

ECONOMÍA DE LOS RECURSOS NATURALES

ALDO CERDA MOLINA

INDICE DE CONTENIDOS

<i>EcoNATIVA, PROFESIONALES DEL DESARROLLO SUSTENTABLE</i>	<i>i</i>
---	-----------------

<i>AGRADECIMIENTOS</i>	<i>ii</i>
-------------------------------	------------------

<i>PREFACIO</i>	<i>iii</i>
------------------------	-------------------

CAPÍTULO 1

DESARROLLO SUSTENTABLE: COMPATIBILIZANDO ECOLOGÍA Y PROGRESO ECONÓMICO	1
---	----------

INTRODUCCIÓN	1
MODELO PESIMISTA	2
MODELO OPTIMISTA	3
¿EXISTE UNA VISIÓN CORRECTA?	4
EL ENFOQUE HARTWICK - SOLOW DE SUSTENTABILIDAD	6
EL ENFOQUE DEL CAPITAL NATURAL NO DECRECIENTE	8
EL ENFOQUE DE LA ESCUELA DE ECONOMÍA ECOLÓGICA	11
CONCLUSIONES	12
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
APÉNDICE 1:	
Ajustes por Consideraciones Ambientales al Sistema de Cuentas Nacionales	14
APÉNDICE 2:	
Economía Ecológica: El Modelo de Common - Perrings	18

CAPÍTULO 2	
VALORIZACIÓN DEL MEDIOAMBIENTE	20
INTRODUCCIÓN: ¿CUÁLES SON LAS MOTIVACIONES QUE DAN LUGAR A LA EXPRESIÓN DE VALORES?	20
NATURALEZA DEL VALOR ECONÓMICO	21
HABLAR ES GRATUITO: ELLO EXPLICA PORQUÉ LA OFERTA EXCEDE A LA DEMANDA	22
SITUACIONES "WIN-WIN"	23
DERECHOS Y OBLIGACIONES DE ALTO Y BAJO ORDEN	23
DEMOSTRACIÓN Y CAPTURA DEL VALOR DE CONSERVACIÓN	24
CONCLUSIONES	25
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	26
CAPÍTULO 3	
EQUIDAD INTERGENERACIONAL: EL ROL DE LA TASA DE DESCUENTO	27
INTRODUCCIÓN	27
¿POR QUÉ DESCONTAR?	28
LA ELECCIÓN DE UNA TASA DE DESCUENTO ESPECÍFICA	28
RIESGO, INCERTIDUMBRE Y CONSIDERACIONES AMBIENTALES	31
¿QUÉ TASA DE DESCUENTO UTILIZAR CUANDO UN PROYECTO TIENE CONSECUENCIAS MUY LEJANAS?	32
CONCLUSIONES	34
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
CAPÍTULO 4	
RECURSOS NO RENOVABLES: DEFINIENDO LO QUE SE ENTIENDE POR ESCASEZ	35
INTRODUCCIÓN	35
ESCASEZ: UNA PRIMERA (Y MALA) FUENTE DE MEDIDA	37
LOS COSTOS UNITARIOS: UNA MEDIDA CLÁSICA DE ESCASEZ	38
¿LOS PRECIOS REALES COMO MEDIDA DE ESCASEZ?	39
LO BÁSICO DE LO BÁSICO: LA RENTA PARA MEDIR LA ESCASEZ	40
CONCLUSIONES	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

CAPÍTULO 5	
EL USO ÓPTIMO DE RECURSOS NO RENOVABLES	42
INTRODUCCIÓN	42
EXTRACCIÓN ÓPTIMA DE UNA INDUSTRIA	44
PRECIOS LÍMITES Y TECNOLOGÍAS SUSTITUTAS	47
EXPOSICIÓN DIAGRAMÁTICA DEL USO ÓPTIMO DEL RECURSO	48
EFFECTOS DEL CAMBIO EN LOS PARÁMETROS	49
CONCLUSIONES	53
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
CAPÍTULO 6	
PESQUERÍAS: EL PROBLEMA DEL ACCESO ABIERTO	54
INTRODUCCIÓN	54
MODELO DE LA DINÁMICA DE LA INDUSTRIA PESQUERA	55
BIOLOGÍA DE LAS POBLACIONES MARINAS	56
EQUILIBRIO BIONÓMICO	58
PESCA BAJO ACCESO ABIERTO	59
¿EXTINCIÓN SOCIALMENTE ÓPTIMA?	66
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
CAPÍTULO 7	
REGULACIÓN DEL SECTOR PESQUERO	68
INTRODUCCIÓN	68
REGULACIÓN PESQUERA: IMPUESTOS “A LA PIGOU”	69
IMPUESTO A LA CAPTURA	70
IMPUESTO AL ESFUERZO DE PESCA	72
CUOTA TOTAL DE CAPTURA	73
CUOTAS INDIVIDUALES	74
CONCLUSIONES	75
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
CAPÍTULO 8	
BIODIVERSIDAD: ¿CÓMO PROTEGER LO QUE NO SE CONOCE?	76
INTRODUCCIÓN	76
¿POR QUÉ ES IMPORTANTE PROTEGER LA BIODIVERSIDAD?	77
¿QUÉ SE ENTIENDE POR PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD?	78
CAUSAS APARENTES DE LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD	82
CAUSAS FUNDAMENTALES DE LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD	83
ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN	85
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

CAPÍTULO 9

BOSQUES: ¿CÓMO SATISFACER MÚLTIPLES DEMANDAS EFICIENTEMENTE?

87

INTRODUCCIÓN

87

ROTACIÓN ÓPTIMA: LA REGLA DE FISHER

87

LA REGLA DE FAUSTMANN

91

BOSQUES: MUCHO MÁS QUE MADERA

93

CONCLUSIONES

96

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

96

APÉNDICE 1:

Ajustes por Consideraciones Ambientales al sistema de Cuentas Nacionales

97

EcoNATIVA

PROFESIONALES DEL DESARROLLO SUSTENTABLE

EcoNATIVA es una institución sin fines de lucro, comprometida con la investigación y educación pública en tópicos relacionados con el medio ambiente y los recursos naturales. Su objetivo es proveer aquel conocimiento que ayude a la sociedad a tomar las mejores decisiones relativas al uso y preservación de dichos recursos y de la calidad medioambiental, particularmente en Chile y otros países en vías de desarrollo.

Reconociendo la compleja naturaleza de los tópicos señalados, EcoNATIVA incorpora técnicas de análisis multidisciplinario para sus estudios. Sus especialistas trabajan en tópicos tales como bosques, pesca, minería, energía, agua, biodiversidad, contaminación, cambio climático y desarrollo sustentable, y los relacionan con otros tales como regulación pública, riesgo, análisis ecosistémico y tecnología.

EcoNATIVA hace suyo el compromiso de entregar estudios y análisis de la más alta calidad profesional e independientes de visiones políticas o religiosas específicas. Su finalidad última es elevar el nivel del debate relativo a estos temas, apoyando a los tomadores de decisión relevantes, así como educando al público general en un área de indudable importancia dentro de un concepto moderno de desarrollo. Sus investigaciones son publicadas en medios escritos y electrónicos y su difusión se complementa a través de conferencias, seminarios y grupos de trabajo, promoviendo la generación de las mejores ideas para el logro de la sustentabilidad global.

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas a las cuales agradecer al momento de ver finalizado este texto. En primer lugar quiero mencionar a todos aquellos que lo han revisado, corregido y mejorado con sus comentarios y sugerencias. Particularmente debo agradecer a Raúl O’Ryan del Programa de Gestión Ambiental de la Universidad de Chile, quien fue un entusiasta promotor de mi incorporación a la docencia en estos temas en el Departamento de Ingeniería Industrial. Mención aparte merecen las investigadoras de EcoNATIVA Carolina Estay y Valentina Lira, quienes han sido incansables fiscalizadoras, promotoras, correctoras y diseñadoras de plazos, contenidos y formatos de los distintos capítulos. Un equipo con ellas es garantía de éxito y EcoNATIVA y el medio ambiente se beneficiarán de ello.

A Alejandra Valenzuela, mi mujer, compañera y colega en EcoNATIVA le debo no sólo un reconocimiento similar, sino un párrafo aparte por las innumerables horas que no pudimos compartir por preparar este material y que ella generosamente ocupó para apoyarme de las maneras más diversas e intensas.

Finalmente quiero agradecer a Cristóbal, mi pequeño hijo, por darme la luz de inspiración que me guía para luchar por la construcción de un mundo mejor para él y todos los pequeños Cristóbal de este mundo.

PREFACIO

La economía ambiental y de recursos naturales es una de las áreas de la ciencia económica de mayor crecimiento en el mundo en los últimos veinticinco años. Desde la aparición de ambicioso reporte *Limits to Growth*, el número de trabajos, journals, conferencias, seminarios y especialistas que se han dedicado al estudio de compatibilizar las dimensiones ambientales, económicas y sociales del desarrollo ha crecido exponencialmente. Lamentablemente nuestro país, y Latinoamérica en general, exhibe un notable retraso respecto a esta disciplina, tanto en formación de especialistas como en divulgación de la misma a través de publicaciones y textos de docencia.

EcoNATIVA, una organización que un grupo de entusiastas especialistas hemos formado para educar e investigar en esta disciplina, ha considerado que la publicación de un texto de *Economía de los Recursos Naturales* es un buen punto de partida para su labor. Tal como se desprende de las referencias bibliográficas a lo largo de los ocho capítulos del libro, la mayor parte de los trabajos relevantes se encuentran en inglés y ello aleja en parte el interés de profesionales, estudiantes e interesados en general por profundizar sus conocimientos en esta área. Hemos tratado de sintetizar los últimos avances conceptuales a la fecha y presentarlos de un modo didáctico.

Debemos realizar una aclaración. Este no es un texto para todo público. Hay numerosas referencias matemáticas y de economía básica que son necesarias para una comprensión global de los temas tratados. Sin embargo, hemos realizado un esfuerzo especial para concentrar en apéndices y cuadros las partes menos amigables, y así permitir al lector concentrarse en los conceptos claves de cada tema a lo largo del texto principal. Esperamos haber logrado nuestro objetivo. Nuestro segmento objetivo lo constituyen académicos, profesionales del área y estudiantes de Economía, Ingeniería, Ciencias y Ecología. Sus comentarios serán bienvenidos para el mejoramiento del texto en una, esperamos, futura edición.

Los temas que aquí se tratan revisten gran seriedad y complejidad, por ello nuestro esfuerzo no ha sido menor. Nuestro compromiso con el desarrollo sustentable lo amerita. Ojalá otros sigan este camino.

ALDO CERDA M.

ECONATIVA

Santiago de Chile, Marzo 2001

CAPÍTULO 1

DESARROLLO SUSTENTABLE: COMPATIBILIZANDO ECOLOGÍA Y PROGRESO ECONÓMICO

INTRODUCCIÓN

Aunque en distintas épocas se han producido acontecimientos que han dado lugar a preocupaciones globales acerca de la viabilidad de la supervivencia humana, desde hace más de treinta años han sido los especialistas de las ciencias de la naturaleza quienes han expresado con mayor vehemencia el carácter no sostenible del patrón de desarrollo seguido por la humanidad.

Thomas Malthus predijo, hace más de un siglo, que la existencia de una cantidad finita de recursos, entre ellos tierra y recursos no renovables como los minerales, unido a una tasa de crecimiento exponencial de la población, determinaría finalmente una fuerte escasez de alimento que produciría un colapso de nuestra sociedad. Las décadas de los 70 y 80 nos mostraron una nueva forma del temor Malthusiano, esta vez expuesta por autores que señalaban que el medio ambiente posee una capacidad única y máxima de sustentar la vida humana y una vez que dicha capacidad ha sido excedida, se produce una ruptura ecológica con desastrosas consecuencias para la humanidad.

Casi simultáneamente aparecieron argumentaciones en contrario, las cuales ofrecieron una visión casi ilimitada de las posibilidades de crecimiento de la economía mundial. Aún más, bajo estas perspectivas alternativas, cualquier intento de detener este proceso sería no sólo injustificado sino antiético, por las penurias innecesarias que se harían padecer a personas que actualmente viven en condiciones de calidad de vida muy desmejoradas.

Nuestro objetivo aquí es analizar la pertinencia de tales juicios, utilizando no sólo la mejor información científica disponible, sino ocupando la óptica de la

Economía, ciencia que comparte con la Ecología el mismo origen etimológico (“cuidar u ordenar la casa” –en este caso, nuestro Planeta), y que resulta pertinente al momento de enfrentar múltiples demandas de la sociedad y disponer recursos limitados para satisfacerlas.

EL MODELO PESIMISTA

El ambicioso informe Meadows¹ es el principal representante de esta línea de pensamiento. Está basado en una técnica dinámica desarrollada en el MIT, donde un modelo computacional a gran escala (de la época) simuló diversos escenarios probables de la economía mundial. La característica más importante de este modelo es el uso de relaciones circulares de retroalimentación para explicar el comportamiento de los agentes, es decir, conexiones entre causas y efectos que, a su vez, influyen las acciones futuras. El estudio presenta tres conclusiones básicas:

- En un horizonte de tiempo menor a un siglo, de no producirse cambios significativos en las relaciones físicas, económicas o sociales que han caracterizado el crecimiento de la economía mundial, la sociedad verá agotadas sus reservas de recursos no renovables sobre las cuales descansa su base industrial. Cuando esto ocurra, se precipitará un colapso caracterizado por desempleo masivo, disminución de la disponibilidad de alimento per cápita y declinación demográfica, debido a un aumento de la tasa de mortalidad. Este proceso no seguirá un ajuste gradual, sino que sobrevendrá bruscamente el colapso.
- Cualquier política “tibia” para enfrentar las consecuencias descritas en el punto anterior no será exitosa. Para demostrar este punto, los autores arbitrariamente duplicaron sus estimaciones de la reserva de recursos básicos y permitieron que el modelo trazara una nueva trayectoria de desarrollo sobre la base de esta mayor disponibilidad. Concluyeron que el colapso se producía igualmente, pero esta vez causado por la excesiva contaminación que generaba el proceso industrial (estimulado por la mayor oferta de insumos). Los autores sugirieron entonces que los problemas de contaminación y agotamiento de los recursos se atacaran simultáneamente, constituyéndose entonces el crecimiento poblacional, con la escasez de alimento resultante, en la variable restrictiva. Así, en este modelo, el levantamiento de una restricción, hace que el sistema colapse por la activación de otra, incluso con peores consecuencias.
- Finalmente, el estudio sugiere que la única forma de evitar el colapso es a través de la inmediata imposición de límites sobre la contaminación y la población, así como cesando el crecimiento económico. Concluyen que

¹ Meadows, D et al (1972), “*The Limits to Growth*”, New York, Universe Books.

existen dos únicos escenarios posibles: la auto-imposición conciente y deliberada de dejar de crecer, o el término del crecimiento por una colisión con los límites naturales de nuestro ecosistema global. Así, dado que de un modo u otro el crecimiento económico igualmente cesaría, la pregunta relevante sería ¿cómo queremos que este proceso ocurra?

La robustez de conclusiones como las anteriores depende, entre otras cosas, de la naturaleza del modelo. Así, se deben examinar sus supuestos implícitos para verificar el realismo de las predicciones. La característica dominante de este modelo, y una de las más criticadas, es la existencia de un crecimiento económico exponencial ligado a restricciones fijas². ¿Cuáles son estos límites fijos? Entre otros, la disponibilidad de tierra y el stock de recursos no renovables³. Adicionalmente, la oferta de alimentos es fija con relación a la oferta de tierra. Luego, la combinación de un crecimiento exponencial en la demanda junto a elementos fijos en la oferta necesariamente determina que en un cierto punto la disponibilidad de éstos se agote, colapsando el sistema.

Desde un punto de vista conceptual, el irrealismo de este modelo se encuentra en la poca capacidad adaptativa del sistema para enfrentar los problemas que el crecimiento económico acarrearía. Desde una perspectiva planetaria, este modelo sería incompatible con otros como el descrito en la *Hipótesis Gaia* (desarrollado por James Lovelock), que concibe a la Tierra como un organismo viviente, poseedor de un complejo sistema de retroalimentación, cuyo objetivo es encontrar un medioambiente físico-químico óptimo. Cualquier desviación de esta condición gatilla la acción de mecanismos de respuesta que restablecen el balance, en esencia, el ambiente corresponde a un organismo que se regularía automáticamente.

EL MODELO OPTIMISTA

Algunos de los críticos del trabajo de Meadows no se limitaron a las críticas a la visión ahí presentada y propusieron alternativas. Una de ellas es la de Kahn, Brown y Martel⁴. Su conclusión básica es: “...hace 200 años en casi todas partes los seres humanos eran comparativamente pocos, pobres y se encontraban a merced de

² Como se verá en el Capítulo 3, mientras mayor sea la tasa de crecimiento del consumo de un recurso fijo, más rápidamente éste se acabará. Supongamos, por ejemplo, que las reservas actuales de un cierto mineral representan 100 veces el consumo presente, y que no pudieran ser expandidas. Si el consumo creciera un 2% anual, las reservas se agotarían en 55 años, y si creciera un 10% al año, el agotamiento se produciría en 24 años.

³ En el Capítulo 3 se discute el concepto de escasez y se analiza lo relativo que resulta suponer como fijo el stock de recursos no renovables. Por ejemplo, en 1934 se estimaba que las reservas de cobre se acabarían en 40 años. Transcurrido ese tiempo se estimaba su agotamiento en 57 años más.

⁴ Kahn H et al (1976), *The Next 200 Years: A Scenario for America and the World*, W. Morrow.

las fuerzas de la naturaleza, y dentro de 200 años, esperamos, en casi todas partes seremos numerosos, ricos y en posesión del control de las fuerzas de la naturaleza...”.

Para estos autores, cualquier intervención que interfiera el proceso de evolución natural de la sociedad, será no sólo indeseable, sino injustificado, ya que demorará el acceso de las personas más desvalidas de la sociedad a los beneficios de un standard de vida más elevado y digno.

El modelo de Kahn *et al* es más cualitativo que el de Meadows y por lo tanto su estructura es menos específica. Estos autores visualizaron escenarios que creyeron plausibles y entonces verificaron la consistencia entre sus componentes. Los principios básicos de su trabajo pueden ilustrarse mejor con un par de ejemplos referidos a alimentos y energía:

- Una de las fuentes de colapso en el modelo de Meadows era la incapacidad de la oferta alimenticia de seguir la trayectoria del consumo. En contraste con lo anterior, ellos visualizan la producción de alimento creciendo tan rápidamente que se producirá una eventual situación de sobreoferta. Este optimismo se encuentra fuertemente basado en el cambio tecnológico: aumento de la productividad agrícola, desarrollo de híbridos a partir de semillas mejoradas genéticamente, etc.
- El caso de la energía es similar. Los autores presentan una lista de tecnologías que permitirán la transición hacia la energía solar, la cual sustentará en último término un alto nivel de actividad económica. El mensaje aquí es que los autores del informe Meadows fueron muy miopes al atar el modelo a las tecnologías convencionales existentes. “*La necesidad es la madre de la inventiva*” parece ser finalmente el lema del trabajo de Kahn *et al*.

¿EXISTE UNA VISIÓN CORRECTA?

Resulta difícil responder la pregunta anterior. Sin embargo, entre los especialistas existe la creencia relativamente generalizada de que es necesario regular el uso del medio ambiente natural, porque su capacidad de asimilar los impactos de nuestras actividades da muestras de haber alcanzado en algunos casos el nivel de saturación (contaminación de ciudades, deforestación, pérdida de ecosistemas únicos, reducción de la biodiversidad, etc.). Es ahí donde nace la escuela de “*desarrollo sustentable*”. Mientras este término es objeto de un masivo reconocimiento por parte del pensamiento reciente acerca del proceso de desarrollo, no ha existido un avance a la par en términos de una definición rigurosa de lo que por él se entiende. Es por esta razón que no resulta sorprendente que los esfuerzos por “operacionalizarlo” y mostrar cómo puede ser integrado dentro del proceso práctico de toma de decisiones, no han sido numerosos y generalmente son poco persuasivos.

Ahora bien, se debe reconocer que la noción de sustentabilidad radica más bien en principios de equidad que de eficiencia. Ello no equivale a decir que este último aspecto sea irrelevante, sino que implica reconocer que los criterios de eficiencia no constituyen una condición *suficiente*, pero sí *necesaria* del desarrollo: remover aquellas políticas o fallas de mercado que incentivan un uso ineficiente de los recursos naturales y ambientales claramente ayuda a las perspectivas del desarrollo sustentable, pero no lo garantizan.

Como Asheim⁵ afirma: “*el desarrollo sustentable es un llamado a nuestra generación para manejar la base de recursos disponible de modo tal que la calidad promedio de vida que nosotros disfrutamos pueda ser potencialmente compartida por todas las futuras generaciones*”. Así, hablaremos de condiciones de equidad intra e intergeneracional, pero nos concentraremos en esta última, por cuanto es la que conceptualmente acarrea los mayores desafíos conceptuales para su puesta en práctica⁶.

Los primeros trabajos de la teoría neoclásica del crecimiento que incorporaban restricciones en la base de recursos sobre el ritmo de actividad económica, implícitamente modelaron el desarrollo sustentable como una trayectoria de **consumo no decreciente** en el tiempo y su preocupación fundamental estaba centrada más en la eficiencia intergeneracional que en el tópico de equidad. Dentro de esta línea se destacan los trabajos de Solow y Hartwick que se describirán más adelante. Sin embargo, dado que los individuos incorporan directamente a la calidad del medio ambiente como parte de su función de utilidad (y no sólo a partir de los bienes que pueden consumir), esta línea ha sido reemplazada posteriormente por modelos de **utilidad no decreciente** en el tiempo. Una forma alternativa de considerar el desarrollo sustentable ha sido concentrarse más en los medios que en los fines: ya que los recursos naturales y ambientales son necesarios para “producir” utilidad, ¿por qué no imponer una restricción en la dotación mínima de los mismos que debe traspasarse a las futuras generaciones?

Será esta discusión conceptual la que intentaremos sintetizar en las siguientes secciones. Debemos destacar de antemano que *no* existe un consenso entre especialistas acerca de la bondad de una de estas propuestas para señalarla como “la” opción práctica de operacionalización.

⁵ Asheim G. (1991), “*Defining sustainability when resource management does not have deterministic consequences*”, mimeo, Department of Economics, University of Oslo.

⁶ Como el influyente reporte Brundtland señalaba (1987), las condiciones de equidad intrageneracional son igualmente importantes para la sustentabilidad futura, dados los evidentes vínculos existentes entre las condiciones de pobreza y la degradación ambiental del hábitat.

EL ENFOQUE HARTWICK-SOLOW DE SUSTENTABILIDAD^{7,8}

En un influyente artículo, John Hartwick propuso una regla para asegurar un patrón de consumo no decreciente en el tiempo cuando una economía hacía uso de un recurso natural no renovable en su proceso agregado de producción, como por ejemplo petróleo o minerales.

Hartwick demostró que mientras el stock de capital no declinara en el tiempo, una trayectoria constante o creciente del consumo era factible. Ello podía lograrse mediante la **reinversión de todas las rentas derivadas de la extracción del recurso no renovable en otras formas de capital**.

Implícitamente esta regla asume la existencia de sustituibilidad entre las distintas formas existentes de capital: a) natural → natural: por ejemplo, cuando los recursos derivados de la extracción de petróleo se utilizan para reforestación; b) natural → físico: cuando se utilizan para crear industrias o comprar equipos, o c) natural → humano: cuando se utilizan para mejorar la educación o capacitación de las personas.

UNA REGLA INFLUYENTE

El resultado de Hartwick fue de gran importancia e influencia para el desarrollo de la teoría económica del desarrollo sustentable. ¿Cuales son los supuestos básicos de su modelo? Uno de los cruciales es que la función de producción agregada es del tipo Cobb-Douglas:

$$Q = A K^a L^b R^g \quad (1.1)$$

donde Q representa la producción agregada, K el capital “reproducible”, L el trabajo y R los recursos no renovables. A es una constante y a , b y g son positivas y menores que 1. Ello implica que, a medida que el stock remanente del recurso no renovable disminuye, aumenta la productividad media y marginal de dicho insumo, y en el límite dicha productividad es infinita. Así, a pesar de que dicho insumo es esencial para el proceso de producción, no constituye una restricción al crecimiento. Asimismo, esta función se traduce implícitamente en la existencia de una perfecta sustituibilidad entre las distintas formas de capital ($\sigma_{K,R} = 1$).

⁷ Hartwick J (1977), “Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources”, *American Economic Review* 67(5), 972-4.

⁸ Solow R (1974), “The economics of resources or the resources of the economics”, *American Economic Review* 64, 1-14.

CRÍTICAS A LA REGLA HARTWICK-SOLOW

1. **Los individuos derivan utilidad directamente del ambiente:** Es decir, éste no actúa sólo como un input de producción y por lo tanto un patrón de consumo no decreciente en el tiempo no es equivalente a un patrón de bienestar sostenible.
2. **Dependencia de la función de producción:** Como hemos visto, Hartwick probó su regla basándose en una función agregada de producción del tipo Cobb-Douglas, la cual implícitamente no considera a ninguno de los insumos como agentes restrictivos de la oferta. Posteriormente (1978), Hartwick probó su regla para una función CES (elasticidad de sustitución constante), pero ésta tiene la propiedad de que la elasticidad de sustitución es mayor que uno, por lo que una restricción en la oferta de un recurso no renovable se vuelve irrelevante.
3. **Perfecta sustituibilidad entre formas de capital:** En general, se considera particularmente crítico suponer existencia de sustitutos reproducibles para todas las formas del capital natural. De hecho, la “Escuela Termodinámica”⁹ considera que ambas formas de capital pueden llegar a ser más bien complementarias que sustitutas.
4. **Rentas óptimas:** Las rentas de Hartwick-Solow deberían ser la resultante de un programa óptimo de extracción intertemporal del recurso no renovable¹⁰, pero en la práctica raramente se produce el “calce” de óptimos privados y sociales.

Una forma práctica de operacionalizar las ideas de Hartwick y Solow en el campo de la toma de decisiones ha sido el llamado “enverdecimiento” de las cuentas que registran el Producto Interno de los países, al incorporar la contaminación y el agotamiento de los recursos naturales como una forma de “depreciación”.

¿Es este indicador una medida confiable de desarrollo sustentable? Para lograr lo anterior, a lo menos deben verificarse las siguientes condiciones:

- Los elementos constituyentes de este PIB “ajustado” están correctamente valorados en términos de reflejar la actual situación económica
- Los precios que se utilizan para proyectar la situación futura reflejan correctamente la escasez, es decir, no se trata de precios distorsionados
- Se contabiliza correctamente la depreciación del capital natural

⁹ Christensen P. (1989), “Historical roots for ecological economics - biophysical versus allocative approaches”, *Ecological Economics*, 1(1), 17-36.

¹⁰ Para un mayor detalle, refiérase a la regla de Hotelling en el Capítulo 4.

El tópico de ajuste del Sistema de Cuentas Nacionales por consideraciones de sustentabilidad ha sido ampliamente debatido en la literatura especializada. Para un análisis más detallado, véase el Apéndice 1 de este capítulo.

CONTABILIZANDO LOS RECURSOS NATURALES¹¹

Un país puede cortar todos sus bosques, erosionar sus suelos, agotar sus minerales, contaminar los hábitats del recurso pesquero y eliminar buena parte de la biodiversidad de su entorno natural sin que ello se vea reflejado en una reducción de su Ingreso Nacional medido a través del Sistema de Cuentas Nacionales de las Naciones Unidas (SCN), lo cual constituye una peligrosa sobrerrepresentación de crecimiento cuando se minan las bases sobre las cuales éste descansa (es más, mientras ocurre el proceso de degradación, es posible que los indicadores agregados tradicionales como el PIB exhiban elevadas tasas de crecimiento).

Tomemos el ejemplo de Costa Rica hasta fines de los 80. Los incrementos sistemáticos en las tasas de deforestación, erosión y sedimentación en las riberas de los recursos hidrológicos y pesqueros tuvieron significativos impactos socioeconómicos. Utilizando sensores remotos para medir cambios en el uso de la tierra, sistemas de información geográficos para estudiar el fenómeno de erosión y tomando muestras sistemáticas de la evolución de la biomasa acuática, se estimó que la depreciación del capital natural ascendía como mínimo a un 5% del PIB anual desde el año 1970, lo cual en términos, por ejemplo, de la formación bruta del capital fijo en 1989, representa una sobreestimación del 70%.

EL ENFOQUE DEL CAPITAL NATURAL NO DECRECIENTE

Lo que ha dado en llamarse “la escuela londinense” plantea que, aunque ciertas formas de capital exhiben posibilidades de sustitución, variados elementos del ambiente natural nos proveen de servicios no sustituíbles, los que constituyen los llamados “procesos claves”. Ejemplos de este capital natural crítico serían, entre otros, los procesos responsables de la regulación de la composición atmosférica, o los ciclos de nutrientes. Así, resultaría

¹¹ Basado en antecedentes de Repetto R (1993), “How to account for environmental degradation”, *Forestry and the Environment: Economic Perspectives*, Wallingford: CAB International

necesario mantener la resiliencia¹² del funcionamiento de estos ecosistemas que son consustanciales al servicio de las necesidades humanas.

Entonces, la regla de sustentabilidad de este enfoque se resume como mantener constante un cierto stock del capital natural (K_N en adelante), a fin de asegurar que las futuras generaciones disfruten potencialmente de las mismas oportunidades del ambiente que la actual generación. La pregunta clave entonces es ¿qué proporción de K_N debe mantenerse constante? Las posibilidades son: 1) el nivel actual; 2) el nivel consistente con la mantención del capital natural crítico, y 3) algún nivel intermedio. Estas tres alternativas presuponen que podemos determinar el valor de K_N en cada instante del tiempo, o lo que es igualmente desafiante, que podemos agregar los diferentes componentes de K_N en unidades comparables.

Dado que no es posible realizar comparaciones cuando manejamos unidades físicas (¿cómo se compara una ballena con 3 hectáreas de bosque nativo?), lo práctico es utilizar unidades monetarias. Pero, ¿cómo compatibilizar la regla cuando nos dicen que una ballena del tipo A vale US\$ 10 millones, y que eso es equivalente a 1,000 ballenas del tipo B que valen US\$ 10 mil cada una? Una solución sería que la mantención de K_N se exprese como la mantención de un cierto stock de ejemplares por categoría. Sin embargo, existen dos interrogantes: ¿cómo saber hasta qué nivel desagregar? (en rigor, ningún ejemplar es igual a otro)? y ¿cuales son los límites geográficos dentro de los cuales se debe mantener constante K_N ?

Asumamos que la clasificación no es infinitamente desagregada. Van Pelt¹³ sugiere tomar como sectores básicos: contaminación, recursos renovables, biodiversidad, capacidad asimilativa de emisiones del ambiente y recursos no renovables. El problema de mantener el capital constante, es que en el caso de los no renovables sólo una tasa de extracción nula sería compatible con el mismo. Algún tradeoff entre renovables y no renovables debe producirse.

Supongamos que resolvemos de alguna forma el problema de agregación del capital natural. La regla de sustentabilidad de la escuela londinense es **prevenir reducciones del nivel de K_N bajo cierto valor mínimo**. Lo anterior puede constituirse en una restricción importante al crecimiento económico si el nivel mínimo se fija en el nivel actual de K_N . La alternativa propuesta por Pearce *et al*¹⁴ puede caracterizarse como el uso de “proyectos sombra”. Estos son proyectos o políticas diseñadas para producir beneficios

¹² Capacidad del ecosistema de soportar shocks externos sin perder su auto-organización.

¹³ Van Pelt M (1993), “Ecologically sustainable development and project appraisal in developing countries”, *Ecological Economics*, 7(1), 19-42

¹⁴ Pearce D, Barbier E y Markandya A (1990), *Sustainable Development: Economics and the Environment in the Third World*, Aldershot: Edward Elgar

ambientales que compensen las reducciones de K_N resultantes de un particular portfolio de proyectos.

Dado el inmenso caudal de requerimientos de información que lo anterior traería aparejado, se sugiere relajar los requerimientos a través de criterios de sustentabilidad “débil” o “fuerte”.

Bajo la condición de **sustentabilidad débil**, la suma descontada de los beneficios ambientales de los proyectos sombra debe superar a la de los costos ambientales derivada del portfolio de proyectos de inversión que se decida llevar a cabo; mientras que bajo **sustentabilidad fuerte** los beneficios ambientales deben superar a los costos ambientales en *cada* período del tiempo.

UNA FORMALIZACIÓN SIMPLE DE SUSTENTABILIDAD DÉBIL Y FUERTE

Supongamos que B_t representa los beneficios de un portfolio de inversiones en el tiempo t , C_t representa los costos no ambientales, E_t representa los costos ambientales (contaminación, pérdida de hábitats, etc.) y d_t es el factor de descuento en el tiempo. Asumamos que K_N se puede medir en unidades monetarias. El análisis de costo-beneficio tradicional nos dice que un proyecto es deseable si se verifica que:

$$\sum_{t=1}^T B_t d_t - \sum_{t=1}^T C_t d_t - \sum_{t=1}^T E_t d_t \geq 0 \quad (1.2)$$

La restricción de sustentabilidad débil viene dada por:

$$\sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n E_{it} d_t \leq \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^m a_{jt} d_t \quad (1.3)$$

donde $i = 1...n$ son los proyectos/políticas en el portfolio, $j = 1...m$ son los proyectos sombra, y a_{jt} representa los beneficios ambientales en el tiempo asociados con cada proyecto sombra j . Asimismo, la condición de sustentabilidad fuerte corresponde a:

$$\sum_{i=1}^n E_i \leq \sum_{j=1}^m a_j \quad \forall t = 1...T \quad (1.4)$$

Ligado conceptualmente a la visión anterior se encuentra el enfoque de los Estándares Mínimos de Seguridad (EMS), que tuvo su primera formulación

en un trabajo de Ciriacy-Wantrup de 1952¹⁵. Los *EMS* se originan cuando la sociedad debe tomar decisiones en un marco de alta incertidumbre, cual serían en este caso los costos futuros derivados de la actual degradación ambiental. La decisión básica, simplísticamente hablando, sería conservar o no conservar (un área silvestre por ejemplo).

La decisión de no conservar se considera una decisión de crecimiento¹⁶. La decisión de conservar, en tanto, es vista como la vía de minimización de riesgos cuando estamos inseguros de las consecuencias de la degradación ambiental y así evitar costos mayores para la sociedad. El enfoque *EMS* lo que hace es cambiar el peso de la prueba desde quienes quieren conservar hacia quienes quieren crecimiento. Así, su regla de sustentabilidad se puede resumir como: **evite reducciones de K_N por debajo del EMS que se haya identificado para cada componente de dicho stock, a menos que los costos sociales de oportunidad sean inaceptablemente grandes.**

¿Cómo se identificarían estos *EMS*? Los únicos antecedentes disponibles se refieren a ciertas poblaciones mínimamente viables para flora y fauna (ejemplo, la ballena azul). Más complicado resulta determinar qué se entiende por “inaceptablemente grandes” y cómo identificar dichos costos de oportunidad. Los autores¹⁷ confían en el consenso social de un proceso democrático, aún cuando ello toma en consideración sólo las preferencias de la generación actual. Quizás para pérdidas menores se podría confiar en los gobiernos representativos para tomar esa clase de decisiones, pero para pérdidas de potencial significativo sería necesario una suerte de plebiscito.

La principal distinción del enfoque EMS con respecto a la escuela londinense es que abre una oportunidad para proyectos en los cuales el costo de oportunidad de preservar es elevado, mientras que aquella no presta atención a los costos de preservación del stock de capital natural que considera crítico.

EL ENFOQUE DE LA ESCUELA DE ECONOMÍA ECOLÓGICA¹⁸

Esta escuela trata de modelar combinadamente los conceptos de estabilidad ecológica y eficiencia económica, con el argumento de que la primera es un prerequisite de sustentabilidad del sistema económico/ecológico como un todo. Tal estabilidad a su vez requiere de resiliencia ecosistémica, por lo que

¹⁵ Ciriacy-Wantrup S. (1952), *Resource Conservation: Economics and Policy*, Berkeley, University of California Press.

¹⁶ Utilizaremos este término para evitar la desafortunada terminología que tradicionalmente ocupa el término “desarrollo”.

¹⁷ Bishop R. (1978). “Endangered species and uncertainty: The economics of a safe minimum standard”, *American Journal of Agricultural Economics*, 60, 10-18.

¹⁸ Basado en Common M y Perrings C (1992), “Towards an ecological economics of sustainability” *Ecological Economics*, 6(1), 7-34.

proteger la sustentabilidad implica la protección de dicha resiliencia. Adicionalmente se argumenta que aunque no sea necesario sacrificar eficiencia económica, la eficiente asignación intertemporal de precios no es una condición necesaria para la estabilidad ecológica y puede incluso llegar a ser inconsistente con aquella.

El enfoque de esta escuela puede ser caracterizado mediante **una función de resiliencia que se relaciona positivamente con la diversidad del sistema y negativamente con la actividad económica**. Por ello, la sustentabilidad ecológica reduce la deseabilidad del crecimiento económico, al introducir un costo representativo del mismo en la forma de pérdida de resiliencia. Adicionalmente puede demostrarse que una trayectoria intertemporalmente eficiente no es garantía de sustentabilidad (para una demostración formal refiérase al Apéndice 2), lo cual no resulta compatible con el principio de soberanía del consumidor, pues éste, aún valorizando correctamente las funciones del ambiente, no garantizaría aquella. Así, si las preferencias de las personas dieran origen a patrones de consumo no sustentables, los gobiernos deberían descartar dichas preferencias si desearan alcanzar la sustentabilidad que se ha definido. La controversia inherente a este enfoque resulta entonces, evidente.

CONCLUSIONES

Lo primero que debemos recordar es que el tópico de sustentabilidad es uno de equidad más que de eficiencia y que no existe “la” visión de sustentabilidad que sea correcta. Luego, en la discusión pública se debe tener presente que la falta de acuerdos, muchas veces más que a problemas informacionales, puede obedecer a la aplicación implícita de reglas de operacionalización distintas.

En la misma línea de la discusión del tradeoff entre equidad y eficiencia, debemos destacar entonces que la correcta internalización del valor total de las funciones del medio ambiente en nuestro proceso de toma de decisiones ayuda en la dirección de la eficiencia, pero ello pudiera dar origen a un patrón de consumo no sustentable en el tiempo.

Consideremos la figura 1.1 donde se ilustra lo anterior. Tenemos una frontera de posibilidades de utilidad (*FPU*) definida sobre la base de preferencias, posibilidades tecnológicas y asignaciones de recursos para dos generaciones. Si los bienes y servicios ambientales se encuentran valorizados incorrectamente, entonces debemos estar en cierto punto *A* de la *FPU*. Una correcta valorización de dichos bienes y servicios podría trasladarnos a un punto *B* sobre la *FPU*. Sin embargo, este paso, aunque eficiente, no es consistente con la noción de desarrollo sustentable ya que la utilidad de la

generación 2 se ha reducido en relación con la de la generación 1. De hecho, cualquier punto a la izquierda de la recta de 45° no sería sustentable.

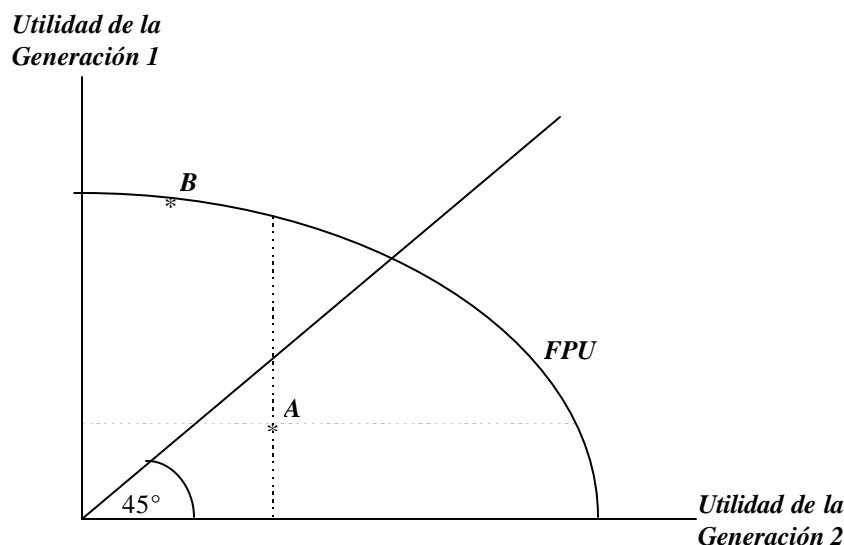


Figura 1.1: Sustentabilidad versus eficiencia

Concluimos que pueden existir muchas trayectorias alternativas de sustentabilidad en el tiempo y elegir entre ellas es tema de un capítulo aparte¹⁹.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Hanley N, Shogren J y White B (1997), *Environmental Economics: in Theory and Practice*, Macmillan Press Ltd.
2. Hartwick J y Olewiler N (1998), *The Economics of Natural Resource Use*, Segunda Edición, Addison Wesley
3. Kahn J (1998), *The Economic Approach to Environmental and Natural Resources*, Segunda Edición, The Dryden Press
4. Pearce D y Turner K (1990), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf
5. Pearce D y Warford J (1993), *World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development*, World Bank, Oxford University Press
6. Pearce D (1993), *Economic Values and the Natural World*, Earthscan Publications Ltd
7. Tietenberg T (1996), *Environmental and Resource Economics*, Cuarta Edición, Harper Collins Publishers Inc.

¹⁹ Para un mayor detalle véase Pezzey J. (1994), "The optimal sustainable depletion of non-renewable resources". Trabajo presentado a la Conferencia de EAERE, Dublin.

APÉNDICE 1

AJUSTES POR CONSIDERACIONES AMBIENTALES AL SISTEMA DE CUENTAS NACIONALES

Nuestro análisis se basará en un trabajo de Hartwick²⁰, el cual plantea una serie de “ajustes” a la Contabilidad Nacional que darán por resultado un indicador denominado *PINA* (donde la *A* al final de la expresión Producto Interno Neto representa la inclusión de consideraciones ambientales). Estos ajustes se resumen a continuación:

- *Recursos no renovables*: en cada período debemos deducir las rentas derivadas de la extracción de recursos naturales no renovables del *PIN*, asumiendo que todos los inputs/outputs han sido valorados a su correspondiente precio sombra.

Sean C el nivel agregado de consumo, K el stock de capital reproducible, S el stock de recursos no renovables, R la tasa de extracción corriente de S , L el factor trabajo, U la utilidad y r la tasa de descuento. El problema básico es maximizar la utilidad que se deriva del consumo en el tiempo²¹:

$$\text{Max} \quad \int U(C) \cdot e^{-rt} \quad (1.5)$$

$$\text{sueto a:} \quad \dot{K} = F(K, L, R) - C - f(R, S) \quad \text{y} \quad \dot{S} = -R \quad (1.6)$$

$F(K, L, R)$ representa la función de producción agregada de la economía y $f(R, S)$ es el costo de extracción de los recursos no renovables. Así, la primera expresión en (1.6) nos dice que el valor del cambio en el stock de capital reproducible es igual al valor de la producción en el período menos el consumo en el mismo y menos los costos de extracción. La segunda expresión señala que la tasa de cambio del stock del recurso no renovable, S , es igual con signo negativo a la producción del período (asumiendo que no se producen nuevos descubrimientos). Así, el *PINA* vendría dado por:

$$PINA = C + \dot{K} - (F_R - f_R)R = PIN - (F_R - f_R)R \quad (1.7)$$

donde F_R es el valor de la producción marginal de una unidad de R (i.e. su precio) y f_R es el costo marginal de extracción. Así la expresión entre

²⁰ Hartwick J. (1990), *Pollution and National Accounting*, Institute for Economic Research, Queens University, Kingston, Ontario

²¹ Usaremos la nomenclatura estándar donde un punto sobre la variable X , \dot{X} denota una variación de la misma en el tiempo, i.e. dX/dt

paréntesis en (1.7) corresponde a la renta de Hotelling de la extracción del recurso no renovable y es la deducción correcta al cálculo convencional del Producto Interno Neto.

Dos comentarios se deben hacer respecto a lo anterior. En primer lugar, como resulta común conocer los costos medios de extracción más que los marginales, existe una fuente probable de distorsión en el cálculo. Segundo, si se producen nuevos descubrimientos, entonces se debe proceder a recalcular primeramente el término $-R$ y después incorporar dicho valor dentro de la expresión (1.7).

- *Recursos renovables*: aquí la diferencia con el caso anterior radica en que puede producirse una variación positiva del stock del recurso²² (lo que dependerá de la población del mismo y de la tasa de extracción). Hartwick realiza el modelamiento introduciendo la extracción de recursos renovables dentro de la función de utilidad mediante una variable E que representa dichas capturas o cosechas, i.e. $U = U(C, E)$ y donde el costo de extracción viene dado por $f(E, Z)$, donde Z es la población del recurso (biomasa de peces, número de animales, superficie de bosques, etc.). Así, se tendría que las nuevas restricciones estarían dadas por:

$$\dot{K} = F(K, L) - C - f(E, Z) \quad (1.8)$$

$$\dot{Z} = g(Z) - E \quad (1.9)$$

donde $g(Z)$ es la función de crecimiento natural del recurso renovable (i.e. sin influencia antrópica) y será positiva si la extracción en un período es inferior a la tasa de crecimiento biológico y viceversa.

Hartwick deduce que la deducción correcta que refleja la “depreciación” del recurso renovable viene dada por:

$$PINA = PIN - \left(\frac{U_E}{U_C} - f_E \right) \dot{Z} \quad (1.10)$$

es decir, que la deducción viene dada por la diferencia entre el ratio de utilidades marginales (el precio del recurso) y el costo marginal de extracción. Dado que \dot{Z} puede ser positivo, el término puede aumentar el valor del PIN .

Hartwick reconoce que uno de los problemas de la expresión anterior, es que los valores han sido determinados a partir de patrones óptimos de

²² Ver Capítulo 5, “Pesquerías: El Problema del Acceso Abierto”

extracción, lo cual frecuentemente no es el caso (valga mencionar sólo la situación que se discute en el capítulo 5 referida a la pesca bajo condiciones de acceso abierto). Una “salvación” al problema anterior se logra si la captura se encuentra en régimen y la tasa de extracción iguala a la de crecimiento poblacional (ya que el término \dot{z} sería nulo).

- *Contaminación*: se modela como un stock acumulado de emisiones que ejerce efectos negativos sobre la producción de bienes y servicios. Esta misma producción, a su vez, retroalimenta a la contaminación:

$$\dot{X} = -bX + g^F(K, L, X) \quad (1.11)$$

Así la contaminación se disipa a una tasa natural b (la cual podría ser nula si el aparato productivo de la economía generara contaminantes sin capacidad asimilativa), y se adiciona a la producción mediante una proporción γ . Si la única forma de reducir la contaminación fuera a través de reducciones en el nivel de producción (un caso poco realista), entonces el ajuste al *PIN* vendría dado por:

$$PINA = PIN - V \dot{X} \quad (1.12)$$

donde V viene dado por la expresión:

$$V = \frac{r - F_K - \frac{\dot{U}_C}{U_C}}{g_K^F} \quad (1.13)$$

La expresión (1.13) viene a representar algo así como el valor del retorno de la contaminación, y podemos observar lo difícil que resulta de calcular. Si simplificamos el análisis concentrándonos en las actividades directas de reducción de polución que tendrán una función de costo $f(b)$, obtenemos un ajuste más simple para determinar el *PINA*:

$$PINA = PIN - \frac{f_b}{f_X} \dot{X} \quad (1.14)$$

donde el ajuste viene dado por la variación en el stock de contaminación multiplicada por el costo marginal de reducción de dicha polución.

¿Qué pasa si ahora consideramos el efecto de la contaminación sobre la utilidad de los individuos, más allá de sus posibilidades de consumo, i.e. $U = U(C, \dot{X})$. El ajuste ahora viene dado por:

$$PINA = PIN - \left[\left\{ \left(-\frac{U}{U_c} \right) \dot{X} \right\} - \frac{U_f}{U_c} \dot{X} \right] \quad (1.15)$$

El primer término de ajuste corresponde al ratio de (des)utilidades marginales por cambios en el stock de contaminación y en el consumo (o, lo que es lo mismo, el precio de la reducción de la contaminación medido en términos del valor del consumo no materializado), multiplicado por el cambio en el stock de polución (equivalente a la disposición a pagar por reducciones en los niveles de contaminación multiplicado por la reducción en la cantidad de contaminación). El segundo término de la expresión de ajuste es el mismo de la expresión anterior, i.e. el costo marginal de la reducción del stock de polución multiplicado por la variación de dicho stock.

CRÍTICAS AL AJUSTE AMBIENTAL DE LA CONTABILIDAD NACIONAL²³

1. **El dilema de la agregación de valor:** para ingresar al cálculo del *PINA*, los impactos ambientales deben ser valorizados. Lo anterior requerirá de la aplicación de técnicas como valorización contingente que reflejen la disposición a pagar (*WTP*²⁴) de los individuos por mejoras en la calidad ambiental. Sin embargo, ¿resulta válido utilizar cálculos de *WTP* que representan preferencias e ingresos de individuos en economías no sustentables?
2. **Interactividad:** en la actualidad no se poseen modelos adecuados que describan la forma en la cual la economía interactúa con el medio ambiente, luego ¿cómo poder medir el efecto de los impactos ambientales?

²³ Norgaard R. (1989), "Three dilemmas of environmental accounting", *Ecological Economics*, 1, 303-14

²⁴ *WTP*: Willingness to pay, disposición a pagar. Corresponde a una nomenclatura tradicional de la literatura en Economía Ambiental

APÉNDICE 2

ECONOMÍA ECOLÓGICA: EL MODELO DE COMMON-PERRINGS

Formalicemos lo anterior: sea X_t ($X = 1 \dots n$) el vector de recursos disponibles en el sistema económico en el período t (se incluyen capital natural, reproducible y bienes de consumo). U_t representa un subconjunto de X_t y representa aquellos recursos que tienen derechos de propiedad asignados y que son económicamente aprovechables. La distribución de los parámetros ecosistémicos que caracterizan el ambiente está representado por Z_t , el cual se define mediante una función de densidad probabilística $z_t = P(Z_t)$.

En cada instante del tiempo los parámetros z_t son una función h del nivel de perturbación del ecosistema, el cual se representará por X_{pt} . Este nivel de perturbación se asumirá igual al nivel de recursos aprovechables U_t . Los elementos no perturbados de X_t se representarán mediante X_{Npt} . Si definimos $z_t = h(X_{pt}, X_{Npt})$, entonces la “ecuación de movimiento” del sistema sería:

$$\frac{dX_t}{dt} \equiv \dot{X}_t = f(X_{Npt}, U_t, z_t, t) \quad (1.16)$$

Así, el crecimiento en la disponibilidad de recursos depende del crecimiento natural de X_{Npt} y del uso económico de los recursos U_t . Esta última variable depende a su vez de los precios relativos P_t . Luego, la función objetivo en este modelo que se busca maximizar está dada por la siguiente expresión:

$$J = W(T)[X_T, z_T, T]e^{-rT} + \int_0^T Y_t[X_{Npt}, U_t, z_t, t]e^{-rt} dt \quad (1.17)$$

La expresión anterior expresa que una vez finalizado el período de tiempo analizado (T), debemos considerar la suma de los beneficios económicos Y_t , los cuales dependen del consumo (representado por U_t), del estado natural del ecosistema y de los parámetros del mismo en cualquier punto del tiempo (z_t), descontados a una tasa r (igual a la eficiencia marginal del capital), más un término de bienestar $W(T)$ que depende del nivel remanente de recursos X_T y de los parámetros del ecosistema, nuevamente descontados a una tasa r .

Las restricciones a este problema de optimización están dadas por la ecuación de movimiento (1.16), los niveles iniciales de stock de recursos y precios, X_0 y P_0 , y una restricción de sustentabilidad ecológica. Esta última debe reflejar que el proceso de crecimiento económico no tenga efectos desestabilizantes sobre el ecosistema, lo que se expresa mediante la siguiente relación:

$$\frac{dz}{dt} \equiv \dot{z} \leq 0 \quad (1.18)$$

Dado que W e Y son a su vez funciones de z , ambas serán estables si $\dot{z}_t = 0$ (es decir, $dW/dt = dY/dt = 0$). Dado que esto implica una estructura constante de preferencias, la igualdad a cero más que la desigualdad se constituye en una condición suficiente de estabilidad. Esto mismo se garantiza mediante la relación $\dot{U}_t = 0$.

Los resultados de la simulación se resumen como sigue:

1. A lo largo del patrón de sustentabilidad óptima, el beneficio marginal derivado de una reducción en el valor de la base de recursos X_t , debe crecer a una tasa igual a la tasa de descuento²⁵.
2. La sustentabilidad ecológica reduce la deseabilidad del crecimiento económico, ya que a lo largo de un patrón óptimo sostenible cualquier efecto indeseable sobre la resiliencia del ecosistema que dicho crecimiento introduzca, debe descontarse de sus beneficios económicos.
3. Una trayectoria intertemporalmente eficiente de precios no es garantía de sustentabilidad ecológica. La resiliencia puede ser descrita como:

$$\dot{z}_t = h_U' \dot{U}_t \leq 0 \quad (1.19)$$

Sabemos que U_t depende de los precios y el tiempo, luego $U_t = U(P_t, t)$. Así, $\dot{z}_t = 0$ es consistente con $\dot{P}_t = 0$. Sin embargo, ello es poco realista, ya que implicaría que los cambios sobre la base de recursos no tendrían efectos sobre los precios. Por lo tanto, se requiere que dU_t/dt sea 0 ó que h_U' sea 0.

4. Del punto anterior se desprende que preservar una estabilidad ecológica consistente con eficiencia intertemporal requiere un manejo tal de la interacción económico-ambiental que no interfiera con la resiliencia del sistema y que no existe seguridad de que la eficiencia intertemporal sola pueda garantizar la mantención de las condiciones de resiliencia.
5. Mientras el enfoque Hartwick-Solow permite encontrar un indicador de sustentabilidad basado en valores (tal como el PINA), este enfoque requiere de un conjunto de indicadores físicos que capturen la resiliencia de los ecosistemas. Ya que ella es una función creciente de la diversidad, preservar la biodiversidad resulta vital para la sustentabilidad ecológica.

²⁵ Tal como se detallará en el Capítulo 4, ello corresponde a la regla de Hotelling

CAPÍTULO 2

VALORIZACIÓN DEL MEDIOAMBIENTE

INTRODUCCIÓN: ¿CUÁLES SON LAS MOTIVACIONES QUE DAN LUGAR A LA EXPRESIÓN DE VALORES?

A partir de los conceptos vertidos en el capítulo anterior, nuestro punto de partida será la premisa de que aceptamos la visión de que existen problemas de sustentabilidad a todo nivel y nuestro objetivo es encontrar vías constructivas para reducir la degradación ambiental y la pérdida de recursos naturales. Esta visión, que puede denominarse “conservacionista” encuentra distintas formas de expresarse, dependiendo de las motivaciones de quienes las manifiesten.

La primera distinción que generalmente se hace es aquella referida a una visión “antropocéntrica” en supuesta contradicción con una “ecocéntrica”, y que nos hablaría de los valores que las personas le asignan a la naturaleza versus los valores intrínsecos de ésta, independientemente de las personas. Aunque esta distinción puede ser útil para fines pedagógicos, en realidad resulta vacía, ya que como la naturaleza es incapaz de expresar su valor intrínseco, las personas actúan, al menos en parte, en nombre de la naturaleza cuando expresan sus preferencias. La experiencia de la Economía Ambiental en las dos últimas décadas demuestra de manera contundente que las personas al enfrentar tradeoffs de conservación o no de ciertos elementos del ambiente natural, expresan valores de conservación que exceden los meramente atribuibles a la utilidad que derivan del uso o consumo de la naturaleza y esa diferencia es lo que corresponde a la representatividad o voz de la naturaleza dentro de un proceso normal de toma de decisiones. Esta visión es lo que algunos autores denominan *antropocentrismo débil* (Norton, 1987).

Esta distinción de antropocentrismo débil resulta importante, ya que muchos “eco-filósofos” descalifican la óptica económica del manejo del medio ambiente o de los recursos naturales, argumentando que con ella se valida el egoísmo de las personas y la maximización de las ganancias de corto plazo (Rolston, 1994; Hayward, 1995). Tal como Pearce (1996) señala, “los economistas deben ser muy malos comunicadores o los eco-filósofos muy malos para entender economía”, ya que las premisas anteriores distan de constituir el eje central de la economía. Cuando las personas expresan racionalmente sus preferencias lo que buscan es la maximización de su bienestar, pero ello no depende únicamente de lo que consumen, sino de una compleja e intrincada gama de motivaciones, la mayor parte de las cuales no son necesariamente de naturaleza egoísta. Aún más, nada en la teoría económica tiende a producir sesgos cortoplacistas. En ciertas ocasiones las personas actúan de esa forma, pero no es la teoría la que impone ese comportamiento, sino al revés, son las personas y su conducta las que abren el espacio normativo a la ciencia económica para entender el por qué de sus motivaciones.

NATURALEZA DEL VALOR ECONÓMICO

Entendido el rol de la Economía para representar el valor de la naturaleza dentro del proceso normal de toma de decisiones, resulta necesario ahora entender cómo se relaciona la preferencia de una persona por algo y la disposición a pagar que ella tiene por él. Cuando existen mercados, el proceso anterior es simple y directo: mis preferencias determinan mi disposición a pagar por un cierto bien, y si su precio es igual o inferior a mi disposición a pagar, la transacción se verificará. En caso contrario, cuando el precio es superior, yo maximizaré mi bienestar comprando otros bienes que me reportan mayor utilidad dados los precios relativos existentes.

El problema es que para muchos servicios ambientales no existen mercados (regulación del clima, protección de cuencas, conservación de biodiversidad, mantención de la capa de ozono, etc.). En este caso lo que se debe hacer es crear mercados hipotéticos (lo que no implica que sean no realistas), donde, por ejemplo, las personas expresen cuanto están dispuestas a colaborar con un programa específico de conservación que requiere de financiamiento para llevarse a cabo (Estay y Lira, 2000). Esta metodología conocida como preferencia revelada puede realizarse por medio de valorización contingente, rankings de contingencia o análisis conjuntos. Autodenominándose de otra forma, ella corresponde a lo que se conoce habitualmente como “investigación de mercado”.

¿Qué determina mi disposición a pagar, por ejemplo, para la conservación de un ecosistema particular del bosque nativo chileno? Mi motivación puede ser enteramente centrada en mí mismo: puedo querer hacer turismo en esa área

este verano (valor de uso), o en el futuro (valor de opción). Pero también es posible que mi motivación vaya más allá de mi egoísmo y pueda yo querer dejar este ecosistema para el deleite de mis hijos o de herencia para futuras generaciones (valor de legado), o simplemente pueda yo querer contribuir a expresar el derecho de ese ecosistema a existir (valor de existencia). Así, al revelar mi disposición a pagar, yo estoy expresando no sólo mi preferencia, sino la de mi familia y la de las futuras generaciones, así como la de la naturaleza misma a existir, y todas estas expresiones tienen valor económico.

Algunos críticos señalan que es perfectamente posible que aún cuando las personas le asignen valor intrínseco a la naturaleza no estén dispuestas a responder afirmativamente a una pregunta de disposición a pagar, y para ello citan diversos estudios como respaldo (Stevens, 1991; Hanley, 1995). Sin embargo, dichos estudios son a lo menos cuestionables por plantear escenarios de tradeoff no muy realistas. El mismo Hanley en co-autoría con Milne (1996) presenta un trabajo en el cual el 99% de los encuestados pensaba que la naturaleza tenía el derecho a existir. Sin embargo, este porcentaje caía a 49% cuando se sugería el costo en dinero y plazas de trabajo que representaba la conservación de la naturaleza, y caía aún más, a 19% cuando este costo se traducían en una reducción del 25% de los ingresos de las personas. Este 80% de cambio de actitudes no es más que un resultado que la gente vinculada a teoría de juegos conoce desde hace mucho tiempo, cual es que los derechos que la gente muchas veces defiende se basan en la premisa de que son gratis, al menos para ellos.

Como corolario de este punto se tiene que asociar valores económicos con una defensa del egoísmo de las personas es una forma muy caricaturesca de interpretar cómo ellas forman sus preferencias, y lo que interesa en realidad es revelar sus preferencias, no sus motivaciones.

HABLAR ES GRATUITO: ELLO EXPLICA PORQUÉ LA OFERTA EXCEDE A LA DEMANDA

Gran parte de los argumentos esgrimidos en defensa de la naturaleza por quienes denominamos generosamente eco-filósofos carece absolutamente de la noción de costo económico y ello conlleva un error conceptual importante. La conservación de los bosques por ejemplo, no sólo implica costos directos de protección contra incendios, ataques de plagas o cercado para impedir sobrepastoreo. En éste y en otros casos la degradación tiene como origen la competencia de alternativas por el uso de un recurso común, el suelo. Conservar el bosque tiene así un costo de oportunidad asociado, cual es el beneficio que se deja de percibir en el mejor uso alternativo del suelo que ocupa (agricultura por ejemplo). Algunos se ven tentados a decir que este costo representa sólo dinero y que no es comparable con los beneficios sociales de conservar el bosque, pero este argumento es falaz, ya que un

beneficio perdido representa potenciales derechos y obligaciones en la sociedad: el derecho a la vida (producto del aumento de una disponibilidad de fondos para la salud por ejemplo) o la obligación de trabajar por los más desamparados (con recursos que pueden canalizarse a mejorar sus condiciones básicas de vida, vivienda, alimentación, vestuario o educación). Por lo tanto, toda referencia a obligaciones o derechos de la naturaleza conlleva un tradeoff o conflicto con otros derechos y obligaciones. La expresión monetaria de estos conflictos sólo tiene una finalidad operacional, no una categorización moral de qué es más importante privilegiar.

Al transparentar el costo de oportunidad de la conservación, algunos pudieran aún creer que se busca desfavorecer la alternativa conservacionista. Sin embargo, utilizando el mismo marco conceptual que hemos desarrollado, existen tres alternativas para avanzar en la dirección de detener la degradación ambiental:

- a) Identificando aquellas situaciones donde el conflicto de intereses no existe –los llamados escenarios “win-win”.
- b) Estableciendo que se sacrificarán las necesidades sociales de “más bajo orden” en pos de asegurar la prevalencia de los derechos y obligaciones de “más alto orden”
- c) Asegurando que el valor social de la conservación sea mayor al de las alternativas que compiten con él

SITUACIONES “WIN-WIN”

Son aquellas situaciones en las que el costo de oportunidad de la conservación es nulo o incluso negativo, por lo que el conflicto de intereses sociales no existe. La escala de situaciones win-win es vasta, valga mencionar los problemas de contaminación atmosférica de muchas ciudades que podrían corregirse sólo por la vía de evitar las distorsiones de precios que se introducen vía subsidios a los combustibles fósiles y que ascienden a más de 230 US\$b, lo que representa cuatro veces el monto total de la ayuda oficial Norte-Sur. Lamentablemente, aún cuando vasta, la escala de situaciones win-win no alcanza para ilusionarnos con la solución de los más graves problemas de degradación ambiental local y global, y por ello otras opciones deben explorarse adicionalmente.

DERECHOS Y OBLIGACIONES DE ALTO Y BAJO ORDEN

Hay quienes argumentan que el costo de oportunidad de la conservación puede ser utilizado en el consumo de bienes y servicios como armas, televisión, comida rápida, cigarrillos y otros que son moralmente de orden inferior a los de conservación de la naturaleza y que por tanto no deberían imputarse para efectos de comparación (Malnes, 1995). Aunque el argumento

resulta atractivo, sobretodo en el ámbito de ciertas élites, ofende otro derecho profundamente arraigado en nuestra cultura, cual es el derecho a la auto-determinación y la libertad personal. Establecer jerarquías de necesidades implica necesariamente que ciertos individuos se arrogarán el derecho a decidir cuáles de mis necesidades son admisibles y cuales no, lo que no sólo es elitista, sino que involucra un alto riesgo de autoritarismo y destrucción de la democracia.

DEMOSTRACIÓN Y CAPTURA DEL VALOR DE CONSERVACIÓN

Aunque este tópico será desarrollado a lo largo de los siguientes capítulos, queremos ilustrar en este punto cómo se diferencia del análisis tradicional un esquema como el propuesto por la Economía Ambiental y de Recursos Naturales para la conservación de la naturaleza. Supongamos que ejemplificamos el conflicto de uso, con uno en que se debe decidir si conservar un bosque nativo o cosechar sus árboles y habilitar el terreno para uso agrícola. Sea B_C el beneficio social de la conservación del bosque (incluye valor de uso como el turismo, valor de opción futuro, valor de legado y valor de existencia, tal como se señaló anteriormente), C_C el costo social directo de la conservación (cercado, combate de incendios, etc.), B_{CA} el beneficio social de la conversión agrícola (incluye la venta de la madera extraída y los ingresos provenientes de la venta de productos de cultivo), y C_{CA} el costo social de la conversión agrícola (mano de obra, semillas, etc.).

Generalmente un propietario privado decide la conversión del bosque a un uso agrícola de su suelo comparando B_{CA} y C_{CA} (estamos asumiendo paridad entre los valores sociales y privados, lo que en este caso es un supuesto razonable). Si $B_{CA} - C_{CA} > 0$ entonces conviene la conversión. Sin embargo, desde una óptica económica la conversión sólo será socialmente conveniente si $B_{CA} - C_{CA} > B_C - C_C$, es decir, el costo de oportunidad de la conversión agrícola es el de la conservación del bosque nativo y viceversa. Si $B_{CA} - C_{CA} < B_C - C_C$, entonces a la sociedad le conviene conservar el bosque, cosa que en el pasado no ha ocurrido, porque generalmente los beneficios de conservación no tienen mercados donde expresar las preferencias de los individuos. Las tareas de la Economía Ambiental y de Recursos Naturales quedan claras en este sentido: a) identificar, valorar y demostrar el valor de conservación y b) diseñar esquemas que permitan asegurar la captura del mismo por parte de los agentes involucrados, de modo de alinear los objetivos privados con los sociales.

CONCLUSIONES

En primer lugar debemos destacar que existen muchas acciones concretas que se pueden tomar en beneficio del medioambiente sin necesidad de filosofar o realizar ejercicios de cuantificación económica y que son la base de lo que se denomina situaciones “win-win”.

Una vez que se han agotado estas acciones de “bajo costo”, se entra a la arena de la competencia entre la conservación de la naturaleza y otras actividades alternativas en los nichos que ésta ocupa (suelos, áreas costeras y seguramente pronto los mares). Hasta hace un par de décadas el desbalance en contra de la naturaleza se derivaba de la falta de identificación de los beneficios de la conservación, dado que ellos no se expresaban en mercados formales. Adicionalmente, dado que las actividades alternativas tienen una justificación moral de desarrollarse para satisfacer las crecientes necesidades de una población en expansión, y puesto que ellas expresan su retorno social en términos monetarios, la causa de la conservación debe demostrar que tiene valor económico y que pueden diseñarse mecanismos de captura del mismo para cambiar las decisiones de uso de los recursos de la sociedad.

En tercer lugar debemos destacar que muchos de los argumentos de quienes hemos denominado eco-filósofos carecen de sentido práctico por haber sido desarrollados en un laboratorio de vacío intelectual. Obligación moral, eco-responsabilidad, valor intrínseco y otros términos tienen escaso valor práctico en el mundo real de la elección social, donde estas obligaciones y derechos chocan con otros igualmente importantes y urgentes.

En cuarto lugar se destaca que los intentos de descalificar otras necesidades de la humanidad por ser de orden inferior constituyen una pretensión intelectual no sólo elitista, sino peligrosa en el entendido del respeto a la libertad individual y los valores de la democracia. De hecho, hasta pudiera ser contraproducente en el mundo real, cuando sabemos que los ingresos derivados del uso de la naturaleza que son invertidos en educación básica pueden constituir un mecanismo sumamente poderoso para cambiar los patrones habituales de degradación ambiental de muchas naciones que hoy transitan por la senda de la no sustentabilidad.

Finalmente, debemos mencionar que existe además una oportunidad táctica-estratégica en el uso del instrumental económico para la protección de la naturaleza. No se puede asumir que porque exista un problema, debe haber una solución. Esta confianza ya ha resultado nefasta para aquella parte de la naturaleza que hemos perdido irreversiblemente. Si asumimos como obligación moral el hacer todo lo que podamos para proteger adecuadamente nuestro medioambiente entonces debemos utilizar todos los argumentos que se tienen a mano y no como algunos, descalificar el de la valorización

económica porque no lo entienden. El punto es que poner todos nuestros huevos en la canasta de la moralidad no sólo es peligroso en términos de riesgo de portfolio, sino que también puede conducirnos a encontrar el argumento perfecto cuando ya sea demasiado tarde para salvar nuestro planeta.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Estay C y Lira V (2000), *Determinación del Valor de Existencia del Bosque Nativo*, Memoria de Titulación, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile
2. Hanley N, Spash C y Walker L (1995), "Problems in Valuing the Benefits of Biodiversity Protection", *Environmental and Resource Economics*, 5, 249-272
3. Hanley N y Milne J (1996), *Ethical Beliefs and Behaviour in Contingent Valuation*, Discussion Papers in Ecological Economics, Department of Economics, University of Stirling, 96/1
4. Hayward T (1995), *Ecological Thought: an Introduction*, Polity Press, Cambridge
5. Malnes R (1995), *Valuing the Environment*, Manchester University Press
6. Norton B (1987), *Why Preserve Natural Variety?* Princeton University Press, New Jersey
7. Pearce D (1996), *Valuing the Environment: The Perspective of Ecological Economics*, Lecture for the Cambridge University Series
8. Rolston III H (1994), *Conserving Natural Value*, Columbia University Press, New York
9. Stevens T, Echeverría J, Glass R, Hager T y More T (1991), "Measuring the Existence Value of Wildlife: What Do CVM Estimates Really Show?", *Land Economics*, November 67(4), 394-400

CAPÍTULO 3

EQUIDAD INTERGENERACIONAL: EL ROL DE LA TASA DE DESCUENTO

INTRODUCCIÓN

Así como existe el concepto de equidad entre los miembros de la sociedad en cualquier instante del tiempo, también existe el de justicia social en distintos periodos del tiempo. Este concepto, equidad intergeneracional, ha sido objeto de gran atención por parte de diversas disciplinas en la última década, lo cual obedece a la naturaleza crecientemente global de los problemas ambientales que se enfrentan (deforestación de los bosques primarios, lluvia ácida, calentamiento global, pérdida de la biodiversidad, etc.), y al hecho de que muchos de ellos involucran irreversibilidades que se traducen en una pérdida perpetua e irreparable para las generaciones venideras.

Existen distintas visiones acerca de cómo el fenómeno de la irreversibilidad debe ser incorporado dentro del proceso práctico de toma de decisiones. En general, muy pocos proyectos se evalúan a perpetuidad, y por tanto resulta imprescindible dictar recomendaciones acerca de dónde “cortar” el horizonte de evaluación. Uno de los principales instrumentos de la evaluación económica, cual es el uso de una *tasa de descuento*, involucra implícitamente un criterio de corte a los flujos futuros de beneficios y costos. El descontar involucra la asignación de diferentes “pesos” a los flujos que se encuentren en diferentes instantes del tiempo, *castigando* a los que entregan beneficios distantes en el tiempo o involucran costos inmediatos y *premiando* a los que se encuentran en la situación inversa. En las siguientes secciones se analizará la lógica inherente a esta práctica, las objeciones que se han planteado al uso de una tasa de descuento positiva en virtud de consideraciones de justicia intergeneracional y el criterio que debería utilizarse cuando se evalúan proyectos que involucran cambios importantes en un futuro muy distante.

¿POR QUÉ DESCONTAR?

Los argumentos conceptuales para defender esta práctica tienen dos fuentes. La primera se refiere al simple hecho de que las personas le asignan menos peso a los beneficios y costos que se producen en el futuro, en relación a los que se producen hoy¹. A esto se le denomina técnicamente “preferencia pura en el tiempo”, o más comúnmente, “impaciencia”. La segunda razón es que, ya que el capital es productivo, X pesos hoy generarán más de X pesos en términos de bienes y servicios en el futuro, por lo que un empresario estaría dispuesto a pagar más de X pesos en el futuro, por adquirir un stock de recursos valorizado en X pesos hoy². A este argumento se le denomina “productividad marginal del capital”.

Típicamente cualquier beneficio B (o costo C) que ocurra en n años más será “registrado” hoy a su “valor presente”, el cual viene dado por:

$$VP(B) = \frac{B}{(1+r)^n} \quad (3.1)$$

donde r corresponde a la tasa de descuento³. El efecto de descontar se ve en toda su magnitud cuando consideramos altas tasas de descuento u horizontes “lejanos”. Por ejemplo, consideremos un daño que se producirá en 100 años más y que se estima podría significar un costo de US\$ 80 mil millones⁴. Ocupando una tasa de descuento del 12% anual⁵, dicho costo tendría un valor presente igual a 958 MUS\$, es decir, ¡más de 80 mil veces menos! Así, si la sociedad ahorrara hoy menos de un millón de dólares y los invirtiera al 12% durante un siglo, podría cubrir dicho costo de US\$80 mil millones.

LA ELECCIÓN DE UNA TASA DE DESCUENTO ESPECÍFICA

La tasa de descuento juega un rol central en la política económica, lo cual explica la magnitud y duración del debate acerca de cuál “debe” ser la tasa a utilizar. Ciertos grupos ambientalistas han promovido el uso de una tasa de descuento nula, a fin de “pesar” igualmente los beneficios y costos de diferentes generaciones en el tiempo (“imparcialidad intertemporal”), al

¹ Ya que, por ejemplo, mientras más alejado esté disponible un consumo en el tiempo, menor será el atractivo de sacrificarse en el presente por él.

² Estamos haciendo referencia a moneda de igual valor, es decir, este factor no se produce por consideraciones inflacionarias.

³ En este caso se asume que en cada período entre ahora y n , la tasa de descuento anual es la misma. En caso contrario, si existieran tasas r_1, r_2, \dots, r_n , la expresión correcta vendría dada por $B / \{(1+r_1)(1+r_2) \dots (1+r_n)\}$.

⁴ Equivalente al PIB actual de Chile.

⁵ Valor de la tasa de descuento utilizada en la evaluación social de proyectos en Chile.

mismo tiempo de favorecer las alternativas “conservacionistas”⁶. Sin embargo, al disminuir la tasa de descuento, proyectos cada vez menos rentables serían ahora factibles de realizarse, ya que la señal de una baja tasa de descuento es de que el capital disponible para invertir es abundante, y como Beckerman señala (1995) “en el límite, con una tasa de descuento inexistente, cualquier proyecto *lunático* podría llevarse a cabo, lo que sólo por azar podría coincidir con una estrategia conservacionista”⁷. En general, los especialistas estiman que una tasa de descuento nula podría conducir a efectos aún más perjudiciales para el medio ambiente, por lo que este argumento ha perdido fuerza en los círculos académicos.

Si dejamos a un lado consideraciones de riesgo (que discutiremos posteriormente), las dos principales alternativas para elegir la tasa de descuento social son la tasa de preferencia social en el tiempo (tasa de descuento del consumidor), y el costo de oportunidad social del capital. Ambas serían iguales si los mercados fueran eficientes y no existieran impuestos, pero en la práctica ambos difieren.

Tasa de descuento del consumidor (d): la fórmula estándar para descontar el consumo futuro es de la forma:

$$d = \sigma + \mu \cdot g \quad (3.2)$$

donde σ es la “tasa de preferencia pura en el tiempo”, μ es la elasticidad de la utilidad marginal del consumo y g es la tasa de crecimiento del consumo per cápita. Si la función de utilidad derivada del consumo fuese logarítmica, entonces $\mu = 1$. Adicionalmente, si por motivos éticos rechazáramos la existencia de una tasa de preferencia pura en el tiempo, entonces, $\sigma = 0$ y tendríamos que $d = g$ (la tasa de descuento correspondería a la tasa esperada de crecimiento del consumo per cápita).

Tomando antecedentes históricos como una base para los valores esperados a futuro, la siguiente tabla ilustra las estimaciones de d para distintos países:

⁶ Como veremos en el caso de los recursos no renovables (minerales por ejemplo), a medida que aumenta la tasa de descuento, la decisión óptima es agotar los recursos más rápidamente, ya que el capital obtenido de la extracción se puede reinvertir a una tasa más atractiva que lo que representan las rentas derivadas de dejar el mineral “en la tierra”. En el caso de los recursos renovables (bosques, por ejemplo), a medida que aumenta la tasa de descuento, las rotaciones son menores, ya que resulta menos rentable “esperar” el crecimiento del bosque.

⁷ Señala que al haber capital abundante (cosa que dista de ser cierta), cualquier proyecto de explotar recursos que hoy no es rentable, se podría llevar a cabo, incluyendo la “apertura” de zonas vírgenes, hoy día protegidas, por ejemplo, por inaccesibilidad.

PAIS	Crecimiento de consumo real	Crecimiento de la Población	Tasa de Descuento
Estados Unidos	3.3%	1.0%	+2.3%
Gran Bretaña	2.8%	0.2%	+2.6%
Japón	5.0%	1.0%	+4.0%
Etiopía	2.4%	2.8%	-0.4%
Ghana	1.7%	2.6%	-0.9%
Chile	0.8%	1.7%	-0.9%
Tailandia	5.8%	2.5%	+3.3%

Fuente: Pearce (1993), *Economic Values and the Natural World*, Earthscan

Como puede apreciarse, las tasas de descuento para ciertos países en vías de desarrollo son negativas. Sin embargo, el comportamiento en estos países respecto al uso de sus recursos naturales es claramente inconsistente con estos resultados (ellos se agotan como si las tasas de descuento fuesen muy altas). Más aún, sus tasas bancarias de interés son también positivas y altas. Aunque tal evidencia pudiera sugerir que la aplicación de este enfoque en el caso chileno es discutible, se deben tomar ciertas consideraciones adicionales:

- Desde 1984, el consumo privado en Chile ha crecido a tasas superiores al 7% anual, y las estimaciones de crecimiento de largo plazo lo sitúan en el rango del 6% anual.
- Aunque el valor unitario para μ es ilustrativo, ciertos trabajos empíricos sugieren valores más cercanos a 1.5
- Uno podría cuestionar la exclusión de la tasa de preferencia pura en el tiempo. Los pocos antecedentes disponibles hablan de una tasa del 1.3% para los países desarrollados. Así, se puede usar dicha estimación como una aproximación conservadora para el caso chileno.
- La tasa esperada de crecimiento demográfico en Chile es de 1.5%

Sobre la base de las consideraciones anteriores, la tasa de descuento del consumidor para Chile sería del orden del 8% anual.

Tasa de descuento del productor: un típico “distorsionador” del mercado de capitales es la existencia de una tasa de impuestos positiva. Si ésta se denota por t %, y la exigencia de rentabilidad de los accionistas es s %, una compañía debe rentar sobre el capital un r % anual, donde r viene dado por:

$$r = \frac{s}{(1+t)} \quad (3.3)$$

Muchos economistas defienden a r como “la” correcta tasa de descuento, porque mide el costo de oportunidad de usar el capital disponible en gasto público, es decir, el retorno marginal “perdido” si se hubiera invertido en el sector privado. Para encontrar r uno debiera tomar en consideración la tasa

ponderada de retorno de inversión y deuda. En países desarrollados, dicha tasa de largo plazo se sitúa en el rango del 6-7% y en Chile, del 9-10%.

Tasa de descuento mixta: otra alternativa usualmente adoptada por los especialistas dice relación con el hecho de que cualquier gasto que se realice no lo será sólo a expensas de la inversión privada, sino que se producirá un desplazamiento simultáneo de consumo e inversión. En tal situación podemos adoptar una tasa de descuento “ponderada”, i , de la forma:

$$i = a \cdot d + b \cdot r \quad (3.4)$$

donde a y b corresponden a las proporciones en que los retornos de la inversión pública son reinvertidos, verificándose que $a + b = 1$. Si se asume que dichos “pesos” son similares a los correspondientes al gasto corriente, entonces se puede utilizar como aproximación la participación del consumo y la inversión en el ingreso nacional. Ocupando los antecedentes presentados en los puntos anteriores para la tasa de descuento del consumidor y del productor, se tiene que para un país desarrollado la tasa de descuento mixta debiera ser del orden del 4%, mientras que para Chile se obtendrían valores cercanos al 8.5% anual.

Debemos remarcar el hecho de que no existe consenso sobre cual es el método más apropiado para determinar la tasa de descuento y aún instituciones como el Banco Mundial usa tasas del 10%. Lo relevante de señalar en nuestro contexto es que aún antes que emergiera el problema ambiental al centro del debate público, los economistas no habían logrado una posición única respecto a la tasa de descuento, y es probable que nunca lo hagan.

RIESGO, INCERTIDUMBRE Y CONSIDERACIONES AMBIENTALES

Sabemos que las personas prefieren la disponibilidad “segura” de una cierta cantidad de dinero M , a una disponibilidad “incierta” de la misma. Luego, se suele incorporar dicha incertidumbre a la tasa de descuento, elevándola, y ello se deriva de tres fuentes específicas. A continuación las analizaremos para evaluar la pertinencia de su inclusión:

- a) **Incetidumbre acerca del horizonte de vida del individuo:** también llamado el “argumento de mortalidad”. Frecuentemente se le usa como base de argumentación para la racionalidad del principio de impaciencia (una persona preferirá el consumo presente al futuro, entre otras razones, porque no tiene la seguridad de que vivirá lo suficiente como para disfrutar los beneficios que pudiera obtener en el futuro por sacrificarse hoy). Sin embargo, la debilidad de este razonamiento es que, aunque un individuo es mortal, la sociedad no lo es, y es sobre ella que se estructuran las decisiones de evaluación social.

- b) **Incertidumbre acerca de las preferencias de los individuos en el futuro:** aunque ello es relevante en el caso de ciertos bienes y servicios, no lo es cuando estamos en presencia de proyectos cuyos beneficios involucren bienes básicos como alimentos, agua o energía. Las preferencias de la humanidad por esta clase de bienes en el futuro no serán menores a las que nosotros tenemos. Adicionalmente, muchos economistas estiman que la mejor forma de tratar con preferencias en presencia de incertidumbre es desechar su incorporación en la tasa de descuento y a cambio usar el *valor de opción*⁸ como estimador de beneficios o costos.
- c) **Incertidumbre acerca de la magnitud de los beneficios y costos:** el problema aquí es la adaptación de la tasa de descuento para reflejar riesgo. Generalmente se adopta un premio por riesgo de, digamos, $x\%$. Sin embargo, el patrón de “castigo a la incertidumbre” $(1 + r + x)^n$ puede no corresponder en absoluto a esta forma geométrica. ¿Cuál es entonces la alternativa? *Reemplazar los flujos de beneficios y costos inciertos, por sus correspondientes valores esperados.* Aunque este procedimiento parece ser el correcto conceptualmente, muchas veces resulta muy poco operacional llevarlo a la práctica. Sin embargo, en el caso de problemas que involucren irreversibilidades, vale la pena el esfuerzo.

¿QUÉ TASA DE DESCUENTO UTILIZAR CUANDO UN PROYECTO TIENE CONSECUENCIAS MUY LEJANAS?

A propósito de uno de los tópicos favoritos de la economía ambiental durante la última década, cual es el calentamiento global, el que se prevé producirá un aumento de 2°C de la temperatura promedio hacia fines de este siglo, surge la interrogante ilustrada al inicio de este capítulo de elegir una tasa de descuento que sea intergeneracionalmente justa para evaluar los beneficios y costos de la reducción de las emisiones de carbono, cuando las consecuencias de proyectos de ese tipo serán severamente “castigadas” si se utilizan tasas de descuento “tradicionales”. Dicho en otros términos, ¿existen argumentos conceptuales para reducir dichas tasas?

En un excelente trabajo de recopilación de Portney y Weyant (1999), un grupo de destacados autores presenta sus respectivas posiciones relativas a este tópico de enorme importancia al momento de evaluar las mejores estrategias para el cumplimiento de los acuerdos post-Kyoto. Ellas reflejan lo que Arrow ha dado en llamar las dos escuelas de pensamiento: *prescriptiva* y *descriptiva*. La primera se deriva de consideraciones más bien “éticas”, mientras la segunda se basa en la observación de las tasas efectivas de retorno de proyectos alternativos. En general, los valores asociados al primer enfoque tienden a ser menores que los correspondientes al segundo, pero los argumentos

⁸ Corresponde a la disposición a pagar de las personas por asegurarse que cierto bien o servicio estará disponible para su uso en el futuro.

que uno puede encontrar en la literatura asociada pueden ayudar a justificar tasas de descuento entre el 0 y el 20%, lo que no es de mucha ayuda en la práctica. La siguiente tabla resume las distintas posiciones existentes.

Autor	Argumentación	Conclusión
Arrow	Utiliza un modelo de juego no cooperativo en la cual cada generación es relativamente egoísta y en conocimiento de que las demás tendrán un comportamiento similar	No existen argumentos que permitan concluir que la tasa de descuento de largo plazo será menor a la de corto plazo
Weitzman	La productividad marginal del capital en el futuro es incierta, pero la forma tradicional de tratarla (modificando r) debe ser modificada trabajando directamente sobre el término $1/(1+r)^t$	La tasa de descuento no es constante en el tiempo, sino que declinante, y para los flujos en 300 o más años, la tasa relevante es nula
Bradford	No existe alternativa conceptual real para hacer algo distinto a considerar los proyectos de consecuencias muy lejanas como simples versiones “largas” de proyectos normales	La tasa de descuento de mercado constituye una muy buena aproximación a la tasa de descuento social
Dasgupta, Mäler y Barrett	Si los patrones de consumo y producción tienen como consecuencia indirecta degradación ambiental, la tasa de descuento social de esos proyectos es menor a la privada	Las tasas de descuento social de largo plazo pueden ser nulas e incluso negativas
Portney y Kopp	El análisis de costo beneficio tradicional no resulta adecuado para enfrentar problemas de larga duración y magnitud	Proponen la realización de un referéndum que plantee a la sociedad escenarios de distintas consecuencias intergeneracionales
Nordhaus	La manipulación ad hoc de la tasa de descuento es un pobre sustituto de aquellas políticas que se focalizan directamente en los objetivos finales	Identifique el objetivo de largo plazo y olvídense del análisis tradicional para alcanzarlo
Schelling	Las políticas para mitigar el cambio climático serán pagadas por el mundo desarrollado y los mayores beneficiarios serán las futuras generaciones de países actualmente en vías de desarrollo, las que vivirán en mejores condiciones que las actuales.	No se percibe evidencia de que las personas en países desarrollados estén dispuestas a sacrificios adicionales por el bienestar de generaciones futuras de otros países, por lo que la tasa de mercado es un buen estimador de las preferencias sociales

Autor	Argumentación	Conclusión
Cropper y Laibson	La teoría clásica de evaluación de proyectos descansa en modelos que descuentan el futuro a una tasa exponencial constante	Existe evidencia empírica que las personas descuentan hiperbólicamente, lo que implica tasas de descuento menores en el largo plazo
Lind	El análisis tradicional resulta muy útil para evaluar los tradeoffs que la sociedad enfrenta	Presentar los flujos de beneficios y costos más que VPNs ayuda a informar a la sociedad acerca de qué patrón seguir a futuro

CONCLUSIONES

Uno de los tópicos de la ciencia económica que exhibe la presencia de mayores discrepancias entre especialistas tiene que ver con la elección de la adecuada tasa de descuento a utilizar para evaluar socialmente proyectos o políticas. La problemática ambiental ha agudizado tales diferencias, particularmente por consideraciones de equidad intergeneracional, donde el castigo implícito a las futuras generaciones derivado del uso de tasas de descuento “normales” se vuelve agudo.

Nuestro objetivo en este capítulo ha sido ilustrar posiciones a fin de ayudar al lector a entender el fondo del debate. Debemos reconocer que simpatizamos con la posición de Lind, pues el visualizar los flujos de beneficios y costos que se derivan de la adopción de distintas políticas ayuda al evaluador a derivar implícitamente las consecuencias de sus acciones en elecciones específicas de tasas de descuento. ¿Cuáles escoger? Bueno, eso es arte.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Beckerman W (1995), *Small is Stupid*, Duckworth, London.
2. Pearce D y Warford J (1993), *World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development*, World Bank, Oxford University Press.
3. Pearce D (1993), *Economic Values and the Natural World*, Earthscan
4. Portney P y Weyant J (editores, 1999), *Discounting and Intergenerational Equity*, Resources for the Future.
5. Sen A (1982), “Approaches to the Choice of Discount Rates for Social Benefit-Cost Analysis”, en *Discounting for Time and Risk in Energy Policy*, (Lind R, editor), Resources for the Future.

CAPÍTULO 4

RECURSOS NO RENOVABLES: DEFINIENDO LO QUE SE ENTIENDE POR ESCASEZ

INTRODUCCIÓN

En cualquier debate acerca del uso que una empresa, una región, el país o el mundo hace de los recursos naturales, suele surgir la siguiente inquietud: ¿estamos acabando tales recursos? Para un recurso natural no renovable, como es el caso de los minerales, una tasa de extracción no nula necesariamente implicará la disminución del stock físico del recurso. Sin embargo, existen ciertas complicaciones para esta noción que parece evidente a primera vista:

- Problemas con la definición de lo que el stock físico representa.
- Discrepancias entre la medición económica del tamaño de las reservas y la medición física de las mismas.
- El valor económico de las reservas puede variar en el tiempo.
- Existen distintas formas de medir la escasez de la reserva económica, lo cual puede dar origen a distintas respuestas a la pregunta original.

A lo largo de este capítulo examinaremos estos conceptos a fin de extraer una formulación general para el problema de escasez. Partiremos por las definiciones básicas. El término **reservas económicas** hace referencia a la porción del depósito mineral que resulta rentable extraer, dados precios y costos actuales. Como veremos, los costos dependen de la tecnología y de la tasa acumulativa de extracción. Claramente, ambos parámetros varían en el tiempo. Lo mismo ocurre con los precios, los cuales pueden variar ante cambios en las decisiones de producción de los productores (el mejor ejemplo son los resultados exitosos de reducciones en la cantidad producida por parte de los países que conforman el cartel de la OPEP), o ante cambios en la demanda por el mineral, o por intervenciones reguladoras de los

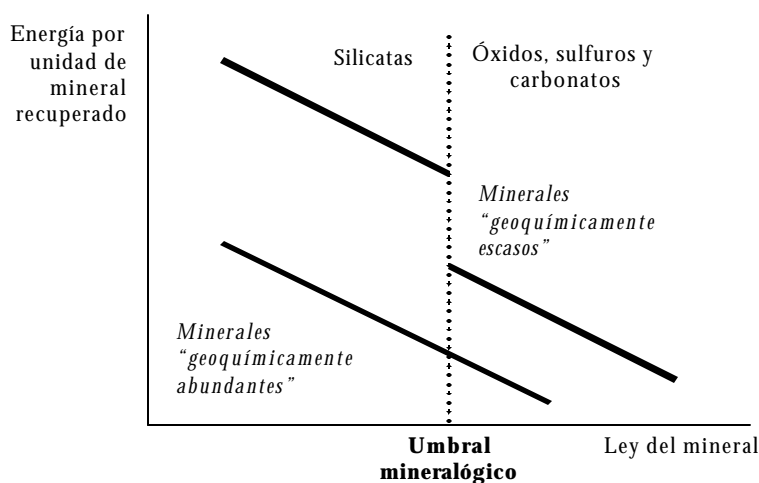
gobiernos. Así, la línea que diferencia la rentabilidad de las reservas, puede moverse hacia arriba o abajo dependiendo de estas variaciones de precios y costos. Por ejemplo, en un siglo, la ley mínima requerida para hacer rentable la extracción de cobre cayó desde el 3% hasta menos del 0.5% debido al progreso tecnológico, lo que a precios reales constantes significaría un aumento en el tamaño de la reserva económica en el tiempo.

Otra dimensión tiene que ver con la incertidumbre acerca de la disponibilidad actual de un recurso en una determinada área geográfica. Por ejemplo, no se conoce con certeza cuánto petróleo sería posible extraer de los yacimientos descubiertos en el Mar del Norte. Algunos depósitos están en producción, otros se conocen pero aún no han sido explotados, y otros sólo se sospecha que existen. Sin embargo, aún cuando esta incertidumbre fuera resuelta, quedarían todavía algunos problemas por resolver. Por ejemplo, las reservas de cobre, ¿deben ser contabilizadas sin tomar en cuenta su concentración (ley)? ó ¿la reserva de un mineral debe contabilizarse no importando la forma en que se encuentre?

La reserva total de un mineral en la Tierra se denomina reserva geológica¹. Varios autores han argumentado que el concepto clave aquí es el de “**umbral mineralógico**”, el cual se define como la línea que divide a los silicatos, que representan el 97% de la reserva geológica, de los óxidos, sulfuros y carbonatos. Los minerales denominados “**geoquímicamente escasos**”², son aquellos que bajo este umbral requerirán de una cantidad de energía significativamente mayor para ser extraídos. En cambio, para minerales “**geoquímicamente abundantes**” como es el caso del hierro, la energía requerida para extraerlos se incrementa levemente a medida que la ley del mineral decrece (ver figura 4.1).

¹ No se ha encontrado una traducción más “afortunada” para el término en inglés *crustal abundance*.

² Por ejemplo, cobre, plomo, mercurio y oro.


Figura 4.1: El Umbral Mineralógico³

La siguiente tabla presenta estimaciones recientes del WRI (1996) acerca de las reservas de diversos minerales (cifras en millones de toneladas).

MINERAL	RESERVAS ECONÓMICAS	RESERVAS FÍSICAS	RESERVAS GEOLÓGICAS
Aluminio	23,000	28,000	1,990,000x10 ⁶
Cobre	310	590	1,510x10 ⁶
Hierro	150,000	230,000	1,392,000x10 ⁶
Mercurio	0.1	0.2	2.1x10 ⁶
Plomo	63	130	290x10 ⁶
Zinc	140	330	2,250x10 ⁶

ESCASEZ: UNA PRIMERA (Y MALA) FUENTE DE MEDIDA

Típicamente en la literatura se señala como medida de escasez o del tamaño del stock de un mineral, la **vida en años** del recurso. Ella se obtiene dividiendo las reservas económicas por la tasa actual de consumo anual. Por ejemplo, según el World Resources Institute (1996), en 1994 las reservas de cobre alcanzarían para un horizonte de 33 años, es decir, en el año 2027 éstas se acabarían.

Un problema básico de este indicador se produce si en lugar de dividir por las reservas económicas lo hacemos por las reservas físicas, ya que obtenemos un horizonte de tiempo mucho más grande (en el caso del cobre, 62 años). ¿Cuál de las dos sería la medida "correcta"? La respuesta es: ninguna. A medida que el recurso se vaya haciendo más escaso, su precio, a todo lo demás constante, debería tender a subir. Por efecto sustitución ello reducirá el consumo e incrementará la producción y las reservas

³ Basado en Skinner, B. (1976), "A Second Iron Age?", *American Scientist*, 64, 258-69.

económicamente viables. Estos cambios modificarán, por tanto, el horizonte de vida del recurso. Es más, mientras más suba el precio del mineral, mayores incentivos existirán para la exploración y descubrimiento de nuevos yacimientos, aumentando así las reservas físicas. De hecho, se ha encontrado para varios minerales que la medida de años de vida del recurso se mantiene relativamente estable en el tiempo, lo que probablemente tiene más que ver con las actitudes y motivaciones de las firmas que con la escasez del recurso.

LOS COSTOS UNITARIOS: UNA MEDIDA CLÁSICA DE ESCASEZ

En los albores de la economía de los recursos naturales, el concepto de escasez se centró en los costos unitarios de extracción. Ricardo, Mill y Jevons señalaban que la extracción acumulativa de un mineral se traduciría finalmente en un incremento de dichos costos unitarios (ejemplos clásicos serían el de una mina subterránea, donde a medida que el recurso es extraído progresivamente se deben recorrer mayores distancias, o el de una mina a rajo abierto, donde la extracción de los minerales de mayor ley al principio determinan una creciente dificultad para extraer una tonelada de mineral puro adicional). Así, tales costos serían un indicador del tipo Ricardiano de escasez.

En 1963, Barnett y Morse⁴ estudiaron las tendencias de costos promedios para una amplia variedad de productos primarios en el período 1870-1957. Con una sola excepción, encontraron que el índice de costos reales de capital más trabajo había declinado un 55% en el período señalado (lo cual indicaría escasez decreciente). Johnson *et al* ⁵, prolongaron el trabajo de Barnett y Morse para el período 1958-1970, encontrando que la tasa de descenso de los costos unitarios había aumentado entre tales fechas. ¿Constituyen estos resultados una prueba de que los materiales considerados se han vuelto menos escasos durante el último siglo? No, porque este indicador presenta numerosas deficiencias, a saber:

1. Existe progreso tecnológico en el tiempo, y esto indudablemente ha constituido la base tanto de las reducciones de costos, como del incremento del tamaño de las reservas económicas en el último siglo.
2. La hipótesis implícita de medir escasez a través de los costos unitarios de extracción es que las firmas acaban primero los yacimientos de menor costo, pero ello implica perfecta información respecto a las características de los depósitos, ¡incluso de los aún no descubiertos!

⁴ “*Scarcity and Growth: The Economics of Natural Resource Scarcity*”, Baltimore, Johns Hopkins Press

⁵ Johnson, Bell y Bennett (1980), “Natural resource scarcity: empirical evidence and public policy”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 7, 256-71

3. La caída de los costos de capital y trabajo puede obedecer a una sustitución con algún otro insumo, siendo la energía el ejemplo más obvio. Hall *et al* ⁶ recalcularon las estimaciones de Barnett y Morse para carbón y petróleo incluyendo el insumo energía y mostraron que mientras las cifras originales mostraban un 35% de reducción en los costos unitarios, su estimación arrojaba un 10% de incremento.
4. Los costos unitarios constituyen una pobre manera de predecir escasez, ya que sólo se basan en la historia pasada y no en las proyecciones futuras. Perfectamente pudiera darse que el progreso tecnológico más que compense eventuales incrementos en los costos unitarios, incrementando así el tamaño de las reservas económicas.

¿LOS PRECIOS REALES COMO MEDIDA DE ESCASEZ?

En Microeconomía se encuentra conceptualmente definida la relación directa que existe entre el precio de los bienes y la escasez relativa de los mismos. Varios estudios han tratado de describir la evolución de las series de precios reales de diversos recursos. Barnett y Morse (1963) encontraron que en el período 1870-1957 los precios se habían mantenido relativamente estables. Más recientemente, Slade (1982) sugirió que el patrón de precios seguiría una forma de U, donde inicialmente los precios disminuirían debido al progreso tecnológico, para después aumentar por el incremento de los costos unitarios derivados de la tasa acumulativa de extracción de los recursos.

Hall y Hall (1984) encontraron resultados similares a los de Slade, con un descenso de los precios durante la década de los 60 y un incremento de los mismos en la década siguiente. Anderson y Moazzami (1989, en Hanley *et al*, 1997) repitieron el trabajo de Slade y encontraron fuerte evidencia de escasez para minerales como carbón y cobre, pero débil para otros como aluminio e hierro. Finalmente, Krautkraemer (1998) muestra que para 11 minerales no existe el comportamiento predicho por Slade, en particular desde la década del 70.

Las críticas al uso de los precios como indicador de escasez pueden resumirse como sigue:

1. Es significativa la influencia de los carteles de producción en el mercado de los productos primarios. El incremento observado de precios parece reflejar más el afán de aumento de los ingresos de los productores, que una eventual escasez de tales bienes.

⁶ Hall, Cleveland y Kaufmann (1986), *“Energy and Resource Quality: the Ecology of the Economic Process”*, New York: John Wiley

2. Los gobiernos tienden a intervenir en los mercados de esta clase de recursos, distorsionando las señales de precios (ejemplos son la mantención de precios artificialmente altos para el gas en Gran Bretaña durante los 70 y 80 para reducir las pérdidas de las compañías de electricidad, o la imposición de precios máximos en Estados Unidos para el gas natural).
3. Los precios de los recursos naturales no reflejan el costo de oportunidad social, debido a que los productores no internalizan completamente los daños que sus actividades de extracción y procesamiento imponen sobre el medio ambiente.
4. La elección del deflactor para la serie de precios no es simple ni obvia: ¿debe ser uno de factores de producción o uno de productos finales?

LO BÁSICO DE LO BÁSICO: LA RENTA PARA MEDIR ESCASEZ

La renta económica, definida como la diferencia entre el precio que la sociedad está dispuesta a pagar por una unidad adicional de un recurso y el costo que tiene extraerla es, conceptualmente, la mejor medida de escasez. Sin embargo, también existen problemas con su medición:

1. Los datos empíricos son escasos: la renta económica no es lo mismo que la utilidad contable. Ni las firmas ni los gobiernos suelen registrar la primera, concentrándose más bien en la segunda.
2. Como veremos más adelante, el uso de la renta como medida de escasez asume implícitamente que las firmas siguen un patrón óptimo de extracción del recurso. Existe poca evidencia de que eso suceda en la realidad, básicamente porque no se dispone de información perfecta de precios y costos de producción.

Los problemas empíricos de la renta como medida de escasez son tales que incluso es posible que la renta proveniente de la extracción de un recurso disminuya aún cuando su stock físico decrezca. Conrad y Clark (1987)⁷ han señalado que: *“Si un recurso abundante puede sustituir a otro que es físicamente escaso, éste último no puede ya ser visto como escaso desde una perspectiva económica... existe contundente evidencia acerca de que la renta proveniente de la extracción de cobre ha caído en el tiempo y desde una perspectiva económica, tal recurso es hoy más abundante”*.

⁷ “Natural Resource Economics: Notes and Problems”, Cambridge University Press

CONCLUSIONES

Cuando se habla de escasez de un recurso resulta importante distinguir si se está hablando en términos económicos o físicos. Hemos visto que las distintas formas de medir escasez presentan cada una diversos problemas. El problema no es trivial. Norgaard y Howarth (1989)⁸ señalan que a menos que quienes deben decidir acerca de la extracción de los recursos tengan buena información acerca de escasez, ninguna de estas formas de medición entrega buenos resultados; y por supuesto, si estas personas estuvieran bien informadas, lo más sencillo sería preguntarles a ellos directamente y no hacer complicados análisis econométricos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Hall D y Hall J (1984), “*Concepts and measures of natural resource scarcity with a summary of recent trends*”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 11, 363-79
2. Hanley N, Shogren J y White B (1997), *Environmental Economics: in theory and practice*, Macmillan Press Ltd.
3. Krautkraemer J (1998), “Nonrenewable Resource Scarcity”, *Journal of Economic Literature*, Vol.XXXVI, 2065-2107
4. Slade M (1982), “Trends in natural resource commodity prices: an analysis of the time domain”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 9, 122-37
5. World Resources Institute (1996), *World Resources 1996-97 A Guide to the Global Environment: The Urban Environment*, Oxford University Press

⁸ “*The scarcity of resource economics*” mimeo, Energy and Resources Programme, University of California, Berkeley

CAPÍTULO 5

EL USO ÓPTIMO DE RECURSOS NO RENOVABLES

INTRODUCCIÓN

Los recursos no renovables incluyen aquellos llamados *energéticos* (petróleo, gas natural, uranio y carbón) y los *no energéticos* (cobre, níquel y zinc, por nombrar algunos). Ellos se han formado a partir de procesos geológicos que toman millones de años, por lo que en la escala de dimensión humana, se considera que poseen una base fija de reservas.

El análisis de las decisiones productivas que enfrenta el propietario de un recurso de este tipo difiere del correspondiente a uno renovable, como sería el caso de la agricultura, la pesca o la producción de madera. Para ilustrarlo, supongamos que el dueño de una pequeña mina de cobre actúa en un mercado competitivo, donde tiene información perfecta, incluso de cómo evolucionará el precio del mineral en el tiempo, y desea saber cuál debe ser su tasa de extracción óptima del mineral.

Una rápida recomendación le diría que bajo un contexto competitivo, quien intente maximizar utilidades debiera extraer mineral mientras el precio del mismo supere al costo marginal de extracción. Simplifiquemos aún más el análisis y supongamos por un momento que los costos de extracción son despreciables. Según el razonamiento anterior, la extracción debe ser total mientras el precio sea no nulo.

Sin embargo, la regla de decisión anterior considera sólo la renta derivada de la extracción, pero no la que es posible de obtener del valor residual del yacimiento, esto es, la renta remanente del mineral que no ha sido extraído. ¿Qué pasa si la tasa de descuento del dueño de la mina es de 10% anual, pero se espera que los precios se incrementen un 20%? ¿Cuál debiera ser en ese caso la extracción óptima? Obviamente en tal situación, al dueño de la mina le conviene dejar el mineral “en la tierra”, porque sea cual sea la

cantidad que extraiga, digamos Q_0 , la renta que tendría el próximo año sería igual a $P \times Q_0 \times (1 + 0.1)$, mientras que si no lo extrajera este año, sino el próximo, su renta sería igual a $P \times Q_0 \times (1 + 0.2)$, es decir, la plusvalía del yacimiento es mayor a lo que alternativamente se podría ganar extrayendo el mineral en él contenido. Aún más, si esta situación se mantuviera en el tiempo, no le sería rentable extraer el mineral nunca, porque el valor del yacimiento sin explotar vale más así, que *minándolo*.

En el siguiente recuadro se formaliza analíticamente la regla anterior.

UN CLÁSICO: LA TEORÍA DE LA MINA

Comenzaremos con un modelo simple de extracción de un propietario individual que opera en un entorno perfectamente competitivo. Él tratará de maximizar el valor presente neto de su actividad; luego, lo que busca determinar es el patrón óptimo de extracciones en el tiempo: $q(t = 1)$, $q(t = 2)$, $q(t = 3)$, etc. Su problema puede formularse como:

$$\begin{aligned} \text{Max}_{q(t)} \quad & \int_0^T \{P(t) \cdot q(t) - C(q(t))\} \cdot e^{-rt} dt \\ \text{s. a.} \quad & \dot{R}(t) = -q(t) \quad , \quad R(t = 0) = S \end{aligned} \quad (5.1)$$

donde $P(t)$ es el precio del mineral en el tiempo, $C(q(t))$ es el costo de extracción, r es la tasa de descuento, $R(t)$ corresponde a las reservas de la mina en cada instante del tiempo, y S es el stock inicial del recurso. Si en lugar de trabajar con tiempo continuo lo hacemos con intervalos, el problema queda como se indica a continuación, y simplificamos su solución a través del uso del Lagrangiano:

$$\text{Max}_{q(t)} \quad \sum_{t=0}^T \frac{P(t) \cdot q(t) - C(q(t))}{(1+r)^t} \quad (5.2)$$

$$\text{s. a.} \quad \sum_{t=0}^T q(t) = S \quad , \text{ y el Lagrangiano se expresa como:}$$

$$L = \sum_{t=0}^T \frac{P(t) \cdot q(t) - C(q(t))}{(1+r)^t} - I \cdot \left(\sum_{t=0}^T q(t) - S \right) \quad (5.3)$$

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Rightarrow \frac{P(t) - C'(q(t))}{(1+r)^t} = I \quad (5.4)$$

La condición anterior nos dice que las rentas descontadas en cada período *deben* ser iguales: si no fuese así, claramente al propietario le convendría extraer más en los períodos en que las rentas son mayores. Para dos períodos consecutivos:

(continúa...)

UN CLÁSICO (CONTINUACIÓN)

$$\frac{P(t+1) - C'(q(t+1))}{(1+r)^{t+1}} = \frac{P(t) - C'(q(t))}{(1+r)^t} \quad (5.5)$$

de donde se obtiene que (4.6):

$$\frac{(P(t+1) - C'(q(t+1))) - (P(t) - C'(q(t)))}{P(t) - C'(q(t))} = r$$

la expresión anterior nos dice que para seguir un patrón de extracción óptimo, el propietario debe producir de manera tal en el tiempo que la tasa de crecimiento de la renta iguale a la tasa de descuento. Si no fuera el caso, por ejemplo si la renta creciera menos, entonces le convendría extraer más ahora (lo que gana invirtiendo lo ganado en activos alternativos sería mayor que lo que ganaría esperando la producción y renta futura), y viceversa.

EXTRACCIÓN ÓPTIMA DE UNA INDUSTRIA

En 1931, Harold Hotelling escribió un artículo “clásico” en el cual examinaba el patrón de extracción óptimo de un recurso desde una perspectiva social, es decir, tratando de maximizar el bienestar social derivado del uso de un recurso mineral. Hotelling encontró que la solución óptima era equivalente cuando trataba con una industria competitiva que cuando encontraba el patrón que seguiría un planificador central, y arribó al mismo resultado que alcanzamos en el punto anterior, es decir, que el valor presente de una unidad de un recurso homogéneo pero finito, debería ser idéntico independientemente de cuando fuera extraído.

REGLA DE HOTELLING

El problema de la industria es el de maximizar las utilidades de los participantes:

$$\text{Max } p_i = \int_0^T \{P(t) \cdot q_i(t) - C(q_i(t))\} \cdot e^{-rt} dt \quad (5.6)$$

$$\text{s. a. } \dot{R}_i(t) = -q_i(t) \quad \text{y} \quad R_i(0) = S_i$$

Usando el Hamiltoniano corriente para evitar el efecto del descuento:

$$Hc = P(t) \cdot q_i(t) - C(q_i(t)) - m(t) \cdot q_i(t) \quad (5.7)$$

(continúa...)

REGLA DE HOTELLING (CONT.)

$$\frac{\mathcal{H}c}{\mathcal{H}q_i} = 0 \Rightarrow P(t) - C'(q_i(t)) - m(t) = 0 \quad (5.8)$$

$$-\frac{\dot{\mathcal{H}c}}{\mathcal{H}R} = -\dot{m} + rm = 0 \quad (5.9)$$

$$\dot{m} = rm \Rightarrow \frac{\frac{d}{dt}[P(t) - C'(q_i(t))]}{P(t) - C'(q_i(t))} = r \quad (5.10)$$

La condición anterior se conoce como la *Regla de Hotelling*, y nos dice que la variación de la renta entre períodos debe ser igual a la tasa de descuento, para seguir un patrón de extracción óptimo. Dado que no impusimos una restricción terminal al tiempo T , se verifica que:

$$Hc(T) = 0 \quad (5.11)$$

$$P(T) \cdot q_i(T) - C(q_i(T)) - m(T) \cdot q_i(T) = 0 \quad (5.12)$$

$$m(T) = P(T) - \frac{C(q_i(T))}{q_i(T)} \quad (5.13)$$

pero de las condiciones de primer orden tenemos que:

$$m(T) = P(T) - C'(q_i(T)) \quad (5.14)$$

por lo que se verifica:

$$\frac{C(q_i(t))}{q_i(t)} = C'(q_i(t)) \quad (5.15)$$

Si tenemos firmas con tecnologías distintas, las cantidades producidas por cada una diferirá, pero no las condiciones de optimalidad que hemos determinado.

Sin pérdida de generalidad, consideraremos que los costos medios y marginales de extracción son nulos. Basándose en la regla de Hotelling que acabamos de determinar, tenemos que bajo el patrón de extracción óptimo se verifica que:

$$\frac{\dot{P}}{P} = r \Rightarrow \int_0^t \frac{dP}{P} = \int_0^t r dt \Rightarrow \ln \left(\frac{P(t)}{P(0)} \right) = rt \quad (5.16)$$

$$P(t) = P(0)e^{rt} \quad (5.17)$$

(continúa...)

LA REGLA DE HOTELLING (CONT.)

Es decir, un productor es indiferente entre producir a un precio inicial $P(0)$ y un precio $P(0)e^{rt}$ en t . ¿Cuál sería el patrón de extracción óptimo en el caso de un planificador social? Si asumimos nuevamente que los costos de producción son nulos, la función de bienestar social se reduciría al excedente de los consumidores, y sería ésta la función a maximizar. Sea $P(z)$ la función de demanda del mineral. El excedente del consumidor viene dado por:

$$U(q) = \int_0^q P(z) dz \quad (5.18)$$

y por lo tanto, lo que se desea maximizar es:

$$\int_0^T U(q) \cdot e^{-rt} dt \quad (5.19)$$

sujeto a las mismas restricciones del caso anterior:

$$\dot{R}(t) = -q(t) \quad \text{y} \quad R(0) = S \quad (5.20)$$

Luego, el Hamiltoniano corriente queda:

$$H_c = U(q) - m \cdot q(t) \quad (5.21)$$

y las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial H_c}{\partial q} = U'(q) - m = 0 \quad (5.22)$$

pero debemos recordar la definición de $U(q) \Rightarrow U'(q) = P$

$$-\frac{\partial H_c}{\partial R} = \dot{m} - r m = 0 \quad (\text{se retoma } \frac{\dot{P}}{P} = r) \quad (5.23)$$

Para terminar, dos elementos adicionales. El primero se refiere a cómo determinar $q(t)$. Para ello se trabaja con la demanda del mineral. Supongamos que ella es de la forma isoelástica:

$$P(t) = A \cdot q(t)^{-a} \quad (5.24)$$

Sabemos por otra parte (Hotelling) que $P(t)$ es de la forma:

$$P(t) = B \cdot e^{rt} \quad (5.25)$$

donde B representa el precio en $t = 0$. Luego, igualando ambas expresiones se tiene que:

(continúa...)

LA REGLA DE HOTELLING (CONT.)

$$q(t) = C \cdot e^{\frac{-rt}{a}} \quad (5.26)$$

Finalmente, para determinar T debemos recordar el horizonte de tiempo en que se agota el recurso:

$$\int_0^T q(t) dt = S \quad (5.27)$$

Para quien desee evitar la “densidad” matemática anterior, lo que concluye la regla de Hotelling es que en presencia de un patrón óptimo de extracción de un mineral, la escasez del mismo determinará un crecimiento exponencial de su precio en el tiempo.

PRECIOS LÍMITES Y TECNOLOGÍAS SUSTITUTAS

A medida que un recurso se hace más escaso, la teoría económica predice que su precio tenderá a aumentar. El resultado encontrado en la sección anterior es coherente con esa lógica, ya que se verifica una función creciente del precio en el tiempo: $P(t) = B \cdot e^{rt}$ ($B, r > 0$), lo cual se ilustra en la figura 4.1. La pregunta relevante ahora es si esta conceptualización tiene respaldo en la evidencia empírica.

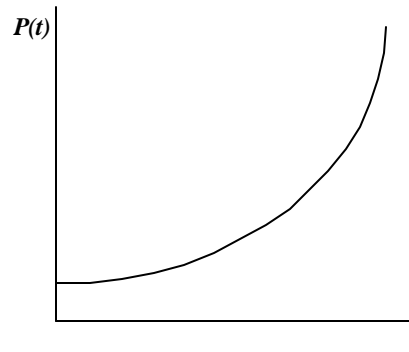


Figura 5.1: Patrón de precios de un Mineral a medida que se vuelve escaso

La respuesta es negativa. En la práctica¹ no se observan tales crecimientos exponenciales de precios y ello se explica fundamentalmente por la existencia de precios límites, los cuales a su vez vienen dados por tecnologías que permiten sustituir insumos “caros” (en general, es dicho encarecimiento el factor que cataliza la aparición de estas mejoras tecnológicas). Así, la existencia de un precio límite P_L determinará que el patrón óptimo de agotamiento de un recurso debiera ser tal que la última unidad del recurso se acabe cuando se alcance dicho precio. Para un precio mayor, la demanda por el mineral sería nula:

$$q(P_L) = q(P(T_L)) = 0 \quad (4.27)$$

¹ Ver Capítulo 4.

Lo anterior determina el precio inicial: $P(t=0) = P_L \cdot e^{-rT_L}$ y ello a su vez determina cuál sería el nuevo patrón de extracción óptimo, $q(t)$.

EXPOSICIÓN DIAGRAMÁTICA DEL USO ÓPTIMO DEL RECURSO

En la figura 5.2. se representa de manera gráfica la regla de Hotelling. El cuadrante superior derecho nos muestra la evolución del precio del recurso en el tiempo, el cual tiene como límite superior a P_L . Siguiendo una ruta de extracción óptima, el recurso debe agotarse una vez alcanzado dicho precio. Ello determina el horizonte de vida T del recurso. En el cuadrante superior izquierdo se representa la curva de demanda del recurso. El cuadrante inferior derecho corresponde a una línea de 45° que sirve para “trasladar” el horizonte T . Todo ello permite que en el cuadrante inferior izquierdo se represente el stock total del recurso, como el área bajo la curva obtenida de la proyección.

¿Por qué la diagramación muestra el patrón correcto de extracción? Supongamos, por ejemplo, que el precio inicial fuera más alto. Dado que la evolución de precios debe seguir la trayectoria $P(t) = P(0)e^{rt}$, un precio inicial superior determinará que el “choque” de la línea de precios con la tecnología sustituta ocurrirá en un período de tiempo anterior a T , lo cual implicaría que la cantidad total extraída sería inferior a S , lo que no corresponde a una estrategia óptima de uso del recurso, por lo que el supuesto de un precio inicial más alto sería incorrecto.

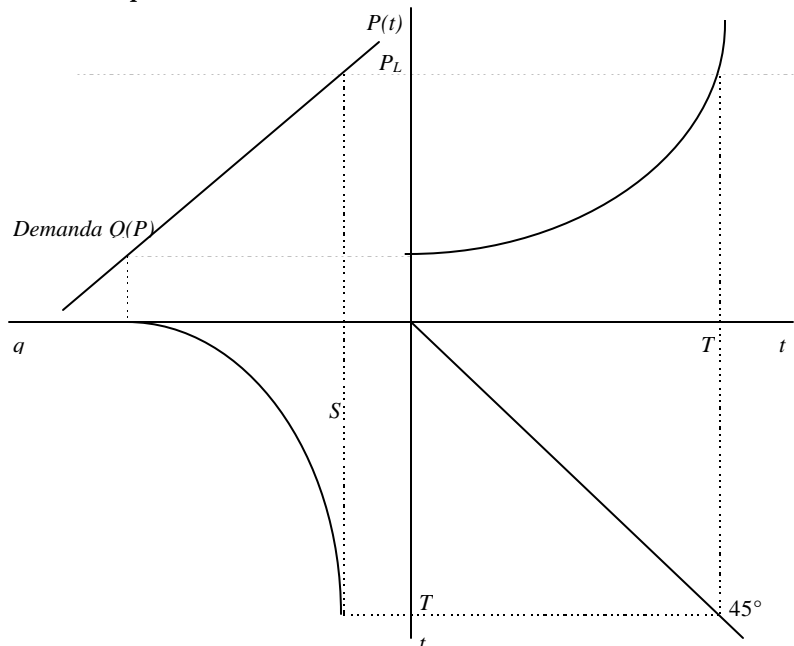


Fig. 5.2: Representación diagramática de la Regla de Hotelling

EFFECTOS DE CAMBIOS EN LOS PARÁMETROS

Nos encontramos en posición de analizar a continuación qué efectos producen variaciones en los parámetros claves que definen la trayectoria de extracción o uso óptimo de un recurso natural no renovable.

- a) **Cambios en la Tasa de Descuento:** ¿qué pasa si disminuye la tasa de descuento? En tal caso conviene disminuir el ritmo de extracción del mineral, porque el costo de oportunidad de dejar el mineral “en la tierra” ha disminuido. Ello implicará que la oferta del recurso será menor y por ende el precio inicial será superior al que existía previamente al cambio en la tasa de descuento. Todo ello determinará, además, un aumento del horizonte de vida del recurso, tal como se ilustra en la fig. 5.3.

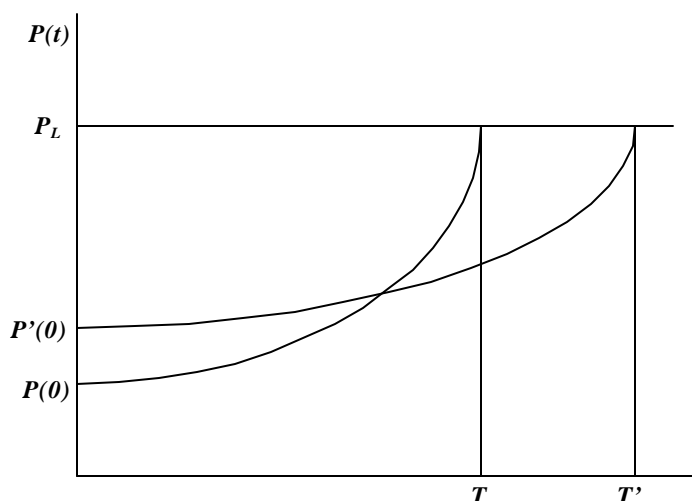


Fig. 5.3: Efectos de una caída de la tasa de descuento

- b) **Variación Precio Límite:** se asocia progreso tecnológico con una caída del precio del sustituto técnico de un insumo, aún cuando también podría darse el caso de que restricciones ambientales eliminen el uso de una tecnología *barata* y encarezcan los sustitutos. En este caso ilustraremos el ejemplo de un descenso del precio límite. En tal situación, si el patrón de precios no variara se alcanzaría el nuevo precio límite en una fecha anterior a T , dejando parte del recurso inexplorado, lo cual no sería óptimo. Dado que existe un sustituto más barato, la respuesta inmediata será una baja del precio y un mayor consumo del mismo ante la menor presión de escasez. ¿En cuánto tiempo se agotará el recurso? Dependerá de la magnitud de la caída del precio límite, tal como se observa en la fig. 5.4.

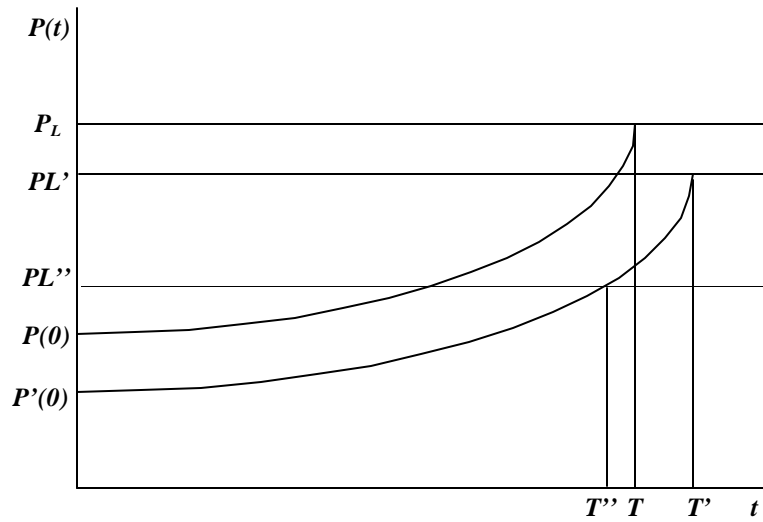


Fig. 5.4: Efectos de la disminución en el precio límite

- c) **Variación del Stock del Recurso:** tal como vimos en el capítulo 4, variaciones en el precio del mineral, reducciones del costo de extracción, cambios de ley, o simplemente el descubrimiento de nuevos yacimientos, dan origen a un mayor stock del recurso. En tal situación, la mayor “abundancia” determina una caída en los precios y un alargamiento del horizonte de extracción del mineral.

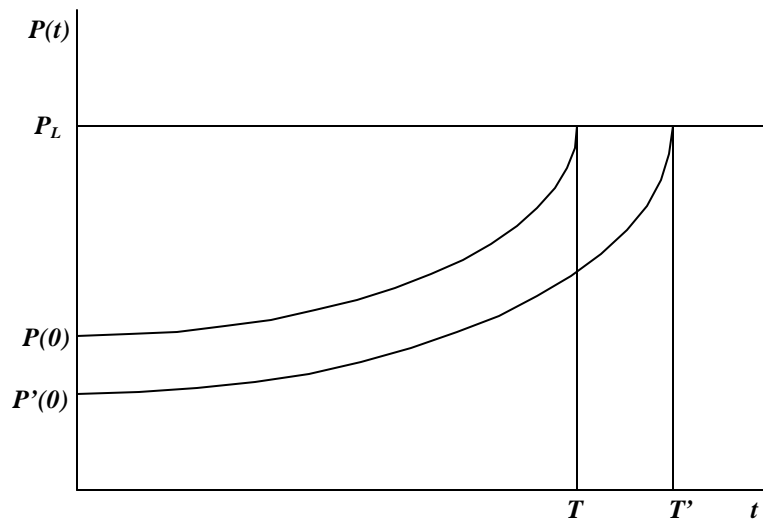


Fig. 5.5: Efectos de un aumento del stock del recurso no renovable

Este efecto permite ilustrar una explicación para las caídas del precio de ciertos minerales en el tiempo. Sabemos que cada cierto período se producen nuevos descubrimientos que aumentan la vida útil de un mineral. La fig. 5.6. ilustra la evolución de precios en tal caso.

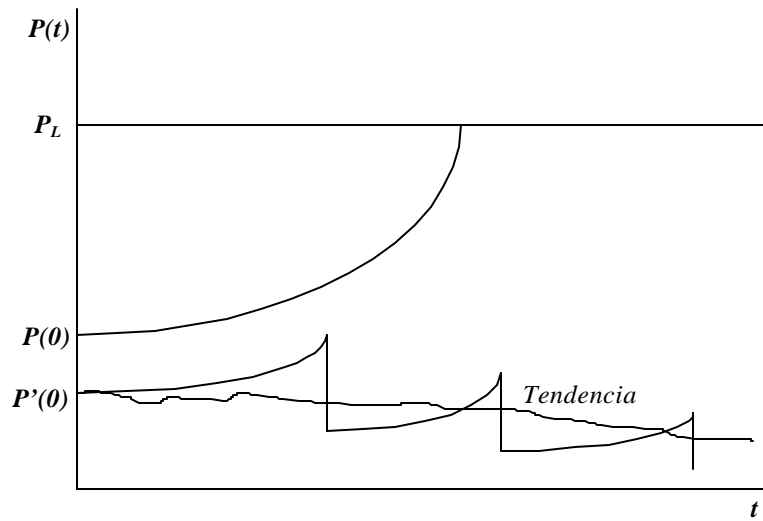


Fig. 5.6: Trayectoria de precios en presencia de descubrimientos frecuentes

- d) **Cambios en el Costo de Extracción:** supongamos que el costo de extracción es constante e igual a c y que disminuye a c' . Si el precio inicial no variara, dado que la renta inicial es más alta (mismo precio, menor costo), la tasa a la cual debería crecer el precio sería tal que parte del recurso quedaría inexplorado, por lo cual el precio inicial debe ser más bajo, como se ilustra en la figura 5.7.

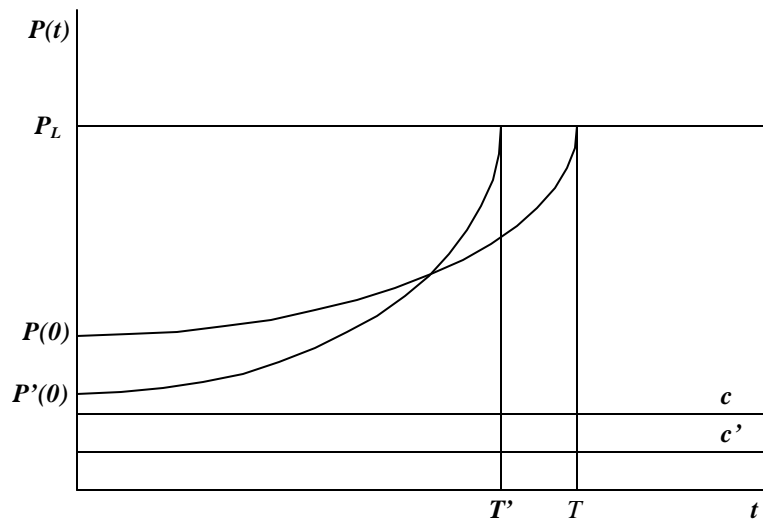


Fig. 5.7: Efectos de una disminución en el costo de extracción

- e) **Cambio en la Demanda:** ¿qué efectos produce, por ejemplo, un aumento de la demanda producto de la mayor presión demográfica, o del crecimiento de los ingresos per cápita? En tal caso los precios aumentarán, y ello determinará un acortamiento del horizonte de vida del recurso.

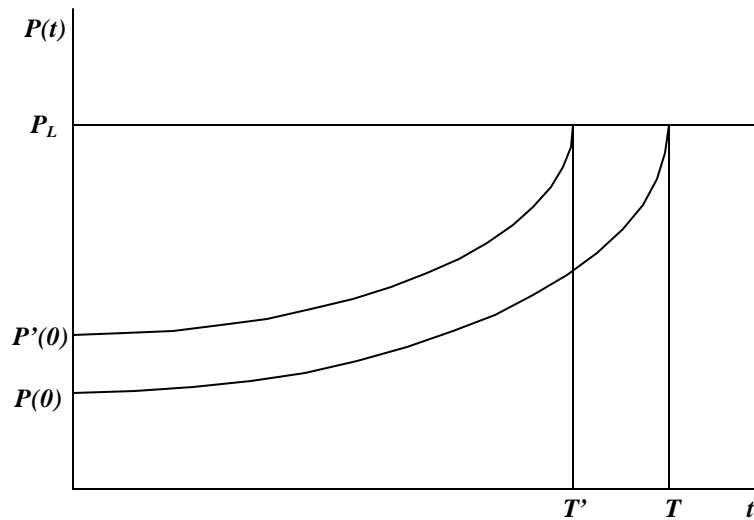


Fig. 5.8. Efectos de un aumento de la demanda por el recurso

CONCLUSIONES

Este capítulo en conjunto con el anterior permiten visualizar en grandes líneas la problemática inherente al uso de recursos naturales no renovables desde una perspectiva de eficiencia intertemporal. Consideraciones de equidad intergeneracional no han sido tratadas específicamente, pero un detalle de las mismas pueden encontrarse en los Capítulos 1 y 3.

La regla de Hotelling predice cual debiera ser el patrón óptimo de extracción en una industria competitiva. Extensiones a otras industrias con rasgos oligopólicos o monopolísticos pueden realizarse sin mayor dificultad conceptual. Existen diferentes explicaciones de por qué el resultado previsto por la Hotelling no se observa en la práctica, esto es un crecimiento exponencial del precio del mineral. Ellas han sido detalladas a lo largo de estos capítulos y no es menester repetirlas aquí. Sin embargo, un punto merece ser recalcado, pues en textos tradicionales resulta común observar una confusión de conceptos: Hotelling señala que bajo una extracción eficiente, la tasa de plusvalía del yacimiento debe ser igual a la tasa de descuento. Esta tasa de plusvalía es sumamente difícil de calcular en la práctica, porque lo que suele registrarse es la evolución de los precios de venta del mineral, no el de las transacciones de yacimientos. El uso del precio del mineral debe considerarse como un supuesto adicional, o más bien un estimador imperfecto de la evolución que se pretende predecir.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

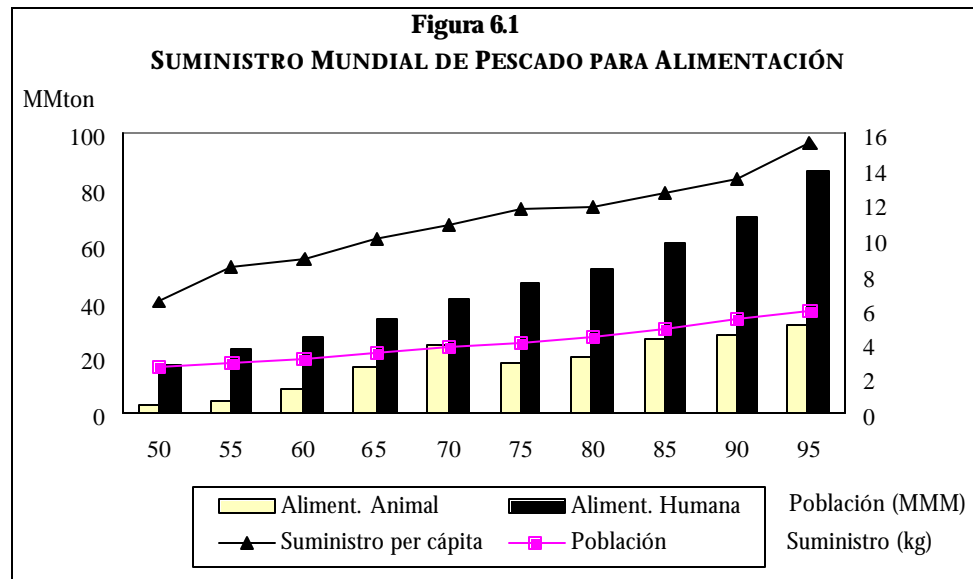
1. Conrad J y Clark C (1987), *"Natural Resource Economics: Notes and Problems"*, Cambridge University Press
2. Hanley N, Shogren J y White B (1997), *"Environmental Economics: in theory and practice"*, Macmillan Press Ltd.
3. Krautkraemer J (1998), "Nonrenewable Resource Scarcity", *Journal of Economic Literature*, Vol.XXXVI, 2065-2107
4. Pearce D y Turner K (1990), *"Economics of Natural Resources and the Environment"*, Harvester Wheatsheaf

CAPÍTULO 6

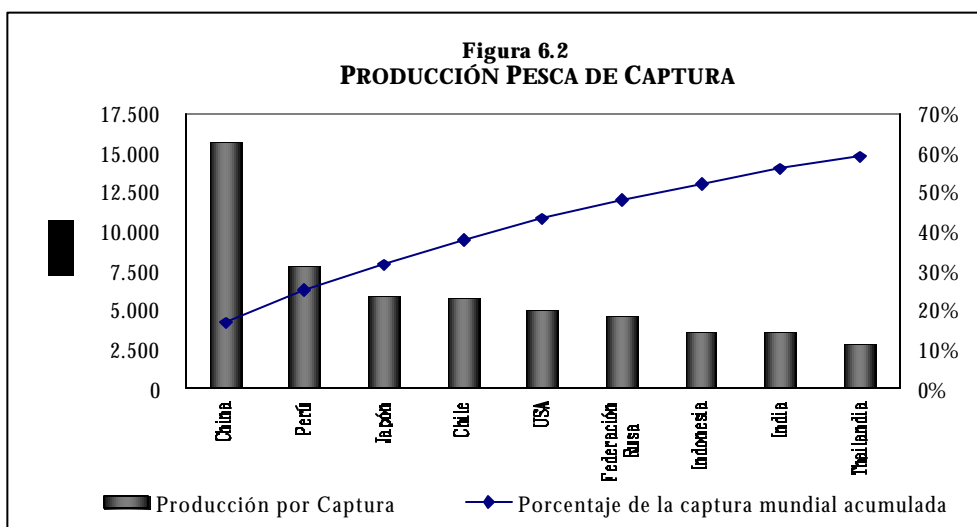
PESQUERÍAS: EL PROBLEMA DEL ACCESO ABIERTO

INTRODUCCIÓN

Los peces constituyen un recurso natural renovable y tienen gran importancia como fuente alimenticia tanto para consumo humano como para otras especies animales. En 1997 la producción pesquera ascendió en total a 122 millones de toneladas, y el consumo per cápita mundial ascendió a 15.7 kg. Basándose en información de FAO, la siguiente figura ilustra tanto el tamaño como la evolución de este importante sector económico, durante los últimos 50 años.



La producción total se divide en pesca de **captura** (76%, con 93.3 millones de toneladas) y **acuicultura** (24%, con 28.8 millones de toneladas). China, Perú, Chile, Japón, Estados Unidos, la Federación de Rusia e Indonesia fueron los países con mayor producción pesquera en 1997, y entre ellos representaron más de la mitad del total de la pesca mundial de captura (ver figura 5.2). Dentro de la captura, la pesca en áreas marítimas representó el 92% de la producción con 85 millones de toneladas, dejando el 8% restante a pescas en aguas continentales. Asimismo, el Océano Pacífico fue fuente del 62% de las capturas marítimas, las cuales parecen exceder desde hace tiempo el máximo potencial de captura, tal como ocurre en gran parte del Atlántico.



Por otra parte, la producción mundial mediante la acuicultura se obtiene en un 61% de las aguas continentales (18 millones de toneladas), concentrándose los cultivos principalmente en agua dulce. China es el principal productor de peces y mariscos con 19 millones de toneladas, abarcando el 67% de la producción mundial mediante la acuicultura.

MODELO DE LA DINÁMICA DE LA INDUSTRIA PESQUERA

La actividad pesquera comprende un sinnúmero de características distintivas, donde se destacan el tipo de pez a ser capturado y el tipo de embarcación y equipamiento utilizado. Para simplificar nuestro análisis, en este capítulo consideraremos una región particular, con un sólo tipo de pez (que puede a su vez ser un crustáceo, un molusco o algún mamífero acuático), una flota pesquera compuesta por embarcaciones homogéneas y todas ellas zarpano desde un mismo puerto.

Conceptualmente los biólogos distinguen dos grandes clases de pesca: *demersal*, para referirse a especies cuyo hábitat no cubre áreas extensas (ejemplos: langosta, ostra, lenguado, merluza austral, cojinova y bacalao), y *pelágica*, para aquellas especies tipo “turista”, que migran extensamente en el océano (atún, sardina, jurel o ballenas). La distinción entre especies demersales o pelágicas es importante no sólo por las técnicas de pesca que pueden ser utilizadas para su extracción, sino porque los derechos de propiedad sobre diferentes especies pueden ser notablemente distintos. En efecto, para las especies demersales, dada su relativa concentración geográfica, resulta más factible la imposición de derechos de propiedad privada, y como veremos, ello tiene importantes repercusiones no sólo en la dinámica extractiva, sino en las posibilidades de regulación.

Los peces son criaturas vivientes que se reproducen, crecen y mueren: por ello constituyen un recurso renovable. Puede existir un límite en el tamaño de la biomasa de peces que un hábitat particular es capaz de soportar, pero la actividad de extracción no significa necesariamente que el stock de peces en el período siguiente será menor. Asimismo, un recurso renovable como este puede ser completamente agotado o extinguido, si es que la tasa de extracción en el tiempo excede sistemáticamente la habilidad de una especie para reproducirse.

El modelo que presentaremos a continuación ilustra básicamente cuatro conceptos importantes: 1) mecánica biológica de las poblaciones marinas; 2) cómo la pesca afecta a dichas poblaciones; 3) cómo las condiciones de acceso abierto afectan la tasa de captura, y por ende, a la población de peces; y 4) cómo se comparan los efectos sobre captura y evolución de la población, con la imposición de derechos de propiedad privada o de acceso abierto sobre el recurso.

BIOLOGÍA DE LAS POBLACIONES MARINAS

El potencial reproductivo de una población de peces es función tanto del tamaño de la misma como de las características de su hábitat. Asumiendo por simplicidad estas últimas como constantes, tenemos que la tasa de crecimiento “natural” de la población, es decir, la diferencia entre la tasa de natalidad menos la de mortalidad, dependerá del tamaño de la población de dos maneras distintas (con distinto signo de influencia):

- a) Mientras mayor sea la población, mayor será el cruzamiento y por ende mayor la fertilidad, lo que determina un mayor potencial reproductivo.
- b) Mientras mayor sea la población, la mayor densidad poblacional reducirá la disponibilidad de comida y oxígeno del hábitat per cápita, lo cual reducirá la esperanza media de vida, aumentando la tasa de mortalidad.

Una representación simple de este fenómeno se da con la función de crecimiento logística que se describe en la figura 5.3:

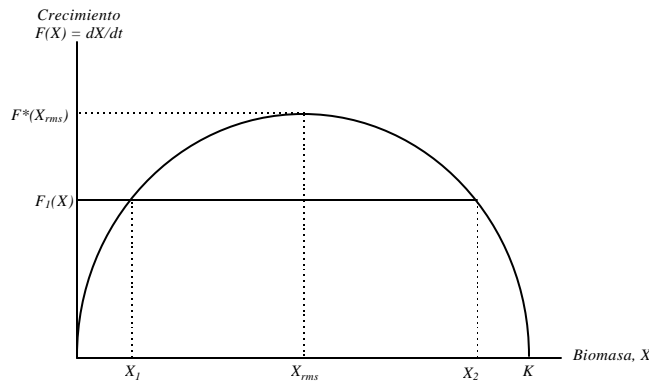


Figura 6.3

Cada punto de la curva de crecimiento representa el nivel sustentable de captura, dada una determinada población X . K representa la población que existiría en régimen sin influencia antrópica y X_{rms} representa el stock que permite la mayor tasa de captura sostenible.

A partir de un pequeño stock, la biomasa crece al inicio rápidamente, hasta alcanzar su máximo crecimiento en X_{rms} , declinando entonces la tasa de crecimiento hasta que el stock de biomasa alcanza su máximo tamaño. Nótese que la tasa de crecimiento neto puede ser idéntica para diferentes tamaños de la población (ver Figura 5.3). Usando tal ilustración, podemos determinar el *equilibrio biológico* de una especie, el cual se define como el valor que toma el stock X para el cual no existe crecimiento de la biomasa (es decir, cuando $F(X) = dX/dt$ es nulo). Ello ocurre cuando $X = 0$ (no hay peces, luego ¿cómo va a haber crecimiento de la biomasa?), y cuando $X = K$ (la máxima capacidad del ambiente).

Introduzcamos ahora el efecto de la pesca al modelo, asumiendo inicialmente equilibrio biológico ($X=K$). Matemáticamente, la mencionada función logística puede ser representada como:

$$F(X) = rX\left(1 - \frac{X}{K}\right) \quad (6.1)$$

donde r representa la tasa intrínseca de crecimiento de la biomasa y es igual a tasa de crecimiento del stock X cuando éste es cercano a cero, y K representa la capacidad de carga del hábitat, que puede entenderse como la máxima biomasa que el hábitat puede soportar¹.

¹ Aunque consideraremos a K como fijo, en modelos ambientales más avanzados se le considera como determinado por factores tales como enfermedades epidémicas, derrames de petróleo, temperatura del agua y presencia de depredadores

EQUILIBRIO BIONÓMICO

Examinaremos ahora el rol que juega la actividad pesquera sobre el recurso. Asumiremos inicialmente que pescar no tiene costo para quienes lo realicen. Lo importante aquí es conectar los factores biológicos con los económicos (de ahí el nombre “bionómico”). En la figura 6.4 se muestra el efecto de tres tasas de extracción distintas: H_1 , H_2 y H_3 . Consideremos el primer caso: a tasas de pesca como la representada por H_1 , estamos extrayendo más de lo que el recurso naturalmente crece; luego, de continuar a esta tasa, la población de peces irremediablemente declinará hasta colapsar (lo que se denomina *extinción*).

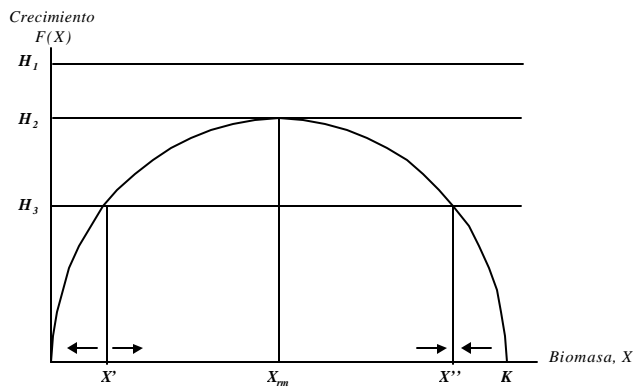


Figura 6.4

Efecto de tres tasas de pesca sobre el rendimiento sostenible del recurso pesquero. Un nivel de pesca H_1 lleva a la extinción. Un nivel H_2 corresponde a la máxima captura sostenible y un nivel H_3 es estable sólo para una población X'' .

Supongamos ahora que la tasa de pesca es H_2 . En tal caso, nos encontramos con la máxima tasa de captura sostenible, si es que partimos de una población inicial mayor a X_{ms} . En caso contrario, el recurso se agotará si es que tal nivel de captura se mantiene (en tal sentido, H_2 no representa un equilibrio estable en el tiempo).

Finalmente, si la tasa de captura pesquera es H_3 , existen dos equilibrios bionómicos posibles, X' y X'' . ¿Cuál ocurrirá? La respuesta depende de cuál es la población inicial. Si partimos de un recurso no explotado en equilibrio biológico ($X = K$), entonces dado que H_3 es mayor que la tasa de crecimiento natural de la población (cero en ese caso), ésta tenderá a disminuir. Al llegar a X'' , la población se estabiliza. ¿Por qué? Supongamos que ésta fuera un poco menor que X'' (¡nos pasamos!): habría tal disponibilidad de espacio y alimento en el hábitat, que la tasa de crecimiento biológico de la población sería mayor que la tasa de extracción, por lo que aumentaría la biomasa. ¿Hasta cuando? Obviamente hasta X'' .

¿Qué pasa si la población original se encuentra entre X' y X'' ? Por la misma razón enunciada anteriormente, la tasa de captura es inferior al potencial reproductivo de la biomasa, y el equilibrio se produciría en X'' finalmente. ¿Qué pasa si la población inicial es menor que X' ? En tal caso la extracción

supera las posibilidades biológicas del recurso para reproducirse y éste se agotará. Así, podemos resumir el efecto de la pesca sobre la biomasa a través de la siguiente expresión:

$$\frac{dX}{dt} = F(X) - H(t) \quad (6.2)$$

Tal expresión equivale a decir que el cambio en el stock del recurso en el tiempo está dado por la diferencia entre el crecimiento biológico de la población y la tasa de extracción. La ecuación anterior puede utilizarse para encontrar el equilibrio en el cual el stock de peces no cambie, lo cual correspondería a un *equilibrio bionómico en régimen*.

PESCA BAJO ACCESO ABIERTO

En la sección anterior escogimos arbitrariamente tres niveles de captura, pero no realizamos ningún supuesto respecto a la racionalidad económica que pudo dar origen a tales niveles de pesca. En esta sección derivaremos el equilibrio bionómico cuando existe *acceso abierto* a pescar² y lo compararemos con el que sería socialmente óptimo, cuando no tomamos en consideración el descuento del valor de las capturas futuras. Primeramente definiremos una *función de captura* para la industria, la cual asumiremos como perfectamente competitiva, lo que quiere decir que la demanda individual que enfrenta cada firma es perfectamente elástica, como también lo es la oferta de insumos. Diremos que el nivel de pesca $H(t)$ dependerá de dos variables: $E(t)$ que representa el *esfuerzo de pesca* y $X(t)$ que corresponde al stock de biomasa.

$$H(t) = f[E(t), X(t)] \quad (6.3)$$

¿A qué corresponde el esfuerzo? Podemos imaginar esta variable como un indicador agregado de los insumos de producción para la actividad pesquera (capital, trabajo, materiales y energía). Obviamente, mientras mayor sea el esfuerzo destinado a la pesca, mayor debe ser la captura, es decir, $H_E > 0$. Asimismo, mientras mayor sea el stock del recurso, más “fácil” resultará la pesca, luego $H_X > 0$.

En la figura 6.5 podemos ver parte de la interacción entre E y X : dado un cierto stock de biomasa en un determinado período del tiempo, a medida que aumenta el esfuerzo, aumenta la captura. Sin embargo, y asimilándolo a la ley de productividad marginal decreciente, el rendimiento de pesca crece menos que proporcionalmente, dado que uno de los factores (en este caso la población), permanece fijo. Asimismo, se ilustra el efecto de un cambio en

² Quiere decir que no existen limitaciones de propiedad para quien desee pescar en un área determinada, es decir, no hay “costo de entrada”.

el tamaño inicial de la biomasa ($X'' > X'$). Cuando ésta es mayor, la captura también lo es.

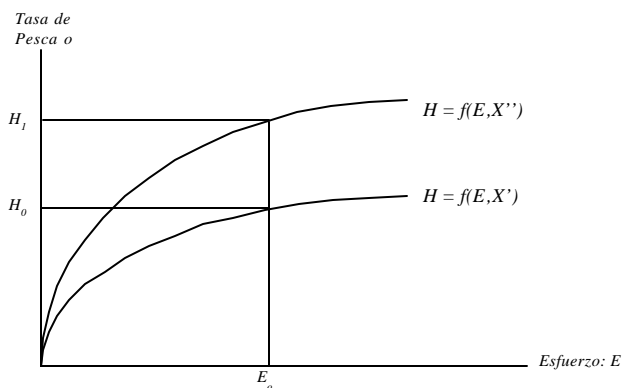
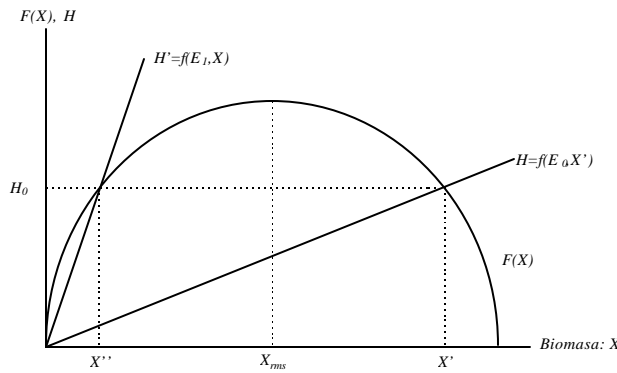


Figura 6.5

Representación de la función de captura, asumiendo como constante el stock de la población. A medida que aumenta E también lo hace la tasa de pesca, aunque menos que proporcionalmente. Cuando la población aumenta ($X' @ X''$), también lo hace la captura

Veamos ahora cómo un nivel fijo de esfuerzo combinado con diferentes stocks de peces, afecta a la tasa de captura. Asimismo, podemos determinar el equilibrio bionómico correspondiente (la figura 5.6 ilustra los posibles casos). Supongamos inicialmente un cierto nivel de esfuerzo E . La tasa de captura crecerá a medida que aumenta el tamaño de la población. Asumamos por simplicidad que dicho crecimiento se expresa mediante una relación lineal. El equilibrio bionómico se alcanzará cuando no exista cambio en el stock de población en el tiempo ($dX/dt = 0$). Para ello, la tasa de crecimiento biológico instantáneo $F(X)$ debe igualar a la de extracción $H(t)$. En la figura, con un nivel de esfuerzo E_0 , el equilibrio se alcanza para una población X_0 , lográndose una captura H_0 .

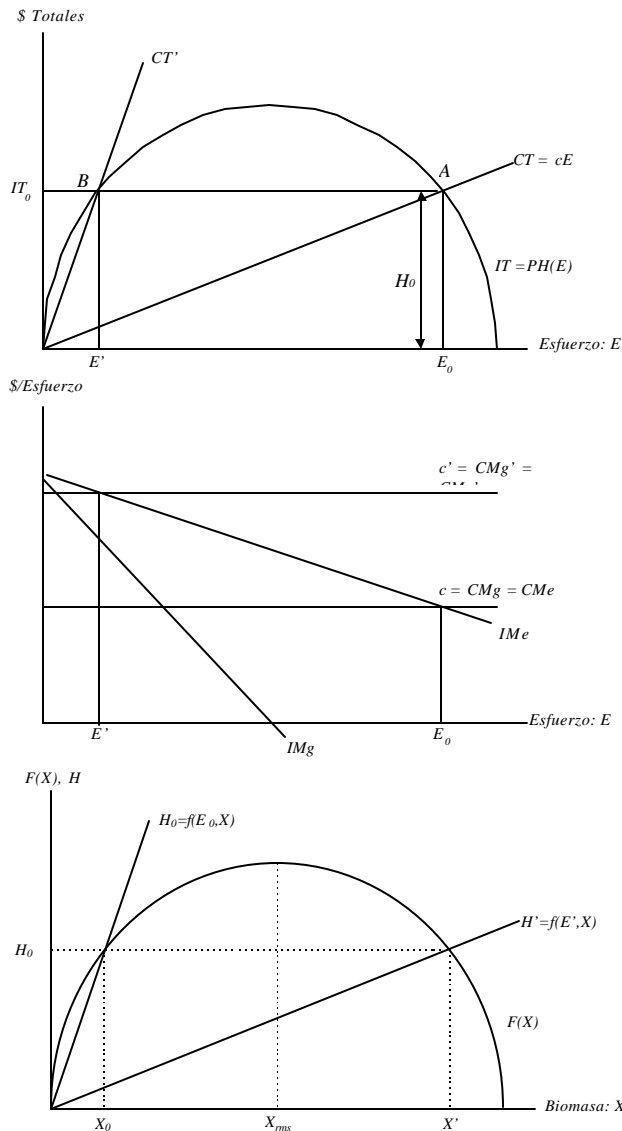
¿Qué pasa si incrementamos el esfuerzo a E_1 ? En tal caso, el equilibrio sería exactamente igual al anterior en términos de la tasa de pesca, pero a un nivel de stock *mucho más bajo*, X_1 . Obviamente, cualquier equilibrio que conduzca a una población a la izquierda de X_{rms} es ineficiente, porque se estaría extrayendo lo mismo con un nivel agregado de esfuerzo mayor al necesario. La pregunta que queda abierta es: ¿existe alguna racionalidad económica que pudiera dar lugar a una operación de la industria que conduzca a un equilibrio a la izquierda de X_{rms} ?


Figura 6.6

Representación de la función de captura, asumiendo constante el nivel de esfuerzo. Gráficamente se observa que para un mismo nivel de captura existen dos combinaciones correspondientes de esfuerzo, lo que puede conducir a dos stocks de población (X' y X'').

La respuesta a la pregunta anterior es sí. Veamos que sucede cuando la industria pesquera opera en condiciones de acceso abierto: nadie tiene derechos exclusivos para extraer una cierta cuota del recurso, es decir, cualquier persona o empresa con una embarcación y redes puede tratar de pescar. Por simplicidad consideraremos que el costo unitario de pesca es constante e igual a c (pesos por unidad de esfuerzo). En la figura 6.7 superior, los costos totales CT se representan mediante una línea recta de pendiente c . Los ingresos totales IT vienen dados por el precio unitario (pesos/kilo), multiplicado por la biomasa capturada (PH). Tal como se apreciaba en la figura 5.6, en equilibrio, el nivel de captura iguala a la tasa de crecimiento de la biomasa $F(X)$, por lo que la función de ingresos coincide con la función logística amplificada por un factor P .

Bajo acceso abierto, cada agente decidirá si entrar a pescar o no dependiendo de si los ingresos que esto le reporta cubren sus costos, es decir, mientras $IT > CT$. Cuando ambas variables son iguales ($IT = CT$) se alcanza el equilibrio de acceso abierto: no existen incentivos para que una embarcación adicional ingrese, porque si lo hiciese $CT > IT$ y no sería rentable tal acción. Sin embargo, bajo tal situación, la asignación de recursos resultante no es eficiente, por cuanto el ingreso marginal de captura IMg es menor que el ingreso medio IMe , y por tanto en el equilibrio de acceso abierto no se alcanza la condición de eficiencia en la captura ($IMg = CMg$). Esto queda claramente reflejado en la figura 5.7 al observar que la captura total deja un stock de biomasa que se encontrará a la izquierda de X_{ms} . El mismo nivel de captura pudo haberse alcanzado con menor esfuerzo y dejando un stock remanente mayor.


Figura 6.7

Un equilibrio de acceso abierto se caracteriza por la relación $IT = CT$. Si los costos unitarios están dados por c , entonces el equilibrio se alcanza en el punto A (gráfico superior). Si el nivel de esfuerzo hubiese sido menor, entonces los costos totales cE ($E < E_0$) serían menores que los ingresos totales $PH(E)$, y existirían incentivos para que nuevos agentes ingresaran al sector a aprovechar las rentas existentes. Claramente como la figura central lo ilustra, cuando el ingreso total iguala al costo total, ello equivale a que el ingreso medio iguale al costo medio, pero en tal situación el ingreso marginal es menor que el costo marginal (igual al costo medio en este caso), lo que demuestra la ineficiencia existente cuando se opera bajo condiciones de acceso abierto. Ello queda reflejado en el último gráfico, donde el nivel de stock remanente es menor a X_{ms} .

¿Qué hubiese pasado si la captura se efectuara bajo un régimen de propiedad privada? En el caso de acceso abierto, cada nueva embarcación que ingresa a pescar *no* toma en consideración el efecto de su actividad sobre los niveles de captura del resto. En efecto, cuando él extrae recursos de la biomasa, deja un remanente menor para el resto de las embarcaciones, las cuales deben realizar un nivel de esfuerzo adicional para igualar el nivel de captura que tenían previo a la entrada de este nuevo agente, es decir, se produce una externalidad negativa entre productores. Algebraicamente, tenemos que el nivel de captura total H estará dado por la productividad media del esfuerzo ($PM_E = H/E$) multiplicado por el nivel de esfuerzo empleado (E).

Si aumenta el nivel de esfuerzo, entonces la captura varía según la siguiente expresión:

$$\frac{dH}{dE} = PM_E + E \frac{dPM_E}{dE} \quad (6.4)$$

Cuando hay acceso abierto, el nuevo entrante no toma en consideración el término $E(dPM_E/dE)$ (el cual corresponde a la externalidad negativa que le impone a los demás participantes), y por ello iguala el valor medio y no el marginal, generando la ineficiencia. Sin embargo, si esta pesquería fuese propiedad de alguien, dicho agente al maximizar sus utilidades sí tomaría en consideración los efectos completos de nuevas embarcaciones sobre las demás existentes y determinaría marginalmente el nivel óptimo de esfuerzo, alcanzando por ende un óptimo también social.

MILLONARIOS DEL “LOCO” AUSTRALIANO

La creación de derechos de propiedad privada para extraer locos en las costas de Tasmania ha creado un nuevo grupo de millonarios. Los locos son extraídos por buzos usando sólo un cuchillo afilado para despegar el marisco de las rocas a las cuales están adheridos. El trabajo es peligroso: es frecuente la presencia de grandes tiburones blancos en busca de alimento y los buzos experimentan problemas de salud derivados de inmersiones prolongadas.

Hasta principios de la década de los 80, la pesca del loco era regida por las condiciones de acceso abierto. Inicialmente el stock de mariscos era elevado y los buzos hicieron buen dinero extrayéndolos. Ya a mediados de los 80 la biomasa comenzó a declinar y los mismos buzos, preocupados por la pérdida de su fuente de trabajo, se unieron al Departamento de Pesca para encontrar una solución.

La solución fue la creación de licencias individuales que le otorgaban al tenedor el derecho de capturar hasta 28 unidades de loco anuales. Una licencia completa equivale a 2.8 unidades, las cuales pueden subdividirse y venderse (cada unidad representa 600 kilogramos). La cuota agregada de extracción asciende a 16.8 toneladas anuales (se estima corresponde a un nivel de extracción sostenible). Las unidades pueden venderse a cualquier agente, pero sólo un buzo con licencia puede realizar la captura. La regulación también limita el número de buzos a 125. Un impuesto anual por cada buzo licenciado es captado por el gobierno de la provincia de Tasmania. Estas regulaciones claramente limitan el esfuerzo de extracción sobre el recurso. El precio de mercado por cada unidad de licencia (derecho a capturar 600 kilos) asciende en términos gruesos a A\$100,000.

El precio actual por una licencia para bucear y capturar, asciende a alrededor de A\$ 3 millones. El gobierno de Tasmania estima que actualmente unas 350 personas poseen derechos para extraer locos. El valor total de la pesca de este recurso asciende a US\$ 63 millones. El ingreso medio bruto de buzos que posean una licencia por 28 unidades es de MA\$ 630 año. Este ingreso se obtiene trabajando 45 días, 4.5 horas diarias.

(continúa...)

La rentabilidad de esta industria se ha incrementado un 400% en los últimos años, ya que la creación de derechos de propiedad privados sin nuevos participantes ha sido fuente de creación de rentas sustanciales. ¿Está todo el mundo feliz con este arreglo? El gobierno provincial piensa que el público debiera percibir un porcentaje mayor de las rentas creadas por este sistema de derechos de propiedad privada, ya que el loco es extraído de aguas que son públicas. El gobierno incrementó el impuesto anual por las licencias de los buzos desde A\$ 20,000 hasta A\$ 125,000 a finales de 1993. Está también tratando de introducir un sistema de contratos a 10 años plazo y un impuesto sobre el precio del loco (A\$80/kg en 1994). Los cambios propuestos han reducido el precio de mercado por las licencias y ha aumentado el número de buzos que no trabaja cuando el precio del loco es relativamente bajo. Sin embargo, esta industria luce completamente distinta con derechos de propiedad privada si se la compara con la existente bajo acceso abierto. ¡Aún con la redistribución de las rentas los buzos son millonarios!

Fuente: "Australia's Larrikin Millionaires", Sydney Morning Herald (February 12, 1994, p. 7A)

Los efectos de un nivel de esfuerzo en la industria bajo acceso abierto se hacen mayores en la medida que los costos de extracción disminuyen (tecnologías más eficientes) o cuando el precio del recurso aumenta (situación común cuando éste se vuelve más escaso). Una combinación de estos efectos puede reducir peligrosamente los stocks de un recurso.

A pesar de lo anterior, algunos analistas observan que es irreal considerar que los costos unitarios de extracción sean constantes, ya que a medida que el stock disminuye se hace más difícil la extracción y por ende se necesitan mayores unidades de esfuerzo para la misma captura, aumentando los costos de pesca³. Este aumento de los costos hace que el negocio se vuelva menos atractivo y que la flota se destine a la captura de otros recursos, disminuyendo la presión sobre el recurso original y permitiendo así el repoblamiento. Luego, el acceso abierto tendría consecuencias de ineficiencia, pero no pondría en riesgo la permanencia de la especie. Un argumento de tipo biológico invalida la premisa anterior. La función de crecimiento logística es conveniente por razones de simplicidad matemática para nuestro análisis; sin embargo para ciertas especies la función de crecimiento tiene la forma ilustrada en la figura 6.8.

³ En el límite, imagine el costo de extraer los últimos ejemplares de una especie

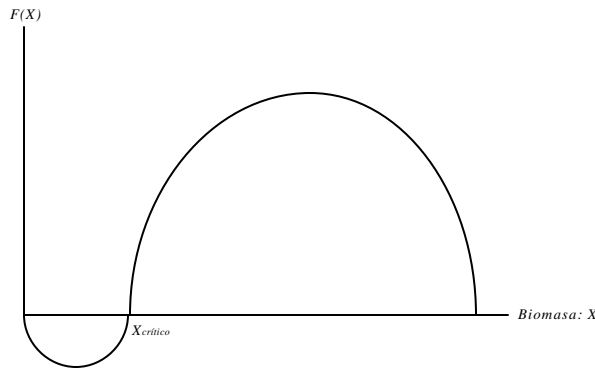


Figura 6.8

Función de crecimiento biológico de una población animal, donde se requiere un stock mínimo (umbral representado por $X_{critico}$ en la figura) para asegurar la sobrevivencia de la especie en su hábitat. Ejemplo de esta clase de función es el de la ballena azul.

En el caso de esta clase de funciones, existe un umbral crítico del tamaño de la población para que su supervivencia sea viable ($X_{critico}$). Luego, si el esfuerzo de pesca es tal que el stock de la biomasa cae por debajo de este umbral, la extinción de esta especie será sólo cuestión de tiempo, aún cuando se eliminara completamente el esfuerzo de pesca. Tal parece ser el caso de la ballena azul, situación que se ilustra en el siguiente recuadro.

LA BALLENA AZUL: UN CASO DE EXTINCIÓN CERCANA

La ballena azul es la mayor criatura de la Tierra. Fue objeto de caza durante muchos años, pero el peak de captura se concentró en el decenio 1928-38, cuando se llegaron a capturar hasta 26 mil ejemplares anuales. Durante la Segunda Guerra Mundial hubo poca actividad ballenera y los años de la post-guerra exhibieron una constante declinación de la tasa de pesca, hasta que a principios de la década del 60 la especie estaba prácticamente extinta. Nuestro análisis se focalizará en dos de los factores que guiaron este proceso: el stock mínimo de la curva de crecimiento y la dinámica económica de la actividad ballenera.

Las ballenas son especies pelágicas y no existían derechos de propiedad sobre la ballena azul hasta 1964, cuando un acuerdo internacional entre naciones balleneras estableció una prohibición para su captura a partir de 1965. La pregunta es: bajo condiciones de acceso abierto, ¿se habría llegado a un stock sostenible de ballenas y por ende a un nivel sostenible de captura? Para responder a lo anterior, se debe examinar la lógica económica de la industria ballenera. ¿Qué pasa con la rentabilidad de la actividad pesquera a medida que la captura decrece?

Uno esperaría que a medida que la captura disminuye los costos de extracción aumenten más rápido que el valor de lo capturado, comenzando así a salir agentes de la industria y el stock de ballenas podría recuperarse. Sin embargo, las embarcaciones balleneras no se especializan por especie (esa es una razón que explica por qué varias especies de ballena se encuentran en peligro de extinción, ya que los productos que se extraen de los distintos tipos de ballena son semejantes, a saber aceite, carne y grasa). Sin regulación, dichas embarcaciones irán de especie en especie hasta que la población agregada de ballenas sea tan baja que obligue a ciertos agentes de la industria a salir por la baja rentabilidad que se obtiene de la faena pesquera. La ballena azul fue capturada conjuntamente con estas otras especies, aún cuando ésta era la preferida a causa de su tamaño.

(continúa...)

LA BALLENA AZUL (CONT.)

Así, lo relevante aquí son los costos de captura de cualquier tipo de ballena para la industria, y no los costos de pesca de la ballena azul específicamente. La dinámica económica de esta industria no conduce a la protección de este mamífero y el mecanismo biológico de reproducción a escala es tal que la especie no sobrevivirá si no existe un número suficiente de ejemplares.

La nueva pregunta es: ¿era la moratoria la política económica óptima? En 1974, Spence responde afirmativamente a la pregunta anterior. Aún sin considerar el valor social de la preservación de la especie, el óptimo social “calza” relativamente bien con el óptimo económico que incorpora la situación de la industria y la mecánica biológica de la reproducción de la ballena azul. Spence estima que K equivale a 136 mil ejemplares, la máxima extracción sostenible a 9,890, con una población de 45,177 ballenas. Dados estos supuestos, la población óptima sería de alrededor de 67 mil ejemplares y la captura sustentable alrededor de 9 mil ballenas anuales (nótese que la captura óptima es menor que el máximo sostenible, mientras la población óptima sería mayor que X_{ms}). ¿Cuál era la población de ballenas cuando comenzó la moratoria? Spence la estimaba en 1,639 en 1960. Aunque la población crítica de supervivencia era desconocida, la mayor parte de los observadores sentía que dicha población estaba muy cercana al umbral. ¿Cuál era entonces la política óptima? Una moratoria de captura que permitiera recuperar el tamaño de equilibrio de la población (Spence estimó que se necesitarían alrededor de 9 años de prohibición para lograr tal objetivo). Sin embargo, hoy podemos decir que las estimaciones de Spence eran demasiado optimistas. La moratoria sigue vigente y según una estimación de la International Whaling Commission (1995), el número máximo de ballenas azules no debía superar los 450 ejemplares. Es posible que la captura de ballenas anterior a la imposición de la moratoria haya reducido la población bajo el umbral crítico.

Fuente: *Hartwick y Olewiler (1998), capítulo 4.*

La prescripción de una moratoria como política “deseable” no es trivial. Tal como vimos, si se produce la moratoria de la especie X , el esfuerzo de pesca se trasladará a otras especies, lo cual puede crear un nuevo problema si éstas no se encuentran protegidas. Aún así, vale preguntarse si puede ser una política de manejo óptima el que la extinción ocurra.

¿EXTINCIÓN SOCIALMENTE ÓPTIMA?

¿Existen condiciones para las cuales lo mejor para la sociedad es extinguir un recurso renovable? Intuitivamente podemos imaginar combinaciones de valores para la tasa de descuento, el precio del producto, los costos de extracción y la tasa de reproducción para los cuales esta situación pudiera darse, pero es muy poco probable que ellas se satisfagan simultáneamente⁴. Sin embargo, no existe evidencia empírica de que esto haya ocurrido cuando la industria se encuentra regulada.

⁴ Por ejemplo, altas tasas de descuento (lo cual refleja que a los individuos no les importa mucho el futuro), altos precios de pescado, bajos costos de extracción y bajas tasas de reproducción natural

Las extinciones registradas obedecen fundamentalmente a la existencia de externalidades negativas no reguladas y a la falta de consideración del valor de preservación de la especie. Así, permanece la necesidad de regular el acceso abierto a la base del recurso y de ello nos ocuparemos en el siguiente capítulo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Anderson L (1977), *The Economics of Fisheries Management*, Johns Hopkins Press
2. Anderson L (1995), "Privatizing Open Access Fisheries: Individual Transferable Quotas" en *Handbook of Environmental Economics* (editado por Bromley D), Blackwell Publishers
3. Conrad J y Clark C (1987), *Natural Resource Economics: Notes and Problems*, Cambridge University Press
4. FAO, *El Estado Mundial de la Pesca y Acuicultura*, www.fao.org
5. Hanley N, Shogren J y White B (1997), *Environmental Economics: in theory and practice*, Macmillan Press Ltd.
6. Hartwick J y Olewiler N (1998), *The Economics of Natural Resource Use*, 2a Edición, Addison Wesley
7. Pearce D y Turner K (1990), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Harvester Wheatsheaf

CAPÍTULO 7

REGULACIÓN DEL SECTOR PESQUERO

INTRODUCCIÓN

La racionalidad económica para la regulación de la actividad pesquera es evidente. Bajo condiciones de acceso abierto, el equilibrio resultante:

- Es económicamente ineficiente dado que se iguala el valor del producto medio del esfuerzo (y no el marginal) a su costo marginal, lo que determina un nivel agregado de esfuerzo mayor al socialmente óptimo y, por ende, un nivel de captura también mayor.
- Puede dar como resultado un stock en régimen que se encuentre a la izquierda de X_{ms}
- Puede conducir a la extinción de una especie.
- Disipa las rentas de la industria, determinando, entre otros, bajos salarios para los trabajadores del sector.

Las políticas e instrumentos destinados a solucionar esta situación deben por tanto racionalizar el esfuerzo de pesca, reducir los niveles de captura de modo que conduzcan a stocks eficientes de biomasa y minimizar los efectos redistributivos negativos sobre el ingreso que las medidas anteriores pudieran dar origen. Debemos destacar que en el mundo real los esfuerzos de regulación han estado mayoritariamente orientados a sostener la industria pesquera e incrementar los ingresos de los agentes participantes, y no a alcanzar un óptimo social. Parte fundamental de este resultado ha sido la presencia de grupos de interés que se encuentran lejos de la búsqueda de una trayectoria de sustentabilidad para el recurso.

REGULACIÓN PESQUERA: IMPUESTOS “A LA PIGOU”

Tal como observábamos en el capítulo anterior, bajo condiciones de acceso abierto, cada agente de la industria iguala el valor de su productividad media al costo marginal de extracción. Es decir, se ignora la externalidad negativa que representa una unidad de esfuerzo adicional sobre el nivel de captura del resto de la flota. El equilibrio eficiente se alcanzaría cuando el precio del recurso iguala al costo marginal privado de pesca más el efecto sobre el stock que tiene esa unidad de esfuerzo adicional, tal como se expresa en la siguiente ecuación:

$$P = CM_H + E \left(\frac{dAP_E}{dE} \right) \quad (7.1)$$

Bajo acceso abierto en la práctica, lo que se alcanza es una situación donde se iguala los ingresos totales (PH) con el costo de extracción (cE):

$$P = \frac{cE}{H} \quad (7.2)$$

La alineación de incentivos sociales y privados a través de impuestos se encuentra conceptualmente definido en la literatura de bienestar desde el trabajo de Pigou (1946)¹. Un impuesto óptimo es aquel que transforma la ecuación (7.2) en una equivalente a la expresión (7.1). Cuando los operadores en la industria ignoran el efecto sobre el stock ($E \cdot dPMe_E/dE$) implica que no se está valorizando el efecto de las capturas posibles de extraer en el futuro (es decir, se actúa como si la tasa de descuento fuera infinita). Si nos olvidamos de estas consideraciones intertemporales, lo que el impuesto debe hacer es transformar un costo medio en uno marginal y eso se logra simplemente imponiendo un impuesto igual a:

$$t = \frac{cE}{H} - CM_H \quad (7.3)$$

La pregunta operacional ahora es: este impuesto ¿se impone sobre la captura o sobre el esfuerzo realizado?

¹ Pigou A (1946), “*The Economics of Welfare*”, Macmillan Press Ltd.

IMPUESTO A LA CAPTURA

Un impuesto a la captura reduce el precio unitario *percibido* por las firmas pesqueras. En efecto, antes de la imposición de un impuesto, los ingresos totales de cada firma estaban dados por $IT = P \cdot H$ (H es la captura y depende del nivel de esfuerzo y de la población X de peces existente). Los costos totales, asumiendo un costo unitario de esfuerzo constante, vienen dados por $CT = c \cdot E$. El óptimo privado de acceso abierto estaba dado por $IT = CT$. Ahora, cada captura debe pagar un impuesto t , por lo que los ingresos netos para cada firma vienen dados por $IT' = (P - t) \cdot H$. Tal como se aprecia en la figura 6.1, aún cuando prevalezca la condición de acceso abierto, si el impuesto se establece adecuadamente se puede alcanzar el óptimo social.

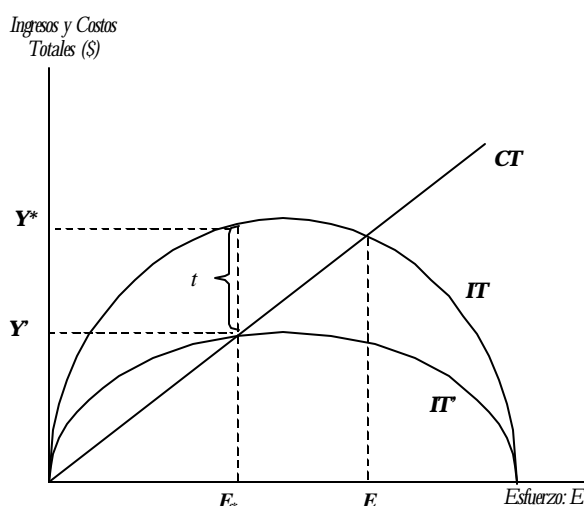


Figura 7.1

Un impuesto óptimo t , reducirá los ingresos de la firma por cada unidad de esfuerzo empleado en la captura. Antes del impuesto, las firmas entraban a la industria pesquera de acceso abierto hasta que los ingresos totales igualaban a los costos totales ($IT=CT$). El esfuerzo aplicado en este caso era E . El impuesto reduce los ingresos totales a IT' dado que $IT'=(P-t)H$. Luego, el nuevo equilibrio se produce en $IT'=CT$ donde el esfuerzo aplicado será E^* .

Resulta importante destacar que con un impuesto a la captura el regulador está compartiendo parte del riesgo con las firmas, porque dicho impuesto se paga sólo cuando se pesca: no existen pagos anticipados por el derecho de entrada a la industria. Las firmas incorporan el impuesto como una fuente adicional de costo y el gobierno no interviene en sus formas de extracción, sino sólo en sus efectos finales.

¿Qué tan frecuente es el uso de impuestos a la captura en la práctica? En teoría este tipo de impuesto parece sumamente atractivo: las firmas actúan independientemente, no hay costo de monitoreo de las mismas y si se fija el impuesto adecuadamente se alcanza un óptimo social, ya que las firmas reducen el esfuerzo de pesca y aumenta el stock de peces. Sin embargo, rara vez se observa esta clase de instrumento implementado en la práctica y ello obedece a varias razones:

1. **Incertidumbre:** la elección del impuesto está determinada por numerosas variables exógenas, entre las cuales se destacan la dinámica biológica de la especie o la demanda por pescado (que a su vez determina el precio del mismo). La incertidumbre respecto a estas variables y, en particular, su evolución en el tiempo, puede conducir a la selección de un impuesto muy bajo (en cuyo caso las perversas condiciones del acceso abierto se mantendrían, ya que sólo habrían sido atenuadas en parte), o muy alto (produciendo innecesariamente desempleo en la industria con los costos que ello implica). Aún más, la tasa de impuestos óptima podría ser variable en el tiempo, pero en términos prácticos resulta impensable que la industria se amolde a una situación en la cual “las reglas no están claras”.
2. **Dificultad de implementación:** capturar efectivamente el impuesto puede ser una tarea extremadamente difícil: a) las capturas pueden desembarcarse en puertos de otros países; b) si el impuesto es sobre las capturas de pescado fresco, éste puede ser reprocesado en las mismas embarcaciones, o c) incluso si ése no es el caso, puede ser descargado en otro barco en alta mar. La subrepresentación de los reportes de captura puede a su vez generar información sesgada respecto al conocimiento del regulador de la dinámica reproductiva de una especie, afectando subsecuentemente la elección del impuesto específico (ineficiencia autogenerada).
3. **Políticamente impopular:** sabemos que regular la industria pesquera puede ser una tarea complicada, pero hay formas distintas de complicarse la vida y los impuestos constituyen una de las formas de regulación menos populares, sobretudo porque su introducción necesariamente irá acompañada de protestas por la generación de desempleo.

IMPUESTO AL ESFUERZO DE PESCA

En lugar de gravar las capturas, el regulador puede imponer un impuesto sobre el esfuerzo de pesca y ello puede conducir a un nivel óptimo de extracción. Esto puede implementarse de dos maneras distintas: a través de un cargo fijo, que representa un permiso por participar en la industria (independientemente de cuanto se extraiga), o a través de un tributo variable en función de la cantidad de esfuerzo desplegado. La figura 7.2 ilustra ambas situaciones.

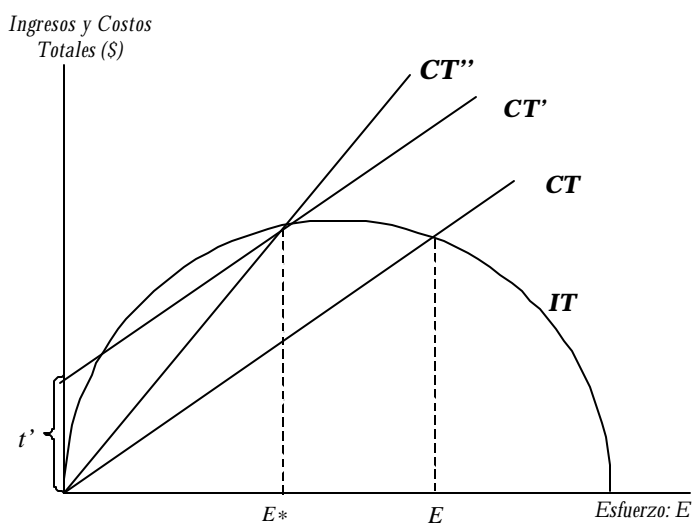


Figura 7.2: En presencia de un cargo fijo t' , la curva de costos totales CT se desplaza paralelamente a CT' (el tributo t' desalienta a las firmas que extraen un bajo volumen operacional, porque ahora no pueden financiar el tributo). En el caso de un impuesto unitario al esfuerzo t'' , la nueva curva de costos totales cambia a CT'' , la cual tiene distinta mayor a la de CT ya que ahora por cada unidad de esfuerzo se desembolsa t'' pesos más. Conceptualmente ambas políticas operan bajo condiciones de acceso abierto y ambas permiten lograr el óptimo de pesca.

¿Por qué esta forma de regulación se ve poco en la práctica?

1. **Problemas de definición:** aunque existen ejemplos de regulación del tamaño de las redes o de la capacidad máxima de las embarcaciones en una determinada industria, el problema de este tipo de impuestos radica en la definición operacional de la variable *esfuerzo*, habida consideración de que si se especifica de tal o cual manera, las firmas tienen todos los incentivos (y la creatividad) para sustituir insumos “gravados”, sin reducir el esfuerzo total de pesca.
2. **Complejidad:** tratar de gravar cada posible forma de esfuerzo significará en la práctica un esfuerzo enorme de gestión y gasto por parte

del regulador. En general hoy las regulaciones “dirigistas” tienden a perder importancia relativa a favor de otras que canalizan de mejor manera los incentivos de los agentes en esta y otras industrias.

3. **Incertidumbre:** al igual que en el caso anterior, el impuesto implica por parte del regulador una decisión *ex ante*. Esto conlleva una incertidumbre respecto a los reales efectos de la aplicación del instrumento y ello puede afectar no sólo la elección de la cuantía correcta del impuesto, sino que también se debe considerar el que la movilidad de los agentes dentro de la industria no es perfecta y algunos que no perciban formas alternativas de ganarse la vida seguirán dentro de la misma (más allá de lo predicho), rompiendo la lógica del regulador, el que pudiera verse forzado a elevar aún más la cuantía del tributo para alcanzar los efectos esperados. De más está resaltar lo difícil que resulta imponer tributos altos.

CUOTA TOTAL DE CAPTURA

Esta herramienta de uso común en la industria (en particular la chilena), corresponde simplemente a la imposición de una restricción a la cantidad total de biomasa que puede ser extraída durante un cierto período de tiempo (en nuestro país resulta común la veda del “loco”, que corresponde a una cuota nula durante el período de recuperación de la biomasa).

Aún dejando de lado las mismas consideraciones de incertidumbre que afectaban el uso de impuestos como herramienta de regulación, esta alternativa generalmente conduce a una asignación ineficiente de los recursos. Imaginemos que se establece la cuota general, cada firma tiene el incentivo de aumentar su capacidad de extracción a fin de poder capturar la mayor proporción posible de la cuota, lo que a la larga conduce a una sobrecapacidad del sector, lo que se ve exacerbado por el hecho de que la restricción de pesca total generará un alza del precio del pescado, gatillando el traslado de flotas de otras especies a ésta: en resumen, tenemos el mismo problema del acceso abierto, sólo que concentrado en menor tiempo.

Asimismo, si no existe capacidad fiscalizadora: ¿quién asegura que el exceso de capacidad de la industria finalmente no sea utilizado más allá de los límites establecidos? Los mismos “trucos” que se señalaron para el caso del impuesto a la captura pueden ser utilizados aquí para subrepresentar la captura total y mostrar que existe espacio adicional de extracción antes de completar la cuota.

CUOTAS INDIVIDUALES

Los problemas señalados en el punto anterior pueden resolverse si en lugar de una cuota global de captura se imponen cuotas individuales, ya que cada firma tendrá ahora el incentivo de seleccionar la mejor alternativa tecnológica para extraer su cuota asignada en forma menos concentrada en el tiempo. En términos económicos podemos señalar que con cuotas individuales desaparecen las externalidades productivas por la específica asignación de **derechos de propiedad** sobre la captura, lo que rompe de facto la situación de acceso abierto.

Ahora, si las cuotas individuales son divisibles y pueden ser transadas en un mercado abierto se aseguraría la condición de eficiencia, ya que permanecerían en la industria las firmas más eficientes: las que al tener ventajas relativas de costo podrían pagar el derecho de captura de otra firma más ineficiente, para la cual el valor de dicho derecho de pesca es menor.

El problema de este enfoque guarda relación con la política de asignación de los derechos de pesca individuales. ¿Deben regalarse o el regulador debe venderlos? ¿Cómo aseguramos que no se forme un cartel que prevenga la aparición de competidores más eficientes y que no pueden ingresar por falta de derechos de pesca? Las consideraciones anteriores no son triviales y buena parte de la acogida del sector industrial a nuevas formas de regulación tienen que ver con la mantención de ciertos privilegios (como sería en este caso asignar las cuotas entre las firmas existentes, particularmente respetando el “peso” histórico de ellas en la captura total). Aún cuando los efectos regresivos de una redistribución como la anterior a partir de un recurso “común” son evidentes, la asignación en función de la historia tiene el atractivo de que por una vez se puede “blanquear” el sistema, transparentando efectivamente la captura total que se ha verificado en el pasado (y mejorando de paso la descripción de la dinámica biológica del recurso), dado que todos tienen incentivos para declarar y obtener así una cuota mayor de captura.

CONCLUSIONES

Una condición de acceso abierto al recurso pesquero produce una asignación ineficiente que en ciertos casos puede incluso conducir a la desaparición de una especie marina. La regulación de la industria pesquera en estas condiciones es indispensable y para ello existen dos grupos de instrumentos: los impuestos y las cuotas de captura.

Aún cuando conceptualmente los impuestos pueden conducir a una asignación eficiente del recurso, su uso se encuentra prácticamente descartado por consideraciones de incertidumbre, viabilidad política de implementación y dificultad de fiscalización.

La cuota total de captura es la herramienta más simple de implementar, pero conduce inevitablemente a una sobreinversión en el sector, a una exacerbación de los efectos del acceso abierto y, en ausencia de capacidad fiscalizadora, a los mismos problemas que se pretende solucionar por los incentivos que tienen las firmas con capacidad ociosa para extraer más de la cuota permitida.

Las cuotas individuales (divisibles y transables) aparecen como una herramienta efectiva de regulación, aún cuando la distribución inicial de los permisos dista de ser un problema trivial de solucionar. Su progresiva utilización en distintas áreas pesqueras en el mundo ha resultado promisoria y ahora la línea imaginaria de la regulación debiera moverse a aquellos casos en los cuales a) dos o más países comparten un recurso pesquero común (¿cómo coordinar políticas?), b) existen recursos multiespecies de diferente dinámica reproductiva, c) los costos informacionales son elevados, etc.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Anderson L (1977), *"The Economics of Fisheries Management"*, Johns Hopkins Press
2. Anderson L (1995), *"Privatizing Open Access Fisheries: Individual Transferable Quotas"* en *Handbook of Environmental Economics* (editado por Bromley D), Blackwell Publishers
3. Conrad J y Clark C (1987), *"Natural Resource Economics: Notes and Problems"*, Cambridge University Press
4. Hanley N, Shogren J y White B (1997), *"Environmental Economics: in theory and practice"*, Macmillan Press Ltd.
5. Hartwick J y Olewiler N (1998), *"The Economics of Natural Resource Use"*, Segunda Edición, Addison Wesley
6. Pearce D y Turner K (1990), *"Economics of Natural Resources and the Environment"*, Harvester Wheatsheaf

CAPÍTULO 8

BIODIVERSIDAD:

¿CÓMO PROTEGER LO QUE NO SE CONOCE?

INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores desafíos que enfrenta nuestra sociedad respecto a la problemática de la sustentabilidad, dice relación con una adecuada protección de la biodiversidad. Esta preocupación se evidenció en la Conferencia de Río en 1992, donde se adoptó la llamada Convención de Diversidad Biológica. Desde entonces, más de 160 naciones han ratificado dicha Convención, tres conferencias se han llevado a cabo y una Secretaría se encuentra en operación permanente.

Biodiversidad es una contracción lingüística de diversidad biológica. Diversidad se refiere a variedad entre un conjunto de entidades, por lo que biodiversidad hace referencia a variedad dentro del mundo viviente. Debemos destacar que el término biodiversidad se usa indistintamente para referirse tanto a número, variedad o variabilidad de los organismos vivos. Ella se puede definir en términos de genes, especies y ecosistemas:

- a) **Diversidad Genética:** Representa la variación hereditaria dentro y entre poblaciones de organismos. Llevada a su nivel más básico, corresponde a las variaciones de los componentes en los ácidos nucleicos que constituyen el código genético. Cada especie es el resultado sintético de muchos organismos, y aún más, cada miembro de una misma especie es genéticamente distinto a los demás.
- b) **Diversidad de Especies:** En la literatura generalmente se la trata como sinónimo de biodiversidad, ya que el mundo viviente es considerado usualmente en términos del número particular de especies en un determinado hábitat. Resulta interesante destacar que aunque el número

de especies en la tierra se encuentra actualmente en el rango de 5 a 30 millones¹, sólo 2 millones se encuentran taxonómicamente identificadas.

- c) **Diversidad Ecosistémica:** Se refiere a la abundancia relativa de diferentes especies dentro de un área dada (obviamente a mayor número de especies, dicha área será considerada como más diversa). Otra consideración a tener en cuenta es el peso en importancia de cada especie dentro de un determinado medio ambiente. No existe en la actualidad ningún índice para medir adecuadamente la diversidad ecosistémica (es decir, de cómo asignar dichos “pesos”).

¿POR QUÉ ES IMPORTANTE PROTEGER LA BIODIVERSIDAD?

Sin afán de ser exhaustivos, podemos identificar al menos las siguientes funciones que cumple la biodiversidad, y que hoy se encuentran amenazadas:

- a) **Usos actuales y potenciales:** las especies animales y vegetales nos proveen de un enorme y variado rango de productos y servicios de uso común en todas las sociedades: alimento, madera, combustible, materiales para la construcción, ropas, medicamentos, insumos para el trabajo, polinización, valores estéticos y servicios recreacionales, entre otros. Uno de los más importantes servicios de la biodiversidad corresponde al vasto desarrollo y potencial investigativo en las áreas farmacéuticas, alimenticia y energética.
- b) **Mantención de un medio ambiente soportante de las especies vivientes:** los activos biológicos se transforman necesariamente en activos productivos, en el sentido de que generan crecimiento en el tiempo, y de que mientras más diversa sea dicha base de recursos, más asegurada en términos de resiliencia se encontrará dicha producción. En efecto, la retención de una mayor diversidad maximizará el efecto portfolio, asegurando un menor riesgo de agotamiento de dichos activos biológicos.
- c) **Otras funciones:** diferentes facetas o roles de la biodiversidad han sido objeto de numerosos análisis, entre los que se destacan: 1) bosques que regulan el ciclo hídrico, condicionan el clima local y protegen el suelo contra la erosión; 2) especies estabilizadoras de áreas costeras; 3) arrecifes de coral que sustentan recursos pesqueros, y 4) ecosistemas que generan ingresos por ecoturismo.

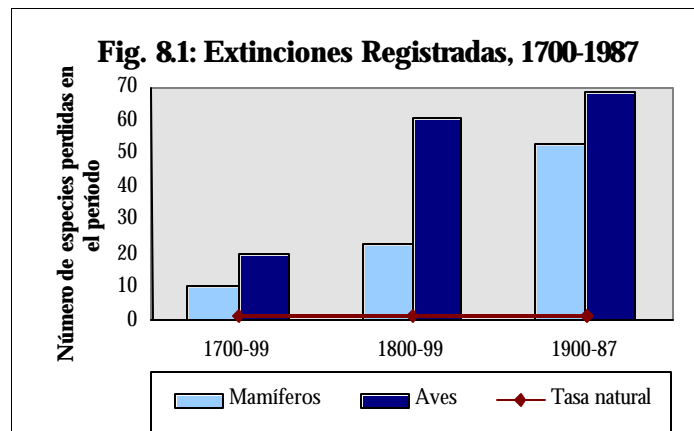
¹ WCMC (1992), “*Global Biodiversity: Status of the Earth’s Living Resources*”, Chapman & Hall.

¿QUÉ SE ENTIENDE POR PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD?

La pérdida de diversidad biológica puede tomar muchas formas, pero la más importante e irreversible es la que dice relación con la extinción de especies². Debemos señalar que la extinción ha existido siempre como parte del proceso de evolución natural. De los registros fósiles sabemos que la longevidad natural de cualquier especie se encuentra en el rango de 1-10 millones de años. La amenaza a la biodiversidad se produce cuando la tasa de extinción excede la tasa a la cual se crean nuevas especies.

Es en eras de extinciones masivas cuando se produce una amenaza a la entidad biológica global. De acuerdo a Raup³, el registro fósil muestra al menos cinco ocasiones en las cuales se han producido estas extinciones masivas. Esto se traduce finalmente en una tasa natural de extinción de especies de 9% por millón de años.

Aunque la extinción es un componente esencial del proceso evolucionario, aquellas que son resultado de las actividades humanas representan un fenómeno que se aparta totalmente del patrón “natural” (ver figura 8.1). Las estimaciones existentes indican que la actividad del hombre en la Tierra se ha traducido en un proceso de extinción que es entre tres y cuatro órdenes de magnitud superior a la tasa natural.



Swanson (1995, 1997) señala que en virtud del gran número de especies *no catalogadas* (lo que él llama “el” problema de la diversidad biológica), cualquier análisis de pérdida de biodiversidad debe tomar en cuenta que la magnitud del problema real es mucho mayor que el reflejado en las estadísticas

² Para efectos ilustrativos, en lo que sigue del capítulo nos concentraremos en la biodiversidad entendida como diversidad de especies.

³ Raup D (1988), *Diversity Crisis in the Geological Past*, editado en Wilson E, “Biodiversity”, National Academy Press.

disponibles. Existen diferentes ejercicios conceptuales estimando la tasa actual de extinción global y ellos la sitúan en el rango del 5-10% por década. Proyectando dichos resultados hacia mediados del nuevo siglo, las actividades humanas podrían conducir a una extinción mayor que cualquiera de las registradas hasta ahora en el planeta (25-50% de todas las formas vivientes).

UN MODELO ANALÍTICO SIMPLE DE EXTINCIÓN DE ESPECIES TERRESTRES

Hasta hace un cuarto de siglo, el análisis tradicional de la captura de poblaciones biológicas (caza, cosecha, pesca), seguía el mismo patrón característico: primero había un período de captura creciente y rápida, acompañada de un gran avance tecnológico en sus métodos de operación. A medida que la captura aumentaba, comenzaban a manifestarse las preocupaciones de la sociedad por la sobrevivencia de la población biológica remanente (y de la industria asociada a ella). Se introducían a continuación distintas medidas de conservación, las que tenían diferente grado de éxito (dependiendo de la forma, magnitud y oportunidad de la intervención reguladora).

El estudio de la administración de recursos naturales se concentró básicamente en el análisis del sector pesquero, particularmente sobre los efectos de los regímenes de acceso abierto. En la literatura relacionada, frecuentemente se asumía que la extinción de especies era imposible o no rentable. Quizás esto pudiera ser cierto para el caso de la pesquería, pero ciertamente no lo es para el caso de otras poblaciones animales.

El análisis de pesquerías reguladas ha estado generalmente basado en el concepto de maximización de la renta anual, donde los aumentos esperados de los costos de captura derivados de una disponibilidad decreciente del recurso, conducen a que la política de maximización de rentas “auto-máticamente” se transforme en una que asegure la conservación de un cierto stock remanente.

Sin embargo, en el caso del propietario de un área que contenga una determinada población animal, lo más probable es que elija maximizar el valor presente de la captura intertemporal. En tal caso, es perfectamente posible que el patrón óptimo de captura conduzca a la extinción de la población (cuando la tasa de descuento es muy alta y cuando capturar los últimos animales remanentes es aún económicamente beneficioso).

Caractericemos la función de crecimiento de la población animal a través de la llamada función logística:

$$G(x) = g_o x \left(1 - \frac{x}{K}\right) \quad (8.1)$$

Consideremos además los siguientes parámetros:

(continúa...)

UN MODELO ANALÍTICO SIMPLE DE EXTINCIÓN (CONT.)

P	: Precio unitario derivado de la captura
c	: Costo medio de captura (para simplificar el análisis, será considerado constante)
$h(t)$: Nivel de captura en cada instante del tiempo
$x(t)$: Población existente en t
t	: Beneficio unitario “no destructivo” derivado de existencia de una población de tamaño x (será considerado constante para efectos ilustrativos)
D	: Valor unitario del daño causado por una población x (imagínemos una sobredotación de elefantes que compacta el suelo, depreda la base de recursos alimenticios de un área, destruye ciertos hábitats, etc.). Será considerado constante para efectos de simplificar el análisis
r	: Tasa de descuento anual

Luego, la función objetivo del administrador del área donde residen los animales será maximizar:

$$\int_0^t \{(P - c)h(t) + tx(t) - Dx(t)\} e^{-rt} dt \quad (8.2)$$

y estará sujeto a:

$$\frac{dx}{dt} = G(x(t)) - h(t) \quad (8.3)$$

Aplicando el Hamiltoniano:

$$H = e^{-rt} \{(P - c)h(t) + tx(t) - Dx(t)\} + I(t) \{G(x(t)) - h(t)\} \quad (8.4)$$

Tenemos que encontrar el nivel de captura, h , que maximiza el valor del Hamiltoniano (y por ende maximiza el valor de nuestra función objetivo). Para ello derivamos H con respecto a h y obtenemos:

$$\frac{dH}{dh} = e^{-rt} (P - c) - I(t) \quad (8.5)$$

Conceptualmente dH/dh puede tomar tres valores distintos, y ello determinará el nivel de captura:

- $dH/dh > 0 \Rightarrow$ A medida que aumenta la tasa de captura, aumenta el valor de la función objetivo, por lo tanto la tasa de captura óptima será la correspondiente al nivel máximo sostenible (h_{max}).
- $dH/dh < 0 \Rightarrow$ A medida que aumenta la tasa de captura, disminuye el valor de la función objetivo, por lo tanto, conviene no cazar nada.
- $dH/dh = 0 \Rightarrow$ Existe un cierto nivel de captura entre 0 y h_{max} que maximiza el valor de la función objetivo.

(continúa...)

UN MODELO ANALÍTICO SIMPLE DE EXTINCIÓN (CONT.)

En este último caso ($dH/dh = 0$), se tendrá que:

$$I(t) = e^{-rt} (P - c) \quad (8.6)$$

Adicionalmente tenemos que se verifica la siguiente condición:

$$\dot{I} = -\frac{dH}{dx} = -(t - D)e^{-rt} - I(t)G'(x) \quad (8.7)$$

$$I(t) = e^{-rt} (P - c) \Rightarrow \dot{I}(t) = -re^{-rt} (P - c) \quad (8.8)$$

Además sabemos que:

$$G(x) = g_o x \left(1 - \frac{x}{K}\right) \Rightarrow G'(x) = g_o - \frac{2xg_o}{K} \quad (8.9)$$

Reemplazando y simplificando se obtiene que:

$$x^* = \frac{K\{(P - c)(g_o - r) + (t - D)\}}{2(P - c)g_o} \quad (8.10)$$

En función de los valores que adopten t y D , se puede dar el caso que la política óptima puede sea cazar todos los animales, o no cazar ninguno:

a) Para que no convenga cazar animales, $x^* \geq K$:

$$K \leq \frac{K\{(P - c)(g_o - r) + (t - D)\}}{2(P - c)g_o} \quad (8.11)$$

$$t \geq (P - c)g_o + (P - c)r + D \quad (8.12)$$

es decir, conviene no cazar en absoluto si el valor in situ de poseer una población de animales es mayor que el valor del daño que ellos producen, más la renta de cazar a tasa máxima, más el costo de oportunidad de invertir la renta derivada de la cosecha a tasa r .

b) Para que convenga cazar todos los animales, $x^* \leq 0$:

$$0 \geq \frac{K\{(P - c)(g_o - r) + (t - D)\}}{2(P - c)g_o} \quad (8.13)$$

$$D \geq (P - c)(g_o - r) + t \quad (8.14)$$

(continúa...)

UN MODELO ANALÍTICO SIMPLE DE EXTINCIÓN (CONT.)

En este caso la lógica de por qué conviene exterminar la población de animales es análoga a la del caso a). Sin embargo, conceptualmente podemos hacer una pequeña extensión a la formulación presentada, y decir que D , en lugar de representar un costo por “daño”, puede corresponder al costo de oportunidad de utilizar la tierra ocupada por esta población animal en un mejor uso alternativo. Esto, como veremos, corresponde a lo que Swanson (1997) describe como la competencia por el mismo “nicho” espacial. Si una especie es desconocida o tiene poco valor comercial, y además el valor de conservación de ella es bajo, se desprende claramente de la ecuación anterior el porqué el propietario de una cierta área geográfica tiene incentivos claros a eliminar el recurso que le impide maximizar la renta alternativa del activo que posee.

CAUSAS APARENTES DE PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

Tanto en la literatura de biodiversidad como en la base de muchos análisis publicados para describir situaciones específicas de países o regiones donde la biodiversidad ha sido afectada, resulta común la confusión de causas aparentes de este proceso con aquellas de fondo. Presentaremos una breve descripción de Swanson (1997) que resume las causas por las que la actividad humana conduciría al proceso de extinción de especies terrestres:

- a) **Conversión de la base de recursos:** está representado por aquellas especies en peligro dada la progresiva pérdida del espacio geográfico disponible para su uso. Ellas tienen poco o desconocido valor para los seres humanos, por lo cual no son sobreexplotadas, sino socavadas: ellas se pierden porque el hombre encuentra usos alternativos de mayor valor para la tierra que ocupan (ejemplos son la extinción de numerosos tipos de plantas e insectos cuando se produce la deforestación de bosques tropicales para destinar la tierra hacia usos agrícolas).
- b) **Desviación en el manejo de los recursos:** corresponde a aquellos recursos que se encuentran en una situación de riesgo en razón de la ausencia de adecuadas políticas de manejo para su conservación. Tienden a ser especies percibidas como de mediano valor por el hombre, pero que poseen bajas tasas de crecimiento (ejemplo son los grandes mamíferos). Generalmente esta amenaza se asocia a regímenes de acceso abierto (reales o *de facto*).
- c) **Desincentivos a la formación de stocks mínimos:** existen especies que se encuentran en peligro dadas las fallas por asegurar un adecuado stock de regeneración (típico ejemplo son las especies con altos ratios precio/costo pero de bajo crecimiento en los bosques tropicales).

Tanto Pearce y Moran (1994) como Swanson (1997) destacan el hecho de que las fuerzas recién detalladas corresponden a *consecuencias* más que a factores de base, razón por la cual a continuación detallaremos las fuerzas fundamentales que determinan porqué la conservación de ciertos activos biológicos resulta menos atractiva que su degradación y/o extinción.

CAUSAS FUNDAMENTALES DE PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

La literatura especializada del último tiempo clasifica las causas fundamentales de degradación de la biodiversidad en dos grandes grupos, a saber: **fallas de valorización y captura** de los beneficios de la diversidad biológica, y **tasas de crecimiento y distribución demográfica**.

En relación con las fallas, ellas se pueden dividir en tres categorías:

- a) **Fallas locales de mercado:** Se relacionan con la falta de mercados para capturar los beneficios locales de la protección de biodiversidad (producción de agua, por ejemplo).
- b) **Fallas gubernamentales:** Dicen relación con las distorsiones derivadas de políticas o acciones del gobierno, que provocan un desbalance en contra de las alternativas de conservación (entre ellas debemos destacar la existencia de subsidios para la conversión de tierras, o para actividades agropecuarias que de otro modo resultarían antieconómicas⁴).
- c) **Fallas globales:** Dicen relación con el hecho de que la protección de la diversidad biológica conlleva beneficios para los habitantes de otros países. Lo anterior puede ejemplificarse a través del llamado “valor de existencia”⁵, o por la captura indirecta de carbono que se produce en los bosques tropicales, la cual impide su emisión a la atmósfera, contribuyendo a reducir el calentamiento global.

Ilustraremos el efecto de estas causas fundamentales por medio del siguiente ejemplo: supongamos que tenemos al propietario de una cierta área geográfica cubierta de bosques naturales, que poseen valor ambiental derivado de la biodiversidad que contienen. Este propietario debe decidir qué

⁴ Para un mayor detalle ver en Pearce y Wadford (1993) los perversos efectos de incentivos fiscales en Brasil que derivaron en la pérdida de valiosos ecosistemas en el Amazonas.

⁵ Para los habitantes de otros países tiene valor la conservación nuestros hábitats silvestres, así como la protección de diferentes especies. Ello no guarda relación con sus posibilidades de hacer uso de ellos, directa o indirectamente, sino del beneficio que les proporciona saber que estas especies o ecosistemas seguirán existiendo (pensar por ejemplo en la gente que está dispuesta a pagar por proteger la ballena azul, aún cuando no la vea en un acuario, ni en videos o revistas).

porcentaje de su propiedad “convierte” a usos productivos tales como agricultura o habitacional. Sean:

$BMgP$:	Beneficio marginal privado de la “conversión”
$CMgP$:	Costo marginal privado de la “conversión”
s	:	Subsidio por unidad de superficie convertida
$CMgE$:	Costo marginal de la externalidad (local o global según corresponda)
FLM	:	Falla local de mercado
FG	:	Falla gubernamental
FGM	:	Falla global de mercado
LP	:	Superficie convertida óptima desde la perspectiva privada
LPS	:	Superficie convertida en presencia de un subsidio
LE	:	Superficie convertida considerando externalidades locales
LG	:	Superficie convertida considerando externalidades globales
PS	:	Precio social óptimo de la tierra

Desde la perspectiva racional del propietario privado, él determinaría la cantidad óptima de bosques a convertir igualando los beneficios marginales de tal acción ($BMgP$) con los costos marginales privados ($CMgP$). Así, la superficie convertida (LP) correspondería a la que maximizaría sus utilidades. Sin embargo, si el propietario recibe un subsidio unitario s por parte del gobierno cuando convierte los bosques a otros usos, su nueva función de costos marginales será $CMgP - s$, y por ende convertirá una superficie igual a LPS . La distancia FG denota la magnitud de la falla gubernamental.

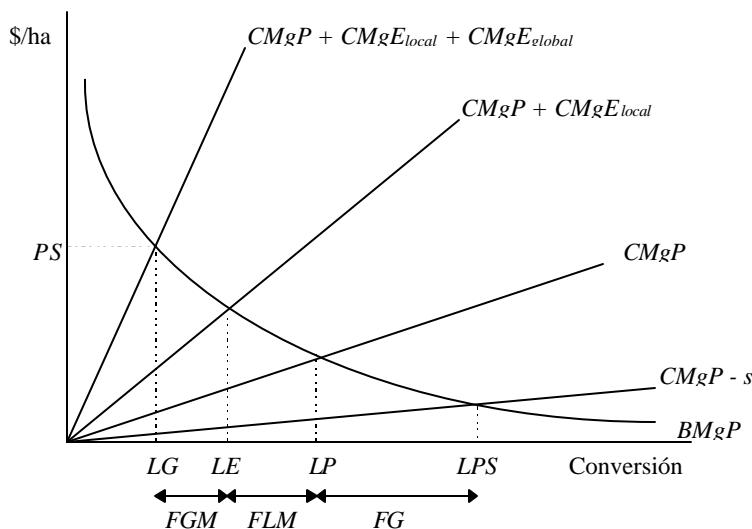


Fig. 8.2: Efectos de las fallas de valorización y captura de los beneficios de la biodiversidad

Para encontrar el nivel de conversión socialmente óptimo, deben tomarse en consideración las externalidades locales y globales. Si las primeras son internalizadas, una menor superficie será convertida (LE). En tal caso, la distancia FLM denota la magnitud de la falla de mercado *local*. Asimismo, LG corresponde a la superficie convertida cuando todas las externalidades han sido tomadas en cuenta, y la distancia FGM representa la magnitud de la falla de mercado *global*.

Luego, el precio social de la tierra debería ser:

$$PS = CMgP + CMgE_{local} + CMgE_{global} \quad (8.14)$$

Así, si el propietario enfrentara este precio alternativo, la superficie reemplazada de bosques sería económicamente óptima (nótese que este óptimo no corresponde a un nivel nulo de conversión).

¿Y qué pasa con el crecimiento poblacional? Este introduce presiones sobre los recursos terrestres, ya sea tanto para producción de alimentos como a través de las necesidades de espacio para infraestructura caminera o habitacional. ¿Cómo puede traducirse esta presión demográfica en términos de la figura 7.2? Su efecto puede ser ilustrado a través de un desplazamiento hacia la derecha de la curva de beneficios marginales de conversión ($BMgP$). En tal caso, la conversión será más atractiva, y nos llevará aún más lejos en términos de la pérdida de biodiversidad que hubiese sido socialmente deseable.

ALTERNATIVAS DE SOLUCIÓN

No existe una “receta” simple para estos problemas y salvo ciertas excepciones, la literatura referida al tema es vaga y poco concluyente. Básicamente podemos dividir las alternativas existentes de acuerdo al esquema de especies catalogadas y especies no catalogadas taxonómicamente. Para las primeras, existe mayor consenso respecto a la necesidad de: (1) favorecer regímenes de propiedad privada⁶, (2) eliminar los subsidios que distorsionan el análisis costo/beneficio en relación con la alternativa de conservación, y (3) focalizar la ayuda internacional en esta área en el incremento de la productividad agrícola de los países subdesarrollados⁷.

⁶ Aunque una discusión más acabada no se encuentra en ningún capítulo específico de este apunte (salvo parcialmente en el caso de la regulación de las pesquerías, Capítulo 6), esta propuesta se basa en el hecho de que en los regímenes de acceso abierto se produce una sobre-explotación de los recursos existentes más allá del óptimo social, por cuanto ninguno de los actores tiene incentivos para maximizar el flujo de servicios de esta base de recursos, dado que no pueden apropiarse de los beneficios derivados de tal estrategia.

⁷ Ya que en estos países se aplican esquemas agrícolas extensivos, los cuales, una vez agotada la base de recursos productivos, fomentan la ocupación de nuevas áreas (originalmente

Para el segundo grupo, no existe una visión común referida a los mecanismos más recomendables de solución. Una alternativa “sintética” podría contener: (1) aprovechamiento de los beneficios *indirectos* de la conservación de la biodiversidad, como son la regulación del ciclo hídrico y la captura de carbono, ya que ellos tienen actualmente mecanismos formales de captura de valor de los beneficios que esos servicios representan; (2) asignación de derechos de propiedad intelectual para los países en los cuales radique la fuente de biodiversidad de los nuevos descubrimientos que tengan lugar (medicamentos, cosméticos, productos industriales, etc.), pero siempre permitiendo la existencia de rentas para las firmas que realicen tales descubrimientos, a fin de no destruir los incentivos a la investigación y el desarrollo; y (3) desarrollar un organismo internacional de carácter ejecutivo que coordine los esfuerzos en esta área, dada la presencia de numerosas externalidades globales derivadas de la protección de la diversidad biológica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Clark C (1973), “*Profit Maximization and the Extinction of Animal Species*”, *Journal of Political Economy*, 950-61
2. Pearce D y Warford J (1993), “*World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development*”, World Bank, Oxford University Press
3. Pearce D y Moran D (1994), *The Economic Value of Biodiversity*, IUCN, Earthscan Publications Ltd.
4. Swanson T (1995), “*The Economics and Ecology of Biodiversity Decline*”, Cambridge University Press
5. Swanson T (1997), “*Global Action for Biodiversity*”, Earthscan Publications Ltd.
6. UNEP (1995), “*Global Biodiversity Assessment*”, Press Syndicate of the University of Cambridge

cubiertas por bosques contenedores de una rica biodiversidad), a fin de satisfacer la demanda alimenticia interna.

CAPÍTULO 9

BOSQUES: ¿CÓMO SATISFACER MÚLTIPLES DEMANDAS EFICIENTEMENTE?

INTRODUCCIÓN

Hasta hace un par de décadas, el estudio de la economía forestal se consideraba una extensión simple del análisis de recursos naturales renovables, concentrándose en tópicos tales como la edad de rotación óptima de los bosques, los manejos silviculturales adecuados para la obtención de un determinado portfolio de productos, la optimización de las faenas (cosecha y transporte principalmente), y la planificación agregada de la producción, todos basados exclusivamente en el aprovechamiento maderero del recurso. Sin embargo, en los últimos treinta años, la consideración de que los bosques proporcionan una serie de servicios directos e indirectos distintos a los tradicionales (regulación del clima, protección de biodiversidad, captura de carbono, regulación hidrológica, etc.), y que su disponibilidad puede entrar en conflicto con la correspondiente al uso madera, han abierto un nuevo campo de investigación en esta área, la cual trataremos de ilustrar en este capítulo. Nuestro análisis partirá de la noción básica de manejo de un bosque para la producción óptima de madera en el tiempo, para rematar en forma conceptual y práctica con la incorporación de las demandas por los otros servicios del bosque mencionados anteriormente.

ROTACIÓN ÓPTIMA: LA REGLA DE FISHER

¿En qué difiere el análisis de los bosques respecto a la pesca, si se trata de dos recursos biológicos renovables? Básicamente, la principal diferencia radica en el perfil etéreo: en el caso de la pesca no consideramos el efecto del tiempo sobre la edad del recurso, mientras que en el caso forestal el tiempo es una variable clave, porque a mayor edad, aumenta la disponibilidad de madera.

En general, para efectos de análisis se identifican dos clases de bosques: los **coetáneos** y los **multietáneos**. Los primeros se caracterizan porque todos los árboles poseen la misma edad en una cierta unidad de superficie (el típico caso de las plantaciones forestales), mientras los segundos muestran una cierta distribución etárea entre ejemplares (la cual es típicamente irregular, por tratarse principalmente de bosques naturales). Para efectos de nuestra presentación nos concentraremos en el análisis de los primeros.

Una segunda observación dice relación con la magnitud de la superficie involucrada. En este caso nos basaremos en un análisis *marginal*, es decir, en la situación que enfrenta el propietario de una hectárea, o una pequeña área plantada. En el mundo real, la problemática de una gran empresa o del Servicio Forestal que administra un gran patrimonio forestal resulta diferente porque ya no resulta válido tomar como referencia la poca incidencia de sus decisiones sobre las asignaciones de mercado (manejar, por ejemplo, cien mil hectáreas de bosques, determina decisiones distintas y más complejas, tales como abastecimiento permanente de centros industriales vinculados a la disponibilidad de madera proveniente del recurso, efectos de la cosecha volumétrica sobre la oferta global de madera, etc.).

Para una hectárea de bosque, el volumen comercial de madera presenta típicamente una forma de S, tal como se ilustra en la figura 9.1. Aunque en realidad el volumen total es una aproximación “gruesa” al problema real del tomador de decisión (porque mientras el bosque crece, cambia la disponibilidad de los distintos productos madereros, aumentando la proporción de aquellos de mayor diámetro, y por ende de mayor valor, y disminuyendo la correspondiente a rollizos de diámetros menores), para efectos de los objetivos del presente trabajo, tal simplificación se justifica por la claridad ilustrativa del análisis.

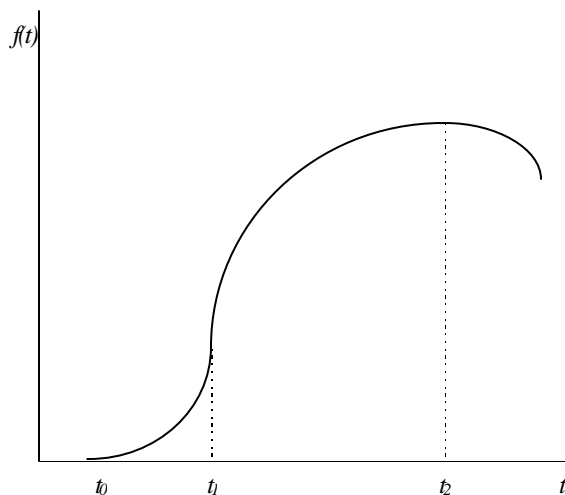
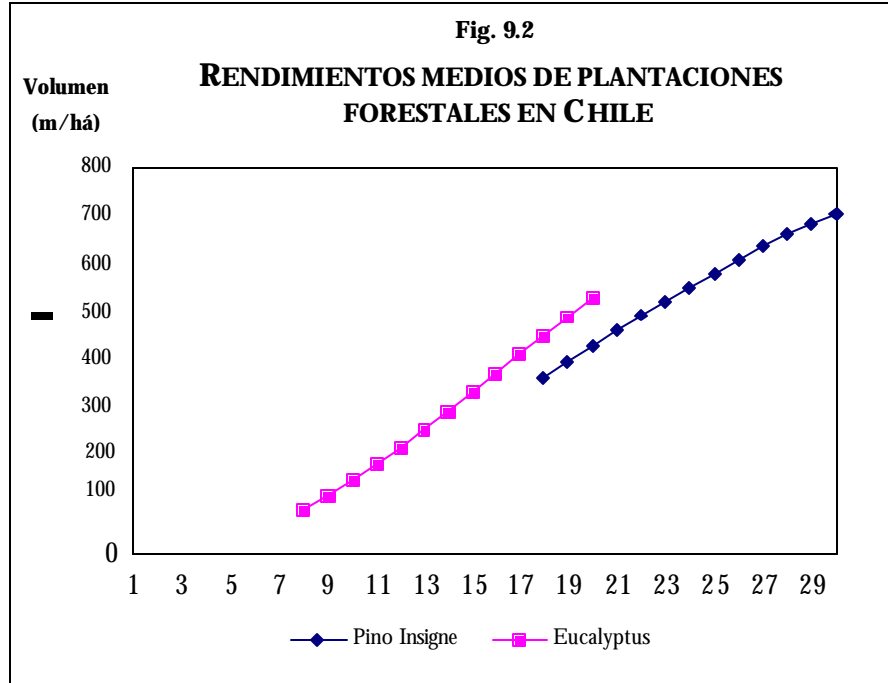


Figura. 9.1

Volumen maderable de un bosque: t representa la edad del bosque y $f(t)$ la función de volumen (m^3/ha) en función de la edad del mismo. Por consideraciones de diámetro, sólo a partir de una edad t_0 existe un volumen comercial. Típicamente se produce un período de gran crecimiento hasta alcanzar un máximo (t_1), a partir del cual el incremento marginal, aún siendo positivo, decrece. A la edad t_2 , el bosque ya se encuentra “maduro” y a partir de ahí, la muerte de ejemplares determina una disminución gradual de volumen.

En la figura 9.2 se ilustran los crecimientos medios esperados de plantaciones de Pino Insigne y Eucalyptus en la VIII Región de Chile, en el rango de edades comerciales.



La edad de rotación óptima dependerá del objetivo del tomador de decisiones. Una típica regla de decisión que se sigue en bosques públicos es la de maximizar el crecimiento medio de la masa boscosa (el IMA, incremento medio anual). Se define el crecimiento medio anual como:

$$IMA = \frac{f(t)}{t} \quad (9.1)$$

luego (9.2):

$$Max\ IMA \Rightarrow \frac{dIMA}{dt} = 0 \Rightarrow \frac{t \cdot f'(t) - f(t)}{t^2} = 0 \Rightarrow f'(t) = \frac{f(t)}{t}$$

Es decir, el crecimiento medio máximo se produce cuando el incremento volumétrico marginal en un período respecto al anterior iguala al crecimiento medio. En la figura 8.3. se ilustra gráficamente tal situación.

El problema de esta regla de decisión es que ignora absolutamente consideraciones económicas, y por lo tanto sólo por azar se producirá una maximización de los beneficios (privados o sociales) derivados del uso maderero del bosque.

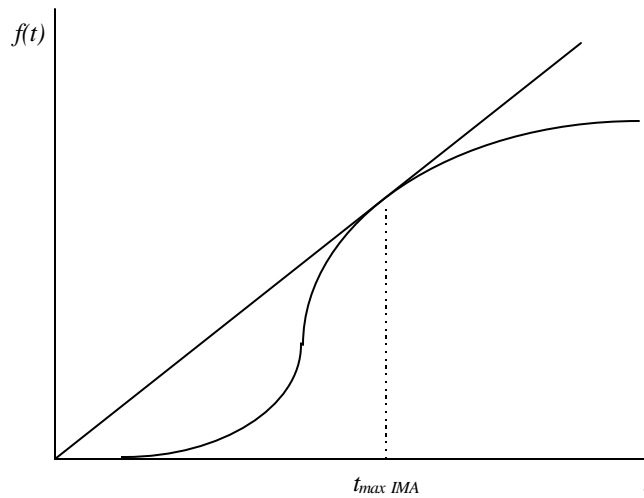


Fig. 9.3: Edad a la cual se alcanza el máximo crecimiento medio del bosque

Si introducimos la dimensión económica debemos analizar los beneficios y costos de cosechar hoy versus postergar la rotación un período más. El beneficio de postergar por un período la cosecha está dado por el volumen adicional que el bosque logra crecer en ese periodo de espera y que se comercializara más tarde a un cierto precio, mientras el costo está representado principalmente por dos beneficios que se dejan de recibir:

1. Lo que se deja de ganar por disponer inmediatamente del suelo después de la cosecha, ya que éste podría ser destinado en forma inmediata a un uso alternativo, y
2. Lo que se deja de percibir al no poder invertir el capital proveniente de la cosecha durante un período a una cierta tasa de descuento, i.e:

En un primer momento nos concentraremos en el segundo componente del costo y diremos que la edad de rotación óptima se alcanza cuando el beneficio marginal de esperar iguala al costo marginal de esperar, i.e:

$$BMg(esperar) = P \cdot \Delta f = CMg(esperar) = r \cdot P \cdot f \quad (9.3)$$

donde P representa el precio en pie real de la madera (es decir, descontados los costos de cosecha, caminos, carguío y transporte a los centros de demanda), el cual estamos asumiendo que se mantiene constante entre periodos. Δf representa la variación de volumen comercial en el período y r es la tasa de interés. Luego, el óptimo t^* se alcanza cuando:

$$(9.4) \quad \frac{\Delta f(t^*)}{f(t^*)} = r \quad \text{que se conoce como la Regla de Rotación Óptima de Fisher.}$$

Si el anterior cálculo se realiza para un período corto de tiempo ($\Delta t \rightarrow 0$), obtenemos la regla de Hotelling:

$$\frac{\dot{f}(t)}{f(t)} = 0 \quad (9.5)$$

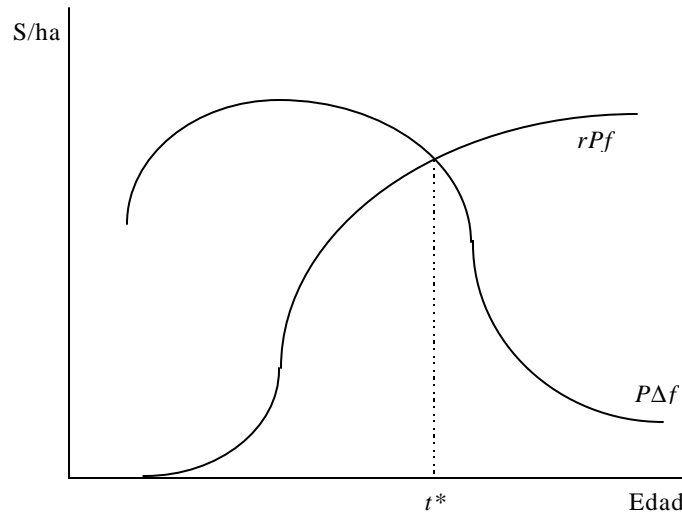


Fig. 9.4: Determinación de la edad de rotación óptima según la regla de Fisher.

LA REGLA DE FAUSTMANN¹

Como vimos, la regla de Fisher obvia el segundo componente del costo de oportunidad de alargar la rotación, el cual corresponde al valor alternativo de la tierra despejada. Sin embargo, en muchas situaciones este componente puede ser significativo, e incluso superior al que se obtiene del uso maderero del bosque². Si lo consideramos explícitamente, la regla de rotación óptima se modifica a:

$$P \cdot \Delta f = r \cdot P \cdot f + R \quad (9.6)$$

donde R corresponde a la renta posible de extraer al suelo por período. Así, la regla de Faustmann queda como se indica:

¹ Faustmann M. (1849), "On the Determination of the Value which Forest Land and Immature Stands Pose for Forestry", en Gane M (editor), Martin Faustmann and the Evolution of Discounted Cash Flow, Oxford Institute.

² Típico caso de los bosques tropicales que son despejados para habilitar cultivos agrícolas, donde los "habilitadores" prefieren simplificar la tarea mediante la quema de la superficie boscosa para limpiar definitivamente la tierra, evitando el rebrote de la vegetación nativa.

$$\Delta f = r \cdot f + \frac{R}{P} \quad (9.7)$$

Como se aprecia claramente en la figura 8.5, en comparación con la regla de Fisher, ahora se produce un “acortamiento” de la rotación porque resulta más “caro” esperar, recordemos que estamos imponiendo mayores costos.

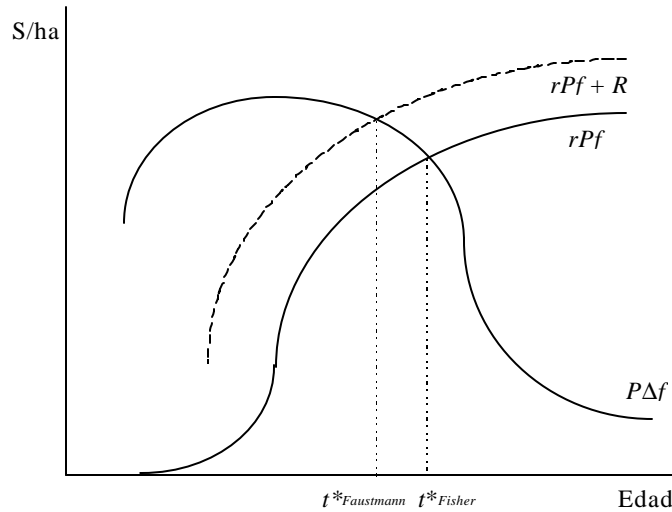


Fig. 9.5: Determinación de la edad de rotación óptima según la regla de Faustmann.

La determinación de R implica analizar cuáles son los usos alternativos de la tierra. Para efectos ilustrativos supondremos que la mejor opción es seguir destinándola a un uso forestal³. En tal caso, tras la cosecha debe incurrirse en un costo C de reforestación, y la regla de rotación quedaría:

$$\Delta f = r \cdot \left(f - \frac{C}{P}\right) + \frac{R}{P} \quad (9.8)$$

Sea V el valor presente derivado de las infinitas futuras rotaciones de uso forestal, entonces, $R = r \cdot V$, donde V viene dado por (9.9):

$$V = \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{t^*}} + \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{2t^*}} + \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{3t^*}} + \dots$$

³ En el caso de las clases de suelo V a VIII en Chile, correspondientes a los suelos de menor productividad (denominados genéricamente “forestales”), si el suelo posee bosques, debe, por ley, mantenerse permanentemente una cubierta forestal sobre el mismo, es decir, si se cosecha el bosque, se debe reforestar en un plazo máximo de tres años.

$$V = \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{t^*}} \left[1 + \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{t^*}} + \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{2t^*}} + \dots \right]$$

$$V = \frac{P \cdot f(t^*) - C}{(1+r)^{t^*} - 1} \quad (9.10)$$

El análisis de algunas extensiones a este análisis se presentan en el Apéndice N°1. Resulta altamente conveniente que el lector se familiarice en forma práctica con el análisis de estática comparativa referido a la edad de rotación óptima de un bosque comercial ante variaciones en distintos parámetros, esto con el fin de complementar las conclusiones alcanzadas.

BOSQUES: MUCHO MÁS QUE MADERA

El bosque no sólo posee valor por la madera que contiene, sino además se deben adicionar sus valores *in situ*, cuales son: control de erosión, disponibilidad de productos no maderables (hongos, resinas, aceites), belleza escénica, hábitat de vida silvestre, oferta recreacional, entre otros. En general, se estima que el valor de este flujo de bienes y servicios adicionales es creciente en el tiempo, tal como se ilustra en la figura 9.6.

Luego, para determinar la edad de rotación óptima, resulta necesario considerar explícitamente este flujo de beneficios $F(t)$ derivado del crecimiento del bosque. Para efectos de simplificar el análisis, en este caso sólo consideraremos la regla de Fisher. La función objetivo sería entonces encontrar a qué edad del bosque se maximizan los beneficios netos que resulta posible extraer de él. Definamos $G(t)$ como la función del valor madera del bosque en el tiempo (equivalente a $P \cdot f(t)$):

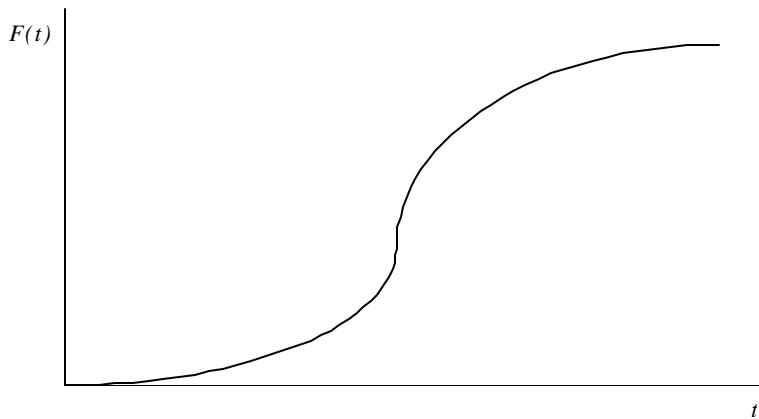


Fig. 9.6: Ilustración de $F(t)$, el flujo de beneficios no maderables que proporciona un bosque en el tiempo.

$$(9.11) \quad \text{Max } V(t) = \int_0^t e^{-rx} F(x) dx + e^{-rt} G(t)$$

$$(9.12) \quad V'(t) = e^{-rt} F(t) + e^{-rt} G'(t) - re^{-rt} G(t) = 0$$

$$(9.13) \quad F(t) + G'(t) = rG(t)$$

Gráficamente:

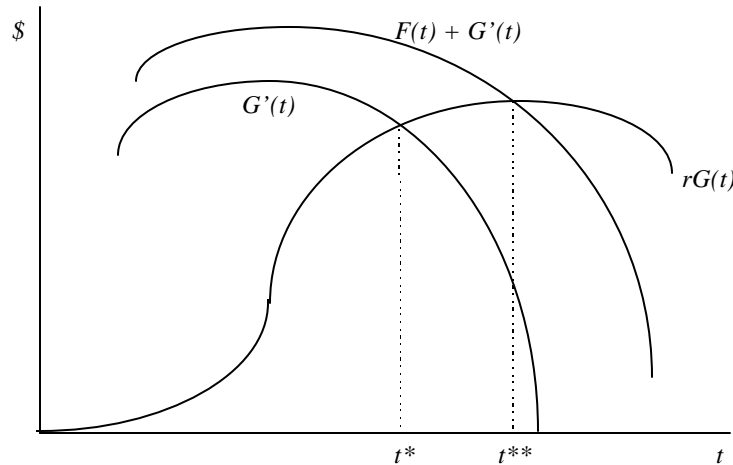


Fig. 9.7: Cambio en la edad de rotación óptima cuando se incorporan valores in situ

La incorporación de valores in situ produce un alargamiento de la rotación respecto del caso en el cual sólo se consideraban los beneficios derivados del valor madera del recurso. En el límite, podemos tener una situación en la cual éste último ítem sea relativamente bajo (especies sin valor comercial, muy heterogéneas o con altos costos de extracción), y donde existan altos beneficios por mantener el bosque intocado, lo cual dé origen a una decisión óptima de no cortar en ningún momento (figura 9.8).

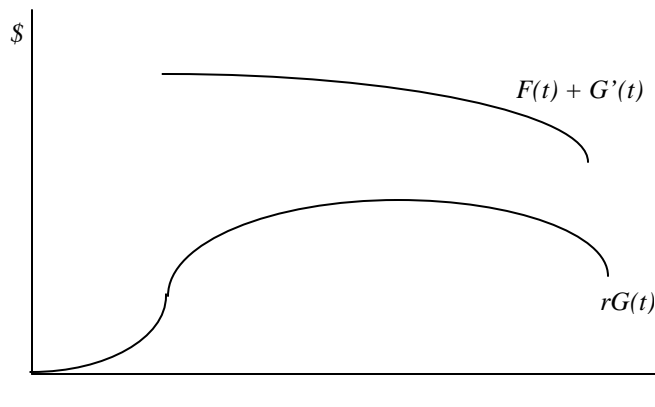


Fig. 9.7: Situación en la cual la edad de rotación óptima no se alcanza nunca

ANÁLISIS DE CASO
MÚLTIPLES DEMANDAS SOBRE EL BOSQUE NATIVO CHILENO

Uno de los temas ambientales “calientes” del debate ambiental chileno tiene relación con la regulación del bosque nativo. Chile posee una superficie continental de 75 millones de hectáreas (mha), de las cuales 15.6 mha corresponden a bosques, 86% de los cuales son nativos y el resto plantaciones forestales (Pino Insigne y Eucalyptus principalmente).

En la mayor parte de los países desarrollados las múltiples demandas sobre los bosques naturales se resuelven “tácitamente” por el hecho de que éstos son de propiedad pública, y a través de algún proceso pseudo-participativo la sociedad expresa sus preferencias relativas a cómo usar ese recurso (si para fomentar la industria y el empleo forestal, o para fines recreacionales, o para conservación de un patrimonio biológico, etc.). En el caso chileno eso no es posible porque aparte del 29% del bosque que se encuentra en áreas de preservación públicas (SNASPE, Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado), el resto de la superficie corresponde mayoritariamente a bosques de propiedad privada.

Aún cuando un 29% de bosques protegidos es un excelente estándar respecto a otros países “conservacionistas”, existe la “sensación” en la opinión pública de que la superficie remanente es escasa y que se encuentra en grave peligro de desaparición.

Durante ocho años de trámite legislativo las distintas facciones en pugna han expresado cada una su visión de cuáles son las reales causas de degradación del bosque nativo. Así, para las ONGs éstas se encontrarían en la exportación de astillas de madera nativa para exportación y en la sustitución de bosque nativo por plantaciones exóticas de alta productividad, mientras que los empresarios forestales focalizan su atención en la producción de leña que representa dos tercios del consumo total de madera nativa y en otras actividades vinculadas a la pobreza rural que degradan sistemáticamente los ecosistemas (sobrepastoreo, habilitación agrícola, incendios, etc.). La voz de los académicos casi no se ha oído, y el gobierno como un todo no tiene una posición única, aún cuando se percibe cierta cercanía a las posiciones de las ONGs en razón de las prohibiciones y regulaciones propuestas en los distintos borradores de ley.

Ligando los contenidos de este capítulo con los del anterior es posible apreciar inmediatamente que las posiciones enunciadas se concentran casi exclusivamente en causas próximas de degradación en lugar de causas fundamentales. La razón de fondo es la existencia de fallas de mercado que impiden que los propietarios de bosques nativos capturen el valor de los bienes y servicios alternativos (léase preservación de biodiversidad, captura de carbono, producción de agua, entre otros). Dado lo anterior, los esfuerzos de regulación debieran orientarse a alinear objetivos privados y sociales, transparentando los costos y beneficios de las alternativas de conservación y uso del bosque nativo.

CONCLUSIONES

Hasta la década del 70, el estudio de la economía forestal era una extensión simple del análisis de recursos naturales renovables, concentrándose en tópicos tales como la edad de rotación óptima de los bosques, los manejos silviculturales adecuados para la obtención de un determinado portfolio de productos, la optimización de las faenas y la planificación agregada de la producción, todos basados exclusivamente en el aprovechamiento maderero del recurso. Sin embargo, en los últimos treinta años se ha ampliado la visión de la importancia de los bosques al considerar los servicios adicionales que proveen.

Cuando la extracción de madera comercial es el objeto de atención prioritario, en presencia de un criterio marginalista, existen básicamente dos reglas para determinar la edad de rotación óptima de un bosque: la de Fisher y la de Faustmann. Ambas difieren en el hecho de que la segunda considera el valor residual del suelo una vez producida la cosecha y ello conduce a un acortamiento de la rotación en comparación al criterio de Fisher.

La incorporación del valor in situ del bosque, por otra parte, conduce a un alargamiento de las rotaciones, pues el valor de las funciones asociadas al bosque crece en el tiempo, y puede darse incluso el caso que la solución óptima sea no cortar nunca el bosque. Implementar un sistema de derechos de propiedad sobre esas funciones que permitan capturar esa fuente de valor para sus dueños es un problema que dista de ser trivial, como parece ilustrar el error de diagnóstico de la regulación propuesta en Chile para el uso del bosque nativo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Cerda A (1997), "*Chile: Defining a Sustainable Path for Native Forests*", Dissertation MSc Environmental and Resource Economics, University College London
2. Deacon R (1985), "*The Simple Analytics of Forest Economics*", en Deacon R y Johnson M (editores), *Forestlands: Public and Private*, Ballinger Publishing Co.
3. Hanley N, Shogren J y White B (1997), "*Environmental Economics: in Theory and Practice*", Macmillan Press Ltd.
4. Hartman R (1976), "*The Harvesting Decision when a Standing Forest has Value*", *Economic Inquiry*, Vol. 14, Págs. 52-68
5. Pearce D y Warford J (1993), "*World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development*", World Bank, Oxford University Press
6. Pearce D y Moran D (1994), "*The Economic Value of Biodiversity*", IUCN, Earthscan Publications Ltd.
7. Swanson T (1997), "*Global Action for Biodiversity*", Earthscan Publications Ltd.

APÉNDICE 1

CAMBIOS EN LOS PARÁMETROS SOBRE LA ROTACIÓN ÓPTIMA

En este Apéndice se analizarán los efectos que provocan las variaciones de algunos parámetros sobre la edad de rotación. Estos son, por ejemplo, la tasa de descuento, las rentas agrícolas, el precio de la madera, etc. En esta sección, además, nos ocuparemos de estudiar los efectos de la edad de rotación sobre el abastecimiento de madera de corto y largo plazo de una cierta región.

El abastecimiento de largo plazo se define como el rendimiento medio por hectárea multiplicado por la superficie que está destinada al uso forestal. En este caso ilustraremos nuestro análisis por medio de un ejemplo: ¿qué pasa con el abastecimiento de madera si la tasa de descuento aumenta?

Siguiendo la regla de Faustmann, la edad de rotación óptima se da cuando:

$$\Delta f = r \cdot \left(f - \frac{C}{P}\right) + \frac{R}{P}$$

Luego, el aumento de la tasa de descuento produce dos efectos: 1) aumento del primer término del lado derecho, y 2) cambio en R . El primer efecto tiende a reducir la edad de rotación (¿por qué?), mientras el segundo es incierto y requiere de mayor análisis. R corresponde al valor anual de la renta máxima de la tierra en su mejor uso alternativo, luego:

$$R = \text{Max} (R_F, R_O)$$

donde R_F corresponde a la renta derivada del uso forestal del suelo y R_O al de otras opciones. Intuitivamente si r aumenta, también lo haría R_O , pero no sabemos qué dirección de cambio tiene R_F . Para conocerla, necesitamos evaluar el signo de:

$$\frac{\partial R_F}{\partial r} = \frac{\partial (r \cdot V_F)}{\partial r} = \frac{\partial \left(r \cdot \frac{(P \cdot f - C)}{(1+r)^T - 1} \right)}{\partial r} \quad \text{¿} \leq 0 \text{?}$$

Supondremos que el signo es negativo (da igual si lo suponemos positivo), e intentaremos demostrar la verdad o falsedad de tal hipótesis. Entonces:

$$\frac{\partial R_F}{\partial r} = \frac{(P \cdot f - C)}{(1+r)^T - 1} + \frac{r \cdot (P \cdot f - C)}{\{(1+r)^T - 1\}^2} \cdot (-T \cdot (1+r)^{T-1}) < 0$$

Multiplicando por $\{(1+r)^T - 1\}^2$ y dividiendo por $(P \cdot f - C)$:

$$\{(1+r)^T - 1\} - r \cdot T \cdot (1+r)^{T-1} < 0$$

$$\frac{(1+r)^T - 1}{r} < T \cdot (1+r)^{T-1}$$

pero,

$$\sum_{i=0}^{T-1} (1+r)^i = \frac{(1+r)^T - 1}{r}$$

por lo que el término de la izquierda está compuesto por T términos, todos ellos menores que $(1+r)^{T-1}$ (excepto el último, que es igual). Así, se comprueba que el término de la izquierda es menor que el de la derecha, y por tanto, que ante un aumento de la tasa de descuento, R_F disminuye.

Si asumimos que originalmente $R = R_F$, entonces no sabemos a priori qué efecto ($\uparrow r \cdot P \cdot f$ ó $\downarrow R_F$) resulta dominante, si el aumento en el costo de espera o el

Lo único seguro es que, como R_F disminuye, también lo hace el número de hectáreas destinadas al uso forestal en el largo plazo (resulta menos rentable). Si la disponibilidad de madera aumenta o disminuye dependerá de la nueva edad de rotación. Como generalmente la edad de rotación óptima desde el punto de vista privado es menor que la correspondiente al máximo rendimiento volumétrico, tenemos que si la edad de rotación óptima disminuye por efectos del aumento de la tasa de descuento, también lo hará el rendimiento medio, y por ende la disponibilidad de madera en el largo plazo. En el corto plazo en tanto, la disponibilidad de madera aumentará, ya que los propietarios que cambien el uso de la tierra lo harán reemplazando los bosques, y al cosecharlos, aumentan la oferta de corto plazo.