analysis of climate change policies', *Ecological Economics*, 36 (1), 71-85.
- Tol, Richard S. J. (2003), 'Is the Uncertainty about Climate Change too Large for Expected Cost-Benefit Analysis?', *Climatic Change*, 56 (3), 265-89.
- Treasury, HM. (2014), *Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government* (HM. Treasury).
- Troy, Austin and Wilson, Matthew A. (2006), 'Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer', *Ecological Economics*, 60 (2), 435-49.

- Turner II, B. L. (2010), 'Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science?', *Global Environmental Change*, 20 (4), 570-76.
- Turner, R. K., Adger, W. N., and Brouwer, R. (1998), 'Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary', *Ecological Economics*, 25 (1), 61-65.
- Turner, R. K., et al. (2007), 'A cost-benefit appraisal of coastal managed realignment policy', *Global Environmental Change*, 17 (3-4), 397-407.
- van der Leeuw, Sander E (2001), 'Vulnerability' and the integrated study of socio-natural phenomena', *IHDP Update*, 2 (01), 6-7.
- Vo, Quoc Tuan, et al. (2012), 'Review of valuation methods for mangrove ecosystem services', *Ecological Indicators*, 23 (0), 431-46.
- Vogel, Coleen, et al. (2007), 'Linking vulnerability, adaptation, and resilience science to practice: Pathways, players, and partnerships', *Global Environmental Change*, 17 (3-4), 349-64.
- Voinov, Alexey and Farley, Joshua (2007), 'Reconciling sustainability, systems theory and discounting', *Ecological Economics*, 63 (1), 104-13.
- Walker, Brian and Pearson, Leonie (2007), 'A resilience perspective of the SEEA', *Ecological Economics*, 61 (4), 708-15.
- Walker, Brian, et al. (2004), 'Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems', *Ecology and Society*, 9 (2).
- Walker, Brian, et al. (2010), 'Incorporating Resilience in the Assessment of Inclusive Wealth: An Example from South East Australia', *Environmental and Resource Economics*, 45 (2), 183-202.
- Warrick, Olivia (2010), 'Climate change and social change: vulnerability and adaptation in rural Vanuatu', The University of Waikato, Hamilton, New Zealand.
- Weikard, Hans-Peter and Zhu, Xueqin (2005), 'Discounting and environmental quality: When should dual rates be used?', *Economic Modelling*, 22 (5), 868-78.
- Weitzman, Martin L. (2001), 'Gamma Discounting', *The American Economic Review*, 91 (1), 260-71.
- Wicksell, Knut (1896), 'Finanztheoretische Untersuchungen', Jena: Gustave Fischer.
- Wissel, C. (1984), 'A universal law of the characteristic return time near thresholds', *Oecologia*, 65 (1), 101-07.
- Wolf, Sarah (2012), 'Vulnerability and risk: comparing assessment approaches', *Natural Hazards*, 61 (3), 1099-113.
- Wolstenholme, EF, et al. (2007), 'The contribution of system dynamics to cost benefit analysis—a case study in planning new mental health services in the UK', *Proceedings of the 2007 System Dynamics Conference*, Boston.
- Wu, Tong and Kim, Yeon-Su (2013), 'Pricing ecosystem resilience in frequent-fire ponderosa pine forests', *Forest Policy and Economics*, 27 (0), 8-12.

- Yan, Haiming, Zhan, Jinyan, and Zhang, Tao (2011), 'Resilience of Forest Ecosystems and its Influencing Factors', *Procedia Environmental Sciences*, 10, Part C (0), 2201-06.
- Yang, Zili (2003), 'Dual-rate discounting in dynamic economic–environmental modeling', *Economic Modelling*, 20 (5), 941-57.
- Young, Oran R. (2010), 'Institutional dynamics: Resilience, vulnerability and adaptation in environmental and resource regimes', *Global Environmental Change*, 20 (3), 378-85.
- Zanuttigh, Barbara (2011), 'Coastal flood protection: What perspective in a changing climate? The THESEUS approach', *Environmental Science & Policy*, 14 (7), 845-63.
- Zhao, Jinhua and Kling, Catherine L. (2001), 'A new explanation for the WTP/WTA disparity', *Economics Letters*, 73 (3), 293-300.



## **6 ANEXO 1: ENCUESTAS REALIZADAS**

### 6.1 ENCUESTA CASO DE EJEMPLO I: UN PROYECTO HIDRÁULICO

#### **PERCEPCIÓN DEL IMPACTO Y RIESGO**

##### **PÁGINA #1.**

Antes de empezar, déjame darte las gracias por llegar hasta aquí y ayudar con tus respuestas.  
Espero no perderte por el camino.

Son apenas 4 preguntas y no te llevará más de cinco minutos completarla.

Puedes darle a "Siguiente" cuando quieras empezar.

*(Hay 4 preguntas en esta encuesta)*

**PÁGINA #2.**

**Introducción**

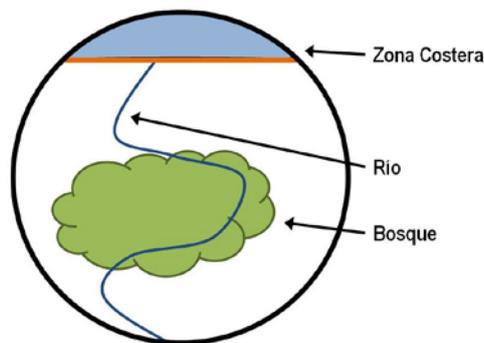
Con esta encuesta queremos medir la relevancia y percepción al riesgo que las personas tienen frente a una serie de impactos que pueden darse en un entorno medioambiental debido a la ejecución de un proyecto.

Para ello, te voy a pedir que te metas en la piel de una de esas personas que vive en un determinado entorno natural. En este entorno nos encontramos con los siguientes elementos:

- Una zona costera, con una playa, el resto de la costa, y el mar.
- Un río, que atraviesa nuestra área hasta desembocar en el mar.
- Un bosque por la que discurre el río.

El resto del área está conformado por praderas y montes bajos sin demasiado interés en nuestro estudio.

Para hacernos una imagen un poco mejor, podemos pensar en algo similar a esta imagen:



Gracias a que disponemos de esta zona, podemos disfrutar de una serie de servicios y actividades. Por ejemplo:

- **Servicios biológicos.** Hay gran variedad de animales, plantas y árboles.
- **Servicios de regulación medioambiental.** Aunque no seamos conscientes, los árboles nos dan oxígeno, el suelo filtra el agua y la purifica...
- **Servicios recreacionales.** Cuando nos apetece, vamos a la playa a tomar el sol, o de paseo por el bosque simplemente a admirar el paisaje.

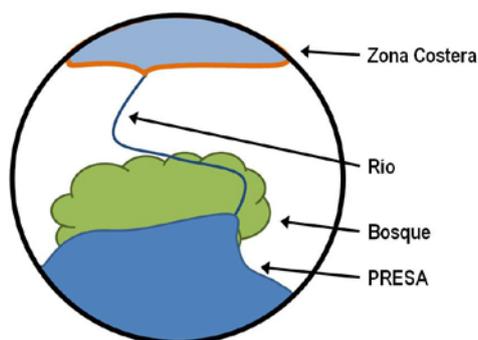
Bien. En esta zona que te he descrito se plantea la construcción de una presa que permita el aprovechamiento hidráulico del río, tanto para el abastecimiento de agua a las poblaciones cercanas como para la producción de energía eléctrica. Obviamente la construcción de este proyecto implica el cambio (prácticamente seguro en algunos casos, incierto en otros) en alguna de las características medioambientales que definen esta zona:

- En la zona costera, la costa o incluso la playa pueden ver modificados su geometría debido al cambio de régimen del río. Podría incluso suceder que se viera afectado el régimen de las mareas o la formación de las olas.

- El río verá regulado su caudal, y como consecuencia de la presa, aparecerá un lago artificial.

- La zona boscosa verá mermada su superficie, pues parte de ella quedará inundada por la presa.

Resumiendo un poco, podría ser algo como lo que vemos en la siguiente imagen:



A continuación vienen dos páginas en las que verás una serie de características del entorno que se cree que pueden verse afectadas. Para cada una de ellas te pido dos que valores DESDE TU PUNTO DE VISTA dos cosas distintas:

- **El impacto**, que definimos como la importancia que para ti como usuario de ese entorno medioambiental tiene que esa característica en caso de que se vea afectada.

- **El riesgo**, que definimos como la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que esa característica se vea realmente afectada si se lleva a cabo el proyecto.

Es decir... El IMPACTO es lo importante que es para ti esa característica del entorno, mientras que el RIESGO expresa tu creencia de que realmente esa característica sufra alteraciones por la construcción de la presa.

Antes de nada, permíteme hacerte dos preguntas de clasificación, y en la siguiente página empezaremos con los serio.

[Pregunta#1] **Sexo**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

Femenino

Masculino

[Pregunta#2] **Edad**

Por favor, escriba su respuesta aquí:

— —

**PÁGINA #3.****Análisis de la percepción del IMPACTO**

[Pregunta#3] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante"

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Extensión de la playa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental de la playa	1	2	3	4	5
Belleza de la playa	1	2	3	4	5
Biodiversidad de la playa	1	2	3	4	5
Extensión de la costa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental de la costa	1	2	3	4	5
Belleza de la costa	1	2	3	4	5
Biodiversidad de la costa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del agua del mar	1	2	3	4	5
Régimen mareal (tamaño de las olas)	1	2	3	4	5
Nivel del mar	1	2	3	4	5
Extensión del río	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del agua del río	1	2	3	4	5
Belleza del río	1	2	3	4	5
Biodiversidad del río	1	2	3	4	5
Caudal (cantidad de agua) del río	1	2	3	4	5
Extensión del bosque	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del bosque	1	2	3	4	5
Belleza del bosque	1	2	3	4	5
Biodiversidad del bosque	1	2	3	4	5

**PÁGINA #4.**

**Análisis de la percepción del RIESGO.**

[Pregunta#4] Valora de 1 a 5 la probabilidad que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno de verse afectado por la realización del proyecto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable"

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Extensión de la playa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental de la playa	1	2	3	4	5
Belleza de la playa	1	2	3	4	5
Biodiversidad de la playa	1	2	3	4	5
Extensión de la costa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental de la costa	1	2	3	4	5
Belleza de la costa	1	2	3	4	5
Biodiversidad de la costa	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del agua del mar	1	2	3	4	5
Régimen mareal (tamaño de las olas)	1	2	3	4	5
Nivel del mar	1	2	3	4	5
Extensión del río	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del agua del río	1	2	3	4	5
Belleza del río	1	2	3	4	5
Biodiversidad del río	1	2	3	4	5
Caudal (cantidad de agua) del río	1	2	3	4	5
Extensión del bosque	1	2	3	4	5
Calidad medioambiental del bosque	1	2	3	4	5
Belleza del bosque	1	2	3	4	5
Biodiversidad del bosque	1	2	3	4	5

Muchas gracias por tus respuestas.

6.1.1 RESULTADOS DE LAS ENCUESTAS

	Sexo	Edad	[Extensión de la playa]	[Calidad medioambiental de la playa]	[Belleza de la playa]	[Biodiversidad de la playa]	[Extensión de la costa]	[Calidad medioambiental de la costa]	[Belleza de la costa]	[Biodiversidad de la costa]	[Calidad medioambiental del agua del mar]
COMPLETAS	80		78	80	80	80	79	79	79	79	78
Masculino	36	1	5	1	4	0	2	0	3	0	0
Femenino	42	2	6	0	8	4	10	1	9	2	0
		3	18	5	14	16	22	6	15	12	3
		4	31	16	28	24	28	23	28	29	17
		5	18	58	26	36	17	49	24	36	58
PROMEDIO		32,149	3,600	4,621	3,805	4,161	3,581	4,535	3,767	4,267	4,714
Desv. Estánd.		10,764	1,115	0,703	1,119	0,938	1,046	0,681	1,092	0,832	0,528

	[Regimen mareal (tamaño de las olas)]	[Caudal (cantidad de agua del río)]	[Extensión del río]	[Calidad medioambiental del agua del río]	[Belleza del río]	[Biodiversidad del río]	[Caudal (cantidad de agua del río)]	[Extensión del bosque]	[Calidad medioambiental del bosque]	[Belleza del bosque]	[Biodiversidad del bosque]
	79	78	76	77	79	77	78	74	79	79	78
	4	5	2	0	4	0	0	0	0	4	0
	11	13	11	0	10	3	5	4	1	10	1
	32	26	30	8	16	10	17	10	4	14	6
	15	19	13	20	29	24	36	30	21	26	30
	17	15	20	49	20	40	20	30	53	25	41
3,395	3,376	3,518	3,518	4,560	3,663	4,345	3,929	4,210	4,616	3,744	4,447
1,109	1,154	1,097	1,097	0,665	1,113	0,843	0,842	0,847	0,636	1,150	0,699





## 6.2 ENCUESTA CASO DE EJEMPLO II: EL PORN DE LAS DUNAS DE LIENCRES, ESTUARIO DEL PAS Y COSTA QUEBRADA

### **PERCEPCIÓN DE LA IMPORTANCIA Y EL RIESGO EN LAS DUNAS DE LIENCRES**

#### **PÁGINA #1.**

Antes de empezar, déjame darte las gracias por llegar hasta aquí y ayudar con tus respuestas. Espero no perderte por el camino.

Si todo va bien la encuesta te llevará unos 10-15 minutos.

Para empezar tendrás que leer un poco, más que nada para ponerte en situación y luego podrás pasar a las preguntas.

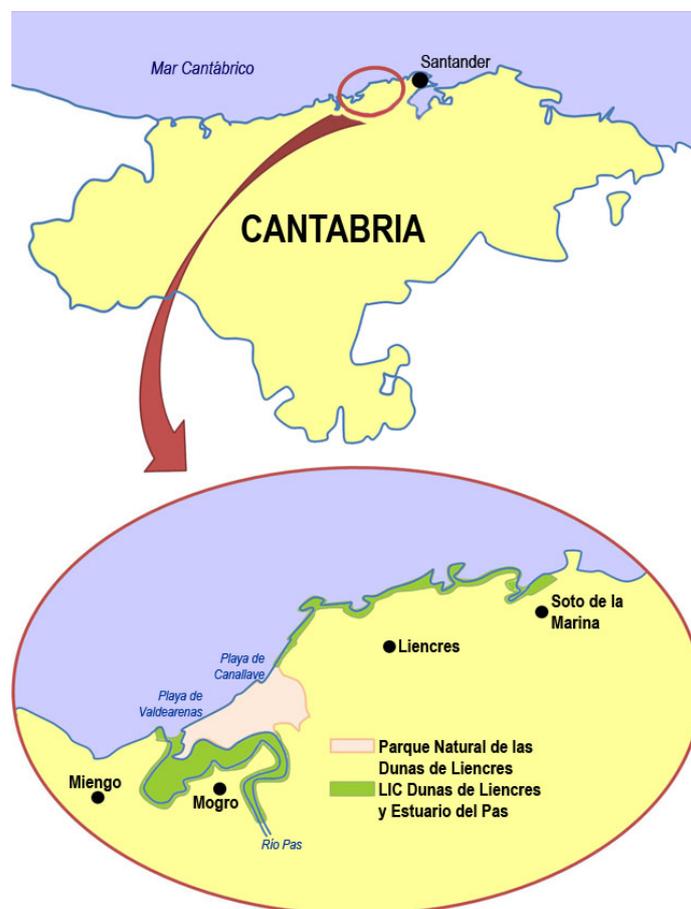
Si se te hace larga, puedes guardar y continuar cuando quieras con la encuesta.

Puedes darle a "Siguiente" cuando quieras empezar.

*(Hay 18 preguntas en esta encuesta)*

**PÁGINA #2.****Introducción**

El Parque Natural de las Dunas de Liencres está situado en Cantabria en terrenos del municipio de Liencres, comprendiendo un total de 257 Ha. siendo declarado parque natural en el año 1986. En el año 2007 fue incluido dentro del Lugar de Interés Comunitario (LIC) de las Dunas de Liencres y el Estuario del Pas. Esta nueva figura de protección medioambiental se extiende a lo largo de la costa, desde la Punta del Águila al oeste hasta la Canal de Hoz al este, abarcando un total de 544 Ha de los municipios de Miengo, Liencres y Santa Cruz de Bezana. Además de por toda la zona costera, en la que abundan los acantilados, el parque natural destaca por dos grandes playas (Valdearenas y Canallave) así como una formación dunar y un gran pinar.



Recientemente el Gobierno de Cantabria ha puesto en marcha la redacción del Plan de Ordenación de los Recursos Litorales (PORN) de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada, mediante el cual se pretende regular la zona protegida asociada al parque natural (ampliándola en su caso) así como los distintos usos permitidos en cada una de las zonas del mismo.

Este plan plantea entre sus objetivos los siguientes:

- a) El mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales, de los sistemas vitales básicos y de los servicios de los ecosistemas para el bienestar humano.
- b) La conservación de la biodiversidad y de la geodiversidad.

c) La utilización ordenada de los recursos para garantizar el aprovechamiento sostenible del patrimonio natural y, en particular, de las especies y de los ecosistemas, así como su restauración y mejora.

d) La conservación y preservación de la variedad, singularidad y belleza de los ecosistemas naturales, de la diversidad geológica y del paisaje.

e) La aplicación del principio de precaución en las intervenciones que puedan afectar a los ecosistemas, hábitats y especies.

Para ello analiza la posibilidad de llevar a cabo diferentes alternativas, cada una de ellas ampliando el área incluida en el parque, y por tanto su control de usos permitidos. La realización de estas acciones llevaría asociada varios efectos en el área delimitada como parque natural:

a) Conservación y recuperación de los valores de esta área manteniendo determinados usos compatibles con el mantenimiento de los aprovechamientos tradicionales, como los agropecuarios, forestales, pesqueros, marisqueros, la recogida de frutos, algas, setas y caracoles.

b) Mantenimiento de las edificaciones e instalaciones legales preexistentes pero prohibición de nuevas edificaciones.

c) Fomento del uso público, entendido éste como el conjunto de programas, servicios, actividades y equipamientos temporales que tienen la finalidad de acercar a los habitantes y visitantes los valores naturales y culturales de una forma ordenada, segura y que garantice la conservación, la comprensión y el aprecio de tales valores a través de la información, la educación y la interpretación del patrimonio.

d) Eliminación de aquellos usos, instalaciones o actividades que resulten incompatibles con la conservación o recuperación de sus valores ecológicos y paisajísticos, así como su restauración al estado natural de los terrenos ocupados.

En concreto, el PORN plantea actuar sobre:

- Edificaciones de hostelería y otros servicios de temporada en las playas de Canallave y Valdearenas.

- Campo de golf del Abra del Pas.

- Emisario submarino.

- Aparcamiento situado entre las playas de Valdearenas y Canallave.

Pero antes de empezar, nos gustaría saber algo más de ti:

[Pregunta#1] **¿Conoces el Parque Natural de las Dunas de Liencres? ¿Has oído hablar de él alguna vez?**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

Sí

No

[Pregunta#2] **¿Has estado alguna vez?**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

Sí

No

[Pregunta#3] **Sexo**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

Femenino

Masculino

[Pregunta#4] **Año de Nacimiento**

Por favor, escriba su respuesta aquí:

— — — — —

[Pregunta#5] **Código Postal**

Por favor, escriba su respuesta aquí:

— — — — —

**PÁGINA #3.**

**Definición de Unidades Ambientales**

La presente encuesta tiene por objeto determinar la importancia que para los ciudadanos tienen cada uno de los elementos ambientales que conforman el Parque Natural de las Dunas de Liencres así como el LIC de las Dunas de Liencres y Estuario del Pas. Puesto que se va a analizar también el PORN bajo redacción, se va a evaluar también el riesgo que las acciones de este plan suponen para los elementos ambientales.

Para poder responder a estas preguntas es necesario dividir el área que vamos a estudiar en diferentes "unidades ambientales".

En este estudio, hemos definido las siguientes unidades:

- **Islas**
- **Acantilados**
- **Estuario**
- **Playas**
- **Sistemas dunares**

Dentro de cada una de estas unidades, hemos definido una serie de elementos del medio que son susceptibles de verse afectados por la ejecución del PORN:

- **Elementos terrestres**, entendidos como el conjunto conformado por la calidad del suelo, la existencia de formas geológicas y el patrimonio formado por éstas.
- **Calidad del agua**, tanto de las superficiales como de las subterráneas.
- **Calidad del aire**, que agrupa la contaminación lumínica y la atmosférica.
- **Vegetación**, entendida como la variedad y la conservación de las especies presentes en el parque.
- **Fauna**, entendida también como la variedad y la conservación de las especies presentes en el parque.
- **Paisaje**, que se refiere a la calidad paisajística.
- **Socioeconomía**, agrupando los tres sectores (primario, secundario y terciario).
- **Patrimonio**, referido a la existencia de restos arqueológicos y arquitectónicos en el parque.

Para cada uno de estos elementos y para cada unidad ambiental te preguntaremos a continuación que valores su importancia y su riesgo:

La importancia es hace referencia a la relevancia que para ti, como usuario del entorno medioambiental del Parque Natural de las Dunas de Liencres tiene ese elemento.

El riesgo, que definimos como la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que esa característica se vea realmente afectada (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto.

Y, estas son todas las explicaciones previas. En la siguiente página empezaremos con la evaluación de los elementos, así que cuando estés preparad@, puedes pulsar en "Siguiente".

*(Y recuerda que cuando quieras puedes parar y continuar en otro rato)*

**[Pregunta#6] Como complemento de la información anterior, ¿has participado alguna vez en un estudio similar?**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

Sí

No

**PÁGINA #4.**

**Unidad Ambiental ISLAS**

**[Pregunta#7] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental ISLAS, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**[Pregunta#8] Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental ISLAS se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**PÁGINA #5.****Unidad Ambiental ACANTILADOS**

**[Pregunta#9] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental ACANTILADOS, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**[Pregunta#10] Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental ACANTILADOS se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**PÁGINA #6.**

**Unidad Ambiental ESTUARIO**

**[Pregunta#11] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental ESTUARIO, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**[Pregunta#12] Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental ESTUARIO se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**PÁGINA #7.**

**Pausa**

¡ENHORABUENA!

Ya llevas más de la mitad de las unidades ambientales. Un pequeño esfuerzo más y habremos acabado.

[Pregunta#Control] **Para saber que aún estás aquí con nosotros, por favor marca la respuesta TRIÁNGULO.**

Por favor seleccione sólo una de las siguientes opciones:

- Rectángulo
- Rombo
- Triángulo
- Círculo

**PÁGINA #8.**

**Unidad Ambiental PLAYAS**

**[Pregunta#13] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental PLAYAS, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**[Pregunta#14] Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental PLAYAS se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**PÁGINA #9.****Unidad Ambiental SISTEMAS DUNARES**

**[Pregunta#15] Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos de la unidad ambiental SISTEMAS DUNARES, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**[Pregunta#16] Valora de 1 a 5 la probabilidad real que desde tu punto de vista existe de que cada uno de los siguientes elementos de la unidad ambiental SISTEMAS DUNARES se vea realmente afectado (tanto positiva como negativamente) con la implantación del PORN propuesto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".**

Por favor, seleccione la respuesta apropiada para cada concepto:

Elementos Terrestres	1	2	3	4	5
Calidad del Agua	1	2	3	4	5
Calidad del Aire	1	2	3	4	5
Vegetación	1	2	3	4	5
Fauna	1	2	3	4	5
Paisaje	1	2	3	4	5
Socioeconomía	1	2	3	4	5
Patrimonio	1	2	3	4	5

**PÁGINA #10.**

**Final**

¡MUY BIEN!

Ya hemos terminado. Muchas gracias por participar.

Si quieres conocer los resultados de esta encuesta, puedes dejarnos tu email y te mantendremos informad@.

*(Tu email se borrará una vez acabemos con el estudio)*

[FormularioEmail] **Email de contacto**

Por favor, escriba su respuesta aquí:

-----

Muchas gracias por tus respuestas y por dedicar tu tiempo a ayudar en este pequeño estudio.

Enviar su encuesta.

Gracias por completar esta encuesta.

6.2.1 RESULTADOS DE LAS ENCUESTAS

UNIDAD AMBIENTAL ISLAS

nº respuestas	IMPORTANCIA					RIESGO										
	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]
1	0	0	1	0	0	0	5	4	6	7	12	5	4	4	9	13
2	5	1	3	0	1	2	16	10	11	15	15	8	9	7	11	8
3	19	5	8	10	10	15	28	18	21	24	27	19	22	18	27	25
4	36	24	34	37	34	29	21	32	27	29	24	33	28	37	20	24
5	23	56	40	36	41	40	13	19	17	11	7	20	22	37	19	15
PROMEDIO	3,9277	4,5698	4,2674	4,3372	4,3372	4,2442	3,2630	3,2865	3,4634	3,2658	2,9882	3,6471	3,6471	3,7209	3,3372	3,2363
Desv. Estánd.	0,8665	0,6605	0,6599	0,6793	0,7294	0,8251	1,1245	1,1121	1,1779	1,1395	1,1700	1,1202	1,1202	1,0589	1,2519	1,2877
Dif. Inter cuart.	2	1	1	1	1	1	1,5	1	1	1,75	2	1	2	1	1	1

UNIDAD AMBIENTAL ACANTILADOS

nº respuestas	IMPORTANCIA					RIESGO										
	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]
1	3	4	2	1	1	0	7	5	3	13	6	5	6	3	9	9
2	10	10	4	5	6	3	20	15	12	19	18	12	13	8	19	15
3	17	14	12	17	19	7	25	17	23	25	24	23	23	20	27	28
4	22	24	28	28	21	21	15	23	25	12	20	27	23	29	10	16
5	37	27	34	29	34	50	10	15	17	11	11	14	16	21	13	9
PROMEDIO	4,0864	3,7595	4,1000	3,8875	4,0000	4,4568	3,0130	3,3733	3,5125	2,8825	3,1519	3,4074	3,3704	3,7037	2,8872	3,0130
Desv. Estánd.	1,0512	1,2006	1,0073	0,9743	1,0368	0,8070	1,1641	1,2055	1,1023	1,2603	1,1957	1,1287	1,1879	1,0775	1,2326	1,1641
Dif. Inter cuart.	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	1	2	2	2

UNIDAD AMBIENTAL ESTUARIO

nº respuestas	IMPORTANCIA					RIESGO										
	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]
1	0	1	0	0	0	1	6	4	1	6	2	1	0	3	4	8
2	8	6	2	1	2	5	13	11	9	13	8	7	10	5	12	10
3	15	17	3	1	8	9	18	21	15	17	10	13	13	15	26	23
4	28	23	11	23	13	27	24	21	28	25	23	26	25	28	22	23
5	25	31	62	51	55	36	18	19	22	14	34	28	30	25	14	12
PROMEDIO	3,9211	3,9872	4,7051	4,6316	4,5513	4,1795	3,4545	3,5263	3,8133	3,3733	4,0260	3,8744	3,6615	3,8816	3,3846	3,2763
Desv. Estánd.	0,9766	1,0256	0,6666	0,5852	0,7837	0,9635	1,2412	1,1716	1,0358	1,2055	1,1118	1,0061	1,0375	1,0704	1,1076	1,1955
Dif. Inter cuart.	2	2	0	1	1	1	1	1,25	2	1,5	2	2	2	2	1	1

UNIDAD AMBIENTAL PLAYAS

nº respuestas	IMPORTANCIA										RIESGO									
	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]				
1	0	1	0	4	4	0	2	2	0	10	4	3	4	1	2	6				
2	1	8	2	6	4	0	5	9	6	9	5	10	10	3	4	10				
3	10	11	3	18	20	3	21	23	11	19	10	23	22	18	19	21				
4	21	17	7	26	25	25	26	23	27	23	24	23	23	27	21	17				
5	44	42	66	24	24	51	23	21	32	15	33	17	17	29	30	22				
PROMEDIO	4,4211	4,1519	4,7564	3,7692	3,7922	4,6076	3,8182	3,6667	4,1184	3,3158	4,0132	3,6395	3,5132	4,0526	3,9605	3,5132				
Desv. Estánd.	0,7705	1,0871	0,6484	1,1273	1,1043	0,5643	1,0225	1,0771	0,9376	1,2880	1,1488	1,1008	1,1372	0,9366	1,0512	1,2596				
Dif. Interuart.	1	1,5	0	2	2	1	2	2	1	1,25	1,25	1	1	2	2	2				

UNIDAD AMBIENTAL SISTEMAS DUNARES

nº respuestas	IMPORTANCIA										RIESGO									
	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]	[Elementos Terrestres]	[Calidad del Agua]	[Calidad del Aire]	[Vegetación]	[Fauna]	[Paisaje]	[Socioeconomía]	[Patrimonio]				
1	1	1	7	0	1	0	12	7	0	12	8	0	1	1	6	8				
2	3	7	13	2	3	1	12	10	4	12	16	9	9	4	10	10				
3	4	22	19	8	12	2	23	20	12	19	19	14	14	13	27	22				
4	13	22	15	19	19	19	17	17	24	20	17	22	27	20	15	19				
5	56	26	23	49	42	56	13	22	35	10	16	31	25	38	17	16				
PROMEDIO	4,5564	3,9333	3,4416	4,4744	4,2727	4,6667	3,0606	3,4968	4,2000	3,0548	3,2237	3,6668	3,8684	4,1842	3,3600	3,3333				
Desv. Estánd.	0,8659	1,0372	1,3228	0,7850	0,9547	0,5958	1,2956	1,2909	0,9005	1,2898	1,2920	1,0391	1,0500	0,9894	1,2040	1,2566				
Dif. Interuart.	1	2	3	1	1	1	2	2	1	2	2	2	2	1	1	1				

6.2.1.1 Encuestas completas

id	Completado	KNOWL	VISIT	SEX	AGE	CP	PREVIO	ISL_imp [SQ001]	ISL_imp [SQ002]	ISL_imp [SQ003]	ISL_imp [SQ004]	ISL_imp [SQ005]	ISL_imp [SQ006]	ISL_imp [SQ007]	ISL_imp [SQ008]	ISL_Risk [SQ001]	ISL_Risk [SQ002]	ISL_Risk [SQ003]	ISL_Risk [SQ004]	ISL_Risk [SQ005]	ISL_Risk [SQ006]	ISL_Risk [SQ007]	ISL_Risk [SQ008]	ACA_imp [1]	ACA_imp [2]	ACA_imp [3]	ACA_imp [4]	ACA_imp [5]	ACA_imp [6]	ACA_imp [7]	ACA_imp [8]	ACA_Risk [1]	ACA_Risk [2]	ACA_Risk [3]	ACA_Risk [4]	ACA_Risk [5]	ACA_Risk [6]	ACA_Risk [7]	ACA_Risk [8]					
2	2013-12-27 13:51:29	Si	Si	Masculino	1989	10460	No	4	5	4	4	4	4	4	3	2	1	2	2	2	2	2	1	4	3	2	4	2	4	2	1	3	3	2	3	1	4	1						
5	2013-12-27 13:50:13	No	No	Femenino	1990	49005	No	4	5	4	4	4	4	4	2	3	3	3	3	3	3	3	3	5	2	4	2	4	3	2	2	3	4	3	3	3	3	4	3					
6	2013-12-27 13:48:10	No	No	Femenino	1991	39005	No	5	5	4	5	3	5	5	4	4	4	4	3	4	5	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	4	4	3	4	3	2	3	3				
8	2013-12-27 13:58:28	Si	Si	Femenino	1990	39400	No	3	4	4	5	3	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	3	5	4	3	3	5	4	3	1	2	3	1	2	3	3	3	2	3				
16	2013-12-27 15:18:28	No	No	Masculino	1993	33012	No	4	5	4	5	4	5	4	2	4	3	1	1	4	5	4	4	5	4	4	3	3	5	4	2	4	2	4	2	4	2	4	5	5	4			
17	2013-12-27 15:19:38	Si	Si	Masculino	1990	20800	Si	3	4	4	3	2	2	3	4	2	4	4	2	4	4	4	4	2	5	5	3	4	4	2	3	4	3	3	2	3	3	4	4	4				
18	2013-12-27 15:27:31	No	No	Femenino	1984	28030	N/A	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4				
20	2013-12-27 16:23:55	No	No	Femenino	1989	33012	N/A	3	4	3	5	4	5	4	4	4	3	2	5	5	5	3	2	5	3	4	4	3	5	3	2	4	2	2	4	2	4	4	4	4				
21	2013-12-27 16:01:32	Si	Si	Masculino	1988	39005	No	4	5	4	5	5	2	4	2	2	2	3	2	2	1	4	4	3	4	3	3	5	3	4	2	2	4	2	2	2	4	4	5	4				
23	2013-12-27 16:45:30	Si	Si	Femenino	1989	48610	No	4	5	3	4	4	3	2	2	3	1	4	4	4	4	4	4	2	1	5	3	4	5	4	3	2	3	1	2	4	4	4	3	3				
24	2013-12-27 16:42:48	Si	Si	Femenino	1984	39300	No	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4			
25	2013-12-27 17:09:32	Si	No	Femenino	1985	33590	No	4	5	4	5	4	4	3	3	3	4	4	5	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4			
26	2013-12-27 17:10:16	Si	Si	Masculino	1986	39478	No	4	5	5	5	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
28	2013-12-27 17:23:31	No	No	Femenino	1991	39700	No	3	5	3	4	4	4	3	4	4	3	4	3	4	4	4	4	3	5	3	4	4	3	2	5	3	4	2	5	3	4	3	3	3	4			
31	2013-12-27 18:11:18	Si	Si	Femenino	1991	39120	No	3	5	5	4	4	3	3	4	1	3	3	3	3	3	3	3	5	3	5	4	4	5	2	3	4	1	1	1	1	1	1	3	3	3			
33	2013-12-27 18:22:27	Si	No	Femenino	1985	24006	No	4	5	5	4	4	4	4	4	4	3	4	3	3	4	4	3	5	4	4	5	4	5	4	3	5	4	3	3	2	4	3	3	3				
34	2013-12-27 18:29:07	Si	Si	Masculino	1980	39108	No	4	5	5	4	4	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	4	5	4	4	4	4	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
35	2013-12-27 18:32:03	Si	Si	Femenino	1990	39477	No	5	5	3	4	4	3	4	4	3	3	4	4	4	4	4	3	3	4	5	4	4	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3			
36	2013-12-27 19:11:53	Si	Si	Femenino	1987	33402	No	5	5	5	5	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		
38	2013-12-27 18:49:00	Si	Si	Femenino	1990	39750	No	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	3	5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
46	2013-12-27 19:36:06	Si	No	Femenino	1987	37006	No	4	4	5	4	4	4	3	4	3	4	3	4	3	4	3	4	3	4	5	5	4	5	4	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
49	2013-12-27 19:48:10	N/A	N/A	Masculino	1989	39006	No	4	3	5	4	2	1	2	4	3	4	3	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
50	2013-12-27 19:50:38	No	No	Femenino	1990	5900	No	5	5	5	5	4	3	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	4	3	4	3	2	3	1	1	1	1		
53	2013-12-27 20:19:32	Si	Si	Femenino	1980	28012	Si	4	5	4	4	4	3	3	1	3	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
57	2013-12-27 20:18:11	Si	Si	Femenino	1990	28006	No	4	4	5	5	5	3	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	4	5	5	3	4	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
58	2013-12-27 20:26:25	No	No	Masculino	1989	33401	No	4	4	5	5	4	3	5	3	3	5	3	3	3	3	3	4	5	4	5	5	3	4	5	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		
60	2013-12-27 20:36:33	Si	Si	Femenino	1990	39694	Si	5	3	3	3	5	2	2	5	3	3	5	5	5	5	2	2	5	2	5	3	3	5	4	3	3	5	2	4	3	5	2	4	3	3	3		
62	2013-12-27 20:44:18	Si	Si	Masculino	1990	39002	Si	5	4	3	5	4	4	3	3	3	4	4	5	5	5	4	4	5	5	5	3	2	2	3	3	5	1	5	3	1	2	4	1	1	1	1		
63	2013-12-27 20:41:05	No	No	Femenino	1979	20014	Si	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	5	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		
64	2013-12-27 20:57:23	Si	Si	Masculino	1992	49693	No	5	5	1	5	3	5	5	5	3	1	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
65	2013-12-27 21:17:20	Si	Si	Masculino	1989	39108	Si	2	5	4	5	3	2	3	5	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
66	2013-12-27 21:23:25	No	No	Femenino	1990	9004	No	5	5	4	4	5	3	3	3	3	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
67	2013-12-27 21:52:27	Si	Si	Masculino	1991	39006	No	5	4	4	5	4	2	2	5	4	4	5	5	3	1	4	3	4	3	2	4	4	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
74	2013-12-27 22:51:25	No	No	N/A	1986	1002	Si	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5		
80	2013-12-28 10:46:21	No	No	Femenino	1990	33440	No	4	4	4	3	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
82	2013-12-28 11:35:14	Si	Si	Masculino	1978	39005	No	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	4	3	4	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
83	2013-12-28 11:29:59	Si	Si	Femenino	1990	382005	No	4	3	2	5	3	3	5	1	3	4	3	4	3	4	3	4	3	5	2	4	4	5	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
84	2013-12-28 11:38:02	Si	Si	Femenino	1957	39005	No	3	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
85	2013-12-28 12:43:36	Si	No	Femenino	1990	10670	No	4	5	4	4	4	3	5	3	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	5	3	4	4	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	4	4	4	
86	2013-12-28 12:04:04	No	No	Masculino	1991	33510	No	4	5	4	5	5	3	5	4	3	1	2	3	3	1	2	3	3	1	3	4	5	5	5	3	4	1	3	1	2	1	2	1	2	1	2	1	
87	2013-12-28 14:41:41	Si	Si	Femenino	1989	39011	No	3	5	5	5	5	3	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	









## **7 ANEXO 2: MANUAL DE APLICACIÓN DEL ANÁLISIS COSTE- BENEFICIO A LOS PROYECTOS DE INGENIERÍA**

En el campo de la ingeniería es común el empleo de manuales y normativas específicas para todo tipo de actuaciones. Este conjunto de documentos están redactados en un lenguaje claro y sencillo que sin necesidad de profundizar en las bases ni en los fundamentos teóricos, aportan una metodología perfectamente definida que llegado el momento de su aplicación no aportan demasiadas dudas sobre los pasos y datos necesarios para ser llevados a la práctica.

En España los manuales metodológicos aplicados al análisis coste-beneficio no son de amplia difusión, y mucho menos para el caso del ACB medioambiental. Es por ello que se plantea el siguiente apartado en el que se recoge de una forma muy resumida pero a la vez suficientemente detallada lo que es la metodología fundamental para la aplicación del ACB medioambiental a planes, proyectos o programas relacionados con el mundo de la ingeniería.

Además de esta metodología general, se incluye en el manual la metodología descrita para la determinación de los impactos relevantes, en la que se analizan las características de vulnerabilidad y percepción del riesgo planteada en los apartados anteriores, por lo que el manual que se propone, además de uno de los pocos dedicados al ACB medioambiental en español, utiliza la metodología propuesta para analizar estos nuevos conceptos surgidos recientemente.

Este manual, a pesar de estar redactado de una forma eminentemente práctica y de concisa, se diseña con el fin de servir de referencia a aquellos ingenieros y/o gestores que se tengan que enfrentar a un proceso decisorio relacionado con proyectos de ingeniería que tengan una importante afeción sobre el medioambiente.

Para simplificar la metodología en algunos de las fases del ACB medioambiental, se proponen determinados valores de los parámetros a elegir, o se realizan propuestas acerca de los pasos a seguir en función de cada elección, proporcionando así la información necesaria para ayudar en la decisión o directamente sugiriendo una. Todas estas recomendaciones se justificarán convenientemente en el capítulo siguiente.

El hecho de eliminar de la redacción del manual todas aquellas referencias a los fundamentos económicos que se esconden tras la metodología propuesta resulta al final en una lectura fácil, directa y en un volumen que hace que pueda ser utilizado en cualquier situación, más que como un texto de referencia fundamental, como una guía de referencia rápida.

A continuación se incluye el que se ha denominado “Resiliencia, Vulnerabilidad Y Riesgo: Manual Del Análisis Coste-Beneficio Medioambiental Aplicado A Los Proyectos De Ingeniería”.



# RESILIENCIA, VULNERABILIDAD Y RIESGO: MANUAL DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO MEDIOAMBIENTAL APLICADO A LOS PROYECTOS DE INGENIERÍA.

---

USO DE ESTE MANUAL.....	233
INTRODUCCIÓN.....	234
CAPÍTULO 1. IDENTIFICACIÓN DEL PROYECTO .....	237
Alternativas .....	238
Caso base (“do nothing case”).....	238
CAPÍTULO 2. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS BÁSICOS.....	240
Horizonte temporal.....	240
Cálculo de la tasa de descuento.....	241
CAPÍTULO 3. DEFINICIÓN Y ESTUDIO DE IMPACTOS A INCLUIR EN EL ANÁLISIS .....	244
Resiliencia, vulnerabilidad y riesgo.....	245
Definición del ecosistema .....	245
Análisis de la vulnerabilidad.....	246
Análisis del riesgo.....	247
Índice de Relevancia Final.....	248
CAPÍTULO 4. VALORIZACIÓN MONETARIA DE LOS IMPACTOS.....	249
Método de la valorización contingente.....	250
Método de los modelos de elección.....	251
Precios de mercado.....	252
Método de los precios hedónicos .....	252
Método del coste de viaje .....	252
Método de la función de producción .....	252
Metodología genérica para la valoración .....	253

CAPÍTULO 5.	CÁLCULO DEL VALOR ACTUALIZADO NETO.....	254
Otros indicadores.....		254
CAPÍTULO 6.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD .....	256
ANEJO 1: SOFTWARE DE MODELIZACIÓN DINÁMICA.....		257
ANEJO 2: SOFTWARE DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA .....		258
ANEJO 3: INFLUENCIA DEL HORIZONTE TEMPORAL Y LA TASA DE DESCUENTO .....		259
BIBLIOGRAFÍA DE REFERENCIA .....		261
ÍNDICE DE FIGURAS .....		262
ÍNDICE DE RECUADROS .....		262
ÍNDICE DE TABLAS.....		262

## Uso de este manual

El presente manual está compuesto por varios tipos de contenidos. El texto general está referenciado con un número en el margen izquierdo para facilitar la localización de apartados y las posteriores referencias.

- 4.1.- El ACB se fundamenta en la utilización concretamente, en el empleo de una etapa de la metodología es el traspas
- 4.2.- Para la realización de esta etapa es n proyecto. Esta valoración puede rea

Al inicio de cada capítulo, se formula una pregunta que intenta ayudar a la comprensión de la etapa del Análisis Coste-Beneficio en la que nos encontramos.

### Capítulo 4. Valorización monetaria de los impactos

¿CUÁNTO CUESTAN ESOS IMPACTOS?

Para ayudar a la comprensión de algunos de los conceptos que se utilizan en el manual se han incluido en el mismo algunas definiciones y explicaciones, que se encuentran recuadradas y con un tamaño de letra algo menor.

gestión del riesgo.

**RESILIENCIA:** valor límite de una perturbación que cambia de estatus, y dependiendo de sus características un salto repentino.

**VULNERABILIDAD:** grado de susceptibilidad a la perturbación. La vulnerabilidad debe ser entendida como sensibilidad y capacidad adaptativa.

**RIESGO:** posible daño sufrido por un sistema.

Todos estos recuadros, al igual que las figuras y tablas que aparecen en el manual, están recopilados en los índices correspondientes que se encuentran al final del documento.

## Introducción

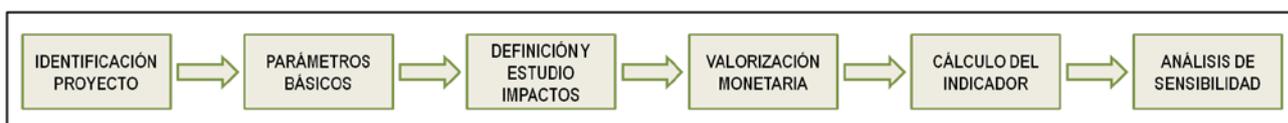
- i. La elaboración del presente manual tiene como objetivo servir como una primera aproximación metodológica a la incorporación de la componente medioambiental al Análisis Coste-Beneficio (ACB), bien para su aplicación en proyectos de ingeniería (con inversión pública y/o privada) o en la evaluación de planes y políticas institucionales.
- ii. El Análisis Coste-Beneficio es un procedimiento que permite evaluar el valor social de programas, políticas y proyectos de inversión (Pearce, 1998). La Comisión Europea (2002) lo define como una metodología cuya función es proporcionar apoyo en la valoración y toma de decisiones.
- iii. El fundamento básico del ACB es que los ingresos son definidos como mejoras en el bienestar humano, y los costes como reducciones de ese bienestar. Para que un determinado proyecto o política sea llevada a cabo, el conjunto de los ingresos sociales (donde social se refiere al conjunto de la sociedad) debe ser mayor que el conjunto de los gastos sociales, independientemente a quién afecten los ingresos y a quién los costes (esto último es lo que se conoce como el Criterio de Eficiencia de Kaldor-Hicks).

*Recuadro 1: Criterios de eficiencia de Pareto y de Kaldor-Hicks (Elaboración propia).*

Existen dos criterios de eficiencia básicos.  
 El **CRITERIO DE EFICIENCIA DE PARETO** establece que “un resultado es más eficiente que otro si al menos una persona mejora su situación y ninguna la empeora”.  
 El **CRITERIO DE EFICIENCIA DE KALDOR-HICKS** enuncia sin embargo que “un resultado es más eficiente que otro si aquellos que resultan beneficiados por la nueva situación pueden compensar a aquellos que resultan perjudicados y aún así los beneficiados mejoran su situación de partida”.

A partir de este momento, y por simplificación, nos referiremos en todo momento a “proyecto” sin que eso signifique olvidarnos de la posibilidad de referirnos igualmente a “políticas y planes”.

- iv. La necesidad de este manual surge de la creciente preocupación e interés por parte de la sociedad en el aspecto medioambiental de los proyectos que se llevan a cabo en nuestro entorno, así como de la constatación de que el ACB es una de las herramientas metodológicas más empleadas para su evaluación. Surge así como un intento de unir ambas perspectivas en un único documento.
- v. No pretende este manual ser un documento en el que se aborden de manera académica los distintos puntos de vista científicos sobre el ACB medioambiental que a lo largo de los años se están debatiendo en los ámbitos investigadores, sino más bien una guía con una elevada componente práctica que permita de una forma clara y concisa la posibilidad de abrir la incorporación de la valoración medioambiental al ACB que tradicionalmente se viene realizando.
- vi. Aunque existen distintas metodologías (destacamos Pearce, 2006; Hanley, 2009), cada una con sus propias características (que no entraremos a discutir aquí, sino que remitimos a la bibliografía señalada), sí que podemos establecer un marco común de referencia en la realización del ACB medioambiental, que será el que se detalle en el presente manual, y que se recoge en la siguiente figura:



*Figura 1: pasos del ACB medioambiental (Elaboración propia).*

Para cada uno de esos pasos, el presente manual dedica un capítulo en exclusiva.

**Capítulo 1: Identificación del proyecto.** Este primer paso es fundamental en la realización del ACB medioambiental, puesto que en él se procede a la perfecta definición de todas las características del proyecto bajo evaluación. En esta primera fase se deben también definir las distintas alternativas que se someten a estudio así como la situación de partida o “escenario base”.

**Capítulo 2: Determinación de parámetros básicos.** Para la correcta realización del ACB es necesario fijar unos parámetros base que acoten el estudio. En el presente manual nos centraremos en el horizonte temporal del análisis y en la tasa de descuento a aplicar.

**Capítulo 3: Definición y estudio de impactos a incluir en el análisis.** La siguiente etapa es el análisis de aquellos impactos que se consideran relevantes para su inclusión en el ACB. Esta definición y estudio de los impactos es un paso crítico porque una la selección adecuada nos permitirá un análisis certero y lo más cercano a la realidad del proyecto en evaluación.

**Capítulo 4: Valorización monetaria de los impactos.** Una vez que se tienen definidos los impactos que aparecen consecuencia del proyecto bajo análisis, es necesario proceder a su valorización monetaria para poder proceder a su incorporación en el ACB. Será necesario recurrir en este paso a distintas metodologías de valorización en función de la naturaleza tanto del impacto como del proyecto y el entorno en el que se vaya a desarrollar.

**Capítulo 5: Cálculo del indicador.** El ACB utiliza un indicador de rentabilidad para determinar la idoneidad o no de realizar el proyecto bajo evaluación. En el presente manual utilizamos como indicador el Valor Actualizado Neto (VAN). En este quinto paso se procede a su cálculo una vez se encuentran disponibles todos los valores monetarios de los efectos y acciones que implica el proyecto.

**Capítulo 6: Análisis de sensibilidad.** Como finalización del análisis, y debido al empleo en el mismo de parámetros que pueden presentar una elevada influencia sobre el resultado final, se recomienda la realización de un análisis de sensibilidad de los parámetros utilizados con el fin de estudiar los distintos escenarios que se pueden dar en caso de que éstos sufrieran variaciones.

- vii. Como complemento a los capítulos anteriores y que suponen el grueso de la metodología del ACB medioambiental, se adjuntan en el presente manual una serie de anejos que se han considerado de especial importancia para completar las nociones básicas del presente documento. Estos anejos son:

**Anejo 1: Software de modelización dinámica.** En la actualidad existen en el mercado aplicaciones informáticas (y cada vez más, incluso aplicaciones OpenSource) capaces de modelar con relativa facilidad sistemas dinámicos. En este anejo exponemos las posibilidades que este tipo de programas permiten a la hora de trabajar con el ACB.

**Anejo 2: Software de información geográfica.** Al igual que sucede con la modelización, existen cada día más aplicaciones capaces de tratar la información de forma georreferenciada, esto es, asociada a un terreno concreto. El empleo de esta serie de aplicaciones puede suponer un gran avance en el desarrollo del ACB pues ayudan a representar de una forma gráfica los efectos de un determinado proyecto en el terreno.

**Anejo 3: Influencia del horizonte temporal y la tasa de descuento.** En este anejo se ilustra a través de un pequeño ejemplo la influencia que presentan estos dos parámetros en el cálculo final del indicador, poniendo de relevancia la importancia de la correcta elección de ambos en el ACB.

- viii. Por último, el presente manual se completa con una **bibliografía de referencia** en donde se pueden encontrar las referencias que se citan a lo largo del manual así como otros documentos que por su especial relevancia se consideran importantes destacar. Además se recoge un **glosario** de términos utilizados en el presente manual.

## Capítulo 1. Identificación del proyecto

### ¿CUÁL ES EL PROYECTO?

*Recuadro 2: Definición de “proyecto” (Elaboración propia).*

#### ¿QUÉ ENTENDEMOS POR PROYECTO?

Un proyecto puede ser definido como la operativa que comprende una serie de trabajos, actividades o servicios destinados a completar una tarea indivisible de una naturaleza técnica y económica, y la cual tiene unos objetivos perfectamente definidos.

En particular, un proyecto queda perfectamente definido cuando:

- El objeto puede ser entendido como una única unidad de análisis.
- Los efectos indirectos y de entorno pueden ser tenidos en cuenta adecuadamente.
- Una correcta perspectiva social ha sido adoptada por las partes interesadas.

- 1.1.- Aunque parezca obvio, el primer paso es plantearse la pregunta que pretendemos responder con la realización de un ACB a un proyecto. Y esta pregunta es “¿Debe el proyecto bajo análisis llevarse a cabo?”. Para ello es importante empezar con la perfecta caracterización del proyecto.
- 1.2.- Dicha definición del proyecto debe realizarse de la manera más detallada posible, para lo cual proponemos responder (como mínimo) a las siguientes preguntas:

*Tabla 1: Preguntas de caracterización de un proyecto (Elaboración propia).*

<b>CARACTERIZACIÓN GENERAL</b>	
¿Cuál es la tipología del proyecto?	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transporte</li> <li>- Energía</li> <li>- Infraestructuras hidráulicas</li> <li>- Industrial</li> </ul>
¿Quién promueve el proyecto?	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Administración pública (a qué nivel)</li> <li>- Iniciativa privada</li> </ul>
¿Cuál es el coste?	
¿Cuál es la financiación prevista?	
¿Quién financia el proyecto?	
¿Cuál es el plazo de ejecución?	
¿Quién ejecuta el proyecto?	
¿Cuáles son los beneficios del proyecto?	
¿A quién beneficia el proyecto?	
¿Qué relaciones plantea con otros proyectos?	
<b>CARACTERIZACIÓN DEL ENTORNO MEDIOAMBIENTAL</b>	
¿Cuál es el área del proyecto? (En la que se realizará el proyecto)	
¿Cuál es el área afectada? (Máxima área en la que el proyecto puede causar efectos)	
¿Cuál es la población afectada?	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Por el proyecto en su fase constructiva</li> <li>- Por los beneficios del proyecto</li> <li>- Por los costes del proyecto</li> </ul>
¿Cuáles son los activos medioambientales en el área afectada?	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Positivamente</li> </ul>

	- Negativamente
¿Cuáles son los principales impactos sobre el medioambiente?	- Positivamente - Negativamente

## ALTERNATIVAS

- 1.3.- El estudio de viabilidad de un proyecto a través de la metodología del ACB aconseja el planteamiento de distintas alternativas como solución al problema que intenta resolver el proyecto. Esta fase de definición del proyecto incluye también el estudio de estas alternativas.
- 1.4.- El número de alternativas que se recojan en el proyecto debe estar acotado y ser realista. La no consideración de alternativas puede desembocar en la decisión de no realizar un proyecto por una mala alternativa, o en la “obligación” (debido a la existencia de otro tipo de intereses) de realizar un proyecto que no supera el ACB medioambiental.

Por el otro lado, un número excesivo de alternativas se puede traducir en un problema de trabajo y datos que lejos de ayudar en el proceso decisorio, lo dificulta, además de que un exceso de alternativas puede suponer una menor exigencia en la fiabilidad de la metodología debido al volumen de datos e información.

- 1.5.- Como recomendación general, se sugiere el estudio de 2 a 3 alternativas, para cada una de las cuales habrá que responder a las preguntas planteadas anteriormente para el global del proyecto, poniendo especial énfasis en las posibles diferencias que apareciesen entre ellas.
- 1.6.- A modo de sugerencia, se recogen en la siguiente tabla algunas posibles modificaciones que pueden ser tenidas en consideración a la hora de estudiar las alternativas al proyecto en estudio.

Tabla 2. Posibles variaciones al proyecto original para su consideración como alternativas (Fuente: HM Treasury, 2011).

VARIACIONES AL PROYECTO ORIGINAL
Variar la situación y/o emplazamiento
Variar las dimensiones y/o trazado
Variar los objetivos finales
Variar tiempo y escala
Considerar compra y/o alquiler
Variar inversores principales (públicos, privados)
Variar metodologías constructivas
Variar modelos de explotación

## CASO BASE (“DO NOTHING CASE”)

- 1.7.- Además del estudio de diferentes alternativas para el proyecto bajo evaluación, es importante siempre tener en consideración la posibilidad de no hacer nada (no ejecutar el proyecto), lo que en este manual llamaremos el “caso base”.

- 1.8.- Este “caso base” nos permite la comparación de las distintas alternativas bajo estudio con una situación inicial o de partida que nos sirve de referencia. La ejecución del proyecto supondrá la mejora de una serie de indicadores (cumpliendo con los objetivos del proyecto) que saldrán a la luz a raíz de la comparación con nuestro caso base.

## Capítulo 2. Determinación de parámetros básicos

### ¿BAJO QUÉ CONDICIONES SE DESARROLLA EL PROYECTO?

#### HORIZONTE TEMPORAL

- 2.1.- Entendemos por horizonte temporal del ACB al plazo de años que se tienen en cuenta para el análisis de los costes e ingresos producidos por el proyecto bajo evaluación. Es decir, al periodo de años en el cual tendremos en consideración todos los efectos que se produzcan.
- 2.2.- La Comisión Europea (2008) propone como horizontes temporales para la realización de ACB en los proyectos de inversión pública los que se recogen en la siguiente tabla:

Tabla 3: Horizonte temporal para proyectos de inversión pública (Fuente: EC, 2008).

TIPOLOGÍA DE PROYECTO	AÑOS
Proyectos industriales	10
Telecomunicaciones	15
Carreteras y autopistas	25
Puertos y aeropuertos	25
Proyectos energéticos	25
Ferrocarriles	30
Proyectos hidráulicos y medioambientales	30

El Banco Mundial (2011) establece para sus estudios sobre capital intangible un horizonte temporal de 25 años basándose en aspectos generacionales de los activos.

- 2.3.- Sin embargo es numerosa la bibliografía que establece que para consideraciones medioambientales el horizonte temporal debe ser considerablemente mayor. Por ello, y sin perjuicio de lo anterior, proponemos la utilización de los siguientes horizontes en función del activo medioambiental que se esté considerando:

Tabla 4: Horizonte temporal para activos medioambientales (Elaboración propia).

ACTIVO MEDIOAMBIENTAL	AÑOS
Praderías	<i>Función del ciclo de cosecha</i>
Bosques	<i>Función del ciclo de cosecha</i>
Ríos, lagos	40
Marismas	50
Costas	35

La notación “función del ciclo de cosecha” hace referencia (según señala Hepburn, 2007) a la posibilidad de establecer como horizonte temporal de un determinado activo medioambiental asociado a una plantación su ciclo de cosecha o múltiplos del mismo.

- 2.4.- Para determinados activos medioambientales puede que no tengamos una recomendación concreta, ni que podamos recurrir al concepto de “ciclo de cosecha”, como por ejemplo en el caso de referirnos a entornos como puede ser una montaña, o a recursos mucho más etéreos como el

aire que respiramos. En estos casos el horizonte temporal se puede ampliar por encima de los 100 años sin ningún tipo de problema, pudiendo incluso considerarse horizontes temporales de 300 años para algunos de estos casos.

2.5.- Al seguir las recomendaciones anteriores en nuestro ACB, es muy posible que nos encontremos con distintos horizontes temporales debido a la coexistencia de varios activos medioambientales afectados por nuestro proyecto bajo evaluación. Las posibles decisiones a tomar en este caso son dos:

- a) Unificar el horizonte de referencia en el mayor de todos los obtenidos, alargando la serie temporal de ingresos y costes asociados para cada uno de los activos en estudio.
- b) Tomar para cada uno de los activos el horizonte de referencia señalado, considerando que a partir de entonces no existen ingresos o costes asociados al activo.

Eligiendo la primera, estaremos optando por considerar un horizonte temporal más elevado, por lo que podremos suponer que estaremos acercándonos más al estudio de las posibles reales consecuencias. Si optamos por la segunda, estaremos limitando el estudio a unos mínimos mucho más manejables e igualmente válidos. En todo caso, para ver la influencia del horizonte temporal y su variación en el ACB nos remitimos al Anejo 3 del presente manual.

### CÁLCULO DE LA TASA DE DESCUENTO

2.6.- El método del ACB se basa en el cálculo del Valor Actualizado Neto como indicador de rentabilidad del proyecto. Este indicador requiere que los flujos monetarios futuros sean descontados mediante la expresión:

$$\text{Valor Actualizado} = \text{Valor Futuro} \times \left[ \frac{1}{(1+i)^j} \right]$$

Donde  $i$  es el valor de la tasa de descuento y  $j$  el año al que el valor futuro hace referencia. Al término entre corchetes se le denomina “factor de descuento” y está comprendido en un valor que oscila entre 0 y 1, por lo que mediante el descuento se obtiene un valor actualizado menor que el valor futuro.

2.7.- Se emplea el descuento principalmente por dos razones (Hanley, 2009):

La primera de ellas es por el coste de oportunidad social del capital. La tasa de descuento nos muestra los beneficios que se obtienen de la inversión del capital frente a su gasto. La segunda es la pura preferencia temporal, es decir, el deseo de los sujetos a obtener los beneficios cuanto antes.

Cuando se descuenta se introduce la influencia de estos dos aspectos en el valor futuro de los ingresos y costes asociados a nuestro proyecto.

2.8.- Para el cálculo de la tasa de descuento, se recomienda recurrir al empleo de la denominada “tasa de descuento social”, que se obtiene mediante la siguiente formulación:

$$s = \delta + \mu \times g$$

Donde  $s$  es la tasa de descuento social,  $\delta$  hace referencia a la tasa pura de preferencia temporal,  $\mu$  a la elasticidad marginal de la utilidad del consumo y  $g$  a la tasa de crecimiento del consumo per cápita.

Recuadro 3: Definiciones de “tasa de descuento social”, “tasa pura de preferencia temporal”, “elasticidad marginal de la utilidad del consumo” y “tasa de crecimiento del consumo per cápita” (Elaboración propia).

**TASA PURA DE PREFERENCIA TEMPORAL:** refleja la impaciencia del consumidor, o dicho de otra forma, el valor presente que el consumidor atribuye a una futura utilidad marginal.  
**ELASTICIDAD MARGINAL DE LA UTILIDAD DEL CONSUMO:** mide la reducción de la utilidad de una unidad monetaria marginal causada por un incremento en el ingreso.  
**TASA DE CRECIMIENTO DEL CONSUMO PER CÁPITA:** normalmente hace referencia a la tasa de crecimiento de la componente del consumo del PIB.  
 La tasa de descuento social representa así pues, el retorno mínimo que los consumidores demandan a cambio de renunciar a su consumo presente por un posible consumo futuro.

Como referencia, en la siguiente tabla se recogen algunos valores recomendados.

Tabla 5: Valores de diferentes tasas de descuento (Elaboración propia de varias fuentes).

TASA DE DESCUENTO SOCIAL	TASA DE PREFERENCIA	ELASTICIDAD MARGINAL	TASA DE CRECIMIENTO	REFERENCIA
4 %	1'5 %	1 %	2'5 %	World Bank (2011)
3'5% - 5'5 %				EC (2008)
4'1 %	1'0 %	1'63 %	1'9 %	Austria (EC, 2008)
3'5 %	1'1 %	1'28 %	1'9 %	Dinamarca (EC, 2008)
3'4 %	0'9 %	1'26 %	2'0 %	Francia (EC, 2008)
3'3 %	1'0 %	1'79 %	1'3 %	Italia (EC, 2008)
3'1 %	1'0 %	1'61 %	1'3 %	Alemania (EC, 2008)
2'8 %	0'9 %	1'44 %	1'3 %	Holanda (EC, 2008)
4'1 %	1'1 %	1'20 %	2'5 %	Suecia (EC, 2008)
5'7 %	1'1 %	1'31 %	3'5 %	Rep. Checa (EC, 2008)
8'1 %	1'4 %	1'68 %	4'0 %	Hungría (EC, 2008)
5'3 %	1'0 %	1'12 %	3'8 %	Polonia (EC, 2008)
7'7 %	1'0 %	1'48 %	4'5 %	Eslovaquia (EC, 2008)
3'5 %	1'5 %	1'0 %	2'0 %	Reino Unido: HM Treasury (2011)

2.9.- En base a los datos recogidos en la Tabla 5, en este manual se proponen los siguientes valores:

- a) Tasa de preferencia temporal: 1'25%.
- b) Elasticidad marginal: 1'00%.
- c) Tasa de crecimiento del consumo: 1'50%.

Con los valores anteriores, se obtiene una tasa de descuento del 2'75%.

2.10.- Existe en la bibliografía una importante discusión sobre la necesidad o no de recurrir al empleo del descuento a la hora de realizar ACB, así como diferentes metodologías de aplicación. Entre las distintas propuestas, se recoge la siguiente, definida en las discusiones académicas como “tasa de descuento decreciente”.

Tabla 6: Tramos periódicos para tasas de descuento decrecientes (Elaboración propia).

AÑOS	TASA DE DESCUENTO
0-30	2'75 %
31-60	2'25 %
61-90	1'75 %
91-120	1'25 %
+121	0'75 %

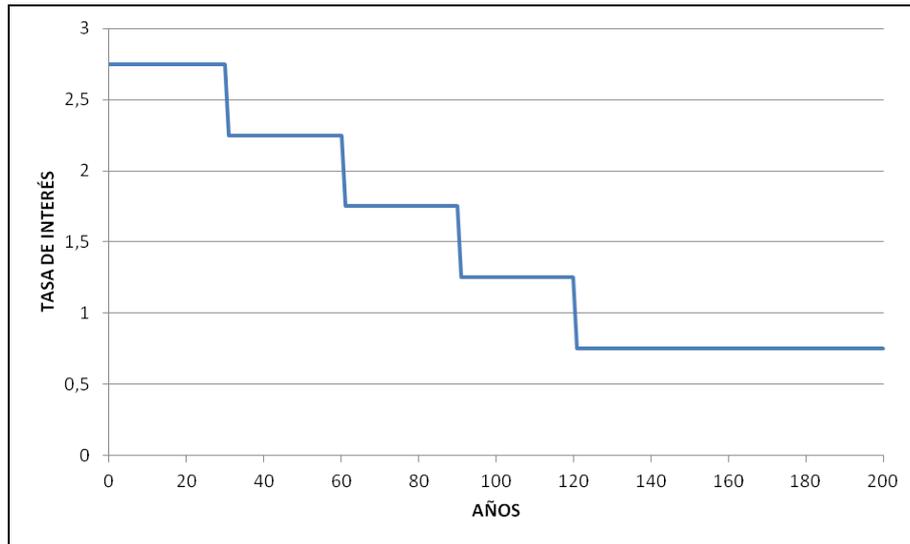


Figura 2: Ejemplo de tasa de descuento decreciente con una tasa inicial del 2'75% (Elaboración propia).

### Capítulo 3. Definición y estudio de impactos a incluir en el análisis

#### ¿CÓMO AFECTA EL PROYECTO AL ENTORNO?

- 3.1.- Una vez se tiene definido el proyecto, sus diferentes alternativas y el entorno afectado por el mismo, es el momento de definir y estudiar los impactos que la ejecución del mismo crea en el área de estudio. En un principio, deben ser tenidos en consideración todos los posibles impactos que puedan llegar a aparecer.
- 3.2.- Para realizar la enumeración de posibles impactos es posible ayudarse de listas como las empleadas en los Estudios de Impacto Ambiental (EIA), o de los propios impactos señalados en el mismo estudio. En el ámbito económico sin embargo es común basar esta identificación en función de los servicios que el sistema medioambiental en estudio ofrece. Ejemplos de estos tipos de servicios proporcionados por un ecosistema son los que se recogen en la Tabla 7.

Tabla 7: Servicios de un ecosistema (Modificado de Constanza, 1997).

SERVICIO		EJEMPLO
Regulación atmosférica	<i>Procesos de regulación de la composición atmosférica.</i>	Balance CO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> , ozono, protección UVB, niveles de SO <sub>x</sub> .
Regulación climática	<i>Procesos de regulación de la temperatura global, precipitaciones y otros procesos biológicos.</i>	Efecto invernadero.
Regulación de perturbaciones	<i>Procesos de autorregulación del ecosistema ante fluctuaciones o agentes externos.</i>	Protección frente a tormentas, inundaciones y otros eventos naturales, principalmente debido a la existencia de vegetación.
Regulación acuática	<i>Procesos de regulación de los flujos hidrológicos.</i>	
Suministro de agua	<i>Procesos de almacenaje y retención de agua.</i>	Suministro de agua a través de ríos, lagos, acuíferos subterráneos.
Control de la erosión	<i>Procesos de retención de suelo.</i>	Prevención de la desaparición de suelo debido a procesos erosivos aéreos, físicos, acuáticos.
Formación de suelo	<i>Procesos de formación de suelo.</i>	Rotura de lechos rocosos y asimilación de materia como suelo.
Ciclo de los nutrientes	<i>Adquisición, procesamiento y almacenaje de nutrientes.</i>	Procesos de fijación de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes.
Tratamiento de residuos	<i>Recuperación de nutrientes y eliminación de residuos y compuestos tóxicos de la cadena trófica.</i>	Tratamiento de residuos, control de la contaminación, detoxificación.
Polinización	<i>Permitiendo el movimiento del polen.</i>	
Control biológico	<i>Autorregulación biológica de poblaciones naturales.</i>	Control de las especies depredadoras, control de las especies herbívoras.
Refugio animal	<i>Residencia de distintas especies animales, tanto permanentes como migratorias.</i>	Hábitat de especies autóctonas, migratorias, santuarios animales.
Suministro de alimento	<i>Fuentes de producción primaria asimilables como alimento.</i>	Cultivos, frutas, pesca, ganadería.
Suministro de materias primas	<i>Fuentes de producción primaria asimilables como materias primas.</i>	Madera, pastos, combustibles fósiles.

Suministro de material genético	<i>Fuentes de materiales biológicos únicos.</i>	Materias primas para medicinas o para pruebas científicas.
Usos turísticos	<i>Proporcionando oportunidades para usos turísticos.</i>	Activos turísticos, pesca, caza u otro tipo de actividades al aire libre.
Usos culturales	<i>Proporcionando oportunidades para usos no comerciales.</i>	Activos educativos, estéticos, espirituales o científicos.

3.3.- La lista de impactos a considerar puede resultar abultada e inabarcable en el sentido temporal (plazos muy elevados para realizar el análisis de los mismos) y económico (alta necesidad de recursos para realizar el estudio), por lo que es necesario determinar cuáles de todos los impactos que aparecen son realmente relevantes y cuáles pueden ser considerados como “prescindibles” de cara a la realización del ACB medioambiental.

En este manual se propone una metodología basada en dos aspectos:

- a) Una valoración realizada por técnicos especialistas, en la que se tienen en cuenta los atributos medioambientales tanto del ecosistema como de los impactos observados.
- b) Una valoración realizada por la población afectada por el proyecto, en la que se tienen en cuenta sus preferencias en cuanto a importancia y percepción del riesgo frente a los impactos observados.

### RESILIENCIA, VULNERABILIDAD Y RIESGO

3.4.- En los últimos años el interés científico ha ido hacia una serie de nuevos conceptos medioambientales y su aplicación en el ACB. Los más importantes de los que han aparecido son la resiliencia, la vulnerabilidad y la gestión del riesgo.

*Recuadro 4: Definiciones de “resiliencia”, “vulnerabilidad” y “riesgo” (Elaboración propia).*

<p><b>RESILIENCIA:</b> valor límite de una perturbación que un determinado sistema puede asimilar. Una vez sobrepasado este límite el sistema cambia de estatus, y dependiendo de sus características este cambio puede suceder bien como un proceso continuo en el tiempo o como un salto repentino.</p> <p><b>VULNERABILIDAD:</b> grado de susceptibilidad que un sistema presenta a sufrir daños debido a acciones externas al propio sistema. La vulnerabilidad debe ser entendida como un concepto dinámico, que varía en el tiempo debido principalmente a tres factores: estrés, sensibilidad y capacidad adaptativa.</p> <p><b>RIESGO:</b> posible daño sufrido por un sistema debido a un efecto. El riesgo es la existencia de una probabilidad a que un efecto pueda causar un daño en el sistema.</p>
---

El estudio de estos tres aspectos en los impactos incluidos en el ACB es un trabajo que aún no está suficientemente tratado en la bibliografía científica, pero para el que aquí se propone una metodología que permitirá acotar aún más si se puede los impactos medioambientales de las posibles acciones asociadas al proyecto.

### DEFINICIÓN DEL ECOSISTEMA

- 3.5.- El primer paso es la correcta identificación y definición del ecosistema dentro del cual se encuentra el proyecto que se está sometiendo a evaluación. Debe ser una fase de recopilación de información sobre la que luego se basarán los posteriores análisis. Para ello se realizarán dos etapas: división en ámbitos e identificación de los elementos susceptibles de impacto.
- 3.6.- Para poder trabajar de una forma más cómoda y organizada, el primer paso es la división del ecosistema en zonas que por sus características sean más o menos homogéneas. Algunos ejemplos de ámbitos en los que se puede realizar esta división son “costero”, “fluvial”, “bosque”,

“campiña”... Lo que se pretende es identificar aquellas zonas del entorno a analizar que van a experimentar de igual forma los posibles impactos del proyecto.

- 3.7.- El siguiente paso es proceder con la identificación de aquellos elementos de cada uno de los ámbitos que pueden ser susceptibles de sufrir impacto. Como ejemplo de elementos se pueden citar “terrestres”, “fauna”, “vegetación”, o de una forma más detallada “tamaño del bosque”, “calidad del aire” o “nivel medio del caudal del río”. Se trata de enumerar todas las características de un ámbito que lo definen y que es posible puedan cambiar por la ejecución del proyecto.

Estos elementos pueden ser comunes para los diferentes ámbitos, o bien ser específicos para cada uno de ellos.

### ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD

- 3.8.- En esta segunda etapa se debe realizar un análisis de vulnerabilidad para cada uno de los atributos identificados en los pasos anteriores. Será necesario para ello estudiar tanto su resiliencia como su vulnerabilidad, lo que al final de esta etapa nos proporcionará un valor numérico. Para calcular este valor, se deberá responder a una serie de preguntas acerca del comportamiento del atributo con respecto al posible impacto recibido.

- 3.9.- Para realizar este análisis se proponen tres tipos de resiliencia para cada uno de los capitales del ecosistema y que se recogen en la Figura 3.

Las distintas tipologías de resiliencia se definen como sigue:

- a) Tipo (I) representa una relación entre la variable y el capital en el que no se produce ningún tipo de salto en la calidad del recurso y en el que todas las situaciones son reversibles en todo momento.
- b) Tipo (II) representa una relación en la que existe un determinado punto de la variable (umbral) en el que se produce un salto en la calidad del recurso, aunque el proceso es totalmente reversible.
- c) Tipo (III) representa aquella resiliencia en la que se produce un salto al igual que en el Tipo (ii) pero el proceso es irreversible.

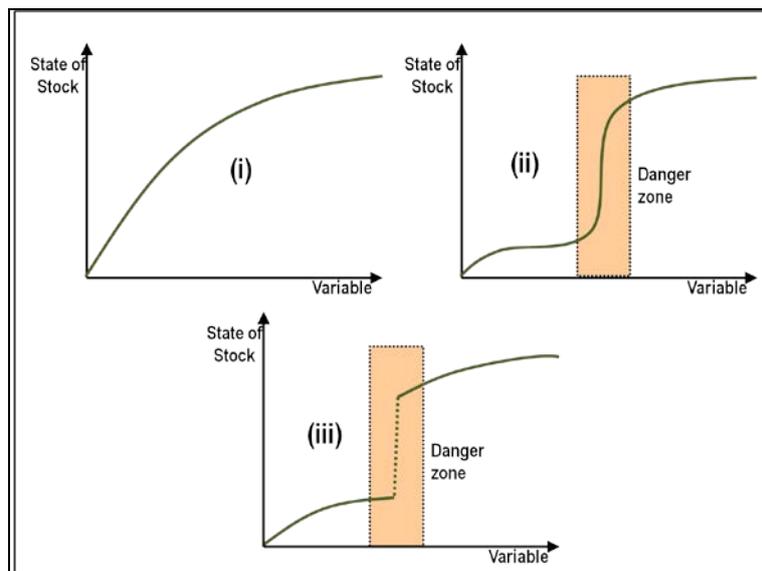


Figura 3: Diferentes tipologías de resiliencia (Fuente: Elaboración propia a partir de Walker 2010).

Junto con lo anterior, se define la “zona de peligro” como la zona alrededor del umbral de resiliencia en la que se hace más patente la susceptibilidad que presenta el elemento a cambiar de estado. Según esta definición, la zona de peligro aparece implícitamente en las resiliencias Tipo (II) y Tipo (III), aunque no excluye la posibilidad de que pueda ser aplicada también a la resiliencia Tipo (I) si es patente que una determinada acción va a hacer que el elemento se vea afectado. En la práctica esta zona se puede asemejar al intervalo comprendido en el 5% por encima y por debajo del “punto de salto”.

- 3.10.- La resiliencia se asimila al comportamiento de la variable en función de la reversibilidad o no del proceso y a la existencia de un salto o umbral. Para proceder a su evaluación por tanto hay que analizar estos dos aspectos, respondiendo a las preguntas de la Tabla 8.

*Tabla 8: Preguntas y puntuaciones para la evaluación de la resiliencia de una variable medioambiental (Fuente: Elaboración propia)*

<b>¿Es el proceso reversible?</b>	<b>Puntuación</b>
Sí	+0
No	+2

<b>¿Presenta la variable un salto o umbral??</b>	<b>Puntuación</b>
Sí	+2
No	+1

- 3.11.- Para evaluar la vulnerabilidad de la variable, se analiza su relación con respecto a la zona de peligro respondiendo a la pregunta de la Tabla 9.

*Tabla 9: Pregunta y puntuación para la evaluación de la vulnerabilidad de una variable medioambiental (Fuente: Elaboración propia)*

<b>¿Se encuentra la variable en zona de peligro?</b>	<b>Puntuación</b>
Sí	+2
No	+0

- 3.12.- Se define “Grado de Vulnerabilidad” final de cada elemento como la suma de las puntuaciones obtenidas en cada una de las preguntas anteriores, de tal forma que el máximo obtenible sea de 6 puntos y el mínimo de 1 punto.

### **ANÁLISIS DEL RIESGO**

- 3.13.- En esta tercera fase se busca determinar la importancia que la población afectada por el proyecto asigna a los diferentes atributos que se analizan, así como su percepción frente al riesgo de esos mismos atributos.
- 3.14.- Para ello, se recurre a la realización de una encuesta en la que, además de otra clase de preguntas que se consideren relevantes (edad, sexo, nivel de renta, nivel de estudios, etc., así como otras que se desee) se deben incluir dos preguntas claras acerca de la importancia y del percepción del riesgo.
- 3.15.- Así, para cada atributo identificado en la fase anterior, se preguntará

Valora de 1 a 5 la importancia que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno, siendo 1 "poco importante" y 5 "muy importante".

Valora de 1 a 5 la probabilidad que para ti tiene cada uno de los siguientes atributos del entorno de verse afectado por la realización del proyecto, siendo 1 "poco probable" y 5 "muy probable".

- 3.16.- Mediante el tratamiento estadístico de los resultados obtenidos, se calculará el valor medio de la importancia del atributo, y el valor medio del riesgo del atributo.

### ÍNDICE DE RELEVANCIA FINAL

- 3.17.- A continuación, y para cada uno de los atributos analizados, se calculará su Índice de Relevancia, definido según la siguiente fórmula:

$$IRF = \frac{1}{15} \times (Vulnerabilidad \times Importancia \times Riesgo)$$

Donde Vulnerabilidad se refiere al "Grado de Vulnerabilidad", Importancia hace referencia al "Grado de Importancia" y Riesgo al "Grado de Riesgo", todos los valores expresados en la escala 1 a 5 en la que fueron definidos. El factor 1/15 nos ayuda a transformar el IRF a una escala 1 a 10.

- 3.18.- El IRF permite la clasificación de los atributos analizados, proceder a su jerarquización y seleccionar aquellos que tienen un mayor índice, que serán los que presenten una mayor vulnerabilidad, importancia y riesgo, y por tanto los más relevantes de cara a su estudio en el análisis coste-beneficio.

- 3.19.- La Tabla 10 puede utilizarse como guía para la realización de la metodología descrita.

Tabla 10: Tabla metodológica para el cálculo del IRF (Elaboración propia)

	ELEMENTO	¿Reversible?	¿Umbral?	¿Zona de Riesgo?	Vulnerabilidad	Importancia	Riesgo	IRF
<b>ÁMBITO</b>								
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...

## Capítulo 4. Valorización monetaria de los impactos

### ¿CUÁNTO CUESTAN ESOS IMPACTOS?

- 4.1.- El ACB se fundamenta en la utilización de una unidad de medida homogénea para todos los impactos relevantes, y más concretamente, en el empleo de una unidad monetaria como esta medida homogénea. Así pues la siguiente etapa de la metodología es el traspaso de los impactos determinados como relevantes en el paso anterior a unidades monetarias.
- 4.2.- Esta valoración puede realizarse de distintas formas en función de la naturaleza del impacto que estemos analizando. Cuando existe un mercado definido del cual obtener la valoración, se recurrirá a dicho mercado. Sin embargo, es común que en el tratamiento medioambiental del ACB estos mercados no estén perfectamente definidos, por lo que es necesario recurrir a métodos de valoración de los impactos. Los métodos más utilizados en la valoración medioambiental se recogen en la Figura 4.
- 4.3.- Independientemente de la metodología empleada, el fin último de la valoración monetaria es determinar ante el cambio de una situación ambiental cual es la máxima cantidad que un individuo está dispuesta a pagar para evitar ese cambio (disponibilidad a pagar, WTP en sus siglas en inglés) o al contrario, cuál es la mínima cantidad que el individuo está dispuesto a recibir a cambio de soportar ese cambio (disponibilidad a recibir, WTA).
- 4.4.- El valor de un activo medioambiental se compone a su vez de dos tipos de valores. Por un lado el valor de uso de ese activo, y por otro el valor de no-uso.

*Recuadro 5: Definiciones de “valor de uso” y “valor de no-uso” (Elaboración propia).*

**VALOR DE USO:** se refiere al uso actual, planeado o posible del activo en cuestión.

**VALOR DE NO-USO:** se refiere a la disposición a pagar para mantener un activo en el futuro, incluso aun cuando no hay un uso actual, planeado o posible. Existen tres tipos de valores de no-uso: por existencia, cuyo valor se refiere a la disposición a pagar por el mero hecho de mantener el activo; por altruismo, cuyo valor se refiere al hecho de mantener el activo para que otros lo disfruten; y por legado, similar al anterior, pero dirigido a las próximas generaciones futuras.

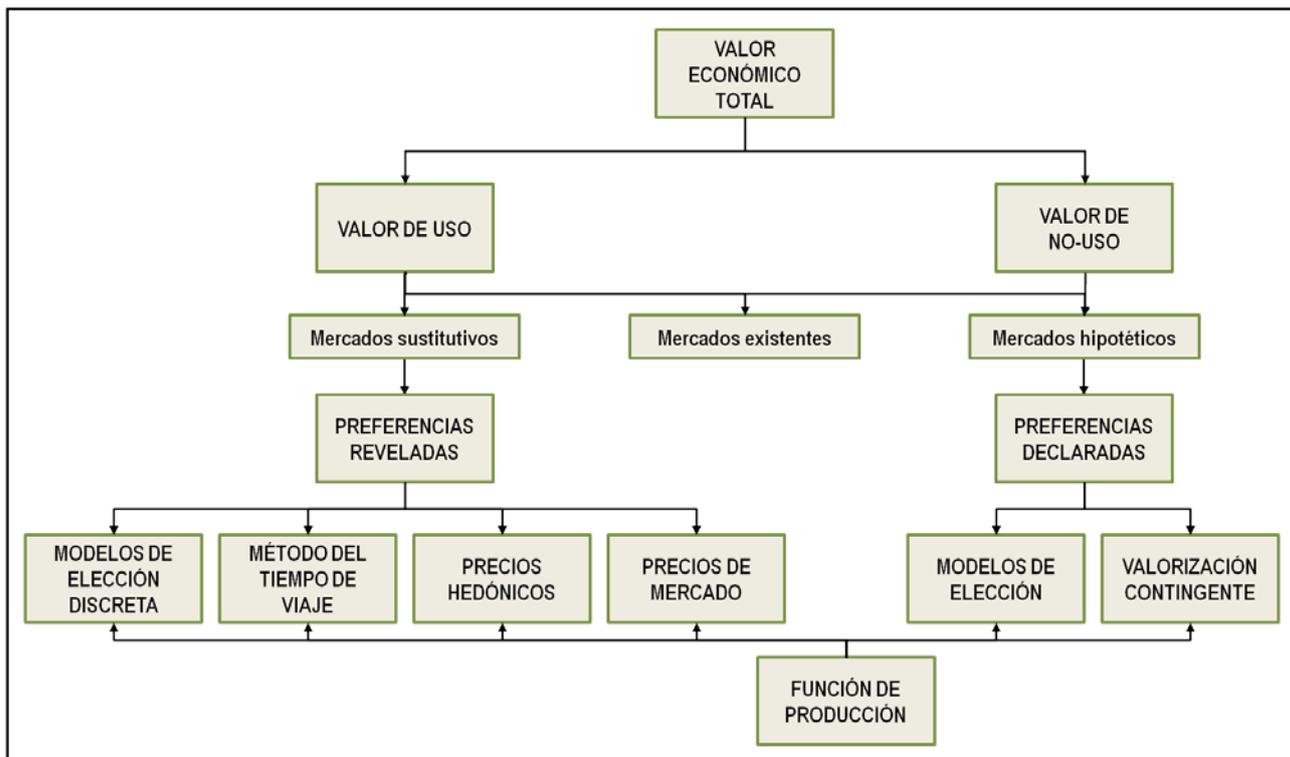


Figura 4: Valor económico total (Fuente: Pearce, 2006).

## MÉTODO DE LA VALORIZACIÓN CONTINGENTE

- 4.5.- Se ha dicho anteriormente que la valoración monetaria busca la determinación de un sujeto de su disponibilidad a pagar y/o a aceptar por un cambio ambiental. El método de la valoración contingente busca obtener estos valores preguntándose directamente a los sujetos afectados a través de encuestas y formularios.
- 4.6.- Para ello, la valoración contingente se lleva a cabo en cinco etapas (Hanley, 2009):
- Fase 1: definición de un hipotético mercado en el que se sucederán los intercambios de los activos medioambientales.
  - Fase 2: diseño y realización de las encuestas.
  - Fase 3: estimación de los valores de las disponibilidades a pagar y/o a aceptar (WTP, WTA).
  - Fase 4: agregación de los resultados.
  - Fase 5: validación de los resultados.
- 4.7.- Teóricamente este método permite calcular tanto los valores de uso como los de no-uso de un activo medioambiental, sin embargo en la práctica resulta difícil de aplicar en determinados casos concretos en función del modelo de pregunta empleado.

*Recuadro 6: Ejemplos de encuesta de valoración contingente (Elaboración propia).*

### ENCUESTA DE VALORIZACIÓN CONTINGENTE DE UN ACTIVO

Pregunta #1: ¿Cuál es la máxima cantidad que está dispuesto a pagar (por ejemplo en forma de impuestos) cada año a cambio de mantener el activo medioambiental en su condición actual?

Pregunta #2: ¿Pagaría X euros al año para mantener el activo medioambiental en su condición actual?

Pregunta #3: ¿Cuál de las siguientes cantidades describe mejor su máxima disponibilidad a pagar a cambio de mantener el cativo medioambiental en su condición actual?

- a) 1€
- b) 5€
- c) 10€
- d) 25€
- e) 50€

### MÉTODO DE LOS MODELOS DE ELECCIÓN

- 4.8.- Esta metodología, al igual que el de valoración contingente, también está basado en encuestas y cuestionarios. Sin embargo, plantea al usuario la necesidad de elegir entre distintos escenarios caracterizados con distintos atributos ambientales. Cada combinación de atributos tiene un coste asociado, lo que permite determinar la disponibilidad a pagar y/o a aceptar de cada atributo.
- 4.9.- Los pasos que requiere el empleo de este método son los siguientes (Pearce, 2006):
- a) Fase 1: selección de atributos, en la que elegiremos aquellos atributos afectados por el proyecto y que vamos a querer medir y valorar. El coste monetario debe de ser uno de estos atributos, pues será lo que nos permita después calcular la disponibilidad a pagar (WTP).
  - b) Fase 2: asignación de escalas para cada uno de los atributos, de acuerdo con las previsiones de expertos y consultores y sin olvidar una situación base (de status quo).
  - c) Fase 3: elección del diseño estadístico, recurriendo a software especializado y abarcando todas las opciones de elección de atributos posibles.
  - d) Fase 4: elaboración de los juegos de elección que serán presentados a los sujetos entrevistados a modo de elección comparativa.
  - e) Fase 5: elección del método de medida de las preferencias, que puede ser mediante rankings, valoraciones, etc.
  - f) Fase 6: cálculo de las variables finales y tratamiento estadístico de las mismas.
- 4.10.- Al igual que el método de valoración contingente, permite capturar todos los valores del Valor Económico Total, tanto los de uso como los de no-uso

*Recuadro 7: Ejemplo de encuesta de modelos de elección (Elaboración propia).*

<b>MODELLING CHOICE DE UN ACTIVO</b>	
Elija entre uno de los siguientes escenarios posibles:	
<b>ESCENARIO #1</b>	<b>ESCENARIO #2</b>
Nivel Atributo Ambiental #A Nivel Atributo Ambiental #B Nivel Atributo Ambiental #C COSTE ESCENARIO #A	Nivel Atributo Ambiental #A Nivel Atributo Ambiental #B Nivel Atributo Ambiental #C COSTE ESCENARIO #B

### PRECIOS DE MERCADO

- 4.11.- Los precios de mercado pueden ser utilizados para determinar el valor de determinados bienes y servicios que se intercambian en ellos.
- 4.12.- Sin embargo, incluso cuando estos precios están disponibles, es necesario realizar un proceso de estudio y ajuste de los mismos para tener en cuenta las posibles distorsiones que en ellos se introduzcan, como por ejemplo a través de subsidios, tasas, etc.
- 4.13.- Los precios de mercado nos sirven como una primera aproximación para los valores de uso de un activo, pero no para los de no-uso. En todo caso, los precios serán un mínimo de la disponibilidad a pagar de los usuarios.

### MÉTODO DE LOS PRECIOS HEDÓNICOS

- 4.14.- Esta metodología asume que los valores de un activo medioambiental repercuten en el precio de las viviendas cercanas, y por tanto puede extraerse su valor de la comparación de los precios del mercado de viviendas.
- 4.15.- Los pasos que requiere el empleo de este método son los siguientes:
  - a) Fase 1: Elección de aquellas variables medioambientales que son de interés, y de las que se disponen datos suficientes para la aplicación del método.
  - b) Fase 2: Estimación de la función de precio hedónico.
  - c) Fase 3: Estimación de la curva de demanda individual y con ella, de la WTP de los usuarios.

### MÉTODO DEL COSTE DE VIAJE

- 4.16.- Esta metodología se basa en encuestas en las que se pregunta al usuario acerca del coste asumido para poder disfrutar de un determinado activo medioambiental. El coste asumido es utilizado como aproximación para la determinación de un valor de mercado del activo.
- 4.17.- Se debe tener en cuenta tanto el coste del desplazamiento como el coste de acceso (si lo hubiera), sin olvidar el coste del tiempo de llegar hasta el activo.
- 4.18.- El método del coste de viaje permite obtener los valores de uso de un activo, pero no los de no-uso del mismo.

### MÉTODO DE LA FUNCIÓN DE PRODUCCIÓN

- 4.19.- Esta metodología se centra en el análisis de las relaciones existentes entre un determinado activo medioambiental y la producción de un bien de consumo. Los activos y servicios medioambientales son tenidos en cuenta como materias primas para la realización de un determinado producto, y el método se centra en el estudio de cómo una variación en el medioambiente afecta a los costes de producción del producto.
- 4.20.- Los pasos que requiere el empleo de este método son los siguientes:
  - a) Fase 1: Determinación de los efectos físicos que los impactos a valorar tienen sobre el medioambiente.

- b) Fase 2: Determinación del impacto monetario que los efectos anteriores tienen sobre los bienes, analizando para ellos los cambios en los gastos e ingresos en los procesos productivos de los bienes finales.

#### METODOLOGÍA GENÉRICA PARA LA VALORACIÓN

4.21.- Independientemente del método elegido para la valoración de un impacto sobre un determinado activo medioambiental, el procedimiento a realizar es estándar para todas ellas:

- a) Fase 1: Elección de una metodología de valoración en función del activo e impacto a valorar, así como de los datos disponibles.
- b) Fase 2: Determinación de la WTP para el activo analizado.
- c) Fase 3: Determinación del valor total del activo o impacto analizado, multiplicando el valor de la WTP obtenido por el número de personas incluidas en la población afectada.

## Capítulo 5. Cálculo del Valor Actualizado Neto

### ¿ES RENTABLE EL PROYECTO?

- 5.1.- Como ya hemos dicho en el Capítulo 2, el indicador de rentabilidad que se emplea en el ACB medioambiental es el Valor Actualizado Neto (VAN), y que parte de la base de descontar los flujos monetarios futuros a través de la fórmula del descuento:

$$\text{Flujo Actualizado} = \text{Flujo Futuro} \times \left[ \frac{1}{(1 + s)^j} \right]$$

- 5.2.- La fórmula que se utiliza para el cálculo del VAN es por tanto:

$$VAN = -I_0 + \sum_i \frac{F_i}{(1 + s)^i}$$

Donde  $F_i$  es el flujo monetario en un periodo  $i$ , y  $s$  la tasa de descuento social.

- 5.3.- Según el criterio de rentabilidad del VAN, un proyecto es rentable si su VAN es mayor que cero. En caso contrario, un proyecto resulta no rentable.

*Recuadro 8: Criterio de rentabilidad según el empleo del VAN (Elaboración propia).*

#### VALOR ACTUALIZADO NETO.

Un proyecto es rentable si su VAN > 0.  
Un proyecto no es rentable si su VAN ≤ 0.

El empleo del VAN nos permite recurrir a la jerarquización de las distintas alternativas que estemos analizando.

- 5.4.- El flujo monetario de cada periodo se calculará como la diferencia entre los ingresos (flujos positivos) y los gastos (flujos negativos) que tengan lugar durante ese periodo.

#### OTROS INDICADORES

- 5.5.- Aunque en la metodología del ACB siempre se emplea como indicador de rentabilidad el cálculo del VAN, es posible recurrir a otros indicadores, entre los que podemos destacar la Tasa Interna de Retorno o el Índice de Rentabilidad.
- 5.6.- La Tasa Interna de Retorno (TIR) se define como aquella tasa de interés que hace que el VAN de un proyecto se anule.

$$0 = -I_0 + \sum_i \frac{F_i}{(1 + s)^i}$$

Para su cálculo suele ser necesario recurrir a herramientas matemáticas avanzadas, pues la ecuación planteada no tiene soluciones reales únicas en la mayoría de los casos.

*Recuadro 9: Criterio de rentabilidad según el empleo del TIR (Elaboración propia).*

#### TASA INTERNA DE RETORNO.

Un proyecto es rentable si su TIR >  $i^*$ .

Un proyecto no es rentable si su TIR  $\leq i^*$ .  
 $i^*$  denota la tasa de interés de referencia del proyecto.

5.7.- El Índice de Rentabilidad (IR) se define como el valor creado por unidad de inversión realizada:

$$IR = \frac{\sum_i \frac{F_i}{(1+s)^i}}{I_0}$$

El IR, al igual que el VAN, nos permite jerarquizar una serie de alternativas.

*Recuadro 10: Criterio de rentabilidad según el empleo del IR (Elaboración propia).*

**ÍNDICE DE RENTABILIDAD.**

Un proyecto es rentable si su IR  $> 1$ .  
Un proyecto no es rentable si su IR  $\leq 1$ .

## Capítulo 6. Análisis de sensibilidad

### ¿QUÉ SUCEDE SI VARÍAN LAS CIRCUNSTANCIAS?

6.1.- El ACB medioambiental se basa en una serie de datos futuros. Sin embargo hay una variable importante que rodea todos estos datos y que a la hora de realizar nuestro análisis final debemos de tener en cuenta y que es la incertidumbre acerca de los datos utilizados.

La incertidumbre que rodea el futuro hace que en ningún caso podamos estar completamente seguros de los datos utilizados en el análisis. Para minimizar su influencia en la decisión final acerca del proyecto es por lo que se recurre al análisis de sensibilidad.

Esta incertidumbre puede aparecer por causas muy variadas.

*Tabla 11: Fuentes de incertidumbre en los proyectos de ingeniería (Fuente: HM Treasury, 2011).*

FUENTE DE INCERTIDUMBRE	
Constructiva	
Diseño	
Económica	
Medioambiental	
Financiación	
Mantenimiento	
Operativa	
Planeamiento	

6.2.- El análisis de sensibilidad ayuda a determinar qué variables de nuestro proyecto son las más críticas y por tanto cuales son las que pueden afectar al indicador de rentabilidad final en caso de que varíen con respecto a lo esperado.

6.3.- El análisis de sensibilidad se desarrolla variando uno de los factores críticos del modelo del ACB y estudiando cómo esa variación influye sobre el indicador final del VAN. Como regla general, se eligen como factores críticos aquellos que en los que una variación del 1% inducen una variación mayor o igual al 1% sobre el VAN (European Commission, 2008).

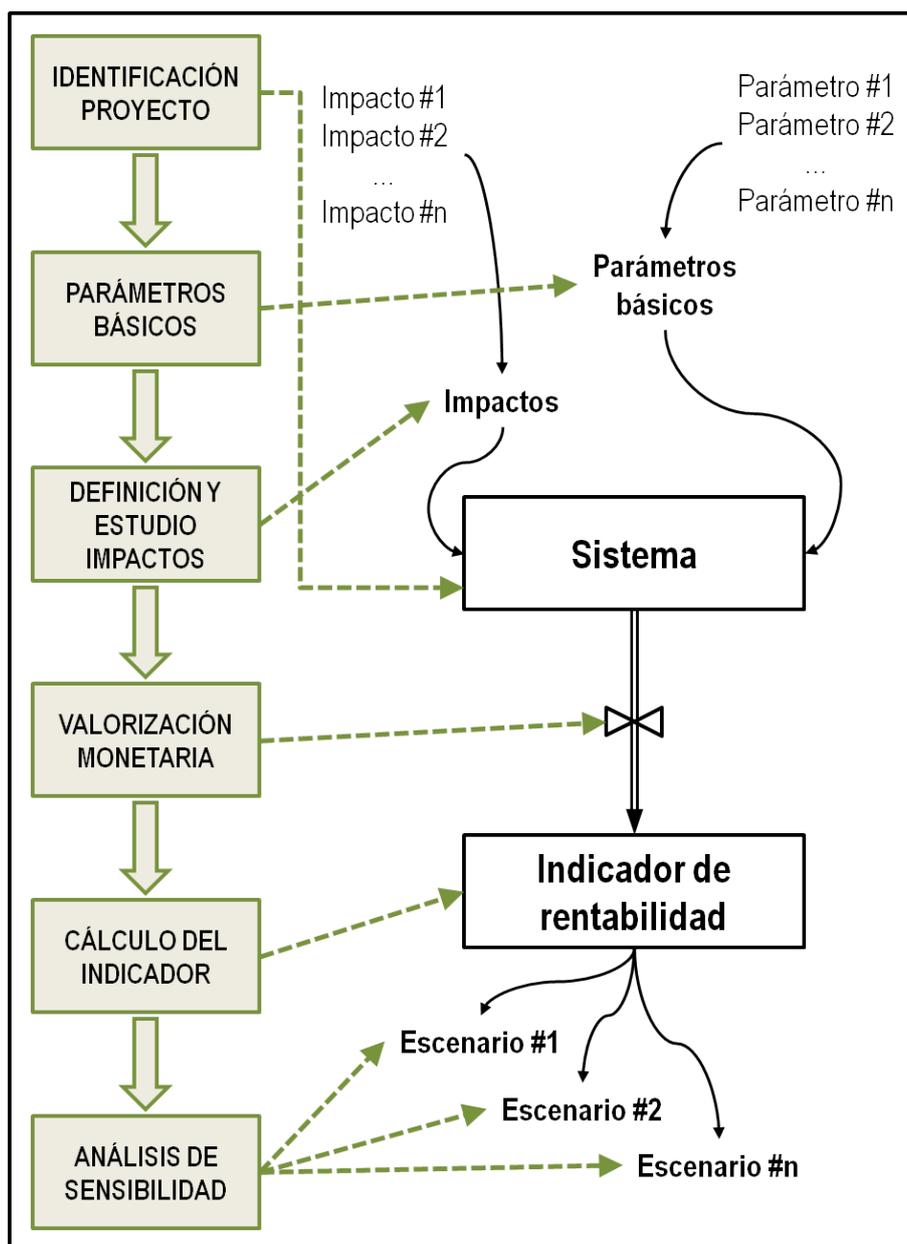
6.4.- El procedimiento de un análisis de sensibilidad es el siguiente:

- a) Fase 1: Identificación de variables.
- b) Fase 2: Eliminación de variables dependientes.
- c) Fase 3: Análisis de elasticidad.
- d) Fase 4: Elección de las variables críticas.
- e) Fase 5: Cálculo del VAN con variaciones en las variables críticas.

## Anejo 1: Software de modelización dinámica

Los programas de modelado dinámico permiten representar sistemas complejos y su comportamiento a lo largo del tiempo. Es por ello que pueden ser útiles para como ayuda para la realización de análisis coste-beneficio.

Tal y como se recoge en la siguiente figura, gracias a esta clase de programas es posible modelar el análisis en su totalidad en función de una serie de “inputs”, de tal forma que el modelado nos proporcione no sólo el resultado de final del mismo, sino las relaciones que existen entre variables, permitiendo hacer un análisis de sensibilidad mucho más completo y exhaustivo.



## **Anejo 2: Software de información geográfica**

Los GIS (sistemas de información geográfica en español) son software específico capaz de tratar la información de una forma georreferenciada, esto es, referida a unas determinadas coordenadas.

Desde el punto de vista del ACB puro (tradicionalmente económico), estos programas no tienen mayor cabida en la metodología empleable, en la cual los costes y beneficios asociados al proyecto bajo análisis se encuentran muy concentrados en el punto de construcción.

Sin embargo, en el caso del ACB medioambiental el empleo de los GIS puede ver una nueva utilidad de cara a ayudar en la visualización de los efectos de un determinado proyecto sobre el área de influencia. Los impactos medioambientales de un proyecto no tienen por qué materializarse en las cercanías del mismo, sino que pueden suceder a varios kilómetros de distancia. La correcta representación y gestión de esta información resulta ahora más relevante.

Los GIS son la herramienta idónea para gestionar esta información de la que estamos hablando, tanto desde el punto de vista del redactor del ACB medioambiental, como de la población que pueda verse consultada y requiera de información clara y sencilla, y por último también desde el punto de vista del decisor que querrá tener el mayor volumen de información disponible y tenga que gestionarla.

Concretando estas nuevas posibilidades, el empleo de un GIS en la elaboración de un ACB medioambiental puede ayudarnos en las siguientes cuestiones:

- a) Definición del área afectada por el proyecto, así como de la población que en ella reside.
- b) Identificación de los recursos naturales afectados, así como proceder a su completa definición.
- c) Generación de una información clara para su empleo en la etapa de determinación de los impactos relevantes en las que es necesaria la participación de la población y que tendrá que ser informada de los recursos naturales a valorar.
- d) Representación gráfica de la valoración monetaria de los impactos sobre un mapa del entorno afectado por el proyecto.

Además de las anteriores, los SIG son excelentes herramientas para la representación de cualquiera de los datos obtenidos o empleados en cualquiera de las etapas del ACB sobre un mapa.

Recientemente se tiene la ventaja de que frente a los tradicionales programas licenciados (y por tanto de pago) está apareciendo nuevo software open-source (o de código libre) que puede ser utilizado sin ningún tipo de contraprestación económica, por lo que el empleo de este tipo de programas no tiene por qué suponer un aumento de los costes del ACB medioambiental.

### **Anejo 3: Influencia del horizonte temporal y la tasa de descuento**

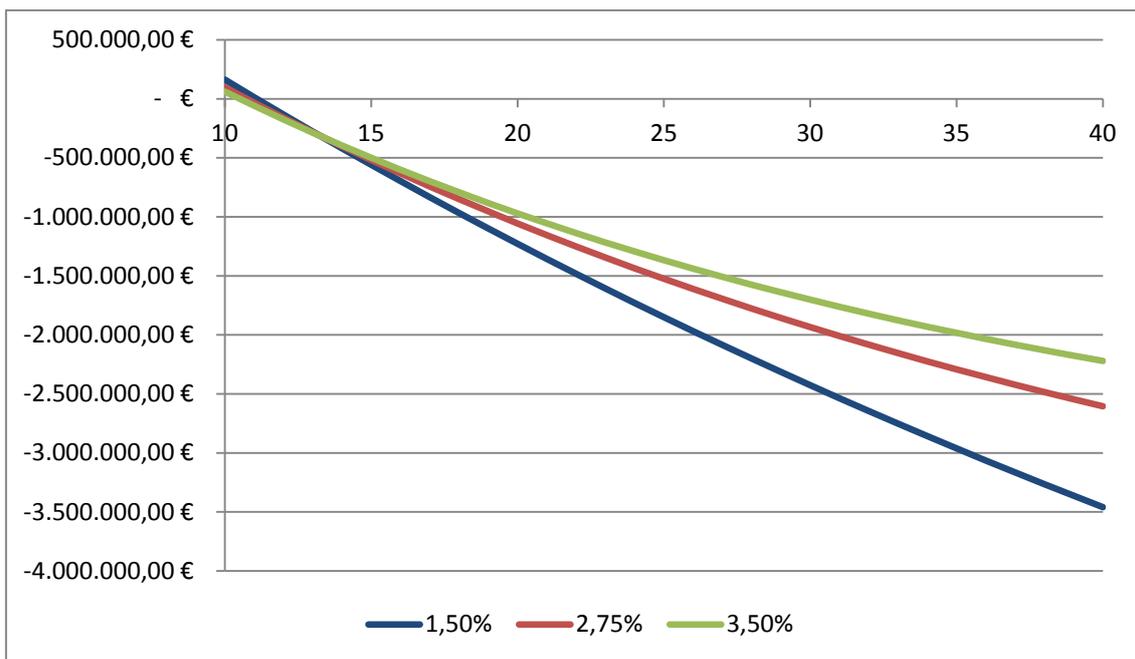
El horizonte temporal y la tasa de descuento son generalmente parámetros críticos en la realización de un Análisis Coste-Beneficio Medioambiental. Su influencia en el cálculo del Valor Actualizado Neto suele ser elevada, por lo que la elección de sus valores no es baladí.

Para ilustrar esta influencia, se recoge en este anejo un ejemplo en el que se comprueban los efectos que la variación de ambos parámetros puede tener sobre el análisis.

Se plantea un determinado proyecto, que requiere de una inversión total de un millón de euros repartidos en tres años y con unos retornos económicos esperados durante los próximos 10 años. Sin embargo, el proyecto en cuestión tiene un impacto sobre un determinado ecosistema, valorado en 175.000€, y supone su total desaparición.

	<b>GASTOS</b>	<b>INGRESOS</b>	<b>GASTOS MA</b>		<b>Flujos</b>	<b>VAN</b>
0	500.000,00 €				- 500.000,00 €	- 500.000,00 €
1	350.000,00 €	300.000,00 €	175.000,00 €		- 225.000,00 €	- 218.978,10 €
2	150.000,00 €	300.000,00 €	175.000,00 €		- 25.000,00 €	- 23.679,71 €
3		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	115.229,72 €
4		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	112.145,72 €
5		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	109.144,25 €
6		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	106.223,11 €
7		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	103.380,16 €
8		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	100.613,29 €
9		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	97.920,48 €
10		300.000,00 €	175.000,00 €		125.000,00 €	95.299,74 €
						<b>97.298,67 €</b>

Se observa como para un horizonte temporal de 10 años y una tasa de descuento del 2,75% el VAN que se obtiene es positivo, por lo que el proyecto resulta rentable.



Sin embargo, se observa como a medida que se amplia el horizonte temporal del proyecto y desaparecen los ingresos económicos asociados al proyecto, obteniéndose tan sólo el gasto medioambiental, el VAN se transforma en negativo, con lo que la rentabilidad del proyecto queda en entredicho.

Se observa de igual modo la influencia de la tasa de descuento en el cálculo del VAN, y cómo tasas menores afectan aún más a la rentabilidad del proyecto.

## **Bibliografía de referencia**

Existen dos manuales de referencia básica para el Análisis Coste-Beneficio Medioambiental:

**“Cost-Benefit Analysis and the Environment: recent developments”**. Pearce, D., Atkinson, G., & Mourato, S. (2006). Paris: OECD Publications.

**“Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy-making”**. Hanley, N., & Barbier, E. B. (2009). Cheltenham [etc.]: Edward Elgar.

En el entorno de la Unión Europea existe un documento de referencia, que aún sin considerar directamente la componente medioambiental, sí que es una guía para el ACB:

**“Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects”**. European Commission (2008). Directorate General Regional Policy.

Se han hecho referencias al Green Book editado por el Departamento del Tesoro del Reino Unido, que igualmente puede ser de gran utilidad:

**“The Green Book: appraisal and evaluation in central government”**. HM Treasury (2014).

Aún estando centrado en las infraestructuras de transporte, el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) del Ministerio de Fomento financió en el año 2007 el proyecto titulado “Evaluación Socioeconómica y Financiera de Proyectos de Transporte”. Toda la información del proyecto, sus resultados así como numerosos ejemplos de manuales de evaluación se encuentran recogidos en una página web.

**“Evaluación Socioeconómica y Financiera de Proyectos de Transporte”**. CEDEX (2007-2010). Disponible en línea en <http://www.evaluaciondeproyectos.es/index.html>

**Índice de figuras**

Figura 1: pasos del ACB medioambiental (Elaboración propia).....	234
Figura 2: Ejemplo de tasa de descuento decreciente con una tasa inicial del 2'75% (Elaboración propia)...	243
Figura 3: Diferentes tipologías de resiliencia (Fuente: Elaboración propia a partir de Walker 2010).....	246
Figura 4: Valor económico total (Fuente: Pearce, 2006). .....	250

**Índice de recuadros**

Recuadro 1: Criterios de eficiencia de Pareto y de Kaldor-Hicks (Elaboración propia).....	234
Recuadro 2: Definición de “proyecto” (Elaboración propia).....	237
Recuadro 3: Definiciones de “tasa de descuento social”, “tasa pura de preferencia temporal”, “elasticidad marginal de la utilidad del consumo” y “tasa de crecimiento del consumo per cápita” (Elaboración propia).....	242
Recuadro 4: Definiciones de “resiliencia”, “vulnerabilidad” y “riesgo” (Elaboración propia).....	245
Recuadro 5: Definiciones de “valor de uso” y “valor de no-uso” (Elaboración propia).....	249
Recuadro 6: Ejemplos de encuesta de valoración contingente (Elaboración propia).....	250
Recuadro 7: Ejemplo de encuesta de modelos de elección (Elaboración propia).....	251
Recuadro 8: Criterio de rentabilidad según el empleo del VAN (Elaboración propia).....	254
Recuadro 9: Criterio de rentabilidad según el empleo del TIR (Elaboración propia).....	254
Recuadro 10: Criterio de rentabilidad según el empleo del IR (Elaboración propia).....	255

**Índice de tablas**

Tabla 1: Preguntas de caracterización de un proyecto (Elaboración propia).....	237
Tabla 2. Posibles variaciones al proyecto original para su consideración como alternativas (Fuente: HM Treasury, 2011). .....	238
Tabla 3: Horizonte temporal para proyectos de inversión pública (Fuente: EC, 2008).....	240
Tabla 4: Horizonte temporal para activos medioambientales (Elaboración propia).....	240
Tabla 5: Valores de diferentes tasas de descuento (Elaboración propia de varias fuentes).....	242
Tabla 6: Tramos periódicos para tasas de descuento decrecientes (Elaboración propia).....	243
Tabla 7: Servicios de un ecosistema (Modificado de Constanza, 1997).....	244
Tabla 8: Preguntas y puntuaciones para la evaluación de la resiliencia de una variable medioambiental (Fuente: Elaboración propia) .....	247
Tabla 9: Pregunta y puntuación para la evaluación de la vulnerabilidad de una variable medioambiental (Fuente: Elaboración propia) .....	247

Tabla 10: Tabla metodológica para el cálculo del IRF (Elaboración propia).....	248
Tabla 11: Fuentes de incertidumbre en los proyectos de ingeniería (Fuente: HM Treasury, 2011). .....	256

**8.- A PROPOSED METHODOLOGY FOR INCLUDING RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK PERCEPTION IN COST-BENEFIT ANALYSIS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT**

---

**8 A PROPOSED METHODOLOGY FOR INCLUDING  
RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK PERCEPTION  
IN COST-BENEFIT ANALYSIS FOR ECOSYSTEM  
MANAGEMENT**

**ABSTRACT**

Cost-benefit analysis has emerged as one of the most widely used methodologies in environmental policy analysis, with many governments applying it in their decision-making procedures and laws. However, undertaking a full CBA is expensive, and conclusions must be drawn on which project or policy impacts to include in the analysis. Based on the ideas of resilience, vulnerability and risk, we suggest a method for prioritising project impacts for inclusion in a CBA which includes both expert assessment and citizen preferences. We then illustrate how the method can be applied in the context of land use change decisions, using a real application.

**Keywords:** cost-benefit analysis, ranking, impact analysis, resilience, vulnerability, risk.

## **INTRODUCTION**

Cost-Benefit Analysis (CBA) is one of the most widely used methods to help in the decision stages of both investment projects and policies (Hanley and Barbier, 2009). However, undertaking a full CBA which evaluates and compares all the impacts of a policy or project is expensive in time and resources, leading to a desire for frameworks which allow the prioritisation of which impacts should be considered. There has also been a growing interest in the incorporation of resilience, vulnerability and risk within environmental applications of CBA (Tol, 2001; Sarewitz, 2003; Foerster et al., 2009; Menoni, 2012). The inclusion of these terms in the CBA methodology, specifically in the selection of the most relevant impacts to study, is the aim of this paper.

The concepts of resilience, vulnerability and risk perception are related closely to each other, and so should be considered jointly within a CBA procedure. Some authors have tried to develop a methodology to work with resilience, vulnerability or risk alone in CBA (Hashimoto, 1982; Tol, 2003; Warrick, 2010), but it is hard to find examples of the three being used together in more than a few specific case studies. In what follows, we set out a method for using each of these concepts jointly to produce a ranking of which impacts of a project should be prioritized for inclusion within a CBA, assuming a finite budget available to the analyst or government department. The assumption of a finite budget, in time and/or human and monetary resources, necessitates some prioritisation of which impacts to bring within the CBA. Our approach does not show how these three concepts should be treated within the CBA itself, but rather how the concepts can be employed to decide *what* should be considered within the CBA.

This paper is organised in the following sections. We first review the concepts of resilience, vulnerability and risk, and in particular their application to environmental management. Next, we present a proposal to integrate these new concepts in CBA, developing our own methodology (section 3) and apply this to a hypothetical and a real case study as an example (section 4).

## **RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK: CHALLENGES TO CONVENTIONAL CBA.**

In this section, we explain what is meant by these three concepts; the challenges they pose for conventional CBA, and how they can be incorporated into an extended CBA framework which includes a formal analysis of what should be included within the CBA. The aim is to create a consistent model, where these different concepts and ideas are seen as part of a broad decision-making map, and where interactions among them serve to model the complex interactions behind natural phenomena (Diaz-Simal, 2011).

### **RESILIENCE**

Resilience has been argued to be an important measure of the sustainability of a system from both an economic and an ecological perspective (Levin et al, 1998), and thus we make use of it as one criterion upon which to base a prioritisation framework. There are many different definitions of what resilience is, but almost all authors agree that Holling (1973) gives us the first definition as the *“measure of the persistence of systems and of their ability to absorb change and disturbance and still maintain the same relationships between populations or state variables”*. He

defines resilience as being distinct from stability, namely the ability of a system to return to an equilibrium state after a temporary disturbance. Walker (2004) defines resilience as the “*capacity of a system to absorb disturbance and re-organize while undergoing change so as to still retain essentially the same function, structure, identity, and feedbacks*”. Adger (2006) defines it as “*magnitude of disturbance that can be absorbed before a system changes to a radically different state*”, which can be understood as the system’s ability to reorganize and adapt to changing circumstances.

Resilience is a concept that comes from different disciplines and which can be applied to many different situations and systems. Yan (2011) discusses differences between two types of resilience: ecological resilience, understood as the Holling/Walker view, and engineering resilience, which refers to the capacity of an ecosystem to return to its more-or-less exact pre-disturbance state. The implications of the latter view are that there is only a single equilibrium point of the ecosystem while for the ecological resilience there are multiple stable states. Walker and Pearson (2007) show the difference between two kinds of ecological resilience, a specific and a general one, depending to what kind of perturbation effects the system (Wu, 2013).

Beyond all these discrepancies, recent research has aimed to develop a methodology to quantify the resilience of given system at some point in time, and represent it with an index. Despite Holling’s (1973) statement that “*measures of resilience require an immense amount of knowledge of the system and it is unlikely that we will often have all that is necessary*”, Yan (2011) and Tamvakis (2013) provide a description of the main methodologies proposed to quantify the resilience of a system. Both conclude by pointing out the lack of a common basis and the fact that all of these methodologies are applied to a particular case and that is difficult to generalise the methods to other situations.

The changes that the ecosystem suffers once a resilience level is exceeded can be reversible or irreversible, and can be experienced in a threshold or as a continuous way. It follows that there are four kinds of relationships between the state of a capital stock and the underlying variable that determines its dynamics (Walker, 2010), as shown in Figure 1.

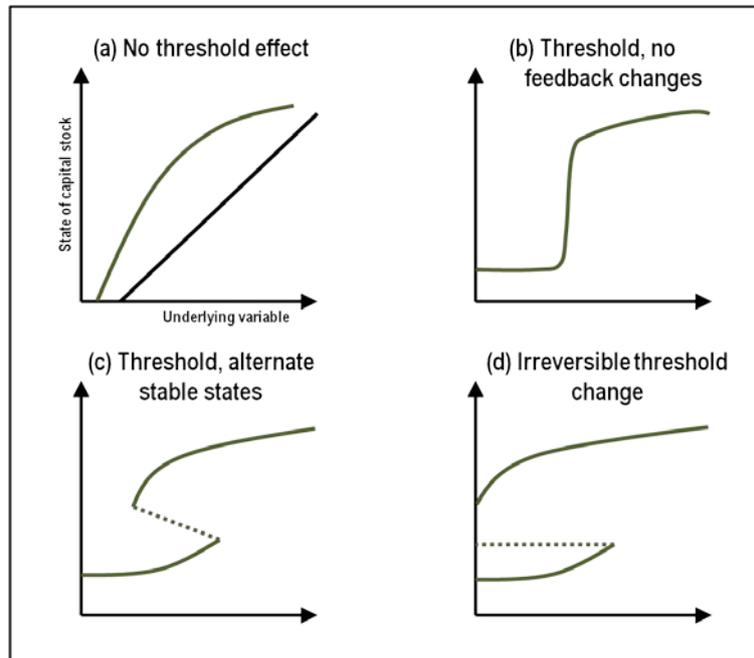


Figure 3: types of resilience curves (Walker, 2010).

Figure 1 shows us that in (a) there is no discontinuity in resilience and the natural capital stock<sup>2</sup> varies continuously when changes in the underlying variable are experienced. In (b) there is a very sharp (and even sometimes discontinuous) change in the capital stock, but it is reversible. In (c) type there is a discontinuous change that is reversible but only with a hysteretic return path, and in (d) the changes are always irreversible. In addition to the type of resilience curve which characterises a system it is also important to know the distance from the system's current state to a threshold, and what the probability of crossing this threshold is. Walker et al. (2004) use the ball-in-a-basin analogy to represent the resilience of a system with three components: latitude (the width of the basin), resistance (the steepness of the basin—how much force is needed to change the system) and precariousness (the current position and trajectory of the system in the basin).

### VULNERABILITY

The IPCC talked in its Second Assessment Report about three problems of sensibility, adaptability and vulnerability (Houghton et al., 1995). Vulnerability was understood as the extent to which climate change could be harmful to a system, depending not only on the sensitivity of that system, but also on its ability to adapt to new climate conditions. Vulnerability can thus be defined as the susceptibility (understood in a similar way to probability) a system has to suffer changes. Also it can be understand as the degree to which a system is susceptible and unable to resist adverse situations (Adger, 2006). Pelling (2003) defines vulnerability to climate change as "the degree of exposure to natural hazards and the capacity to prepare for and recover from any negative impacts". If we want to get a complete definition of the concept, it is important to note

<sup>2</sup> Natural capital is understood as any stock of natural resources or environmental assets that provides a flow of useful goods or services, now and in the future (Brand, 2009).

that ‘vulnerability is not static, but rather is constantly changing’ (Miller et al., 2010. Via Scholz, 2012).

But as with the concept of resilience, there is no common definition of the concept, which hampers analysis of the implications of variations in vulnerability to decision-making. Wolf (2012) presents this question in a clear way when she asks “what is the relation between ‘vulnerability, the degree to which a system is susceptible to a hazard’ and ‘vulnerability, the exposure of a system to a hazard, combined with its capacity to react?’ Is there an essential difference?” There is no common methodology for vulnerability analysis, which is why it has largely failed to become incorporated into decision-making tools to date (Jeffers, 2013).

However, there are some aspects about vulnerability which are quite clear, and one of these is that vulnerability is affected by three different aspects: stress, sensitivity and adaptative capacity. Stress refers to the exposure to external natural shocks and impacts experienced by the ecological system; sensitivity to the response given by the system to the shocks and the capacity to cope with them; and lastly, adaptative capacity to the ability for adaptive actions in reaction to shocks (Adger, 2006, Linnenkamp, 2011). Klein (2003) proposes that resilience should be regarded as a property that affects adaptative capacity, and thus vulnerability. Here is where the basic relationship between the concepts of vulnerability and resilience resides. Resilience and vulnerability, are related concepts, because resilience includes the ability of a system to return to an equilibrium state (noting that in many systems there are multiple equilibria), whilst vulnerability relates to the ability to cope with an impact and react to shocks. Figure 2 below illustrates these approaches.

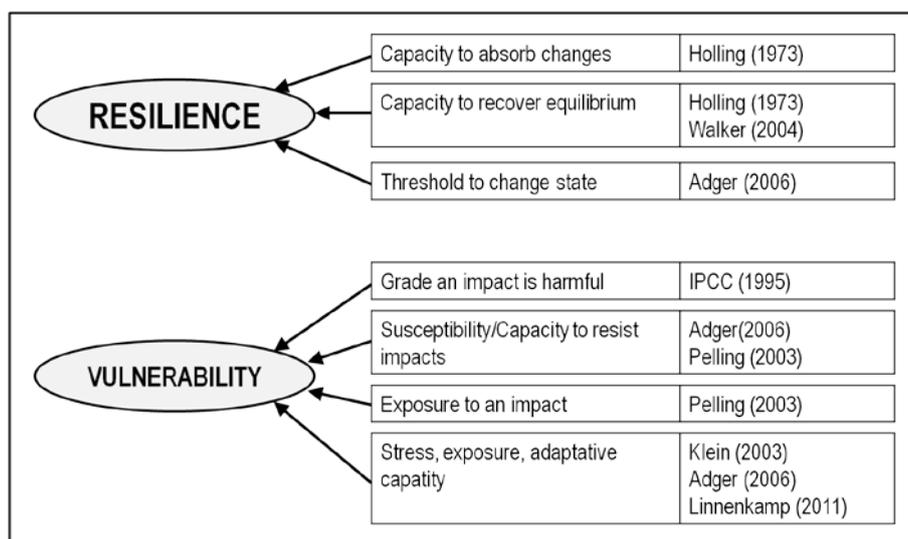


Figure 4: Resilience and vulnerability major concept relationships

## RISK

In recent years, there has been a development of risk-management tools for decision-making (Linares, 2002; Kiker et al. 2005; Linkov et al., 2006). Risk can be defined as the potential

of damage to occur, whatever form that damage takes (Roaf, 2009). It can be understood as a future possible harm viewed from the perspective of the present. Scholz (2011) distinguishes between a risk situation and a risk function. "A risk situation is a decision situation in which an actor has the choice between different alternatives, where the choice of at least one alternative is linked to an uncertain loss. The risk function is the evaluation of the different alternatives related to the riskiness of a situation, as perceived by a decision-maker". As we stated before, vulnerability is function of exposure, sensitivity and adaptive capacity. Risk is also influenced by three factors: vulnerability, exposure and hazard/damage. This is known as the risk triangle (Crichton, 1999).

In scientific contexts, risk encounters similar conceptual difficulties as vulnerability. There are various and quite different definitions of risk. Wolf (2012) proposes that vulnerability and risk are different sides of the same coin, because as we have stated before, they are in fact interrelated.

Furthermore, it is important to note that risk is as much about human perceptions as exogenous factors, since behaviour under risk is a function of the people's perceptions of possible outcomes – their likelihoods and consequences. Risk perception "is conceptualized as the perceived likelihood of negative consequences to oneself and society from one specific environmental phenomenon" (O'Connor et al., 1999). This perception of risk, as many authors show, depends on cultural, social or economical factors, and varies according to the perceived level of exposure (societal and individual), level of likely harm, level of risk per se and the consequences of all of these, along with self-protection activities undertaken by the individual (Nursey-Bray et al., 2012). Individuals can partly chose the level of (environmental) risk they face by engaging in self-protection and self-insurance. Self-protection represents private investments to increase the probability that a good state occurs; self-insurance are expenditures to reduce the severity of the bad state if it is realized (Hanley, Shogren and White, 2006).

In contrast to the difficulties of quantifying resilience and vulnerability, in the case of evaluating risk we can find methods which help to obtain a representative index or set of weights. Following this path, Fell (2005) tries to link the concepts of vulnerability and risk: first defining risk as the measure of the probability and severity that an adverse impact could affect the environment; and secondly to understand vulnerability as the loss level produced in an area by the same adverse impact. Continuing with this basis, Cappabianca (2008) formulates risk as the product of hazard function (H) and vulnerability (V):

$$r_j = H \times V \quad (1)$$

Based on (1), in the following section we explain our own methodological application to introduce resilience, vulnerability and risk as a means of prioritising actions within CBA.

### **PROPOSED METHODOLOGY**

We define resilience as the limit of a perturbation (the maximum in size and duration) a system can assimilate. Beyond this limit the system will change its status (multiple equilibria can exist, not necessarily a single one), and depending on the system features this change will be revealed as a continuous process or as a crossing of a threshold.

Secondly, we define vulnerability as the degree of susceptibility or ease a system has to suffer damages due to actions from outside the ecosystem. In other words, vulnerability answers the question “how easy is to damage the ecosystem?”. Vulnerability must also be understood as a dynamic concept, because it varies across time due to three factors: stress, sensitivity and adaptive capacity.

Lastly, we understand risk as the personal perception that a possible damage can be suffered by a system due to any kind of impact or shock. In other words, risk is the subjective probability of an effect occurring which could cause damage in an ecosystem.

These concepts are made clearer by outlining an example, in this case a river system. For a specific characteristic of the river, for example dissolved oxygen levels, the ecosystem has specific resilience behaviour. The European Commission (Directive 2006/44/EC, 2006) sets a minimum concentration of 9 mg/L O<sub>2</sub> for salmonid waters because below that level salmon do not survive. According to this, at 9 mg/L O<sub>2</sub> the river has a resilience threshold which changes the ecosystem status, losing biodiversity, and not allowing salmonid life to exist in the river.

Continuing with this example, the vulnerability of the river will tell us how close we are to this threshold point, and how likely it is if an impact occurs the river would go through the resilience threshold and change its status. Lastly, the risk of the river to suffer damage due to an impact which will change its status is subjective probability that this can happen.

Now we have these concepts defined and exemplified, we can start integrating them into a common methodology to apply in environmental cost-benefit analysis. One of the major steps in cost-benefit analysis process is the definition of the relevant impacts to be included in the analysis (see Figure 2). This step is necessary because of money, human resource and/or time limitations and to ensure the efficiency of the available resources. The methodology we present studies the resilience, vulnerability and risk of the ecosystem to determine which impacts are “most relevant” in terms of a CBA and so should be studied deeply.

To achieve this we must proceed with two basic steps: first, the definition phase, which must be carried out by experts, and has the objective of obtaining a good description of the ecosystem we are developing our analysis on; and a second phase which requires the collaboration of the population affected, and has the objective of the rating of the impacts produced in the ecosystem by the project or policy under study.

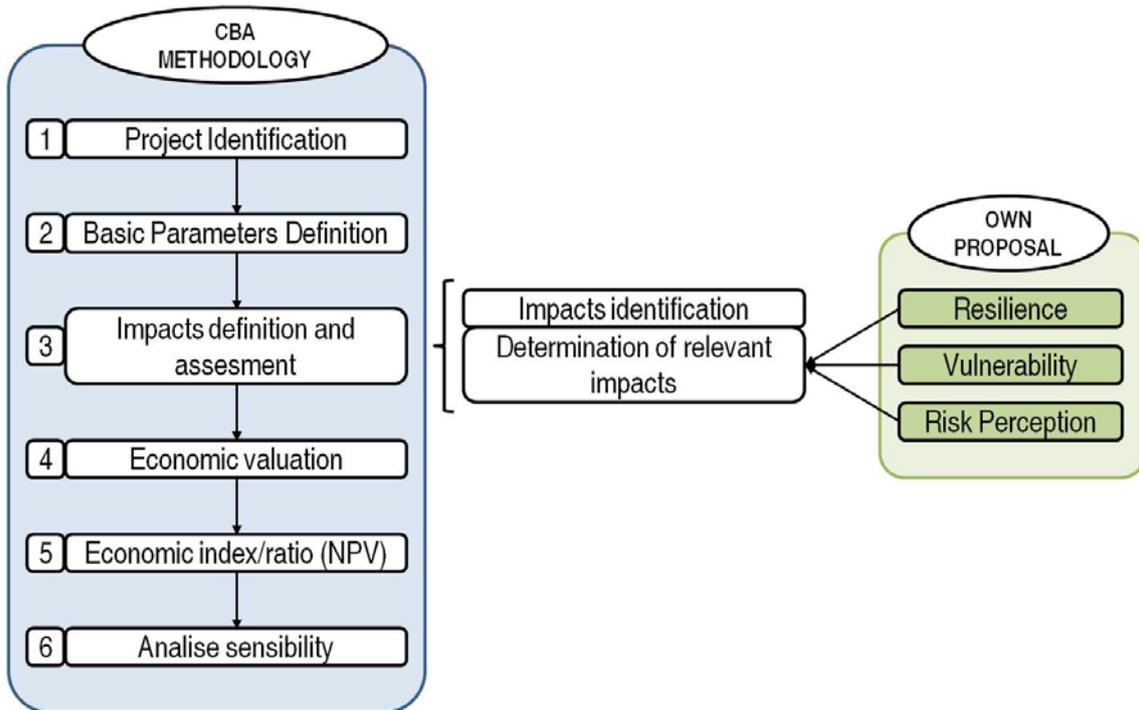


Figure 5: Proposed methodology and its relationship in CBA.

## 1.- ECOSYSTEM DEFINITION

In this first phase, we propose a slightly modified and simplified version of the Costanza et al. (2001) approach to an ecosystem framework, based on stocks, flows, attributes and controls. Ecosystem definition is a task for experts, who must be familiar with the relevant ecosystem. This definition phase is divided into two different steps:

- a) Divide the environment into “ambits”. This first step divides the affected environment into areas with similar characteristics, that is, into mutually exclusive spatial domains. According to Constanza a stock is “an element in the system that can potentially accumulate or decline”; flows are “the transactions or exchanges of material assets or information from one stock to another”; controls are the laws that control processes in the system; and attributes are “the characteristics of stocks, flows, controls and their relationships”. Ambits are thus internally-consistent spatial units with mostly the same stocks, flows, controls and attributes, as for example an estuary, a forest, a beach or lowland farmland.
- b) Identify the “elements” to be impacted. Once the environment affected has been divided into ambits, we can proceed to identify those elements from each of the ambits which we expect them to suffer impacts from a project or policy, which can be assimilated to the stocks of Constanza’s approach. As an example of these elements we suggest, “wildlife”, “vegetation” or in a more specifically way “beach dimension”, “forest air quality” or “average river volume”. The set of elements describing an ambit can be unique to that ambit, or may overlap with the set describing many ambits.

Once both the division of the environment and the identification of the elements are made, we can proceed to the next phase.

## 2.- VULNERABILITY ASSESSMENT

The main aim of this second phase is to proceed with the assessment of impacts of the project in terms of resilience and vulnerability.

Based on Walker's (2010) view of relationships between the state of a capital stock and the underlying variable that determines its dynamics, we propose three types of resilience which can be used to characterise each element (Figure 3). The different resilience types are defined as follows. Type (i) represents a relationship in which there is no threshold and all the changes are reversible at any time. Type (ii) represents a relationship with a threshold in a determined moment of the underlying variable, but with total reversibility. And type (iii) represents the existence of a threshold with no possible return path.

Neither the threshold nor the stable states are unique, in that there can be multiple thresholds and equilibria. Also a danger zone is defined. This tries to represent the vulnerability of the element and can be defined as the zone next to the threshold in which the element is more likely to change state. According to this, the danger zone appears directly in Type (ii) and (iii) resilience, but this does not exclude it from appearing in Type (i) resilience situations.

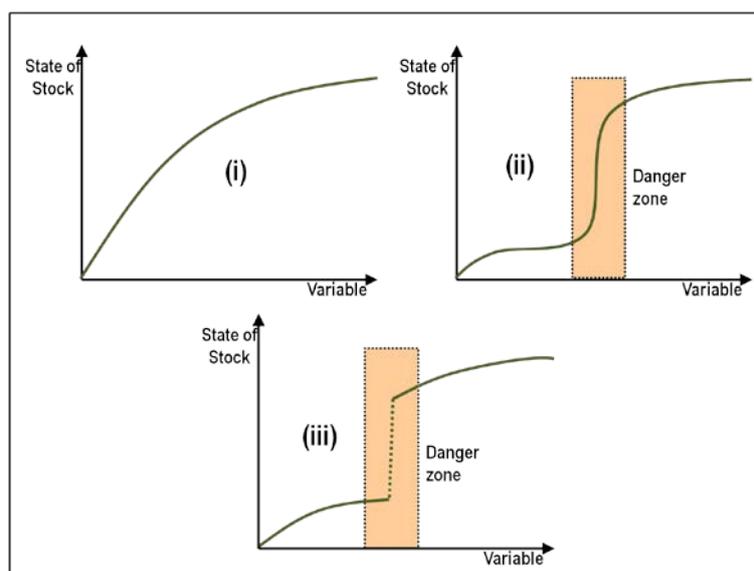


Figure 6: Resilience types and danger zone representation.

We can now assign scores to resilience and vulnerability of the elements in all the different ambits, in order to construct a measure for prioritising impacts. Note that the absolute values of these scores are arbitrary, as only the relative values have meaning.

1. Resilience appraisal. Resilience can be related to the behaviour of the quality of an element confronted by changes in the environment. According to the categories defined before, we need to know the reversibility of responses to this pressure and

about the existence or not of a threshold. These are the two questions that must be answered in this step and their answers will give us the score of the resilience measure for each element according to Table 1.

<b>Is the process reversible?</b>	<b>Score</b>
Yes	+0
No	+2

<b>Is there any threshold in the behaviour of the element?</b>	<b>Score</b>
Yes	+2
No	+1

*Table 1: Questions and scores in the resilience appraisal of an environmental element*

2. Vulnerability assessment. Once the element resilience is defined, to assess the vulnerability it is necessary to determine if the studied variable of the element is in the so called danger zone. To define the danger zone we suggest an area of the 5% above and below the threshold point (this 5% ensure us to delimit the surroundings of the threshold and so the zone in which the element is likely to change its status). Clearly, this assumes an ability to measure this zone. According to this distance to the threshold and the danger zone, new points are set (Table 2).

<b>Is the element in the danger zone?</b>	<b>Score</b>
Yes	+0
No	+2

*Table 2: Question and score in the vulnerability assessment of an environmental element*

At this point we define “Vulnerability Grade” as the sum of the different scores obtained in the previously questions. This value can reach a maximum of 6 points and a minimum of 1. This minimum value, which could be zero, is set in one due to the Final Relevance Index used after in this methodology and it multiplier character: if the Vulnerability Grade could be zero, then the final index would be zero too independently of the importance and risk analysis of the element.

### 3.- IMPACT ASSESSMENT

The previous phases comprise work undertaken by experts. In this third phase the participation of the population affected by the projects is going to be a key issue to help with the evaluation of two variables of the elements that define the environment. One way of collecting such information is through a stated preference survey of members of the public likely to be affected by the project.

The two variables that we are going to analyze in this phase are the importance of the element and the risk perception of it. We define importance as the relevance that an element has for each individual of the affected population. Risk is understood as the subjective probability that each one of the individuals has that an element can be affected by the project under evaluation.

So, according to this, data should be collected which reveals the values held by the relevant population<sup>3</sup> regarding perceived risks and perceived relative importance of impacts. We suggest using the scales proposed in Table 3 and Table 4, which are designed in a 5 scale grade. Of course, there is likely to be considerable heterogeneity across the relevant population both of importance values and risk perceptions. Here we simply work with mean sample values of these heterogeneous individual scores, but other approaches could be used which actually model and the incorporate both types of heterogeneity.

Importance	Grade of Importance
Slight	1
Low	2
Medium	3
High	4
Extreme	5

*Table 3: Importance scale for an environmental element*

Risk	Grade of Risk Occurrence
Remote occurrence	1
Low occurrence	2
Possible occurrence	3
High occurrence	4
Almost certainly occurrence	5

*Table 4: Risk scale for an environmental element*

With the results of such a survey, we can determine the “Grade of Importance” and the “Grade of Risk Occurrence” (GRO) for each one of the elements.

#### 4.- RANKING

In this final phase we must proceed to determine the index which is going to allow us to proceed with the ranking of the environmental impacts of the project and so decide which of these are more relevant to be included in our CBA. We remember here that this is the final objective of this methodology: to determine the impacts to be included within the CBA. This methodology tries to help to determine these relevant impacts using the perceptions of both experts and the population affected. Obviously this determination depends on the CBA limitations: if there are no time or money limits, all impacts can be studied deeply; but if there are time and money limitations to the analysis, the methodology described can be used to prioritize what gets included in the CBA.

This phase is divided into two steps:

1. Compute the Final Relevance Index. In this final step, we will compute the Final Relevance Index (FRI), using the following formulation:

---

<sup>3</sup> Here we ignore the problem of defining what constitutes the “relevant population”, which is an awkward question when non-use values and transboundary public goods are concerned.

$$FRI = \frac{1}{15} \times (Vulnerability \times Importance \times Risk) \quad (2)$$

Where *Vulnerability* refers to “Vulnerability Grade” expressed in terms of 1-5, *Importance* refers to “Grade of Importance” expressed in terms of 1-5, and *Risk* refers to “Grade of Risk Occurrence” expressed in terms of 1-5 as obtained from the survey carried out. The 1/15 factor helps to obtain the FRI in a scale from 1 to 10.

This “1/15” factor derives from the maximum and minimum FRI values can obtain. The maximum can be (according to the formulation) a 6 points vulnerability, 5 points impact and a 5 points grade of risk, summing to a maximum of 150 points. Transforming this to a 1-10 scale requires each element to be multiplied by 1/15.

2. Ranking. Once we have obtained the FRI for all the elements affected by the project, we can use this value to rank them and select those more relevant to continue with the cost-benefit analysis.

We can see summarized all the process described before in Figure 3 and we suggest the use of a table similar to Table 5 to proceed with the methodology.

	ELEMENT	Reversible?	Threshold?	Danger zone?	Gr. Vulnerability	Gr. Importance	GRO	FRI
<b>AMBIT</b>								
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...

Table 5: Methodology summary

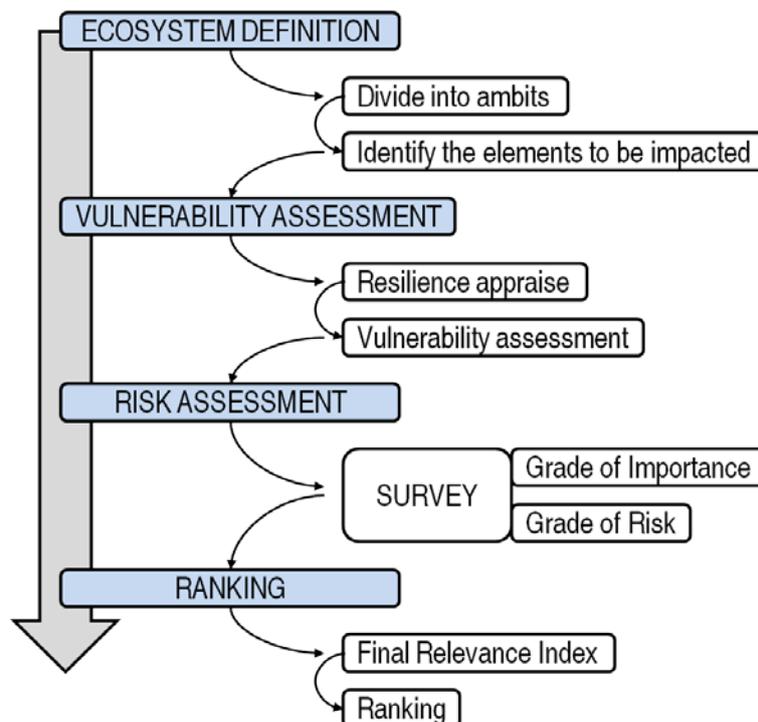


Figure 7: Methodology summary.

## **APPLICATION TO AN ACTUAL CASE STUDY**

The Natural Park of the Dunes of Liencres is situated in the coast of Cantabria, in northern Spain. It was defined under a regional law in 1986 and its main feature is a dune system in the right margin of Pas river mouth. In 2004 the European Union declared it as a Site of Community Interest (SCI) and it was enlarged to a total extension of 544,21 hectares to include coastal areas and beaches around the river mouth. This SCI complains at least eleven interesting habitats, with special focus on the plant species living in the dunes area and all the ecosystems along the coastal cliffs.

Recently, the Government of Cantabria has started the procedure to design a Natural Resources Management Plan (NRMP) of the Dunes of Liencres, Pas forth and 'Costa Quebrada' to establish the needed regulation to protect the natural park and it surrounding areas, defining the authorized, approvable and forbidden uses. This new plan has a total extension of 1.753,14 hectares which implies a significant enlargement of the natural park and the SCI itself, including some more beaches and three different municipalities. The main objectives of this plan are:

- a) Ensure the maintenance of the ecological processes.
- b) Maintain the conservation of biodiversity and geodiversity.
- c) Develop the orderly use of the resources to ensure the sustainable exploitation of the natural ecosystem.
- d) Ensure the natural ecosystem's preservation and conservation.
- e) Apply the precautionary principle in all the interventions that could affect the ecosystem, habitats and species.

In order to achieve these objectives, the plan studies different management alternatives which differ according to total area protected, but also the different uses allowed within the area. All of these alternatives have some effects on use within the area delimited as natural park in the plan, and would affect in public use of natural areas, parking, a golf course and a industrial waste disposal emissary.

### **1.- ECOSYSTEM DEFINITION**

The first step in the methodology is to proceed with the ecosystem definition. In this case, we based our analysis on the NRMP in which a methodology based on primary land characteristics is used to define a group of environmental units. The first of the factors used to distinguish between these units is the "presence or influence of the marine ambient". According to this, the NRMP makes a distinction between a "coastal ambient" (affected by marine dynamics) and a "terrestrial ambient" (with no relation to marine areas). In this case study we are going to focus on the first of these ambients.

Once the coastal ambient is defined, the NRMP makes two more divisions according to the existence of erosion processes, the importance of transport and sedimentation processes, high tide influence, river, coastal or wind processes. Based on this, the area affected by the plan for the coastal ambient is divided into five environmental units: islands, cliffs, estuary, beaches and dune system.

In the environmental assessment associated to the NRM plan we can find the enumeration of the impacts of the plan on the environment. These are listed in Table 10.

<b>SENSITIVE ELEMENTS OF THE ENVIROMENT TO BE AFFECTED BY THE NRM PLAN</b>	
TERRESTRIAL ELEMENTS	Soil
	Forms
	Geological heritage
WATER QUALITY	Surface water quality
	Underground water quality
	Hydric balance
AIR QUALITY	Quality (Light pollution)
	Quality (Soil suspension particles)
VEGETATION	Directive 93/42/CEE Annex I Habitats
	Directive 93/42/CEE Annex II Species
	Species included in the Regional Catalogue of Threatened Species
WILDLIFE	Directive 93/42/CEE Annex I Habitats
	Directive 93/42/CEE Annex II Species
	Species included in the Regional Catalogue of Threatened Species
LANDSCAPE	Landscape quality
SOCIOECONOMICS	Primary sector
	Secondary sector
	Tertiary sector
HERITAGE	Archaeological and architectonic

*Table 6: Sensitive elements to be affected by the plan (Government of Cantabria, 2013)*

With this information, we can go on to the next step of our methodology and start with the assessment of the different ecosystem attributes.

## 2.- VULNERABILITY ASSESSMENT

To determine the values of resilience and vulnerability of each one of the elements in every ambit it is necessary to answer the questions defined in Table 1 and Table 2 of the methodology. This was done using a panel of experts with enough knowledge both of the area under assessment and in analysing the different characteristics of the elements and the ambits stated before. The possible consequences of the NRMP were analysed, especially those which affect to the actual socioeconomic uses of the natural park, which according to the text of the plan are going to be reduced and in some cases could disappear:

- a) Effects over the existing restaurants and food stalls near the beaches.
- b) Effects over the golf course near the river Pas mouth.
- c) Effects over the submarine waste disposal emissary from a chemical industry in the neighbour municipality.
- d) Effects over the existing parking sited near the beaches.

The results of this assessment are compiled in Table 11.

## 3.- IMPACT ASSESSMENT

In this third phase, and to evaluate the importance and the risk perception of the elements under assessment, a survey was necessary to incorporate the values and risk perceptions of the population of the area under study. A survey was undertaken to obtain these

results. People surveyed were asked to rate in a 1-5 scale the importance and the risk perception of all of the elements of the ambits in which the area affected by the NRMP was divided. The survey was made by an online questionnaire and both people from Cantabria and the neighbours regions were asked to answer it. A total of 152 people responded but finally only 82 of those answers were completed and valid. Some more data about the survey are displayed in Table 11.

TOTAL ANSWERS	Total	152
	Valid	86
	Non valid	66
GENDER	Male	40
	Female	45
	No answer	1
KNOWLEDGE OF THE NATURAL PARK	Yes	66
	No	20
	No answer	-
VISITED EVER THE NATURAL PARK	Yes	59
	No	27
	No answer	-
REGION	Cantabria	50
	Other	36
	No answer	-

*Table 7: Summary of the survey population classification*

The results of the valuation of the Grade of Importance and the Grade of Risk Occurrence are shown in Table 13 for each of the environmental elements.

#### 4.- RANKING

With the previous results of the vulnerability assessment and the results of the survey for the importance and the risk perception, we could then evaluate the Final Relevance Index according to the formulae proposed in the methodology. The results of this operation are summarized in Table 14.

With these values we can now proceed to rank all the elements. In this case study we suppose that due to time and money restrictions, only ten elements can be analysed in the CBA process. Ranking the 80 elements of the different environmental ambits in function of their FRI, the ten selected elements are the ones shown in Table 15.

1	BEACHES – Socioeconomics
2	DUNE SYSTEM – Landscape
3	STUARY – Socioeconomics
4	BEACHES – Landscape
5	STUARY – Vegetation
6	BEACHES – Terrestrial elements
7	STUARY – Wildlife
8	DUNE SYSTEM – Vegetation
9	DUNE SYSTEM – Wildlife
10	CLIFFS – Landscape

*Table 8: Ranking of the elements according to their FRI*

Analyzing the results, we can observe that these elements can be grouped under two different situations: the ones with a low importance or risk valuation, but with a high resilience/vulnerability ranking according to the experts study, and the others with a low vulnerability but with a great importance or risk perception for the population affected.

**NUEVOS PROBLEMAS EN LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA – EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD Y DE LA PERCEPCIÓN DEL RIESGO EN EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO MEDIOAMBIENTAL**

		Reversible?	Threshold?	Danger zone?	GRADE OF VULNERABILITY
<b>ISLANDS</b>	Terrestrial Elements	No	Yes	No	1
	Water Quality	Yes	Yes	No	2
	Air Quality	Yes	Yes	No	2
	Vegetation	No	No	No	3
	Wildlife	No	No	No	3
	Landscape	No	No	No	3
	Socioeconomics	No	-	No	1
	Heritage	No	-	No	1
<b>CLIFFS</b>	Terrestrial Elements	No	Yes	No	1
	Water Quality	Yes	Yes	No	2
	Air Quality	Yes	Yes	No	2
	Vegetation	No	No	No	3
	Wildlife	No	No	No	3
	Landscape	No	No	No	3
	Socioeconomics	No	Yes	No	1
	Heritage	No	No	No	3
<b>STUARY</b>	Terrestrial Elements	No	Yes	No	1
	Water Quality	Yes	Yes	No	2
	Air Quality	Yes	Yes	No	2
	Vegetation	No	No	No	3
	Wildlife	No	No	No	3
	Landscape	No	No	No	3
	Socioeconomics	No	No	Yes	5
	Heritage	No	No	No	3
<b>BEACHES</b>	Terrestrial Elements	No	Yes	Yes	3
	Water Quality	Yes	Yes	No	2
	Air Quality	Yes	Yes	No	2
	Vegetation	No	No	No	3
	Wildlife	No	No	No	3
	Landscape	No	No	No	3
	Socioeconomics	No	No	Yes	5
	Heritage	No	Yes	No	1
<b>DUNE SYSTEM</b>	Terrestrial Elements	No	Yes	No	1
	Water Quality	Yes	Yes	No	2
	Air Quality	Yes	Yes	No	2
	Vegetation	No	No	No	3
	Wildlife	No	No	No	3
	Landscape	No	No	No	3
	Socioeconomics	No	Yes	No	1
	Heritage	No	Yes	No	1

*Table 9: Summary of vulnerability assessment*

**8.- A PROPOSED METHODOLOGY FOR INCLUDING RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK PERCEPTION IN COST-BENEFIT ANALYSIS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT**

		GRADE OF IMPORTANCE		GRADE OF RISK PERCEPTION	
		Average	Stand. Dev.	Average	Stand. Dev.
<b>ISLANDS</b>	Terrestrial Elements	3,928	0,866	3,463	1,178
	Water Quality	4,570	0,660	3,256	1,140
	Air Quality	4,267	0,860	2,988	1,170
	Vegetation	4,337	0,679	3,647	1,120
	Wildlife	4,337	0,729	3,647	1,120
	Landscape	4,244	0,825	3,721	1,059
	Socioeconomics	3,253	1,124	3,337	1,252
	Heritage	3,627	1,112	3,235	1,288
<b>CLIFFS</b>	Terrestrial Elements	4,086	1,051	3,513	1,102
	Water Quality	3,759	1,201	2,863	1,260
	Air Quality	4,100	1,001	3,152	1,156
	Vegetation	3,988	0,974	3,407	1,127
	Wildlife	4,000	1,037	3,370	1,188
	Landscape	4,457	0,807	3,704	1,078
	Socioeconomics	3,013	1,164	2,987	1,233
	Heritage	3,373	1,206	3,013	1,164
<b>STUARY</b>	Terrestrial Elements	3,921	0,977	3,813	1,036
	Water Quality	3,987	1,026	3,373	1,206
	Air Quality	4,705	0,667	4,026	1,112
	Vegetation	4,632	0,585	3,974	1,006
	Wildlife	4,551	0,784	3,962	1,038
	Landscape	4,179	0,964	3,882	1,070
	Socioeconomics	3,455	1,241	3,385	1,108
	Heritage	3,526	1,172	3,276	1,196
<b>BEACHES</b>	Terrestrial Elements	4,421	0,771	4,118	0,938
	Water Quality	4,152	1,087	3,316	1,288
	Air Quality	4,756	0,648	4,013	1,149
	Vegetation	3,769	1,127	3,539	1,101
	Wildlife	3,792	1,104	3,513	1,137
	Landscape	4,608	0,564	4,053	0,937
	Socioeconomics	3,818	1,022	3,961	1,051
	Heritage	3,667	1,077	3,513	1,260
<b>DUNE SYSTEM</b>	Terrestrial Elements	4,558	0,866	4,200	0,900
	Water Quality	3,833	1,037	3,055	1,290
	Air Quality	3,442	1,323	3,224	1,292
	Vegetation	4,474	0,785	3,987	1,039
	Wildlife	4,273	0,955	3,868	1,050
	Landscape	4,667	0,596	4,184	0,989
	Socioeconomics	3,091	1,300	3,360	1,204
	Heritage	3,487	1,291	3,333	1,256

Table 10: Results of the survey for importance and risk perception

**NUEVOS PROBLEMAS EN LA EVALUACIÓN DE PROYECTOS DE INGENIERÍA – EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD Y DE LA PERCEPCIÓN DEL RIESGO EN EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO MEDIOAMBIENTAL**

		<b>Gr. Vulnerability</b>	<b>Gr. Importance</b>	<b>GRO</b>	<b>FRI</b>
<b>ISLANDS</b>	Terrestrial Elements	1,000	3,928	3,463	<b>0,9069</b>
	Water Quality	2,000	4,570	3,256	<b>1,9838</b>
	Air Quality	2,000	4,267	2,988	<b>1,7003</b>
	Vegetation	3,000	4,337	3,647	<b>3,1636</b>
	Wildlife	3,000	4,337	3,647	<b>3,1636</b>
	Landscape	3,000	4,244	3,721	<b>3,1585</b>
	Socioeconomics	1,000	3,253	3,337	<b>0,7237</b>
	Heritage	1,000	3,627	3,235	<b>0,7822</b>
<b>CLIFFS</b>	Terrestrial Elements	1,000	4,086	3,513	<b>0,9569</b>
	Water Quality	2,000	3,759	2,863	<b>1,4349</b>
	Air Quality	2,000	4,100	3,152	<b>1,7230</b>
	Vegetation	3,000	3,988	3,407	<b>2,7174</b>
	Wildlife	3,000	4,000	3,370	<b>2,6963</b>
	Landscape	3,000	4,457	3,704	<b>3,3013</b>
	Socioeconomics	1,000	3,013	2,987	<b>0,6000</b>
	Heritage	3,000	3,373	3,013	<b>2,0328</b>
<b>STUARY</b>	Terrestrial Elements	1,000	3,921	3,813	<b>0,9968</b>
	Water Quality	2,000	3,987	3,373	<b>1,7933</b>
	Air Quality	2,000	4,705	4,026	<b>2,5257</b>
	Vegetation	3,000	4,632	3,974	<b>3,6815</b>
	Wildlife	3,000	4,551	3,962	<b>3,6060</b>
	Landscape	3,000	4,179	3,882	<b>3,2446</b>
	Socioeconomics	5,000	3,455	3,385	<b>3,8974</b>
	Heritage	3,000	3,526	3,276	<b>2,3107</b>
<b>BEACHES</b>	Terrestrial Elements	3,000	4,421	4,118	<b>3,6416</b>
	Water Quality	2,000	4,152	3,316	<b>1,8356</b>
	Air Quality	2,000	4,756	4,013	<b>2,5451</b>
	Vegetation	3,000	3,769	3,539	<b>2,6682</b>
	Wildlife	3,000	3,792	3,513	<b>2,6645</b>
	Landscape	3,000	4,608	4,053	<b>3,7346</b>
	Socioeconomics	5,000	3,818	3,961	<b>5,0407</b>
	Heritage	1,000	3,667	3,513	<b>0,8588</b>
<b>DUNE SYSTEM</b>	Terrestrial Elements	1,000	4,558	4,200	<b>1,2764</b>
	Water Quality	2,000	3,833	3,055	<b>1,5613</b>
	Air Quality	2,000	3,442	3,224	<b>1,4793</b>
	Vegetation	3,000	4,474	3,987	<b>3,5677</b>
	Wildlife	3,000	4,273	3,868	<b>3,3057</b>
	Landscape	3,000	4,667	4,184	<b>3,9053</b>
	Socioeconomics	1,000	3,091	3,360	<b>0,6924</b>
	Heritage	1,000	3,487	3,333	<b>0,7749</b>

Table 11: Methodology summary and FRI.

Our proposed methodology plans in its third stage and looking for the assessment of the importance and impact the need of a survey in the population affected by the project under evaluation. The act of taking this survey introduces in our analysis the different perceptions of a number of people, which are translated into the final index into two different ways: one by a subjective component (but we really look for this in order to take into consideration the population opinions) and other by heterogeneity in the answers given.

To obtain the “Grade of Importance” and the “Grade of Risk Occurrence” we use the average of the scores given in the survey, but the use of this doesn’t allow us to consider the dispersion of the answers. In the case study analyzed, the dispersions of the results were between 0,564 and 1,323. These values, by itself, can’t give any conclusion but allows us to calculate the coefficient of variation. This coefficient is used to be understood as “acceptable” if it is under 0,35.

There are some items (about 20-25% of the total) which coefficient of variation overpass this 0,35 limit (though no one of those items are above 0,40). Even that with these results we consider the methodology useful and fully usable, we decided to analyze the possibility of introducing in the FRI calculation any kind of parameter that could introduce any measure of the answers dispersion in the index.

Discarding the possibility of combining the average and the dispersion in a parameter, or the use of the interquartile range, we decided to suggest truncating the sample of answers deleting the 5% of the highest scores and the 5% of the lowest ones, reducing the total sample in a 10% (which we consider the maximum that can be deleted without affecting the final result). The conclusions we obtained doing this truncation are:

- In all the elements, the standard deviation is reduced. Range of this reduction varies between 5,59% and 41,75%.
- As a consequence of the truncation, the average score is affected, with a reduction of a 1,50% in average.
- The truncation affects the Final Relevance Index (the average is reduced, so the FRI) but these changes mainly have not any effect on the ranking of the elements (some elements exchange its positions in pairs, but not really relevant changes).

So, the execution of the truncation allows us to reduce the heterogeneity and dispersion of the answers, but in the way that it does not affects the final index and the ranking we suggest this possibility as a technique to be used only in those cases where the coefficient of variation is really high and the answers obtained couldn’t ensure the representativeness of the sample obtained in the survey.

### **CONCLUSIONS**

Traditional CBA analysis has been shown to be a very powerful instrument in the world of certainty, simple effects, short term steps and linearity, but when irreversibility, uncertainty, complexity and the long term are relevant issues, the method faces greater challenges. Moreover, the CBA process is time consuming and expensive, and analysts often need to decide which impacts to prioritise for consideration. In this paper, we have set out a framework for

prioritizing which impacts should be considered first, based on the measures linked to concepts of resilience, risk and vulnerability.

We propose a methodology that takes into account both expert analysis on the relevant attributes of the affected areas and the views of the general public on the measure of the importance and perceived risk levels. This preserves within the prioritization process the methodological focus on benefits and costs as perceived by individuals which underlie the decision process inherent to any CBA. With a case study, our paper demonstrates how the proposed methodology can be implemented, and indicates which project impacts should be prioritised for inclusion in the CBA. Clearly, more resources and more time would allow analysts to proceed further down the ranking when undertaking the CBA. Finally, whilst our method shows how resilience, vulnerability and risk can be included in a prioritisation exercise, it does not show how these three issues should best be included in the CBA itself. Coming up with a consistent treatment within the CBA exercise is clearly the next step.

### **REFERENCES**

- Adger, W. Neil (2006), 'Vulnerability', *Global Environmental Change*, 16 (3), 268-81.
- Brand, Fridolin (2009), 'Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development', *Ecological Economics*, 68 (3), 605-12.
- Cantabria, Gobierno de (2013), 'Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Dunas de Liencres, Estuario del Pas y Costa Quebrada', in Pesca y Desarrollo Rural) Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza (Consejería de Ganadería (ed.), (1; Santander: Gobierno de Cantabria), 345.
- Cappabianca, F., Barbolini, M., and Natale, L. (2008), 'Snow avalanche risk assessment and mapping: A new method based on a combination of statistical analysis, avalanche dynamics simulation and empirically-based vulnerability relations integrated in a GIS platform', *Cold Regions Science and Technology*, 54 (3), 193-205.
- Commission, European (2006), 'On the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life', 2006/44/EC (Official Journal of the European Union, L 264/20).
- Congress, US (1936), 'Flood control act of 1936', *Public Law*, 738, 49.
- Costanza, R., et al. (2000), *Institutions, ecosystems, and sustainability* (Ecological economics series; Boca Raton [etc.]: Lewis) 270.
- Crichton, David (1999), 'The risk triangle', *Natural Disaster Management, Tudor Rose, London*, 102-03.
- Díaz Simal, Pedro and Torres Ortega, Saúl (2011), 'Contributions towards climate change vulnerability and resilience from institutional economics', *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 11 (1), 143-60.
- Fell, R, et al. (2005), 'State of the Art Paper 1-A framework for landslide risk assessment and management', *Proceedings of the International Conference on Landslide Risk Management, Vancouver, Canada* (31).

- Foerster, E., Krien, Y., Dandoulaki, M., Priest, S., Tapsell, S., Delmonaco, G., . . . Bonadonna, C. (2009). 'ENSURE Project. Deliberable 1.1.1: Methodologies to assess vulnerability of structural systems'.
- Hanley, N. and Barbier, E. B. (2009), *Pricing nature : cost-benefit analysis and environmental policy-making* (Cheltenham [etc.]: Edward Elgar).
- Hanley, N., Shogren, J., and White, B. (2006), *Environmental Economics: In Theory & Practice* (Second edn.: Palgrave Macmillan).
- Hashimoto, Tsuyoshi, Stedinger, Jerry R., and Loucks, Daniel P. (1982), 'Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation', *Water Resources Research*, 18 (1), 14-20.
- Holling, C. S. (1973), 'Resilience and Stability of Ecological Systems', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23.
- Houghton, JT, et al. (1996), 'Climate Change 1995: The IPCC Second Scientific Assessment', (Cambridge University Press Cambridge).
- Jeffers, James M. (2013), 'Integrating vulnerability analysis and risk assessment in flood loss mitigation: An evaluation of barriers and challenges based on evidence from Ireland', *Applied Geography*, 37 (0), 44-51.
- Kiker, Gregory A., et al. (2005), 'Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making', *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1 (2), 95-108.
- Klein, Richard J. T., Nicholls, Robert J., and Thomalla, Frank (2003), 'Resilience to natural hazards: How useful is this concept?', *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 5 (1-2), 35-45.
- Levin S. et al (1998) "Resilience in natural and socio-economic systems" *Environment and Development Economics*, 3, 222-235
- Linares, Pedro (2002), 'Multiple criteria decision making and risk analysis as risk management tools for power systems planning', *Power Systems, IEEE Transactions on*, 17 (3), 895-900.
- Linkov, I., et al. (2006), 'From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications', *Environment International*, 32 (8), 1072-93.
- Linnekamp, F., Koedam, A., and Baud, I. S. A. (2011), 'Household vulnerability to climate change: Examining perceptions of households of flood risks in Georgetown and Paramaribo', *Habitat International*, 35 (3), 447-56.
- Menoni, S., Molinari, D., Parker, D., Ballio, F., & Tapsell, S. (2012). 'Assessing multifaceted vulnerability and resilience in order to design risk-mitigation strategies'. *Natural Hazards*, 64(3), 2057-2082. doi: 10.1007/s11069-012-0134-4
- Nurse-Bray, Melissa, et al. (2012), 'Communicating climate change: Climate change risk perceptions and rock lobster fishers, Tasmania', *Marine Policy*, 36 (3), 753-59.
- O'Connor, Robert E., Bord, Richard J., and Fisher, Ann (1999), 'Risk Perceptions, General Environmental Beliefs, and Willingness to Address Climate Change', *Risk Analysis*, 19 (3), 461-71.

- Pearce, David (1998), 'Cost benefit analysis and environmental policy', *Oxford Review of Economic Policy*, 14 (4), 84-100.
- Pelling, Mark (2003), *The vulnerability of cities: natural disasters and social resilience* (Earthscan).
- Reagan, Ronald (1981), 'Executive order 12,291: Federal regulation', *Federal Register*, 46 (190), 13193-98.
- Roaf, Sue, Crichton, David, and Nicol, Fergus (2010), 'Chapter 2 - Risk, Scenarios and Insurance', *Adapting Buildings and Cities for Climate Change (Second Edition)* (Oxford: Architectural Press), 32-50.
- Saint-Pierre (1708), *Mémoire sur la réparation des chemins* (France).
- Sarewitz, D., Pielke, R., & Keykhah, M. (2003). Vulnerability and Risk: Some Thoughts from a Political and Policy Perspective. *Risk Analysis*, 23(4), 805-810. doi: 10.1111/1539-6924.00357
- Scholz, Roland W., Blumer, Yann B., and Brand, Fridolin S. (2011), 'Risk, vulnerability, robustness, and resilience from a decision-theoretic perspective', *Journal of Risk Research*, 15 (3), 313-30.
- Tamvakis, Pavlos and Xenidis, Yiannis (2013), 'Comparative Evaluation of Resilience Quantification Methods for Infrastructure Systems', *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 74 (0), 339-48.
- Tol, Richard S. J. (2001). 'Equitable cost-benefit analysis of climate change policies'. *Ecological Economics*, 36(1), 71-85. doi: 10.1016/S0921-8009(00)00204-4
- Tol, Richard S J. (2003), 'Is the Uncertainty about Climate Change too Large for Expected Cost-Benefit Analysis?', *Climatic Change*, 56 (3), 265-89.
- Walker, B. H. and Pearson, L. (2007), 'A resilience perspective of the SEEA', *Ecological Economics*, 61 (4), 708-15.
- Walker, Brian, et al. (2004), 'Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems', *Ecology and Society*, 9 (2).
- Walker, Brian, et al. (2010), 'Incorporating Resilience in the Assessment of Inclusive Wealth: An Example from South East Australia', *Environmental and Resource Economics*, 45 (2), 183-202.
- Warrick, Olivia (2010), 'Climate change and social change: vulnerability and adaptation in rural Vanuatu', *The University of Waikato, Hamilton, New Zealand*.
- Wolf, Sarah (2012), 'Vulnerability and risk: comparing assessment approaches', *Natural Hazards*, 61 (3), 1099-113.
- Wu, Tong and Kim, Yeon-Su (2013), 'Pricing ecosystem resilience in frequent-fire ponderosa pine forests', *Forest Policy and Economics*, 27 (0), 8-12.
- Yan, Haiming, Zhan, Jinyan, and Zhang, Tao (2011), 'Resilience of Forest Ecosystems and its Influencing Factors', *Procedia Environmental Sciences*, 10, Part C (0), 2201-06.

**8.- A PROPOSED METHODOLOGY FOR INCLUDING RESILIENCE, VULNERABILITY AND RISK PERCEPTION IN COST-BENEFIT ANALYSIS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT**

---

