



Análisis y Evaluaciones de Impactos Ambientales

Josimar Ribeiro de Almeida
Affonso Camero
Afonso Rodrigues de Aquino
Aline Guimaraes Monteiro
Marcelo Antonio Harada Penna
Maria Carlota Enrici
Nivar Gobbi
Paulo Sergio Moreira Soares

Análisis y Evaluaciones de Impactos Ambientales

Editores | Josimar Ribeiro de Almeida
Paulo Sergio Moreira Soares

Vera Lucia do E. S. Souza
Capa/Projeto Gráfico

Rosely Pereira Romualdo
Editoração Eletrônica

Tiragem: 1000 exemplares

ISBN 85-61121-25-9 Análisis y Evaluaciones de Impactos Ambientales/Eds. Josimar Ribeiro de Almeida, Paulo Sergio Moreira Soares.
CDD 622.4 – Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008.
360p., il.

1. Impacto ambiental. 2. Minas e recursos minerais. I Almeida, Josimar Ribeiro de (Ed.). II. Soares, Paulo S Moreira. (Ed.). III. Centro de Tecnologia Mineral.

PREFACIO

.....

El nuevo milenio surge envuelto en el proceso de globalización económica, ecológica, tecnológica y cultural que marca el ritmo de esta nueva era de la civilización. Los debates se han agudizado alrededor de las oportunidades de los proyectos frente a los riesgos ecológicos; a los derechos de las empresas, los Estados y los pueblos indígenas sobre los recursos genéticos y al papel de la ciudadanía en la configuración de nuevas reglas de gobernabilidad democrática.

En este escenario y en el punto de inflexión de la historia, las perspectivas de la sustentabilidad han estado enmarcadas con el propósito de lograr una mayor integración hemisférica. Este propósito ha enfatizado el reto de formular estrategias adecuadas para que las políticas ambientales encuentren un punto de convergencia que asegure un desarrollo sustentable con equidad social, democracia y justicia.

En los siete capítulos de esta obra, se reúnen asuntos que abordan temas sobre el medio ambiente y desarrollo relacionados con la evaluación de las consecuencias de sus impactos, con informaciones de manera que se pueda auxiliar hacia una toma de decisiones más participativas y adecuadas sobre los mismos. Los temas fueron seleccionados con base en la experiencia práctica y participativa de los organizadores, debidamente presentada y publicada en eventos científicos de ciencias naturales.

El capítulo uno, *“Evaluación de Impactos Ambientales”* presenta distintas acepciones de diferentes autores encontradas en la literatura especializada. Las dificultades de definición; las fases; el aspecto central y la posible aplicación del proceso de evaluación de esos impactos son abordados.

Por otra parte, la utilización del proceso como instrumento de política ambiental para la conducción de los procedimientos de evaluación de un proyecto está estructurada en una secuencia práctica de análisis en el capítulo siguiente, *“Evaluación de Impactos Ambientales como Instrumentos de Política Ambiental”*.

En *“Métodos y Técnicas de Análisis y Evaluación de Impactos Ambientales”* diferentes líneas metodológicas elaboradas o modificadas por autores consagrados nacional e internacionalmente, son presentadas con ejemplos. Algunas de las opiniones, sobre las ventajas y desventajas de la aplicación de los métodos, son discutidas con el objeto de auxiliar en la selección de la opción más adecuada y útil en la toma de decisiones de implantación de un proyecto.

Como ilustración y complementación, ejemplos de estudios de casos brasileños están presentados en el capítulo cuatro: *“Estudios de Casos de la Aplicación de los Métodos Brasileños”*

En el quinto capítulo, *“Análisis Ambiental por abordaje Sistémico”*, son discutidos conceptos de equilibrio, sensibilidad y riesgo ambiental. El diagnóstico de los sistemas ambientales puede ser realizado por medio del uso de indicadores.

La aceptación pública a la implantación del proyecto es discutida en el sexto capítulo, *“Evaluación de la aceptación pública de los Proyectos Ambientales”*, a través de la relación costo-beneficio y de análisis de los impactos sociales. Así como, tanto la implementación de un zoneamiento ambiental y alternativas del proyecto como la política de desarrollo.

En el último capítulo, *“Evaluación Económica de los Recursos y daños Ambientales”*, son analizados los daños causados por la explotación de los recursos ambientales y los impactos potenciales de los proyectos en una perspectiva de valoración económica.

Los autores

JOSIMAR RIBEIRO DE ALMEIDA

.....

Pos Doctor en Ingeniería Ambiental, Doctor en Ingeniería Forestal, Especialista en Química Bio-Orgánica, Científico Sênior de la COPPE (Centro de Producción y Planeamiento Energético/CNPQ (Consejo Nacional de Investigación), Profesor de la Escuela de Ingeniería de la UFRJ (Universidad Federal de Rio de Janeiro), Miembro del grupo de asesoramiento técnico de la Procuraduría de la República – Medio Ambiente y Auditor Líder y Consultor del INMETRO (Instituto Nacional de Metrología), Perito de Juicio (indicado por el Instituto de Ingeniería Legal y Escuela de Magistratura) y Asistente Técnico del Ministerio Público Estadual.

e-mail: josimar@civil.ee.ufrj.br

AFFONSO CAMERO

.....

Ingeniero Agronomo por la UFRRJ. Analista de Sistemas del IBPI, Analista de Riesgos Tecnológicos por la UFRJ, Consultor de EcoClean Soluciones Ambientales, Professor invitado de la disciplina EMA de la UFRJ, Profesor de Auditoria Ambiental del curso de posgrado en Gestión Auditoría y Pericia Ambientales de la Universidad Gama Filho, Profesor del curso de posgrado del IPOG para las disciplinas de Economía Ambiental y Estudios y Autorizaciones Ambientales del curso de Gestión y Pericia Ambientales, Profesor del curso de posgrado en Gestión Ambiental del INCURSOS de las disciplinas de Economía de los Daños y Recursos Ambientales, Evaluación de Riesgos Ambientales y Estudios y Licenciamento Ambiental, Estudiante de Maestria en Tecnologías de Procesos Químicos e Bioquímicos de la Escuela de Química de la UFRJ.

e-mail: camero@ecoclean.com.br

AFONSO RODRIGUES DE AQUINO

.....

Licenciado en Química por el: Instituto de Química – UFRJ, Master en Ciencias -Tecnología Nuclear: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – USP. Doctor en Ciencias – Química: Instituto de Química – USP. Post-doctorado – Complejos de uranio: Instituto de Química – USP,. Especialización - Teoría y Práctica de la Divulgación Científica: Escola de Comunicações e Artes – USP. Investigador del Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN, actúa en las áreas de química nuclear, química analítica ambiental y enseñanza. Coordinador do Núcleo de Divulgação Científica del IPEN, Editor de la Revista Brasileña de Investigación y Desarrollo. Profesor y orientador autorizado en el programa de post-grado del Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Universidad de São Paulo. Ministra asignaturas en las siguientes áreas: tecnología nuclear, gestión ambiental, metodología de la investigación y preparación pedagógica. Profesor autorizado en el programa de post-grado do Departamento de Periodismo y Editoración de la Escuela de Comunicaciones y Artes de la Universidad de São Paulo, Coordina cursos y ministra asignaturas de post-grado lato sensu en el área ambiental. Auditor y perito ambiental.

e-mail: araquino@usp.br

ALINE GUIMARAES MONTEIRO

.....

Doctor en Valoración Económica Ambiental por el PPE/ COPPE/ UFRJ (Programa de Planeamiento Energético/Centro de Producción y Planeamiento Energético/Universidad Federal de Río de Janeiro), Máster en Planeamiento Ambiental por el PPE/ COPPE/UFRJ, Ingeniería Química por la UFRJ (Universidad Federal de Río de Janeiro) y Licenciatura Química por la UERJ (Universidad del Estado de Río de Janeiro). Profesora de los cursos de Pos Grado de Planeamiento y Gestión Ambiental y Operaciones de Seguro de Universidades Corporativas, del Instituto Ecológico Aqualung. Consultora Ambiental en el área de Evaluación y Valoración Económica Ambiental.

e-mail: aline@ppe.ufrj.br

MARCELO ANTONIO HARADA PENNA

.....

Bachiller en Ciencias Biológicas y Master en Conservación y Manejo de Recursos Naturales por UNESP (Universidad Estadual Paulista). Doctorando en el curso de Postgrado en Zoología de UNESP. Ex-Editor Jr. de la Revista Científica Holos Environment. Especialista en Ecología de Poblaciones, Mastozoología, Evaluación de Impactos Sobre la Fauna Silvestre, e Identificación de Mamíferos por Pelos.

e-mail: mahpenna@gmail.com

MARIA CARLOTA ENRICI

.....

Máster en Microbiología Agrícola y Bachiller en Biología, por la UFV (Universidad Federal de Viçosa-Minas Gerais). Tiene formación profesional en el área de Medio Ambiente. Bióloga del Instituto de Biología de la UERJ (Universidad del Estado de Rio de Janeiro). Profesora del Curso de Pos Grado en Gestión y Tecnología Ambiental del Consejo Regional de Química (CRQ III Región), del Instituto Ecológico Aqualung, entre otros. Consultora Técnica en Control de Plagas y Vectores de la División de Seguridad y Salud en el Trabajo DESSAUDE/ UERJ. Autora de versión de la obra en español.

e-mail: enrici@uerj.br

NIVAR GOBBI

.....

Bachiller en Ciencias Jurídicas y Ciencias Biológicas. Doctor en Genética por el Departamento de Medicina USP – Ribeirão Preto (Universidad de São Paulo). Profesor Libre Docente en Ecología por el Departamento de Ecología de la UNESP (Universidad Estadual Paulista). Fundador de la Sociedad Brasileña de Ecología. Editor de la Revista Científica Holos Environment. Especialista en Interacciones ecológicas, Estudios de Impacto Ambiental, Derecho Ambiental y Bioética.

e-mail: ngobbi@rc.unesp.br

PAULO SERGIO MOREIRA SOARES

.....

Ingeniero Metalúrgico por la Universidad Federal de Rio de Janeiro, Master en Ciencias en Reactores Nucleares de Potencia y Tecnología de Combustible Nuclear por el Instituto de Investigaciones Energéticas y Nucleares - USP (Universidad de São Paulo). Doctor en Tecnología de Procesos Químicos y Bioquímicos por la Escuela de Química de la UFRJ (Universidad Federal de Rio de Janeiro). Investigador científico del CETEM, - Centro de Tecnología Mineral - Ministerio de Ciencia y Tecnología. Especialista en Metalurgia Extractiva y rehabilitación ambiental de áreas mineras. Auditor Ambiental.

e-mail: psoares@cetem.gov.br

PRESENTACIÓN

.....

Los investigadores del Centro de Tecnología Mineral (CETEM), Universidad Federal de Río de Janeiro (UFRJ), Instituto de Pesquisas Energéticas y Nucleares (IPEN), Instituto Ecológico Aqualung y de la Universidad Paulista (UNESP) se sienten honrados en poner a disposición de los profesionales que actúan en el sector de Medio Ambiente, este libro, denominado “Análisis y Evaluaciones de Impactos Ambientales”. El libro está constituido de siete capítulos, que abarcan, prácticamente, todo el área de medio ambiente, evaluaciones de impactos ambientales y sociales, políticas, metodologías de evaluación, estudio de casos, cuestiones sistemáticas y evaluaciones económicas de daños ambientales.

Creemos que la riqueza del contenido de esta obra debe de llamar la atención de todos sus lectores, por causa de la diversidad académica y de la experiencia de sus colaboradores, adquirida a lo largo de su vida profesional. No tengo dudas de que este documento será muy consultado y terminará por convertirse en instrumento de referencia para el sector de medio ambiente.

La edición de este libro contó con el apoyo del CETEM y de la Subsecretaría de Coordinación de las Unidades de Pesquisa (SCUP) del Ministerio de Ciencia y Tecnología de Brasil.

Felicito a los autores y editores de este libro, así como a las instituciones que contribuyeron, directa o indirectamente, para que esta obra fuera realizada.

Río de Janeiro, marzo de 2008

Adão Benvindo da Luz
Director del CETEM

SUMARIO

Capítulo 1

Evaluaciones de Impacto Ambiental.....11

Capítulo 2

Política de Medio Ambiente e Instrucciones Normativas.....31

Capítulo 3

Líneas Metodológicas de Evaluaciones de Impacto Ambiental.....45

Capítulo 4

Estudios de Casos Brasileños- Ejemplos de Metodologías de Evaluación de Impactos Ambientales..... 135

Capítulo 5

Análisis Ambiental por Abordaje Sistémico.....211

Capítulo 6

Evaluación de la Aceptación Pública de Proyectos.....255

Capítulo 7

Evaluación Económica de los Recursos y Daños Ambientales.....301

EVALUACIONES DE IMPACTO AMBIENTAL

HISTÓRICO

El interés masivo por los temas ambientales surgió al final de los años sesenta. Fue entonces cuando se empezaron a percibir con nitidez los problemas de deterioro del medio ambiente, que en principio se centraron especialmente en la contaminación. El concepto *medio ambiente* tuvo en esa época dos acepciones bastante claras, según lo que se aplicara en los países industrializados o en los países en vías de desarrollo. En los primeros, la temática ambiental se concentraba casi exclusivamente en los aspectos de contaminación, en cuyo caso resultaba correcto considerar que los problemas ambientales tenían un carácter tecnológico.

En cambio, en los países en vías de desarrollo el concepto era mucho más amplio y de carácter socioeconómico y político, más que tecnológico, puesto que se consideraban problemas ambientales prioritarios, precisamente los derivados del subdesarrollo: problemas sanitarios, condiciones de los asentamientos humanos, falta de viviendas y escuelas, deficiencias de nutrición, de destrucción de bosques y pérdidas de suelos, destrucción o mala explotación de recursos naturales u otros. A estos problemas del subdesarrollo hay que añadir los que pueden generarse de un desarrollo que no considere en sus proyectos la variable ambiental.

Hoy en día, en todos los países, el concepto de medio ambiente tiene un sentido único y generalizado, cada vez más amplio, hasta el punto de que conceptos tan complejos y extensos como los de la calidad de vida y asentamientos humanos se integran en su temática. Persiste sin embargo la idea de que los problemas ambientales en los países industrializados derivan en su mayor parte de procesos de desarrollo y, muy especialmente, de las grandes concentraciones humanas y/o industriales (la contaminación,

la deshumanización de la vida en las grandes ciudades, la creciente conflictividad social de las metrópolis, el consumo exagerado de recursos naturales y de energía, los problemas urbanísticos, etc.), en cuanto que en los países en vías de desarrollo los problemas ambientales se deben, principalmente, al bajo índice de crecimiento.

Las evaluaciones de impacto ambiental nacieron en los Estados Unidos, como consecuencia de la Ley Nacional de Política Ambiental (National Environmental Policy Act- NEPA) de 1 de enero de 1970. Es en ese país donde se han hecho más trabajos de este tipo y, por consiguiente, donde se han desarrollado más metodologías para los mismos. Hasta la fecha se han preparado muchas, pero ninguna de ellas tiene una dimensión o un carácter universal. Así pues, aunque existe gran cantidad de modelos, son pocos los que están sistematizados.

La primera evaluación ambiental en Brasil fue realizada en 1972, una exigencia del Banco Mundial para el financiamiento de una represa y de una hidroeléctrica en Sobradinho, Bahia. Otros proyectos como el de la hidroeléctrica de Tucuruí, en Paraná, y el del terminal del puerto ferroviario Ponta de Madeira, en Maranhão, punto de exportación del minerio extraído por la CVRD, en Serra dos Carajás fueron subordinados a la AIA en la década de 70 e inicio de la década de 80 (Moreira, 1989).

Una evaluación de impacto debe abarcar los siguientes aspectos: describir la acción propuesta, así como otras alternativas; predecir la naturaleza y magnitud de los “efectos ambientales”; predecir los aspectos humanos; interpretar los resultados; y prevenir los efectos ambientales. Además, hay que disponer de una metodología para las fases de comunicación (información al público y al ejecutivo) y, de acuerdo al caso, para los procedimientos de inspección durante la fase de construcción y de operación del proyecto o la acción de que se trate.

DEFINICIONES

Se dice que hay un impacto ambiental cuando una acción o actividad produce una alteración en el medio o en alguno de los componentes del medio. Por lo tanto, la variable fundamental en estos estudios es la cuantificación de la alteración.

En los estudios de impacto ambiental se trata de evaluar las consecuencias de una acción, para ver la calidad del ambiente que habría con o sin dicha acción. Tales evaluaciones deben realizarse en la fase previa al proyecto, antes que éste se realice, con objeto de:

- a) efectuar una mejor planificación y formulación de propuestas, desde el punto de vista ambiental, y
- b) considerar adecuadamente los factores ambientales, por parte de las autoridades públicas, cuando aprueben una propuesta o determinen una alternativa.

Se aplica el concepto de evaluación del impacto ambiental a un estudio encaminado a identificar e interpretar, así como a prevenir, las consecuencias o los efectos que acciones o proyectos determinados pueden causar a la salud y al bienestar humanos y al entorno, o sea, en los ecosistemas en que el hombre vive y de los que depende (Bolea,1980)

La dificultad para demostrar la complejidad de la dinámica ambiental en una única definición hace que, en general, todas las definiciones adquieran un carácter reduccionista y estático. Esto constituye, de cierto modo, el gran problema de las conceptualizaciones.

Otras dificultades encontradas en la definición y, especialmente, en la identificación de un impacto ambiental consisten en la propia delimitación del impacto, una vez que el mismo se propaga espacial y temporalmente a través de una compleja red de interrelaciones y, también, en las deficiencias instrumentales y metodológicas para prever las respuestas de los ecosistemas a las actividades antrópicas. Esta cuestión es todavía más crítica cuando se trata de la dimensión social.

Los estudios deben considerar las alternativas de la acción y del proyecto. Éstos también presuponen la participación del público representando, no solamente un instrumento de decisión, sino también un instrumento de conocimiento al servicio de la decisión, según Bolea (1984).

Existen innumerables definiciones en la literatura especializada del proceso de evaluación de impactos ambientales. La mayoría es de origen académica, enfatizando aspectos técnicos. Otras dan énfasis a los componentes políticos y de gestión ambiental. Existen también las definiciones legales, como la instituida en el NEPA (National Environmental Policy Act / EUA, 1969). Es interesante también mencionar definiciones elaboradas por diversos autores e instituciones consagrados internacionalmente:

- “... una evaluación de todos los efectos ambientales y sociales relevantes que resultarían de un proyecto” (Battele Institute, 1978);
- “... es identificar, prever y describir, en términos apropiados, los pros y contras (beneficios y daños) de una propuesta de desarrollo. Para ser útil, la evaluación debe ser comunicada en términos comprensibles para la comunidad y para los responsables por la toma de decisión. Los pros y contras deben ser identificados en base a criterios relevantes para los países afectados” (PNUMA, 1978);
- “... es una actividad destinada a identificar y prever el impacto sobre el ambiente biogeofísico y sobre la salud y el bienestar de los seres humanos, resultante de propuestas legislativas, políticas, programas y proyectos y de sus procesos operacionales y de interpretar y comunicar las informaciones sobre estos impactos” (Mumm, 1979);
- El término “estimativa ambiental” describe la técnica y el proceso por el cual se colecta información acerca de los efectos ambientales de un proyecto, tanto los producidos por el que lo desarrolla como los generados por otras fuentes. Debe considerarse, inclusive, si el desarrollo amerita seguir enfrente o no, por medio de juicio formado, gracias a la autoridad profesional (Doe, 1989).
- “...instrumento de política ambiental, formado por un conjunto de procedimientos, capaz de asegurar, desde el inicio del proceso, que se haga

un examen sistemático de los impactos ambientales de una acción propuesta (proyecto, programa, plan o política) y de sus alternativas, y que los resultados sean presentados de forma adecuada al público y a los responsables por la toma de decisión, y por ellos considerados. Además de eso, los procedimientos deben garantizar la adopción de las medidas de protección del medio ambiente determinadas, en el caso de decisión sobre la implantación del proyecto (Moreira, 1990).

– Una estimativa del impacto de una actividad planeada en el ambiente (Unesco, 1991).

En suma, la evaluación de impactos ambientales es “un instrumento de política ambiental, formado por un conjunto de procedimientos, capaz de asegurar, desde el inicio del proceso, que se haga un examen sistemático de los mismos en una acción propuesta (proyecto, programa, plan o política) y de sus alternativas. Además, que los resultados sean presentados de forma adecuada al público y a los responsables por la toma de decisiones, debidamente considerados por éstos” (Almeida, 1994).

Según este autor, las definiciones identifican importantes y distintos componentes. Uno de ellos es el que engloba un conjunto de procedimientos para identificar, evaluar y prevenir efectos adversos y que debe estar relacionado con conocimiento científico sobre el ambiente, la acción y sus interrelaciones. El otro componente es el proceso de toma de decisión, en el cual la evaluación de impactos de una acción puede tener un importante papel que está íntimamente relacionado con reglas administrativas y voluntad política.

En la literatura de habla inglesa se adoptan términos, como “*Environmental Impact Assessment*” (EIA) para designar estudios que engloban conjuntamente aspectos sociales y ecológicos, y “*Ecological Impact Assessment*” y “*Social Impact Assessment*” para los que tratan de aspectos ecológicos y sociales, respectivamente. Un término que engloba mejor esos estudios es el “*Integrated Impact Assessment*”, que se refiere al estudio del conjunto de consecuencias sociales y ecológicas según un enfoque holístico, que ponga en evidencia los efectos cumulativos resultantes de sus

interacciones requiriendo para su elaboración un conjunto de disciplinas diferentes, pero integradas.

En los Estados Unidos, por ejemplo, las evaluaciones de impactos ambientales se reflejan en un documento denominado “Environmental Impact Statement” (EIS). La agencia responsable por la evaluación emite un “Notice of Intent” (NOI), que es enviado a otras agencias federales, estatales y locales, a los impulsores del proyecto y a los grupos e individuos interesados. A continuación, con el intento de discutir el desarrollo del EIS, es realizado un “scoping meeting” en el cual se ha observado una creciente participación de representantes de la comunidad. Mientras transcurre el proceso de evaluación, el público tiene acceso al “draft” del EIS para comentarios y solicitud de esclarecimientos que pueden ser incorporados o anexados a la versión final del documento.

Ante la ausencia de palabras correspondientes, en lengua española utilizamos “Evaluación” tanto para designar “Assessment” como “Evaluation”. Westman (1985), sin embargo, se define “Assessment” como análisis y “Evaluation”, como evaluación de impacto.

El análisis consiste en una tarea objetiva de identificación de acciones, medición de las condiciones de base y previsión de los probables cambios de las condiciones resultantes de aquellas acciones. La evaluación se constituye en una tarea objetiva o normativa que depende de la aplicación de valores humanos, ya que incluye determinar la significación de los efectos de los impactos ambientales.

La concepción de Westman (1985) para la evaluación demuestra, en parte, tendencias del desarrollo de un proceso en el aspecto ecológico, no considerando, por tanto, los aspectos sociales.

Cox & Tait (1998) también dividieron la Estimativa de Riesgo en dos componentes, en la Análisis de Riesgo y la Evaluación de Riesgo, que están ilustradas en la Figura 1.

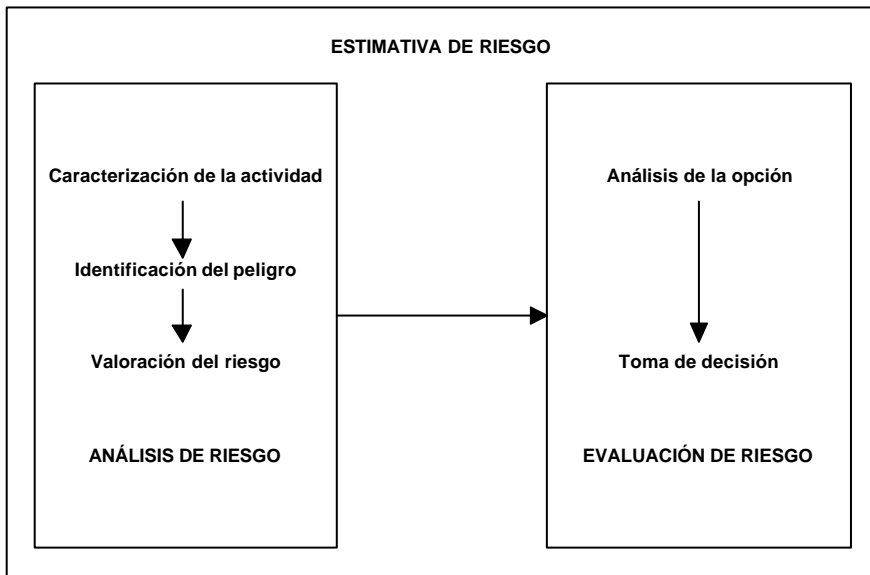


Figura 1 – Estimativa de Riesgo con sus dos componentes, Análisis de Riesgo y Evaluación de Riesgo

La primera etapa en el proceso de análisis de actividades de trabajo es la evaluación del "caminar satisfactoriamente". Durante la referida evaluación se hacen anotaciones sobre el tipo de trabajo a realizarse en cada área, la planta y los equipos a ser utilizados, así como un inventario de sustancias peligrosas para la salud, las personas responsables y otros detalles relevantes.

La segunda etapa en la estimativa de riesgos se refiere a la identificación de peligros. La institución de Ingenieros Químicos (ICChemE, 1985) definió la palabra peligro como "una situación física con potencial para causar daños a la humanidad, a las propiedades, al ambiente o a la combinación de estas.

La tercera etapa de la estimativa de riesgos está relacionada al informe de La Sociedad Real (Royal Society, 1992) que define el riesgo como " la combinación de la frecuencia o probabilidad de los acontecimientos de un peligro definido, y la magnitud de la consecuencia de lo sucedido. De la misma forma, la institución de Ingenieros Químicos (ICChemE, 1985) define

el riesgo como “la posibilidad de que un evento específico e indeseable ocurra dentro de un período específico o en circunstancias específicas. Podría también definirse como frecuencia (número de eventos específicos que ocurren en una unidad de tiempo) o probabilidad (probabilidad de un evento específico suceder a uno anterior).

La evaluación de riesgos sería simplificada si pudiéramos desarrollar una medida, expresada en términos de los dos factores usados para definirlos matemáticamente, que suministraría una representación útil del riesgo observado. Han habido algunas discusiones al respecto (Kaplan y Garick, 1981; Cox et al., 1993), pero experiencias prácticas indican que el producto de los dos factores provee una base adecuada para saber ,por lo menos, donde los problemas comunes se presentan.

El término “público”, normalmente utilizado en la documentación y literatura relativa a la evaluación de impactos ambientales puede estar sujeto a diferentes interpretaciones. Tanto puede hacer referencia a “lo popular”, como “a un conjunto de personas que asisten a un espectáculo, a una reunión...”. Lo que observamos en el desarrollo histórico de las evaluaciones, sin embargo, es que prevalece la última definición. En este sentido, el público ha sido incorporado al final del proceso tan sólo como espectador y receptor de informaciones.

Otros aspectos interesantes de la concepción de Westman residen en la inclusión en la fase de definición de objetivos y de monitoreos, fases que él denomina de pre y pos impacto, respectivamente. La primera induce a la ampliación y al mejor aprovechamiento de la discusión de los objetivos del estudio. La segunda, propicia una realimentación para la evaluación que opera, frecuentemente, con un elevado grado de incertidumbre.

PRINCIPIOS Y PROCEDIMIENTOS PARA LA REALIZACIÓN DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

En cualquier caso en que se hagan evaluaciones de impacto, el estudio debe girar en torno a cuatro puntos:

- a) Identificación causa - efecto

- b) Predicción o cálculo de los efectos y magnitud de los indicadores del impacto;
- c) Interpretación de los efectos ambientales, y
- d) Prevención de los efectos ambientales

Casi todos los estudios suelen empezar por considerar el impacto físico, pero tal consideración ha sido parcial, puesto que ocuparse de todos los factores ambientales es muy difícil por su extensión y complejidad.

Se suele llamar de vectores ambientales al aire, al agua y al suelo porque son los portadores de los efectos, derivados de ciertas causas, hacia los últimos receptores; el hombre, el biotopo y la biocenosis.

Los indicadores de impacto ambiental son los elementos o parámetros que proporcionan la medida de la magnitud del impacto, al menos en su aspecto cualitativo y también, si es posible, en el cuantitativo. La adopción de unos indicadores de impacto y su selección es un punto fundamental de estos trabajos de evaluación.

FASES DE LA EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

Las fases de evaluación propiamente dicha, presentadas por Westman (1985) siguen el tradicional proceso apuntado por otros autores, o sea, **Identificación, Previsión y Evaluación** (“evaluation”), con un enfoque más sistemático introduciendo realimentaciones y revisiones que auxilian en la reducción de las deficiencias metodológicas. Efectivamente, en la **Fase de Identificación** de los impactos, la mayor dificultad consiste en la delimitación espacial y temporal de los efectos. Eso exige un amplio análisis de la posible gama de relaciones interconectadas causando así otra dificultad que es la de mensurar los impactos y, en este caso, se procede considerando la atribución de un parámetro denominado “magnitud”. En cuanto algunos efectos son de carácter claramente cuantitativos, otros son esencialmente cualitativos, dificultando de este modo el cómputo global de los impactos.

En la **Fase de Predicción** encontramos limitaciones instrumentales. El autor sugiere cinco métodos para efectuar la predicción:

1. estudios de casos que permitan extrapolar los efectos de una acción similar sobre el mismo ecosistema u otro ecosistema semejante;
2. modelos conceptuales o cuantitativos que efectúen previsiones de las interacciones del ecosistema;
3. bioensayos de estudios de microcosmo que simulen los efectos de las perturbaciones sobre los componentes de los ecosistemas bajo condiciones controladas;
4. estudios experimentales de perturbaciones en campo, que evidencien respuestas de procesos en parcelas de áreas propuestas para el proyecto;
5. consideraciones teóricas que propicien la predicción de los efectos a partir de la teoría ecológica vigente.

La aplicación de estos métodos, sin embargo, se muestra también limitada por la propia dificultad de prever la evolución de sistemas complejos, como los ecosistemas. El cálculo de probabilidad, asociado a la predicción, está también comprometido por la ausencia de observaciones anteriores, pero la incorporación de diferentes profesionales en esta etapa puede reducir esta deficiencia.

En la **Fase de Evaluación** (“evaluation”) se atribuyen normalmente a los efectos, parámetros de importancia o significado que incluyen una evaluación subjetiva o normativa.

La Figura 2 presenta una serie de ventajas en relación a otras conceptualizaciones, en lo que atañe a la incorporación del público en varias etapas de la evaluación. Esta tendencia es la observada en varios países de Europa y América.

Es preciso destacar que las limitaciones indicadas para los impactos ecológicos se tornan más evidentes cuando se trata de impactos sociales. La *Identificación*, así como la *Previsión* y la *Evaluación* de la dinámica social, desencadenadas por una acción o proyecto, está sujeta a aspectos de carácter económico, cultural y psicológico de compleja comprensión.

Con el objetivo de mostrar la dinámica espacio-temporal han sido introducidas clasificaciones de impacto ambiental como "Impacto directo o primario e indirecto o secundario", "Impacto de corto o largo plazo", "Impacto reversible o irreversible", "Impacto acumulativo y sinérgico", entre otras. Todo el esfuerzo clasificatorio tiene como sentido crear las condiciones de operación, para después realizar la evaluación propiamente dicha. Esos impactos, que tanto pueden ser positivos como negativos, son normalmente identificados y, posteriormente, cuantificados.

Varios aspectos incluyen juicio de valor que puede tener carácter personal. Muchas veces la importancia de un ecosistema es expresada en términos éticos y no con significado económico. Hay cuestiones que indiscutiblemente son significativas, como pérdida de usos futuros por el hombre, pérdida de la variabilidad genética, reducción de la biodiversidad, reducción de la producción primaria. Este último aspecto es de enorme significado porque es la base de toda la cadena alimentaria (Longley, 1979).

La percepción pública de valores ambientales y de su influencia en el proceso de evaluación puede ser caracterizada por aspectos como los temas que el público cuestiona, en término ambiental, respecto a la salud y a la seguridad humana; a la importancia de la pérdida de especies y sus productos de importancia comercial; de especies de importancia estética o recreativa (pesca, caza) independiente de su significado comercial. Hay también, en la sociedad, grupos especialmente interesados en especies raras o en extinción. El público, muchas veces, se preocupa con impactos sobre el hábitat de especies que juzga importantes. Éste debe ser llevado a comprender el desequilibrio sobre el número de especies o hábitat, según un contexto local, regional o nacional.

Todas estas cuestiones llevan a un único objetivo: contribuir para la toma de decisiones sobre un determinado proyecto, o sea, si los efectos por él introducidos son significativos o no sobre los ecosistemas, si serán o no aceptables por la sociedad, qué beneficios y qué daños sociales y económicos dicha sociedad tendrá con su implementación (Beanlands y Duinker, 1983).

Pré-Impacto

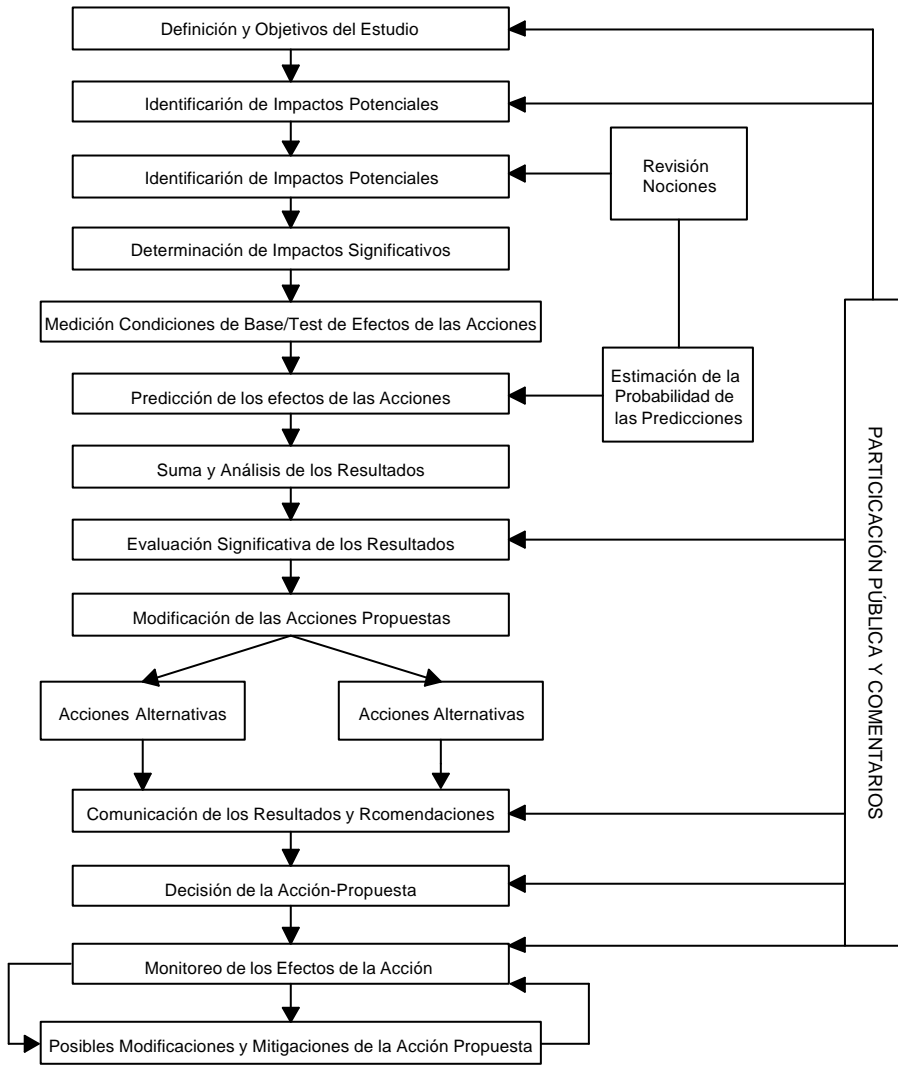


Figura 2 – Fases de la evaluación de impactos ambientales (Westman, op cite)

APLICACIÓN DE LOS MÉTODOS DE EVALUACIÓN EN LOS ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL

La aplicación de los métodos científicos de evaluación en los «Estudios de Impactos Ambientales» (EIA) fue muchas veces cuestionada. Por más que se busque utilizar métodos científicos, las decisiones tomadas con base en EIA serán, muchas veces, fundamentadas en juicios subjetivos que incluyen valores, sensibilidad, convicciones, prejuicios y, naturalmente, verdades científicas (Matthews, 1975).

Así, Schindler (1976) pensaba que las investigaciones relacionadas al EIA amenazaban la credibilidad de las ciencias ambientales. No se pueden ignorar las bases socio-políticas del EIA. Sin embargo, la inexperiencia de muchos para trabajar con abordajes interdisciplinarios puede llevar a creer, erróneamente, que apenas obteniéndose la información científica correcta es que llegaremos a la solución correcta (Efford, 1976).

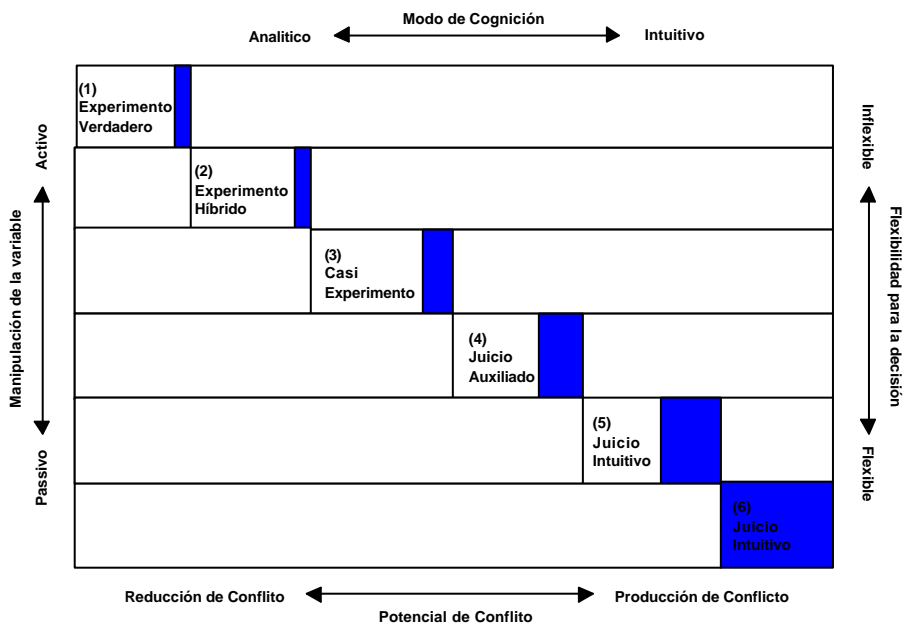
Está claramente aceptado que solamente los abordajes científicos del EIA no garantizan la solución de problemas, pues ellos pueden tener una base mucho más social, cultural y económica que científica. Para Hammond (1978), la mayoría de los problemas ambientales es muy compleja, incluyendo riesgos tan imprevisibles que la comunidad científica no consigue llegar a un consenso sobre qué auxilio debe ser dado a los que tienen la responsabilidad de las decisiones.

Rosemberg et al. (1981) observaron numerosas áreas en las cuales los estudios de evaluación deberían ser sustancialmente ampliados para alcanzar un grado aceptable de credibilidad científica.

La Figura 3 permite, según Beanlands y Duinker (1983), colocar la función de la ciencia en el EIA en su contexto socio-político apropiado.

El abordaje experimental clásico, a través del modo científico, es presentado por el cuadrado 1, que incluye metodologías reconocidas y control de las variables. Sus resultados, en general, no son la base de los conflictos, así como también no permiten resolver gran parte de los problemas socio-económicos. En el otro extremo, el cuadrado 6, presenta el pensamiento

casi racional que caracteriza nuestro comportamiento. Éste incluye una base de incertidumbre al no manipularse las variables o al no usar controles estadísticos, o usar reglas lógicas inconscientes nunca explicitadas. La mejor alternativa, en ese gran intervalo de procesos, es el uso configurado por el cuadrado 4, como base para la toma de decisiones en el EIA.




- (1) Experimento verdadero: físico y químico;
 - (2) Experimento híbrido, método estadístico;
 - (3) Casi experimento;
 - (4) Juicio auxiliado;
 - (5) Juicio intuitivo, datos conocidos;
 - (6) Juicio intuitivo, datos desconocidos.
-  Área sombreada corresponde a la cubierta del proceso

Figura 3 – Modo de Indagación (Según Beanlands y Duinker, 1983)

Discutiendo la cuestión de cómo un compromiso se puede colocar entre el nivel subjetivo del juicio de valor y el nivel objetivo del abordaje científico, Bearlands y Duinker (1983), sugirieron que eso ocurre debido a la interrelación de varias ciencias en las prácticas del EIA. Así, según los autores, podemos concebir la siguiente secuencia:

1. Impactos considerados como socialmente importantes;
2. Decisión sociopolítica exigida;
3. Cuestiones técnicas presentadas;
4. Respuestas científicas ensayadas.

En esta secuencia se verifica que hay una progresiva sustitución de juicio de valor por cuestiones técnicas y científicas.

La necesidad del desarrollo de una base ecológica amplia para el EIA se debe a las ventajas presentadas por los experimentos, tanto en laboratorios como en campo, así como los beneficios de los ejercicios de modelados, tanto para verificar conceptos como para efectuar previsiones. Holling (1978) mostró que hay gran variabilidad en la mayoría de los procesos biológicos en términos de tiempo y espacio; que hay necesidad de dar atención a eventos estocásticos y considerar el análisis de riesgos; y que es inútil intentar prevenir cambios por medio de relevamientos faunísticos y florísticos.

El aspecto central del EIA es mostrar el significado de una alteración introducida en el ambiente por un determinado proyecto. Así, aunque pudiésemos encarar esa alteración bajo perspectivas técnicas, conceptuales o filosóficas, siempre habrá un juicio sobre la significación del mismo, además de la dificultad natural, siempre presente y con efectos estocásticos.

La comunidad científica ha reducido el significado del impacto ambiental a cuatro conceptos básicos:

1. Significado estadístico;
2. Consenso ecológico;

3. Importancia social;

4. Implicaciones para el proyecto;

Los estudios permiten también evaluar el distanciamiento de las condiciones naturales, lo que significa que ellas sean previamente conocidas. Hay un consenso en relación a que lo importante es conocer las tendencias ambientales que podrían estar unidas a un proyecto y no apenas desvíos de corta duración fuera de límites históricamente definidos (Beanlands y Duinker, 1983). Los impactos deben ser evaluados contra un cuadro de fondo, un escenario que muestre la tendencia de variables potencialmente afectadas por el proyecto.

El abordaje estadístico es de gran importancia en la interpretación del significado de las alteraciones introducidas por el hombre. Sin embargo, la interpretación estadística puede ignorar aspectos sociales del impacto, especialmente la función que la evaluación debe desempeñar en el planeamiento del proyecto y en la toma de decisiones. La cuestión más compleja, en términos de EIA, es la estructuración de un consenso. Mediante un abordaje estrictamente ecológico es mucho más difícil llegar a un acuerdo sobre el grado y, aun, sobre lo que es un impacto ambiental. Varios abordajes han sido intentados como: reducción de la biodiversidad; pérdida de estabilidad del ecosistema; excesos de los límites de tolerancia y reducción de la capacidad de asimilación para evaluar un impacto.

BIBLIOGRAFÍA

ALMEIDA, J.R. Avaliação de Impactos Ambientais. In: I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais. Rio de Janeiro, BNDES, (2): 1065 - 1075, 1994.

BATTELLE INSTITUTE *The Selection of Projects for Environmental Impact Evaluation*, Bruselas, Com. European Communities, 1978.

BEANLANDS, G.E. & DUINKER, P.N. *An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada*. Institute for Resource and Environmental Studies Dalhousie Univ., Halifax, Nova Scotia. ISB 0-7703-0460-5, 1983.

- BOLEA, M.T.E.** *Las Evaluaciones de Impacto Ambiental*. Madrid, Cuadernos CIFCA, 1980.
- BOLEA, M.T.E.** *Evaluación del Impacto Ambiental*. Madrid, Fundación MAP-FRE, 1984.
- COX S., TAIT R.** *Safety, reliability and risk management*. Butterworth Heinemann (2rd ed.). Woburn, 1998.
- COX, T. & COX, S. J.** *Psychosocial and Organizational Hazards: Monitoring and Control*. European series in Occupational Health No. 5, World Health Organization, 1993.
- DOE** (U.S. Department of Energy) *Draft Reclamation Program Plan for Site Characterization*, DOE/RW-0244, Washington, DC: Office of Civilian Radioactive Waste Management. ACC: NNA.19890717.0031, 1989.
- EFFORD, I.E.** *Problems Associated With Environmental Impact Studies in Canada*. In: Sherma, R.K.: Buffington, J.D. & McFaden, J.T. (Eds), Proc., *Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts*. NR-CONF-002, V.S. Nuclear Regulatory Commission, pg. 23 - 41, 1976.
- GLASSON, J., THERIVEL R. & Chadwick A.** *Introduction to Environmental Impact Assessment (3rd ed.)*. London, Routledge, 2005.
- HAMMOND, K.R.** *Toward Increasing Competence of Thought in Public Policy Formation*. In: *Judgement an Decision in Public Formation*. In: Hammond, K.R. (Ed.) Boulder (Colorado), Westview Press, pg. 11 - 32, 1978.
- HOLLING, C.S.** *Adaptative Environmental Assessment and Management, nº 3. Int. Ser. On Applied System Analysis*. Int. Inst. Applied System Analysis, John Willey & Sons Chichester, 1978.
- IChemE** *Nomenclature for Hazard and Risk Assessment in the Process Industries*. Institution of Chemical Engineers, 1985
- KAPLAN, S. & GARICK, B. J.** *On the quantitative definition of risk*. Risk Analysis 1(11), 1981.

- LONGLEY, S.L.** *An Environmental Impact Assessment Procedure Emphasizing Changes in the Organization and Function of Ecological Systems.* In: *Proc. Ecol. Dam. Assess. Conf.* Society of Petroleum Industry Biologists. Los Angeles, Calif., p. 355 – 376, 1979.
- MATTHEWS, W.H.** *Objective and Subjective Judgements in Environmental Impact Analysis.* *Environ. Conserv.* 2: 121 – 131, 1975.
- MOREIRA, D. I.** *Vocabulário Básico de Meio ambiente.* Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. p.33. 1990.
- MOREIRA, I. V. D.** *Avaliação de impacto ambiental – instrumento de gestão.* CADERNOS FUNDAP, São Paulo, n. 16, Ano 9, 54-63, 1989.
- MUNN, R.E. (Ed)** *Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures.* SCOPE, Report nº 5, UNESCO, 1979.
- PNUMA.** *“Principles directeurs pour l’ evaluation de l’impact sur l’environment des industries et critères environnementaux de leur implantation”* Serie industria y medio ambiente. Volumen 1.1978.
- ROSEMBERG, D.M., RESH, V.H., BALLING, S.S., BARNBY, M.A., COLLINS, J.N., DURBIN, D.V., FLUMM, T.S., HART, D.D., LAMBERTI, G.A., McELRAVY, E.P, WOOD, J.R., BLANCK, T.E., SCHULTZ, D.M., MARRIN, D.L. & PRICE, D.G.** *Recent Trends in Environmental Impact.* *J. Can. Sci. Hab. Aquatic,* 38 (5): 591 – 624, 1981.
- ROYAL SOCIETY** *Risk: Analysis, Perception and Management.* The Royal Society, London, 1992.
- SCHINDLER, D.W.** *The Impact Statement Boondoggle.* *Science.* 192:509, 1976.
- UNECE** (United Nations Economic Commission for Europe) *Policies and Systems of Environmental Impact Assessment.* United Nations, New York, 1991.
- WESTMAN, W.E** *Ecology, Impact Assessment and Environmental Planning.* New York, Wiley Interesc. Pibl. , 1985.

POLÍTICA DE MEDIO AMBIENTE E INSTRUCCIONES NORMATIVAS

.....

ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE POLÍTICA DE MEDIO AMBIENTE

Este punto trae el tema de los procedimientos, es decir, el marco legal e institucional en que deben apoyarse los estudios de evaluación de impactos ambientales. Ello es fundamental porque será difícil obtener resultados eficaces y positivos si no hay una ley general del medio ambiente (una ley de bases) que fije los objetivos de política ambiental y que instrumente las medidas y acciones a llevar a cabo por instituciones o entidades concretas, dotándolas de los medios económicos y humanos necesarios.

Los procedimientos administrativos; los mandatos legales; la determinación de quien deba ser el promotor de estos estudios; los objetivos que debe trazar el planificador; las responsabilidades que corresponde a cada uno en el enjuiciamiento de los resultados de estas evaluaciones; las decisiones del ejecutivo; el alcance de los estudios; el momento de su ejecución, etc., son todos puntos muy importantes.

En el Brasil, como el instrumento de Política Nacional de Medio Ambiente es herramienta esencial para la licencia ambiental, la Ley 6938/81, en su artículo 2º, inciso III, instituyó la evaluación de impactos ambientales. Con el desarrollo de los estudios de licencia se constató que los órganos ambientales, por mejor equipados que fuesen, no tendrían condiciones de proceder a los estudios de evaluación de impactos ambientales de ciertas actividades y de proyectos de gran porte. Así surgió la necesidad de que estos estudios fuesen sintetizados en un documento especial. El documento síntesis fue denominado, en el sistema de licencia de actividades contaminantes del Estado de Rio de Janeiro (Deliberación CECA 3, de 28/12/1977), de "Informe de Influencia del Medio Ambiente" (RIMA), actualmente denominado como «Informe de Impacto Ambiental».

La realización de los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) y la presentación del Informe de Impacto Ambiental fueron reglamentadas en el ámbito federal por la Resolución CONAMA 001, de 23/01/1986. El órgano federal de control ambiental aprovechó la experiencia del Estado de Rio de Janeiro, en cuestiones de licencia ambiental, manteniendo la sigla ya consagrada -RIMA-, a pesar de no corresponder al nombre oficial del documento establecido en ámbito nacional.

En dicha resolución, se considera "Impacto Ambiental" cualquier alteración de las propiedades físicas, químicas y biológicas del medio ambiente, causada por cualquier forma de materia o energía resultante de las actividades humanas que, directa o indirectamente, afecten la salud, la seguridad y el bienestar de la población; las actividades sociales y económicas; la biota; las condiciones estéticas y sanitarias del medio ambiente y la calidad de los recursos ambientales" (Art. 1º).

Los proyectos sujetos a aprobación y licencia necesitan de estudios de impactos ambientales, donde las actividades específicas deben constar en el artículo 2º de la referida resolución como a continuación:

a) Proyectos de desarrollo urbano, planes territoriales y gestión de recursos naturales:

- Localización de nuevas ciudades
- Extensión de áreas urbanas;
- Trazado de autopistas y carreteras;
- Trazado de ferrocarriles;
- Puertos y terminales de minerales, petróleo y productos químicos;
- Aeropuertos
- Oleoductos, gasoductos, mineroductos;
- Emisarios de desagüe sanitario;
- Trazado de líneas de transmisión de energía eléctrica superior a 230 Kw;
- Obras hidráulicas para explotación de recursos hídricos tales como represa para fines energéticos, superior a 10 Mw.

– Obras de saneamiento o de irrigación, rectificación de cursos de agua, construcción de diques y desembocaduras;

– Proyectos urbanísticos superiores a 100 hectáreas o en áreas consideradas de relevante interés ambiental, a criterio del IBAMA (Instituto Brasileño de Medio Ambiente), o de órganos municipales o estatales competentes;

b) Proyectos de desarrollo industrial y agroindustrial:

– Extracción de combustible fósil (petróleo, esquisto, carbón);

– Extracción de minerales definidos en el Código de Minería;

– Procesamiento y destino final de residuos tóxicos o peligrosos;

– Usinas de producción de electricidad, cualquiera que sea la fuente de energía primaria, superior a 10 Mw ;

– Complejos y unidades industriales (petroquímicos, siderúrgicos, cloroquímicos, destilerías de alcohol, hulla) y agroindustriales como extracción y cultivo de recursos hidrobiológicos;

– Distritos industriales y zonas estrictamente industriales (ZEI);

– Explotación económica de madera o de leña, en áreas superiores a 100 hectáreas o menores, cuando éstas alcancen áreas significativas en términos porcentuales o de importancia ambiental;

– Cualquier actividad que utilice carbón vegetal en cantidad superior a 10 ton/día.

La autorización de actividades que, por ley, sean de competencia federal (Art. 3º), dependerá también de la elaboración del EIA/RIMA, a ser sometido a la aprobación del IBAMA. Cabe mencionar el Art. 4º que dice: “Los órganos sectoriales (nivel estadual) del SISNAMA (Sistema Nacional de Medio Ambiente) deberán compatibilizar los procesos de autorización con las etapas de planificación de las actividades que modifican el ambiente”.

INSTRUCCIÓN NORMATIVA PARA LA CONDUCCIÓN DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTOS AMBIENTALES

El “Término de Referencia”, es el instrumento orientado para el plan de Control Ambiental en la elaboración de cualquier tipo de Estudio Ambiental: EIA/ RIMA, PCA (Plan de Control Ambiental), RCA (Informe de Control Ambiental), PRAD (Plan de Recuperación de Áreas Degradadas), Plan de Monitoreo y otros, en Brasil.

En algunos casos, debido a las deficiencias de infraestructuras y al reducido número de personal especializado, el órgano de Medio Ambiente solicita que el empresario elabore el Término de Referencia, reservándose apenas el papel de juzgarlo y aprobarlo. En otros casos, con la finalidad de agilizar el proceso de autorización ambiental, el empresario se adelanta presentando, en la solicitud de licencia, la propuesta del Término de Referencia. Ese término, bien elaborado, es uno de los pasos fundamentales para que un estudio de impacto ambiental alcance la calidad esperada.

Para que se pueda atender a los respectivos “Términos de Referencia”, el empresario deberá:

- Mediante observación de los documentos, utilizar cualquier metodología de abordaje de acuerdo con la literatura nacional y/o internacional sobre el tema;
- Someter, a apreciación y explicación por el equipo responsable, las metodologías generales y específicas del trabajo en plazo a ser estipulado por el órgano especializado. Además de las metodologías, también deberán estar bien claras las intenciones entre las diversas actividades y el cronograma físico de ejecución de los trabajos;
- Presentar el referido estudio en dos versiones básicas: Integral- EIA (destinada a la utilización de los referidos órganos) y síntesis, RIMA (destinada a la consulta pública).

La conducción de los estudios deberá ser realizada a través del programa detallado. Éste podrá aumentar la cantidad de items considerados necesarios por el órgano ambiental en función de las necesidades específicas del proyecto, teniendo en vista las características de la inversión y de la ubicación propuesta, así como el nivel de infraestructura necesaria para su implantación y operación.

Los referidos estudios deberán contener, básicamente:

1. *Dimensión del problema a ser estudiado* – Se refiere al conocimiento de la actividad a ser implantada en función de sus características tecnológicas y de ubicación; de los recursos tecnológicos y financieros disponibles para controlar sus efectos; del contexto socioeconómico; de los objetivos de la política del uso y ocupación del suelo, de la legislación en vigor. Una de las mayores dificultades en la realización de un estudio, es dimensionar el objeto a ser estudiado de forma que puedan obtenerse los parámetros que deben orientar su conducción (o sea, escoger el método y estrategias adecuados); la selección de las informaciones; la identificación de las alternativas viables a las propuestas presentadas por el responsable del emprendimiento o el inversor.

2. *Descripción general* – Identificación del responsable del proyecto; objetivos; identificación del lugar preferencial para la instalación y justificación del proyecto;

3. *Descripción técnica* – Especificación de las tecnologías de implementación del proyecto: en la implantación y operación; alternativas tecnológicas para el comienzo; área propuesta para implantación; alternativas del lugar; gastos; infraestructura necesaria para implantación y operación;

4. *Planes gubernamentales co-localizados* – Deberá ser presentada una lista general de los planes y programas gubernamentales que se desarrollan o están propuestos para la región, identificando la acción propuesta por el responsable del emprendimiento con los mismos;

5. *Legislación referente a los recursos naturales, ambientales, al uso y ocupación del suelo* – Legislación ambiental actualizada aplicada al proyecto;

6. *Áreas de estudio: Áreas de influencia directa e indirecta* – Se consideran áreas de estudios los sistemas naturales, sociales y económicos sujetos a los impactos directos e indirectos de la implantación y operación del proyecto. La marcación de esas áreas es función de las características físicas, biológicas y socioeconómicas de los sistemas a ser estudiados, de las características del proyecto y de sus acciones; de la forma de desechar sus materiales desechables, incluyéndose los lugares susceptibles de ser impactados accidentalmente. La marcación del área de influencia directa e indirecta del proyecto y el plan o programa propuesto y sus alternativas, constituyen los aspectos más discutidos en la

realización de estudios ambientales, tanto desde el punto de vista conceptual como operacional;

7. *Diagnóstico ambiental de los medios físicos, bióticos y socioeconómicos* –Caracterización detallada y actualizada de la situación ambiental de los sistemas físicos, biológicos y socioeconómicos de las áreas de influencia, previamente delimitadas, antes de la implantación del proyecto;

8. *Identificación y evaluación de los impactos ambientales ocurridos desde la implantación y operación del proyecto* – Los impactos deberán ser identificados y evaluados de acuerdo con la(s) metodología(s) de la literatura nacional y/o internacional, adoptada(s) por el equipo responsable por los estudios, incluyendo pronósticos realizados en las áreas de influencia y estudios referentes a la viabilidad del emprendimiento (ver ítem Métodos y Técnicas de Análisis y Evaluación de Impactos Ambientales). Deberán ser mencionados, también, las alteraciones ambientales ocurridas de acuerdo a las diversas alternativas previstas y los estudios de los costos ambientales y beneficios socio-económicos como consecuencia de la implantación y operación del proyecto.

9. *Programas y planes ambientales* –Deberán constar los programas y planes de gerenciamiento/monitoreo de las acciones direccionadas hacia la protección ambiental y de minimización de los impactos negativos provocados por las distintas partes del proyecto (incluyendo programas y planes estratégicos para aumentar los impactos positivos identificados).

10. *Referencias bibliográficas* –Deberá constar toda la bibliografía utilizada en la elaboración de los estudios;

11. *RIMA (Relatorio de Impactos Ambientales)* –Deberá contener todas las informaciones técnicas descritas en el EIA, en lenguaje accesible al público, ilustradas por mapas con escalas adecuadas, cuadros y demás técnicas de comunicación visual, de modo que las posibles consecuencias ambientales del proyecto puedan ser perfectamente comprendidas. Es importante que estén claras también, en términos de comparación, las ventajas y desventajas de las alternativas propuestas, destacándose la hipótesis posible de que el proyecto no sea implantado.

Los estudios en cuestión deben desarrollar un conjunto de actividades, ya descritas anteriormente, en cierto orden para efecto de presentación, no necesitando que se realicen precisamente en ese orden. De hecho, algunas de estas actividades son interdependientes y otras se procesan a lo largo de todo el estudio, pudiendo ser mejoradas a medida que los trabajos se desarrollen.

Una de las primeras actividades multidisciplinarias más importantes del EIA/RIMA, después de las descripciones del proyecto y de los planes gubernamentales, es la delimitación de las áreas de influencia del mismo, para que se pueda tomar conocimiento de la legislación ambiental a ser aplicada y todo el diagnóstico actualizado. Esto significa conocer los componentes ambientales y sus interacciones, caracterizando así la situación ambiental de esas áreas antes de la implantación del proyecto. Lo más importante de eso es que estos resultados servirán de base para la ejecución de las demás actividades.

Otra cuestión importante a ser comentada es la disponibilidad y organización de datos necesarios. Informaciones cartográficas actualizadas, referentes a los medios físicos, biológicos y socioeconómicos, son, muchas veces, difíciles de obtenerse (principalmente cuando esos datos se refieren a regiones poco estudiadas y/o a bibliotecas y centros de información de los órganos de instituciones gubernamentales locales, que no presentan una infraestructura adecuada). Puede ocurrir también la dispersión de ese material en instituciones diferentes y, en general, que después de trabajado y almacenado de acuerdo con los objetivos específicos de esas instituciones, dificulte el procesamiento de los datos de los respectivos proyectos a ser realizados.

Al no existir un conjunto de informaciones ideales disponibles para la elaboración de los estudios, como los trabajos de campo, relevamientos fotográficos, mapeos y recolección de materiales o de datos, la aplicación de cuestionarios y entrevistas son exigidos para completar los mismos.

Algunos componentes ambientales pueden ser descriptos a través de datos numéricos, mientras que otros solamente pueden ser expresados por datos cualitativos de naturaleza subjetiva. Esto hace que la realización de los estudios de diagnóstico ambiental presente dificultades relativas a la determinación de las acciones integradas de esos componentes. Además de la dinámica de los sistemas ambientales, los estudios deben contemplar también los problemas de cambios cíclicos de ciertos factores.

A partir del conocimiento de la propuesta y sus alternativas y del diagnóstico ambiental de las áreas de influencia de los respectivos proyectos, se desarrolla la actividad que consiste en la identificación de los impactos que serán objeto de investigaciones más detalladas. Esta identificación es una tarea compleja debido a la enorme variedad de impactos y sus consecuencias, que pueden ser producidas por innumerables tipos de proyectos y acciones correspondientes en diferentes sistemas ambientales.

El EIA debe ser realizado paralelamente a la evaluación de la viabilidad económica del proyecto. Debe ser iniciado por un diagnóstico ambiental, seguido de una evaluación de los efectos del proyecto sobre el “escenario ambiental” identificado; o sea, se debe verificar la viabilidad del ambiente para recibir el proyecto.

Al evaluar los posibles efectos de cada acción, identificada en el proyecto sobre el ambiente, podemos adoptar los siguientes criterios:

1. Magnitud – es la severidad del impacto, reversible o irreversible. Si es reversible, ¿Cuál es el porcentaje de recuperación o de adaptación de un área impactada? ¿El impacto impide el uso del área para otros fines?
2. Extensión – es la extensión en la cual el impacto puede, eventualmente, extenderse de forma acumulativa por intermedio de una red de conexiones conjuntas. Aunque cada etapa aislada, en general, pueda representar determinados aspectos de pequeña importancia, su conjunto representa un efecto altamente significativo.
3. Duración y frecuencia - ¿El efecto será de larga o corta duración? ¿Será constante o intermitente? Si fuese intermitente, ¿hay posibilidad de ocurrir recuperación ambiental en los períodos inactivos?
4. Riesgos – es la probabilidad de ocurrencia de efectos ambientales significativos.
5. Importancia – es el valor atribuido a una determinada área, en su estado anterior al inicio del proyecto.
6. Mitigación – es la solución tecnológica disponible, para reducir los efectos de un proyecto.
7. Efectividad/relevancia – A. Sin efecto – cuando una determinada actividad de un proyecto (o aun todo el proyecto) no tenga efectos sobre un área o sobre un ambiente.

B. En efecto- cuando los efectos ambientales adversos son conocidos pero no son considerados como significativos – es una decisión que debe ser obtenida mediante consultas a especialistas o a órganos de control ambiental.

C. Con efectos de significado desconocido – pueden existir etapas o procesos de los cuales todavía no tenemos condición técnico-científica para conocer sus posibles efectos ambientales. En este caso, la actividad será considerada como de significado desconocido. Ese desconocimiento puede ocurrir por la falta de información científica, por la peculiaridad del problema, dificultades técnicas, o falta de personas preparadas para hacer una evaluación correcta.

D. Con efectos significativos - son efectos para los cuales existen condiciones efectivas de evaluar su significado y de que éste sea relevante.

Para la implantación de un proyecto podemos determinar tres etapas:

1. Investigaciones sobre la ubicación y preparación del mismo (Etapa de anteproyecto);
2. Etapa de Construcción;
3. Etapa de Operación y manutención.

Vamos a indicar de modo genérico, a continuación, actividades relacionadas a cada una de esas etapas:

I - ETAPA DE ANTEPROYECTO

La etapa de anteproyecto tiene un período de investigaciones iniciales (superficiales e intensivas); de identificación de los lugares históricos y/o de aspectos ambientales, culturales y económicos. En esta etapa, la consulta a órganos oficiales, bibliotecas e institutos de investigaciones es de fundamental importancia.

Se debe evaluar la infraestructura de servicios públicos y comunitarios, tales como, electricidad, rutas, estructuras habitacionales, transportes, recolección de basura, depósito y tratamiento de residuos y de control policial de seguridad.

Se deben considerar cuestiones como las siguientes:

1. Vías de acceso al lugar del proyecto: Tipos, tráfico, características de las áreas cortadas por las rutas; proximidad de áreas residenciales; ruido; polvo;
2. Preparación del lugar: Actividades relacionadas con el “lay-out” físico de las construcciones, incluyendo limpieza del terreno; modificación al ecosistema, a residentes y al tráfico local;
3. Suelo: Características del suelo; área urbana; rural; ruidos; polvo; erosión, desplazamiento de tierras por lluvias;
4. Testes hidrológicos: Características de los ríos y de otros cuerpos de agua; profundidad; flujo de los ríos; localización y profundidad de pozos;
5. Evaluación ambiental: evaluación de las condiciones de la calidad del aire, del suelo, de las comunidades animales y vegetales, de la actividad agropecuaria y del cultivo en el agua;
6. Limpieza del terreno, incluyendo también la operación de equipamientos pesados; clima (vientos, lluvias); aislamiento de la región; modificaciones en el hábitat; efectos sobre los cuerpos hídricos; tipos de vegetación;
7. Quema de materiales al aire libre: riesgos de incendio; equipamientos y sistema de combate a incendios; efectos sobre el suelo; efectos sobre la biota; vulnerabilidad de las áreas vecinas; interferencia con actividades locales (por ejemplo, aeropuertos);
8. Excavaciones: extensión y profundidad, efectos sobre la topografía, efectos sobre el tráfico local; efectos sobre el depósito freático, efectos sobre los drenajes superficiales;
9. Drenajes: Aumento de las alteraciones (volumen del agua retirada o introducida); sensibilidad del cuerpo hídrico receptor al aumento de la turbidez y sedimentación; usos locales de agua de superficie y subterránea; hábitats acuáticos;
10. Cruce de ríos y lagos: pasaje de embarcaciones, puentes, flujo, estructuras existentes; usos de cuerpos hídricos (pesca, desove, migración, origen de especies, recreación);

11. Equipamientos: Excavaciones, remoción de rocas, limpieza, terraplenado; producción de asfalto; trituración de piedras; demoliciones; combustible; transporte de trabajadores; automóviles; servicios médicos; efectos sobre el tráfico local; duración; contaminación del aire;

12. Control de plagas: Uso de herbicidas, honguicidas, insecticidas, acaricidas, raticidas; características y toxicidad; sistemas ecológicos afectados; extensión del área tratada; drenaje; vientos; almacenamiento de los productos químicos; destino de los embalajes;

13. Servicios auxiliares: Residencias; basuras; depósito de tratamiento sanitario; agua potable; electricidad; contaminación del agua y del suelo; emisiones atmosféricas;

14. Depósito de residuos y/o recuperación: Relación con servicios municipales; capacidad del medio ambiente de recibir, diluir, inactivar los residuos; efectos ecotóxicológicos; interferencias climáticas;

15. Almacenamiento: Almacenamiento de equipamientos y productos químicos; riesgos; accidentes.

II - ETAPA DE CONSTRUCCIÓN

En la etapa de construcción de un proyecto puede ocurrir una enorme variedad de actividades, de las cuales se citan las principales:

16. Vías de acceso– transporte de equipamientos; efectos sobre áreas residenciales; la vegetación; áreas protegidas; parajes históricos;

17. Limpieza del terreno (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

18. Excavaciones (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

19. Explosiones y perforaciones: duración, frecuencia, efectos sobre áreas protegidas, sobre poblaciones de animales;

20. Demoliciones: proximidad, efectos sobre áreas residenciales, escuelas y/u hospitales próximos; polvo; ruidos; destino del material demolido; valor histórico de los edificios a ser demolidos;

21. Construcciones de túneles, galerías; influencia sobre el agua subterránea, fallas geológicas, efectos sobre el uso del suelo; disposición del material excavado;
22. Reubicaciones: mudanzas de lugar de las industrias, de residentes del lugar del proyecto para otro lugar; efectos sobre la comunidad (transporte, costo de vida, saneamiento básico);
23. Erosión del suelo: por medios físicos o químicos; toxicidad de los productos químicos; efectos sobre la biota;
24. Cruce de ríos y lagos (ver ETAPA ANTEPROYECTO);
25. Dragado y rectificaciones de cursos de agua: extensión; periodicidad; efecto sobre la biota; efecto sobre el uso del agua; ruidos; disposición del material dragado; efectos provocados por la disposición del material dragado;
26. Revestimiento de canales: modificaciones en el afluente; transporte y depósito de sedimentos; efectos sobre el hábitat;
27. Represas: efectos ecológicos; microclimático; efectos sobre el tráfico; inundaciones; sedimentación de las cuencas; cambios de la calidad y cantidad del agua subterránea;
28. Muelles y Puertos: tamaño; efectos sobre el hábitat; erosión; sedimentación; efectos sobre los usos de la región costera;
29. Construcciones en alta mar: tratamiento de efluentes; accidentes; preparación de personas especializadas; riesgos ambientales; resistencia de las estructuras a riesgos; uso de hidrovías; efectos sobre el ecosistema; efectos sobre la navegación;
30. Equipamientos (ver ETAPA ANTEPROYECTO);
31. Control de plagas (ver ETAPA ANTEPROYECTO);
32. Servicios (ver ETAPA ANTEPROYECTO);
33. Esfuerzo de trabajo: población local; interferencia social y económica en el local de actividades de recreación; duración de los empleos; salario; perturbaciones a los ecosistemas; riesgos de incendios;

34. Depósito de residuos: calidad de los compartimientos ambientales que recibirán los residuos, posibilidad de venta y reutilización;

35. Almacenamiento (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

36. Preparación de locales apropiados para recibir un determinado proyecto; aislamiento del local; condiciones climáticas; duración del proyecto; previsiones futuras;

37. Reorganización de lugares: paisajismo, introducción de especies nativas, reforestamiento;

38. Servicios auxiliares: líneas de alta tensión; vías de tránsito; líneas telefónicas; iluminación; efectos ambientales; riesgos, accidentes.

III - ETAPA DE OPERACIÓN

39. Deforestamiento: método de talado; extensión; erosión de las áreas deforestadas; efecto sobre áreas vecinas;

40. Excavaciones (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

41. Explosiones y perforaciones (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

42. Rectificaciones de cursos de agua (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

43. Operación de equipamientos: energía eléctrica necesaria; emisión de contaminantes; ruidos; cinturón verde;

44. Fallas operacionales: riesgos; planes de contingencia; soporte hospitalario; transporte;

45. Necesidad energética: de energía disponible; períodos de demanda; eficiencia de uso; conservación de energía; accidentes;

46. Producción de energía a través del uso de combustibles fósiles, nuclear o hídrico; tipo y cantidad de fluidos gaseosos y líquidos; factores climáticos; ambiente receptor; ruidos; reciclaje; enfriamiento; efectos sobre los ecosistemas; riesgos a la comunidad humana;

47. Transportes (vehículos automotores, navíos, aviones): ruidos, emisiones, frecuencia, usos del suelo, inducción al crecimiento comercial y urbano, vías de acceso;

48. Servicios auxiliares: sistema de tratamiento y distribución del agua potable; sistema de recolección y tratamiento de fluidos; sistema de recolección y depósito de residuos sólidos, emisiones atmosféricas, incineradores; sistemas de combate y de contención de desbordes; planes de contingencia, calidad; capacidad del ambiente receptor; residuos especiales; efectos microclimáticos;

49. Almacenamiento (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

50. Vaciado y accidentes: tipos y cantidad de materiales almacenados; planes de contingencia; programas de inspección; naturaleza de la actividad en el área de almacenamiento; uso del suelo en las áreas adyacentes y de almacenamiento;

51. Explosiones: posibilidad de que ocurra en los equipamientos; material almacenado; transporte;

52. Control de plagas (ver ETAPA ANTEPROYECTO);

53. Control de polvo: tipo y volumen; operaciones de control; presencia de sustancias tóxicas en el polvo; efectos ecológicos; efectos sobre la salud humana;

54. Abandono de instalaciones;

55. Reorganización de espacios (ver ETAPA CONSTRUCCIÓN).

LÍNEAS METODOLÓGICAS DE EVALUACIONES DE IMPACTO AMBIENTAL

.....

Las líneas metodológicas de evaluación son mecanismos estructurados para comparar, organizar y analizar informaciones sobre impactos ambientales de una propuesta, incluyendo los medios de presentación escrita y visual de esas informaciones.

Los métodos para evaluar el impacto ambiental son muy diferentes en un caso u otro. La magnitud del impacto puede deducirse, de un estudio general y breve de un proyecto, en una evaluación preliminar que debe hacerse siempre, puesto que se opera por aproximaciones sucesivas.

Normalmente, son denominados de técnicas o métodos de evaluación los instrumentos que tienen por objetivo identificar, caracterizar y resumir los impactos de un determinado proyecto o programa. Además de eso, se utilizan en la fase de anteproyecto otras técnicas que corresponden a las diferentes disciplinas involucradas en el proceso de evaluación del mismo.

Existe a disposición de los evaluadores de impacto del ambiente una gran variedad metodológica, con más de cien métodos descritos para los más distintos propósitos y situaciones (Canter, 1986; Sadler, 1996). Esa variedad es previsible dada la cantidad de situaciones a ser sometidas a las evaluaciones y a las distintas escalas de calidad y disponibilidad de datos.

Debido a la gran diversidad de métodos de evaluación de impactos ambientales existentes, donde muchos no son compatibles con nuestras condiciones socioeconómicas y políticas, se hace necesario seleccionarlos de acuerdo con nuestras propias condiciones y muchas veces hasta adaptarlos, por medio de modificaciones y/o revisiones, para que sean realmente útiles en la toma de decisión de un proyecto. Queda, entonces, a criterio de cada equipo técnico, la selección de aquél (los) método(s) más

apropiado(s), o parte(s) de estos, de acuerdo con las actividades propuestas. Así, definir la metodología de evaluación de impactos ambientales consiste en definir los procedimientos lógicos, técnicos y operacionales capaces de permitir que el proceso, antes referido, sea completado.

Existen en la literatura diversas clasificaciones para estas técnicas o métodos que varían conforme la óptica adoptada. Existe una división en dos grandes grupos. Por un lado, encontramos los métodos tradicionales de evaluación de proyectos como el análisis costo-beneficio y, por otro lado, métodos basados en el establecimiento de un sistema de escalas valorativas.

De acuerdo con Bursztyn (1994) para seleccionar un método de evaluación ambiental y de toma de decisiones debe llevarse en consideración su adaptabilidad, o sea la evaluación de pocas/varias alternativas, la utilización de pocos/varios criterios de evaluación, el uso de análisis cualitativa o cuantitativa, la primacía según criterios o pesos cualitativos y el uso de formas de evaluación asociativas, o no, con el objeto de comparar las alternativas.

La cuestión de base consiste en la unidad de medida a ser utilizada para dimensionar aspectos tan diversos como los ambientales, por ejemplo, la contaminación del aire, los efectos sobre la salud o los impactos sobre una determinada estructura social y cultural. En líneas generales, el primer grupo de técnicas y métodos busca una cantidad de estos aspectos, evaluándolos en términos monetarios. El segundo, partiendo del presupuesto del difícil establecimiento de una unidad de medida común, busca aplicar escalas valorativas a los diferentes impactos medidos, originalmente, en sus respectivas unidades físicas o en términos cualitativos.

De acuerdo con los estudios analíticos de metodología de evaluación de impactos ambientales, propuestos nacional e internacionalmente, es de fundamental importancia la incorporación de un conjunto de criterios básicos en los actuales métodos de análisis. Las metodologías han de ser flexibles, aplicables en cualquier fase del proceso de planificación y desarrollo y han de revisarse constantemente, en función de los resultados obtenidos y de la experiencia adquirida. Deben ser adecuadas para poder efectuar un análisis

integrado, global, sistemático e interdisciplinario del medio ambiente y de sus muchos componentes.

Algunos criterios pueden ser la agregación de los aspectos físicos, biológicos y socioeconómicos; la inclusión del factor tiempo, la utilización de indicadores que faciliten la tarea de prospección y sectorización del área o la utilización de un mecanismo que permita sumar los impactos parciales para obtener el impacto total sobre el lugar; con la capacidad de extrapolar y archivar datos para la aplicación en otras áreas a ser estudiadas y aplicación en diferentes escalas y, además, que permitan la participación pública en la toma de decisiones.

Todos esos criterios intentan hacer cada vez más eficaces las evaluaciones y la interpretación del ambiente, permitiendo el consecuente análisis de viabilidad e identificación de posibles alternativas para la prevención, recuperación y/o reconstitución ambiental.

Como ya fue mencionado anteriormente, no existe una metodología completa e ideal que atienda a los diferentes estudios de impacto ambiental existentes y sus respectivas fases. La selección de la(s) más apropiada(s), además de atender los requisitos y normas legales establecidos para la ejecución de los estudios, es función del tiempo, de los recursos financieros disponibles y, en algunos casos, de los datos existentes. Sin embargo, es importante seleccionar metodologías en la medida en que sus principios puedan ser utilizados o adaptados a las condiciones específicas de cada estudio ambiental y de cada realidad local y nacional.

Básicamente, existen las siguientes líneas metodológicas desarrolladas para la evaluación de impactos ambientales: Metodologías Espontáneas (*“Ad hoc”*); Listas de Control (*“Check-List”*); Matrices de Interacciones; Redes de Interacciones (*“Networks”*); Metodologías de Cantidad; Modelos de Simulación; Mapas de Superposición (*“Overlays”*); Proyección de Escenarios, otras.

A continuación presentamos las metodologías concretas que se siguen en las evaluaciones de impacto, o sea, los métodos de Identificación, de Predicción y de Interpretación:

MÉTODOS DE IDENTIFICACIÓN

METODOLOGÍA “AD HOC”

Los métodos “Ad Hoc”, como la propia denominación indica, son basados en el conocimiento empírico de expertos en el asunto y/o del área en cuestión y son elaborados para un proyecto específico. Éstos identifican los impactos mediante un “brainstorming”, los caracterizan y los organizan en listas o matrices.

Estas metodologías, utilizadas aisladamente, deberán desarrollar la evaluación de impactos ambientales de forma sencilla, objetiva y de manera disertativa. Son adecuadas para casos con escasez de datos, dando orientación para otras evaluaciones. La ventaja es que se trata de una estimativa rápida de evaluación de impactos de forma organizada, fácilmente comprensible por el público. Sin embargo, no realizan un examen más detallado de las intervenciones y variables ambientales incluidas en el proceso, siendo evaluaciones bastante subjetivas que privilegian los aspectos cualitativos sobre los cuantitativos.

TÉCNICA DELPHI

La técnica Delphi (o Delfos) es, básicamente, un sistema cuyo objetivo es intentar reducir el margen de errores en una toma de decisiones. Se efectúa a mediante una discusión, por parte de un grupo de especialistas, tratando de llegar a un consenso sobre una determinada cuestión. El nombre Delphi viene del lugar de la Grecia antigua, hoy Castri, donde oráculos se reunían para discutir y llegar a decisiones.

El uso de esta técnica fue iniciado como un ejercicio de planeamiento estratégico por la Fuerza Aérea de los EUA en 1953 (Dalkey y Helmer, 1963) El objetivo del estudio original fue el de “obtener el consenso de opinión más seguro de un grupo de expertos... utilizando una serie de cuestionarios, intercalados con retroalimentación controlada de opiniones.”) (Sin embargo, por causa del tema de este primer estudio valioso, de la técnica Delphi, fue necesario, más tarde, llamar la atención de individuos fuera del amparo de

la comunidad. El trabajo se divulgó bajo el título “Informe sobre el estudio de la prevención de amplio rango”, por T. J. Gordon y Olaf Helmer, publicado como un artículo de Rand en 1964 (Rand Paper, 1966).) El estudio se hizo para explotar tanto los aspectos metodológicos de la técnica como para obtener resultados substanciales. Los autores encontraron dentro de la misma “tanto un vacuo contiguo como técnicas evaluadas de la prevención de amplio rango. El estudio cubrió seis tópicos: penetración científica, control poblacional, automatización, progreso espacial, prevención contra guerras y sistemas armamentistas, siendo crecientemente empleada en muchos campos de la actividad humana (Fusfeld y Foster, 1971). Pill (1971) hace una buena revisión de la técnica Delphi. En la evaluación ecológica de impactos ambientales, Crance (1987) ejemplifica bien el uso de la técnica Delphi.

La técnica Delphi está basada en las siguientes premisas (Crance, op. cit):

- Las opiniones de los especialistas son justificadas como “inputs” en la toma de decisiones, cuando las respuestas y cuestiones son desconocidas;
- El consenso entre un grupo de especialistas permite obtener una respuesta mejor, que la de un único especialista.

Para una toma de decisión, a través de la técnica Delphi, debemos constituir, por lo menos, tres grupos de individuos (Turoff, 1970):

- Los que toman decisiones – aquéllos que recibirán los resultados del trabajo de los especialistas y los utilizarán;
- Los que elaborarán los cuestionarios que serán enviados por correo a los especialistas y que, después de recibirlos de vuelta, los analizarán;
- El grupo de especialistas que deberá responder las cuestiones y remitir las respuestas por correo.

Los participantes del tercer grupo reciben las cuestiones y dan respuestas a las mismas. Esas respuestas serán entonces, listadas, analizadas y los resultados obtenidos pasan a los especialistas del segundo grupo. Cada uno de ellos irá a analizar las informaciones y agruparlas en conjuntos de

respuestas semejantes. Vamos a suponer que se llegue a cuatro alternativas. Éstas son, entonces, nuevamente enviadas al grupo 3 para evaluación y selección. Las respuestas vuelven al grupo 2. Repitiendo ese procedimiento se procurará llegar a un consenso único entre todos los miembros del grupo 3.

Es extremadamente importante mantener el anonimato entre los especialistas participantes del proceso, especialmente en el grupo B. ¿Cuál es el número de especialistas que deben participar de la discusión? Según Hodgetts (1977), por lo menos ocho y para Crance (1987), diez sería probablemente el número ideal, pero ese número puede depender de varios factores, como: disponibilidad de especialistas, gravedad de la cuestión y amplitud de la cuestión tratada.

La constitución del grupo 3 puede ser hecha a través de una consulta inicial, por parte del grupo 2, a dos o tres especialistas de reconocida competencia que, a su vez, podrían indicar técnicos a ser contactados para participar de la discusión.

Una alternativa de la técnica Delphi es la del grupo nominal (Delbecq et al., 1975) que, en vez de utilizar consultas aisladas por correspondencia, reúne a todos los técnicos en un ejercicio cara a cara. A la vez permite discusiones más amplias, incluso con mayor rapidez. Esa técnica presenta algunas desventajas, tales como: cuestiones económicas (traslados, hotel), de tiempo, disponibilidad de los participantes, influencia de cuestiones personales (rivalidades, personalidades) y hasta de naturaleza política.

Sin duda alguna, como Delbecq et al (op. cit.) muestran muy bien, la calidad de las respuestas en la técnica Delphi es bastante influenciada por el interés y confiabilidad de los participantes. Es indispensable que todos estén bastante motivados, nunca forzados a participar de la discusión.

Para organizar un trabajo dentro de la técnica Delphi, debemos hacer lo siguiente:

- Seleccionar un grupo de participantes;
- Enviar, a cada uno, una carta de invitación explicando las finalidades del ejercicio y dando instrucciones sobre el cuestionario al que los participantes deberán responder;
- Mandar el formulario con las cuestiones formuladas de forma bastante clara.

Un ejemplo de cuestiones a ser presentadas a los miembros del grupo 3 es el extraído de Crance (1987) tal como lo muestra la Tabla 1.

Tabla 1 – Temperatura del agua más apropiada para las etapas del ciclo vital de la especie de insecto estudiada.

Temperatura	Postura	Incubación	Larva	Joven	Adulto
1) Menor temperatura considerada como óptima para:					
2) Mayor temperatura considerada como óptima para:					

Las respuestas deben ser analizadas estadísticamente y enviadas a los participantes, por ejemplo, para la fase adulta, de la siguiente forma (ver tabla 2).

Tabla 2 – Temperatura del agua para la etapa adulta del ciclo vital de la especie estudiada

Temperatura	ADULTO		
	Amplitud del cuartil inferior	Mediana	Amplitud del Cuartil superior
Temperatura menor	19 - 21	24	25 - 30
Temperatura mayor	24 - 29	30	25 - 40

Con base en ese análisis, los participantes responden nuevamente las preguntas, hasta llegar al máximo consenso posible entre los mismos.

Según Linstone y Turoff (1975), el uso de la técnica Delphi fracasó algunas veces debido, especialmente, a errores como los siguientes:

- Imposición de puntos de vista de los técnicos del grupo 2, juicio previo sobre una cuestión;
- Consideración de que la técnica Delphi puede ser usada en todas las situaciones;
- Técnicas insuficientes de resumen y presentación de las respuestas de los grupos;
- No saber administrar (o la falta de percepción) las discordancias dentro de los grupos, lo que puede llevar a falsos consensos.

La cuestión sobre la organización del grupo debe ser relevante. El mismo debe ser constituido por personas efectivamente capacitadas, sin preocupaciones personales, políticas y/o económicas.

Una variante del uso de la técnica Delphi es el llamado Delphi político (Turoff, 1970). Los grupos son, en este proceso, formados por cerca de diez personas que no son técnicos, pero que buscarán evaluar los impactos, las consecuencias de una determinada acción y su aceptabilidad. Se trata de un medio de análisis de políticas y no un mecanismo de toma de decisiones. No tiene el objetivo de obtener un consenso, sino de conocer y evaluar desacuerdos sobre determinadas cuestiones, en especial, sobre su relevancia.

LISTAS DE CHEQUEO (“CHECK-LIST”)

Las listas de chequeo constituyeron el primer método usado en los estudios de impactos ambientales (EIA) y son muy útiles, especialmente, como un estudio preliminar para la identificación de impactos relevantes. Consiste en listas estandarizadas de factores ambientales a partir de las cuales se identifican los impactos provocados por proyectos específicos. Aun así, no permiten proyecciones ni la identificación de impactos secundarios.

Existen, actualmente, diversas listas estandarizadas por tipo de proyecto (hídricos, energéticos, de rutas, otros), listas computarizadas como el Programa MERES del Departamento de Energía de los Estados Unidos que, a partir de especificaciones del tamaño y naturaleza de la planta, calcula la emisión de contaminantes en el aire.

Los “check-lists” son métodos, básicamente, de identificación cualitativa que pueden también incorporar escalas de valoración y ponderación de factores. Ellos constituyen una forma concisa y organizada de relacionar los impactos, a pesar de ser por demás sencillos y estáticos, no evidenciando las interrelaciones entre los factores ambientales.

Hay varios tipos de listas:

- Listas simples: se analizan factores o parámetros sin valorarlos ni interpretarlos.
- Listas descriptivas: se analizan factores o parámetros y se presenta la información referida de los efectos sobre el medio ambiente.
- Listas de verificación y escala: se lleva a cabo el mismo trabajo que con la lista descriptiva y se incluye, además, una escala subjetiva de valoración de los efectos ambientales.
- Listas de verificación, escala y ponderación: se opera con el procedimiento de las listas de verificación y escala, pero se introducen unas relaciones de ponderación de factores en las escalas de valoración.

En el capítulo siguiente son presentados ejemplos de listas utilizadas para proyectos de investigación y desarrollo agropecuario en Brasil.

LISTAS DESCRIPTIVAS

Son listas de parámetros ambientales, de fuentes de información y de técnicas de previsión.

Ejemplo:

Parámetros	Fuentes de información de técnicas de previsión
Ruidos y Personas Incomodadas	<ul style="list-style-type: none"> • Bibliotecas • BIREME (Biblioteca Regional de Medicina) • Tráfico: modelos de propagación de ruido • Limitaciones: investigaciones junto a la población

LISTAS COMPARATIVAS

Éstas buscan comparar los efectos acarreados por las diversas alternativas de un proyecto. Consiste en una relación de factores o recursos ambientales con criterios de relevancia para discernir, tanto los valores normales deseables de cada factor o recursos, como su dimensión temporal y, además, identificar alguna indicación de si el proyecto provoca efectos negativos o no sobre el recurso.

Ejemplo:

Factores o Recursos Ambientales	Parámetros	Criterios de Relevancia	Efectos de las Alternativas		
			1 (Sin Proyecto)	2	3
Especies Raras o en Riesgo de Extinción	Número de <i>Leontopithecus rosalia</i>	150 organismos (permanentemente)	No	No	No

LISTAS EN CUESTIONARIO

Consiste en una serie de preguntas procurando abordar los aspectos de posibles impactos por un proyecto.

El ejemplo siguiente, adaptado por la OPAS (Organización Panamericana de la Salud), muestra el impacto de un proyecto sobre vectores de enfermedades.

Vectores de Enfermedades

a - ¿Existen, en el área, problemas de enfermedades transmitidas por especies de vectores tales como, mosquitos, pulgas y/o caracoles?

b - Están esos vectores asociados a:

1. ¿Hábitat acuático?
2. ¿Hábitat forestal?
3. ¿Hábitat agrícola?
4. ¿Hábitat degradado?
5. ¿Reubicación de personas?

c - El proyecto resultará en:

1. ¿Aumento de los hábitats de los vectores?
2. ¿Disminución de los hábitats de los vectores?
3. ¿Oportunidad de control de los vectores?

d - ¿Será la fuerza de trabajo del proyecto una posible fuente de vectores de enfermedades todavía desconocidas en el área del proyecto?

e - ¿Será el aumento de la accesibilidad y del comercio, como el área del proyecto, una posible fuente de vectores de enfermedades, todavía desconocidas en el área?

f - ¿El proyecto dará oportunidad para el control de vectores, a través de la mejoría del estándar de vida?

Condiciones de los Impactos sobre Vectores de Enfermedades:

ND – No Determinable (12 respuestas = desconocido);

MA – Multi Adverso (11 respuestas sí y 1 no – ítem f)

MdA – Medianamente Adverso;

PA – Poco Adverso;

I – Insignificante;

PB – Poco Benéfico;

MdB – Medianamente Benéfico;

MB – Muy Benéfico (11 respuestas no y 1 sí – ítem f)

La lista a continuación, conteniendo 100 preguntas, procurando identificar impactos potenciales sociales, económicos y físicos, fue elaborada por el “Urban Affairs Program» (1977) de la Universidad de Boston. Las respuestas no deben ser sencillas (sí o no), deben contener discusiones sinópticas de cada cuestión abordada. Es una secuencia extremadamente interesante que permite una plena visión del proyecto, cuando bien conducida. Cada cuestión puede ser transformada en un tema de discusión.

I – Impactos Sociales

I.A. Población

1. ¿Qué cambios pueden ocurrir, para las poblaciones locales o regionales, como resultado del proyecto?
2. ¿En qué grado se pueden esperar modificaciones en la distribución de la población debido al proyecto?
3. ¿Es probable que puedan ocurrir cambios en el carácter relativo etario o socioeconómico de la población como resultado del proyecto?

I.B. Vivienda

4. ¿El proyecto provocará un aumento o una reducción en la demanda de vivienda en la comunidad?

5. ¿El proyecto podrá provocar cambios en el tipo de vivienda deseada por la comunidad (por ejemplo, departamento por casa)?

6. ¿Cuántas viviendas y personas deberán ser movilizadas debido al proyecto y dónde serán reubicadas? ¿En el nuevo lugar, las condiciones habitacionales serán iguales, mejores o peores?

I.C. Transporte

7. ¿El proyecto afectará los patrones de transporte en la comunidad o en la región?

8. ¿El proyecto provocará cambios en los tipos de transporte (por ejemplo, automóvil por tren)?

9. ¿El proyecto exigirá la construcción de nuevas rutas, vías férreas o aeropuertos?

10. ¿El proyecto afectará el acceso a algunos locales en la comunidad?

I.D. Oportunidades Históricas y Culturales

11. ¿El proyecto tendrá efectos sobre lugares y monumentos históricos?

12. ¿El proyecto tendrá efectos sobre acceso y oportunidades culturales?

I.E. Servicios Comunitarios

13. ¿El proyecto tendrá efectos sobre servicios comunitarios como escuelas, bibliotecas, rutas, centros cívicos, policía, bomberos, hospitales, tratamiento de agua, depósitos sanitarios?

14. ¿Los servicios comunitarios son adecuados para atender las necesidades del proyecto?

15. ¿Los servicios públicos son adecuados para atender a cualquier crecimiento, que ocurra como resultado del proyecto?

I.F. Otros

16. ¿El proyecto podrá segmentar o, entonces, consolidar relaciones de vecindad identificable?
17. ¿Cuál es la relación propuesta con los objetivos de la comunidad, en función de planos de urbanización?
18. ¿El proyecto tiende a afectar patrones de compra de la población?
19. ¿El proyecto tiende a aumentar o reducir las relaciones sociales, como las visitas entre los miembros de otras comunidades a los de la comunidad que recibe el proyecto?
20. ¿Qué efectos tendrá el proyecto sobre la seguridad de los individuos de la comunidad, incluyendo seguridad ocupacional?
21. ¿Cuáles serán los efectos del proyecto sobre el modo de vida diario, sobre las relaciones sociales dentro de la comunidad?
22. ¿Qué efectos tendrán sobre la tasa de criminalidad en la comunidad?
23. ¿Quién es (o no) el responsable por la gerencia y operación del proyecto?
24. ¿Cuántas provisiones existen para la manutención del proyecto?
25. ¿Quiénes son los técnicos responsables por las diferentes etapas, tanto de implantación como de operación del proyecto?
26. ¿Qué relaciones mantendrán los técnicos con la comunidad local?

II. Impactos Económicos

II.A. Empleo

1. ¿Cuántos empleos serán creados con la ejecución del proyecto?
2. ¿Cuántos empleos serán creados con la operación y manutención del proyecto?
3. ¿Cuántos empleos indirectos serán creados como consecuencia de la

ejecución, operación y manutención del proyecto (servicios municipales, médicos, construcción de viviendas)?

4. ¿Cuál es la calidad y los niveles de salarios de esos empleos?
5. ¿Cómo se relacionan dichas clasificaciones y niveles salariales con los vigentes?
6. ¿Cuánto puestos de trabajo serán ocupados por personas que viven en la comunidad local y cuántas por personas de otras comunidades?

II.B. Tasas y Finanzas Municipales

7. ¿Qué parte del costo de la implantación del proyecto será absorbido por la municipalidad local?
8. ¿Qué parte de la operación de la implantación del proyecto será absorbida por la municipalidad local?
9. ¿Cómo serán pagados por la municipalidad?, ¿a través del aumento de tasas, de préstamos bancarios o de recursos federales?
10. ¿Cómo serán dirigidos esos recursos al proyecto?
11. ¿Cómo la municipalidad y la Provincia abastecerán de servicios al proyecto (luz, agua, depósitos sanitarios, aumento de instalaciones y manutención de las rutas)?
12. ¿La municipalidad deberá organizar nuevos servicios, debido al crecimiento inducido por el proyecto (nuevas escuelas, nuevas líneas de ómnibus)?
13. ¿El municipio recibirá tasas e impuestos del proyecto? ¿Cuáles?
14. ¿Cuál sería el aumento de la recaudación de tasas e impuestos debido al proyecto?
15. ¿El municipio perderá cualquier tasa o impuesto debido al proyecto?
16. ¿Habrá depreciación de bienes público y privados debido al proyecto?

17. ¿Quién pagará eventuales indefiniciones debido a la implantación del proyecto?

18. Considerando las cuestiones anteriores: ¿cuál será el efecto total del proyecto sobre las finanzas municipales?

19. ¿Por cuánto tiempo se sentirán los efectos económicos del proyecto?

20. ¿Podrán ocurrir efectos negativos significativos, antes que los positivos, sobre las finanzas municipales?

II.C. Efectos sobre empleos

21. ¿Qué efectos tendrá sobre la oferta de empleos en el área?

22. ¿Qué efectos tendrán la operación y el mantenimiento del proyecto sobre la oferta de empleos en el área?

23. ¿Qué efecto tendrá cualquier crecimiento provocado por el proyecto sobre la oferta de empleo existente en el área?

24. ¿Qué sector de la economía será especialmente afectado por el proyecto?

25. ¿El proyecto aumentará la procura por empleos en el área? ¿Cuál será su efecto sobre el nivel de la calificación profesional?

26. ¿Qué repercusión tendrá sobre los intereses financieros?

27. ¿Cómo se relacionará con la política financiera en todos los niveles?

28. ¿Hasta qué punto, los que serán económicamente afectados por el proyecto, tendrán oportunidad de participar de decisiones sobre el mismo?

29. Si los niveles de contaminación en el área fuesen aumentados o disminuidos por el proyecto: ¿Cuáles serán los efectos económicos de los cambios sobre la polución local (p.ej., aumento del número de lavaderos, reducción de recreación etc.)?

30. Si el proyecto provoca un aumento del número de residentes o de empleos en la comunidad: ¿Cuál será su efecto sobre los costos habitacionales?

III. Impactos Ambientales

III.A. Aire

1. ¿El proyecto modificará los tipos y niveles de contaminantes en el aire?
2. ¿Cuál será el efecto de la polución del aire sobre otras comunidades o regiones?
3. ¿Cuál será el porcentaje de polvo y otros contaminantes atmosféricos, relacionados con la construcción del proyecto, que serán emanados?
4. ¿Los contaminantes atmosféricos se concentrarán en algún lugar específico y/o por algún período de tiempo?
5. ¿Qué porcentaje de polución atmosférica resultará del crecimiento económico provocado por el proyecto?
6. ¿Cuáles serán las consecuencias de las modificaciones de la polución atmosférica debido al proyecto, en la salud de la comunidad, especialmente, sobre segmentos etarios particularmente sensibles a esta polución?
7. ¿Cómo se relacionarán los niveles de contaminantes con los patrones de calidad del aire?
8. ¿Los niveles de polución del aire, a consecuencia del proyecto, podrían disminuir por la aplicación de tecnologías más avanzadas de tratamiento?

III.B. Agua

9. ¿Qué modificaciones serán provocadas por el proyecto en los tipos y niveles de contaminantes hídricos?
10. ¿Cómo se relacionan con los patrones estatales y federales?

11. ¿Cuál será el efecto de la acción propuesta sobre la calidad del agua de superficie o subterránea, usada para las necesidades de la comunidad en sus múltiples usos?
12. ¿La acción propuesta reducirá el número y la cantidad de agua, en las áreas de recarga situados en la comunidad?
13. ¿Los niveles de polución, a consecuencia del proyecto, podrán disminuir por la aplicación de tecnologías más avanzadas de tratamiento?
14. ¿El proyecto podrá generar un aumento del flujo de agua?
15. ¿Los cambios generados en la calidad del agua afectarán el uso de la misma para recreaciones en los lagos, diques, estuarios o regiones costeras?
16. ¿Qué efectos tendrá el proyecto sobre el océano?

III.C. Residuos Sólidos

17. ¿Qué efectos tendrá en la cantidad y tipos de residuos sólidos producidos por la comunidad?
18. ¿Qué efectos tendrá cualquier crecimiento, ocasionado por el proyecto, en la cantidad y tipos de residuos producidos?
19. ¿Cuáles son las áreas adecuadas para deposición final de los residuos sólidos?
20. ¿El proyecto causará el desarrollo de métodos para aprovechamiento de residuos sólidos?

III. D. Ruido

21. ¿Habrán problemas de polución sonora debido a la construcción y operación del proyecto?
22. ¿Habrán problemas de polución sonora debido a las actividades relacionadas con el proyecto?

III.E. Uso del suelo

23. ¿Cuánta tierra, en el área, será necesaria para el proyecto y que características debe tener?
24. ¿El lugar propuesto es mejor, o existen otros más adecuados para la ubicación del proyecto?
25. ¿El lugar seleccionado entra en choque con usos del suelo por la comunidad, o grupo de la misma en su entorno?
26. ¿Qué efectos se producirán que afecten el uso del suelo próximo a la instalación del proyecto?
27. ¿El lugar propuesto está sujeto a desmoronamientos, terremotos o inundaciones?
28. ¿El proyecto causará problemas de drenaje o de erosión?
29. ¿Qué efectos tendrá en las áreas húmedas, tierras agrícolas y otras áreas de la región?
30. ¿En qué grado interferirá en la preservación de la naturaleza de la región?
31. ¿Cuáles serán los efectos estéticos del proyecto, especialmente los visuales?
32. ¿La acción propuesta aumentará o disminuirá el número de actividades recreativas en la región?
33. Si las oportunidades de recreación aumentan, ¿habrá un aumento del número de turistas en la región?

III.G. Plantas y Animales

34. ¿El proyecto afectará la vegetación del área? Si eso ocurre, ¿de qué forma será?
35. ¿Qué efectos tendrá el proyecto sobre plantas raras y sobre las de valor económico y/o ecológico?

36. ¿Qué efectos tendrá el proyecto sobre animales raros y sobre los de valor económico y/o ecológico?
37. ¿En qué grado la acción propuesta podrá modificar los hábitats naturales de la región?
38. ¿El proyecto tendrá efectos sobre las cadenas tróficas de la región?
39. ¿El proyecto tendrá efectos sobre la biota de los cuerpos hídricos del área del proyecto?
40. ¿El proyecto podrá afectar hábitats importantes, cadenas alimentares o poblaciones animales?
41. ¿Qué tipos y cantidad de minerales y de otros recursos naturales serán usados en la ejecución y operación del proyecto?
42. ¿Cuáles son las fuentes potenciales, locales, regionales y otras, de los minerales?
43. ¿Los recursos naturales mencionados son renovables o no renovables? Si fuesen renovables, ¿serán utilizados en nivel de producción sustentable? Si no son renovables, ¿qué medidas están siendo previstas para su conservación y reciclaje?
44. ¿Qué tipos y cantidad de energía serán consumidos para la construcción y operación del proyecto?
45. ¿Con cuánta eficiencia la energía está siendo usada?
46. ¿Cuál será el efecto del uso de energía y de materia prima por el proyecto, en precio, disponibilidad y demanda de los recursos?

Observaciones: el lector, después de responder al ítem anterior, podrá con bastante facilidad, elaborar una lista de los impactos positivos y otra para los negativos. Cada uno de ellos deberá, entonces, ser discriminado.

LISTAS DE CONTROL DE CONDICIONES

En éstas, las acciones son presentadas en columnas y las consecuencias en filas. Cada acción tendrá un peso, que podrá variar de 1 a 5, de acuerdo con su importancia, en relación a los objetivos del análisis. Por otro lado, las consecuencias tendrán un valor por notas, que pueden variar de -5 a +5, siendo que: -5 es el valor para el impacto negativo más intenso; -1 es el valor para el impacto negativo menos intenso; 0 (cero) será dado cuando no haya impacto; +1 será el impacto positivo menos intenso; +5 será el impacto más intenso.

El peso de cada acción y la nota de cada consecuencia, por ejemplo (tabla 3), en determinada zona de un estuario, serán justificados en el texto y resultará de un análisis crítico, realizado por el equipo, a partir de datos disponibles. Después de la multiplicación del peso por la nota de cada ítem, será obtenido un valor positivo o negativo. De la sumatoria de estos valores, dividida por la suma de los pesos, se obtendrá, para cada zona del estuario, en números finales, en el intervalo (-5 a +5), que será el índice del impacto existente en el estuario. Si el trabajo es desarrollado para varias áreas de un estuario, será posible establecer la jerarquía de las mismas por los índices de impactos obtenidos.

Tabla 3 – Lista de Control para la Evaluación de las Condiciones Ambientales un Estuario

Nota de las Consecuencias	Negativas	Neutras	Positivas	Peso X Nota
() Pesca de peces	-5 -4 -3 -2 -1	0	1 2 3 4 5	
() Captura de cangrejos				
() Captura de camarones				
() Captura de otros crustáceos				
() Captura de ostras				
() Captura de mariscos				
() Captura de otros moluscos				
() Piscicultura				
() Ostricultura				
() Carcinocultura				
() Explotación de madera				
() Deforestación				
() Terreno				
() Actividades Industriales				
() Actividades Domésticas				
() Actividades Agro pastorales				
() Navegación				
() Turismo				
() Preservación de vegetación natural				
() Minería				
() Rutas				
() Vías Férreas				
() Puentes				
() Muelles				
() Diques				
() Líneas de Transmisión				
() Excavación de sedimentos				
() Otras Intervenciones				

Índice de Impacto Σ (Peso de las acciones y notas de las consecuencias)/ S Pesos

Listas de control escalar

En el caso de existir propuestas alternativas al proyecto o maneras alternativas de implementarlo, se recomienda que la lista de control sea formulada con el objetivo de permitir comparaciones en esas alternativas, con base en alguna unidad escalar seleccionada. Tales listas son también indicadas para la comparación entre la situación anterior al establecimiento del proyecto (o adopción de tecnología) y la situación esperada después de su implantación (o adopción). Un ejemplo detallado de la aplicación de esta lista, para un proyecto de irrigación, considerándose diferentes sistemas de cultivo, es presentado y discutido en el próximo capítulo.

LISTAS DE REFERENCIAS

Son listas preparadas por técnicos especialistas de diferentes áreas que sirven de referencia cuando se buscan las posibles causas y/o efectos de un impacto ambiental. Ejemplos:

I. Listas de factores correspondientes a impactos geobiofísicos:

A. Contaminación atmosférica: partículas sólidas; gases; vapores, aerosoles; sustancias tóxicas; alteración del microclima; otros.

B. Contaminación del agua (aguas continentales superficiales, subterráneas y marítimas)

1. Factores de cantidad: caudal y variación de flujo del agua

2. Factores de la calidad del agua:

– Físicos: temperatura; turbidez; densidad; sólidos disueltos y en suspensión; color, olor y sabor;

– Químicos inorgánicos: oxígeno; hidrógeno; nitrógeno; fósforo; metales alcalino terrosos; azufre; halógenos; carbono inorgánico, silicio; metales pesados;

– Químicos orgánicos;

– Biodegradables: hidratos de carbono, grasas y proteínas;

– No biodegradables: pesticidas, detergentes, hidrocarbonatos y productos petroquímicos persistentes;

– Biológicos: organismos patógenos; organismos eutrofizantes; DBO; otros.

C. Suelo: Precipitación; deposición; sedimentación; contaminación por residuos sólidos, líquidos o gaseosos; alteración del revestimiento vegetal; otros.

D. Sustancias radiactivas.

E. Ruido.

F. Recursos naturales: vegetación natural; explotación vegetal; uso del suelo agrícola y pastoril; recursos minerales; espacios destinados a usos recreativos; paisaje; medio acuático; recursos pesqueros.

G. Factores biológicos: Inventario de biotipos y biocenosis y sus correlaciones; fauna: inventario de especies características; flora; inventario de especies características y vegetación natural; especies en peligro de extinción; diversidad de especies; estabilidad del ecosistema.

II- Lista de factores correspondientes al impacto socio-económico:

A. Área: uso inadecuado del área y de los recursos naturales; modificación en el uso del área; alternativas de uso para el área y los recursos naturales; expropiación de terrenos

B. Alteración del paisaje: destrucción o alteración del paisaje; destrucción de sistemas naturales

C. Aspectos humanos y socioculturales: patrones culturales; destrucción o alteración de la calidad de vida en términos de aspectos culturales e/o históricos; enfermedades, consecuencia de congestionamiento urbano y de tráfico; alteración de los sistemas o estilos de vida; tendencia de variación demográfica; lugares históricos que pueden ser afectados.

D. Aspectos económicos: estabilidad económica regional; renta y gastos para el sector público; consumo y renta per cápita; empleos que pueden ser

producidos en la fase de construcción del proyecto; empleos fijos durante el funcionamiento del proyecto; desarrollo económico de actividades comerciales; servicios, durante la ejecución y funcionamiento del proyecto; viviendas; infraestructura de transportes; infraestructura sanitaria; servicios comunitarios y equipamientos urbanos; otros.

LISTA DE UTILIDAD PARA MULTIATRIBUTOS

Proyectos en los cuales se presentan diversas alternativas generalmente revelan diferentes impactos entre ellos, así como niveles variables de esos impactos. La dificultad consiste en ponderar esa variabilidad en las evaluaciones. Ese método está basado en la teoría de utilidad para multiatributos, en la cual son ponderados los componentes principales en consideración de acuerdo con la definición de su importancia para el proceso estudiado. Aun confiando en la percepción de especialistas, ese método ofrece una sistemática lógica para comparación de impactos y de proyectos. El mismo alcanza independencia ambiental entre parámetros aunque éstos normalmente sean independientes.

El método de multiatributos consiste en seleccionar una serie de parámetros indicadores que puedan ser medidos o estimados y que permitan formar un cuadro claro de probabilidades de los impactos. Para cada parámetro se debe obtener medidas del estado, o sea, valores de ocurrencia real y potenciales del parámetro. Para estimarse la ocurrencia potencial con la implantación del proyecto o tecnología, se proyectan los valores a través de modelos y datos de la literatura, o con simulaciones de variados niveles de complejidad (Bisset, 1987). Esto está bien ejemplificado en el capítulo cuatro.

MÉTODOS CARTOGRÁFICOS - MAPAS DE SUPERPOSICIÓN

Este método es muy útil para trabajos de evaluación de impactos ambientales vinculados a la planificación y ordenación de áreas. Proyectos como el trazado de una autopista, un ferrocarril, líneas eléctricas de alta tensión, oleoductos y gasoductos, aeropuertos, canales, etc., son los que, en una primera aproximación, son evaluados por este método.

Las técnicas que se emplean en estos métodos tienen también otra escala, pues se opera con macromagnitudes. Los fotogramas aéreos y las técnicas de teledetección, por ejemplo se utilizan casi siempre.

El sistema efectúa una división del área afectada por la totalidad del proyecto mediante el trazado de unas retículas. Se obtienen así una serie de unidades geográficas, en cada una de las cuales se estudia un conjunto de factores ambientales y se aplican unos indicadores de impacto previamente establecidos. Se utilizan transparencias y en cada una de ellas se marcan los resultados obtenidos en el estudio. Se superponen después los resultados de las distintas transparencias mediante un programa de ordenador, accediendo así a las conclusiones finales.

El método más conocido es el de MacHarg (1969) in Bolea (1980)), que se utiliza para determinar aptitudes territoriales. A través de la superposición de mapas, confeccionados en diferentes tonalidades de gris, para cuatro tipos de usos distintos de suelo (agricultura, recreación, selvicultura y medio urbano), se establecen las posibilidades de usos combinados.

Los métodos cartográficos consisten en la confección de una serie de cartas temáticas, una para cada sector ambiental, y son perfectamente adecuados a diagnósticos ambientales. Los mapas, diseñados en material transparente cuando superpuestos, orientan los estudios en cuestión. Las cartas se integran para producir la síntesis de la situación ambiental de un área geográfica, pudiendo ser elaboradas de acuerdo a los conceptos de vulnerabilidad o potencialidad de los recursos ambientales (según se desee obtener cartas de restricción o de amplitud del suelo).

A pesar de favorecer la representación visual, este tipo de metodología, omite impactos cuyos indicadores no son específicos. Pero nada impide que la misma sea utilizada como complemento de otra metodología de evaluación.

Algunos métodos fueron desarrollados en el ámbito de planeamiento territorial y son aplicados en la evaluación de impacto ambiental en la tentativa de localizar, por ejemplo, áreas de relevante interés ecológico, cultural, arqueológico y socioeconómico. Éstos identifican la extensión de los efectos sobre el medio ambiente, a través del uso de fotogramas aéreos.

Existen aun otros métodos, en general próximos al de McHarg, como el de Tricart y el sistema de planificación ecológica de Falque (Bolea, 1984), el sistema de Informaciones Geoambientales (Argento y Marques, 1988) y, más recientemente, los análisis por satélite (Cuhls, 2001).

MATRICES DE INTERACCIÓN

Las matrices de causa- efecto son métodos bidimensionales que relacionan acciones de los proyectos con factores ambientales. Aunque puedan incorporar parámetros de evaluación son fundamentalmente de identificación, como muestra el Cuadro 1.

Cuadro 1 – Matriz de Interacciones: Proyecto x Medio Ambiente

Acciones Impactantes	Servicios preliminares			Construcción			Operación		
	Decreto de Utilidad Pública	Inventario Topográfico	Sondeos	Implantación de los Canteros de Obras	Apertura de Caminos de Acceso	Apertura de Caminos y Construcción de las Torres	Transporte, Estructura y Equipamientos	Energía de las Líneas	Inspección y Mantenimiento de las Fajas
Ambientales	Suelo	0	0	0	0	0	0	0	0
	Agua	0	0	0	0	0			0
	Ecosistemas	0	0	0	0	0		0	0
	Nivel de Ruido			0			0	0	
Socio Económico Culturales	Uso del Suelo	0	0	0	0	0		0	0
	Paisaje				0	0			
	Estructuras Viales			0	0		0		
	Empleo			0					
	Mercado de Bienes Raíz	0						0	
	Agropecuaria	0			0	0			0
	Silvicultura	0			0	0			0
Estación Mineral	0					0			
Infraestructura Urbana y Equipamientos		0	0				0	0	
Conforto Ambiental a lo Largo de la Faja de Servicios						0	0	0	

0 - Interacciones poco significativas.

0 – Interacciones agrícolas.

Entre los métodos más conocidos se encuentra la Matriz de Leopold, elaborada en 1971 para el Servicio Geológico del Ministerio del Interior de los Estados Unidos. Esta matriz está constituida por 100 columnas, representativas de las acciones del proyecto, y por 88 líneas relativas a los factores ambientales, como ejemplificada en la figura 2, completando un total de 8800 interacciones posibles. Debido a la dificultad de operar con este número de interacciones, se trabaja normalmente con matrices reducidas para 100 ó 150, de las cuales, en general, unas 50 son significativas.

El principio básico de la Matriz de Leopold consiste, primeramente, en señalar todas las interacciones posibles, entre las acciones y los factores, para luego establecer en una escala que varía de 1 a 10, la magnitud y la importancia de cada impacto, identificando si el mismo es positivo o negativo. Aun así, la valoración de la magnitud es relativamente objetiva o empírica, pues, se refiere al grado de alteración provocada por la acción al factor ambiental. La puntuación de la importancia es subjetiva o normativa, ya que consiste en la atribución de peso relativo al factor afectado en el ámbito del proyecto.

En la matriz de Leopold son pocos los medios necesarios para aplicarla y su utilidad en la identificación de efectos. Ella contempla en forma bastante completa los factores físicos, biológicos y socioeconómicos. Sin embargo, tiene desventajas como, por ejemplo, no ser selectiva, en cuanto que no establece un sistema para centrar la atención en los aspectos más críticos o de mayor impacto ambiental y, además, no distingue entre efectos a corto y largo plazo. También no es sistemática y deja la evaluación del parámetro a la estimación y el buen criterio del usuario.

El establecimiento de estos pesos constituye uno de los puntos más críticos, no solamente de los métodos de matrices, sino también, como será visto a continuación, de los demás métodos cuantitativos. La Matriz de Leopold puede ser criticada en este sentido pues, en su primera concepción, no explica claramente la base de cálculo de las escalas de puntuación de la importancia y de la magnitud.

La falta de identificación, análogamente a los “check lists” de las interrelaciones entre los impactos, puede llevar al la sobreestimación o a la subestimación de los mismos. El poco énfasis atribuido a los factores sociales y culturales es también un aspecto criticable.

Una cuestión muy discutida, en el uso de este tipo de método, es la pertinencia o no de calcular un índice global del impacto ambiental, resultante de la suma ponderada (magnitud x importancia) de los impactos específicos. Debido a la diferente naturaleza de los impactos, algunos autores defienden la no contabilización de índice global, sugiriendo la elaboración de matrices

para diversas alternativas y la comparación entre las mismas en el ámbito de cada efecto específico y significativo.

De cualquier forma, es importante señalar que el índice global solamente podrá ser calculado si hay compatibilidad entre las escalas utilizadas para los varios impactos, ya que las escalas de intervalos o tasas están sujetas a manipulación matemática. De este modo, efectos medidos en escalas nominales u ordinales deberán ser convertidos para aquel tipo de escala. Como la Matriz de Leopold no explica, en principio, las bases de cálculo de las escalas, la contabilización del índice, útil para indicar el grado global de impacto de un determinado proyecto, no es aconsejable, a no ser que sean incorporadas las consideraciones anteriormente mencionadas. Además, es fundamental resaltar que el cálculo del índice global de un proyecto solamente tiene sentido cuando referenciado a los índices globales de alternativas de este proyecto.

RELACIÓN DE LAS ACCIONES (columnas)	RELACIÓN DE LOS FACTORES AMBIENTALES (líneas)
<p>A. Modificación del régimen</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Alteración de la cobertura terrestre 2. Controles biológicos 3. Modificación del hábitat 4. Introducción de flora y fauna exótica 5. Alteración de la hidrología 6. Alteración del drenaje 7. Control del río y modificación del flujo 8. Canalización 9. Irrigación 10. Modificación del clima 11. Quemadas 12. Superficie o pavimentación 13. Ruido y vibración <p>B. Transformación del área y construcción</p> <ol style="list-style-type: none"> 14. Urbanización 15. Sitios industriales y edificios 16. Aeropuertos 17. Rutas y puentes 18. Caminos y senderos 19. Vías férreas 20. Cables y ascensores 21. Contención de agua para hidroeléctricas y diques 22. Barreras incluyendo alambrados 23. Dragas y refuerzo de canales 24. Revestimiento de canales 25. Canales 26. Líneas de transmisión, viaductos Terminales marítimos, marinas, puertos, muelles 27. Estructuras "off shore" 28. Estructuras recreativas 29. Dinamitaje y perforación 30. Desmonte y carga 31. Túneles y estructuras subterráneas <p>C. Extracción de recursos</p> <ol style="list-style-type: none"> 32. Dinamitaje y perforación 33. Excavaciones superficiales 34. Excavaciones subterráneas 35. Perforación de pozos y remoción de fluidos 36. Dragas 37. Explotación forestal 	<p>A. Características Físicoquímicas</p> <p>A.1. Tierra</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Recursos minerales 2. Material de construcción 3. Suelos 4. Geomorfología 5. Campos magnéticos y radioactividad de fondo 6. Factores físicos especiales <p>A.2. Agua</p> <ol style="list-style-type: none"> 7. Continental 8. Oceánica 9. Subterránea 10. Calidad 11. Temperatura 12. Recarga 13. Nieve, hielo y heladas <p>A.3. Atmósfera</p> <ol style="list-style-type: none"> 14. Calidad (gases, articulados) 15. Clima (micro, macro) 16. Temperatura <p>A.4. Procesos</p> <ol style="list-style-type: none"> 17. Inundaciones 18. Erosión 19. Deposición, sedimentación y precipitación 20. Solución 21. Cambio de curso de ríos, complejos 22. Compactación y asentamiento 23. Estabilidad 24. Sismología 25. Movimiento del aire <p>B. Condiciones Biológicas</p> <p>B.1. Flora</p> <ol style="list-style-type: none"> 26. Árboles 27. Arbustos 28. Pastizales 29. Producción de granos 30. Micro flora 31. Plantas acuáticas 32. Especies amenazadas 33. Barreras ecológicas 34. Cinturón ecológico <p>B.2. Fauna</p>

- | | |
|--|--|
| 38. Pesca comercial y caza | 35. Aves |
| D. Procesamiento | 36. Animales terrestres (inclusive reptile) |
| 39. Agricultura | 37. Peces y moluscos |
| 40. Creación de ganado y pastoreo | 38. Organismos bentónicos |
| 41. Producción de alimentos | 39. Insectos |
| 42. Producción de lácteos | 40. Micro fauna |
| 43. Producción de energía | 41. Especies amenazadas |
| 44. Procesamiento mineral | 42. Barreras ecológicas |
| 45. Industria metalúrgica | 43. Cinturón ecológico |
| 46. Industria química | C. Factores Culturales |
| 47. Industria textil | C.1. Uso del área |
| 48. Automóviles y aviones | 44. Espacios abiertos y salvajes |
| 49. Refinerías | 45. Zonas húmedas |
| 50. Alimentación | 46. Silvicultura |
| 51. Aserraderos | 47. Pastizales |
| 52. Papel y celulosa | 48. Agricultura |
| 53. Almacenamiento de productos | 49. Zona residencial |
| E. Alteración del terreno | 50. Zona comercial |
| 54. Control de erosión y cultivo en terrazas | 51. Zona industrial |
| 55. Control de residuos y cerramiento de minas | 52. Minas y canchales |
| 56. Minas abiertas | C.2. Recreación |
| 57. Paisaje | 53. Caza |
| 58. Dragas de puertos | 54. Pesca |
| 59. Terraplén y drenaje | 55. Navegación |
| F. Recursos renovables | 56. Baño |
| 60. Reforestación | 57. Camping |
| 61. Recirculación de residuos | 58. Excursión |
| 62. Recarga de reservas de aguas subterráneas | 59. Zonas de recreación |
| 63. Aplicación de fertilizantes | C.3. Intereses humanos y estéticos |
| 64. Gerenciamiento y control de la vida animal | 60. Vistas panorámicas y paisajes |
| G. Cambios en el tráfico | 61. Naturaleza |
| 65. Vías férreas | 62. Espacios abiertos |
| 66. Automóviles | 63. Paisaje |
| 67. Camiones | 64. Agentes físicos especiales |
| 68. Navíos | 65. Parques y reservas forestales |
| 69. Aviones | 66. Monumentos |
| 70. Tráfico fluvial | 67. Especies o ecosistemas especiales |
| 71. Deportes náuticos | 68. Lugares y objetos históricos o arqueológicos |
| 72. Senderos | 69. Ausencia de armonía |
| 73. Cables y ascensores | C.4. Nivel cultural |
| 74. Comunicaciones | 70. Estilos de vida (patrones culturales) |
| 75. Viaductos | 71. Salud y seguridad |
| H. Disposición y tratamiento de residuos | 72. Empleo |
| 76. Fosas sépticas, comerciales y domésticas | 73. Densidad poblacional |
| 77. Vertederos | C.5. Servicio e infraestructura |
| 78. Disposición de residuos de minas | 74. Estructuras |
| 79. Almacenamiento subterráneo | 75. Red de transporte |
| 80. Disposición de hierro viejo | 76. Red de servicios |
| 81. Descarga de pozo de petróleo | 77. Eliminación de residuos sólidos |
| 82. Disposición en pozo profundo | 78. Barreras ecológicas |
| | 79. Corredores |
| | D. Relaciones Ecológicas |
| | 80. Salinidad de recursos hídricos |
| | 81. Eutrofización |
| | 82. Vectores de enfermedad (insectos) |
| | 83. Cadenas alimentares |
| | 84. Salinidad de materiales superficiales |

83. Descarga de agua de refrigeración	85. Invasión de hierbas dañinas
84. Descarga de residuos municipales	E. Otros
85. Descarga de fluidos líquidos	
86. Tanques de estabilización y oxigenación	
87. Depósitos marítimos	
88. Emisión de gases residuales	
89. Lubrificantes usados	
I. Tratamientos químicos	
90. Fertilización	
91. Descongelamiento de rutas	
92. Estabilización química del suelo	
93. Control de vegetación silvestre	
94. Control de insectos (pesticidas)	
J. Accidentes	
95. Explosiones	
96. Derrames y pérdidas	
97. Fallas operacionales	
K. Otros	

Figura 2 – Matriz de Leopold et al. (1971)

Otros tipos de matrices han sido desarrolladas a partir de ésta, como por ejemplo la matriz RIAM (Matriz Estimativa de Rápido Impacto) que usa una matriz estructurada para permitir que, tanto los juicios subjetivos como los fundamentados en datos cuantitativos se hagan en una base de igual para igual, de tal forma que suministre un registro transparente y permanente de los juicios formados (Pastakia y Jensen, 1998).

MATRIZ REFERENCIAL DE IMPACTOS AMBIENTALES

Esta metodología, desarrollada por Lisboa da Cunha (comunicación personal) y su equipo técnico, es actualmente muy utilizada en Brasil en los estudios de impactos ambientales porque es bastante práctica y aceptada por los órganos ambientales.

La matriz es construida con base en la caracterización actual de la región de implantación y es aplicada a la dinámica de los componentes ambientales. Ésta identifica los impactos ambientales más significativos y/o críticos en cada medio ambiental físico, biológico y socioeconómico.

El diagnóstico y el pronóstico tendrán apreciaciones separadas, siendo aquél evaluado primeramente, sin considerar el proyecto como existente, analizándose las opciones existentes de localización.

Las fases del proyecto para el análisis serán:

- Construcción (entendida como hipótesis de implantación de forma amplia);
- Operación

El análisis cuantitativo referente a la matriz será desarrollado a partir de la evaluación de las alteraciones ambientales incidentes en cada fase del proyecto, en los medios físicos, biológicos y antrópicos, y adoptará criterios de valores empíricos. De esa forma, el Medio Natural será expresado por los elementos físicos y biológicos contenidos dentro del área de estudio, observándose aquellas características que expresan la dinámica de los ecosistemas y no solamente las descripciones taxonómicas y físicas de sus elementos.

El medio Antrópico va a considerar los aspectos que engloban la acción del hombre en la región, la funcionalidad de los asentamientos humanos y sus interdependencias socioeconómicas, culturales e históricas.

De manera más específica se puede resaltar que la proposición del pronóstico de criterios potenciales, en relación a la contaminación del aire y del agua, a partir de la predicción por simulación, permitirá la discusión de escenario de medio y largo plazo, posibilitando la introducción de propuestas que se consoliden como medidas mitigadoras para la operación ambientalista adecuada del nuevo proyecto.

Los criterios de los impactos pueden ser visualizados a través de los cuadros matriciales, en los cuales se hace una apreciación global y multidisciplinar. Cada factor ambiental que tuvo su magnitud comparativa evaluada es analizado por el especialista del área. También serán utilizadas las características diferenciales de orden, espacio y tiempo (impacto directo o indirecto; local, regional o estratégico; inmediato, medio o largo plazo; temporario o permanente; cíclico o irreversible).

Los atributos utilizados en esta matriz son presentados en el cuadro a continuación:

Cuadro 2 – Matriz referencial de Impactos Ambientales (Lisboa da Cunha, comunicación personal)

	CLASIFICACIÓN Y SÍNTESIS	Proyecto	
	DE LOS IMPACTOS	Código	Cliente
	AMBIENTALES	Fecha	Página -- de--
DESCRIPCIÓN DE LOS CAMPOS			
SÍNTESIS DEL IMPACTO			
REFERENCIA	: es la del capítulo que describe el impacto		
FASE	: es el tiempo del proyecto		
ACCIÓN	: acción hecha u obra que influenciará el medio	IMPLANTACIÓN / OPERACIÓN	
IMPACTO	: alteración del medio causada por la acción		
CLASIFICACIÓN DEL IMPACTO			
INCIDENCIA	: directo / indirecto		
AMPLITUD	: puede ser local / regional / estratégico		
PERIODICIDAD	: puede ser constante o intermitente		
CARENCIA	: puede ser inmediato / corto / medio / largo plazo		
RECURRENCIA	: es el intervalo de tiempo (cíclico) / temporario / permanente		
REVERSIBILIDAD	: naturalmente reversible / reversible por intervención humana / irreversible		
MAGNITUD	: es el grado cualitativo del impacto en el medio (negativo / positivo)		
	NEGATIVO	SIN CRITERIO O BENEFICIO	POSITIVO
	-1 bajo criterio		+1 poco beneficio
	-2 medio criterio	0	+2 medio beneficio
	-3 alto criterio		+3 alto beneficio
	-4 excesivo criterio		

REDES DE INTERACCIÓN

Son flujogramas que representan una secuencia de operaciones o interacciones entre componentes de un sistema. Por su naturaleza sistémica, las redes de interacción posibilitan la identificación de interacciones en varios sentidos entre sus componentes o compartimientos, permitiendo también la identificación de las influencias de esos impactos de orden superior sobre el impacto primario (“feedback”).

De este modo, las redes representan un avance en relación a los métodos anteriores, pues al establecer relaciones del tipo causas x condiciones x efectos, permiten una mejor identificación de los impactos y de sus

interrelaciones. Además de presentar una red compuesta por los diversos efectos posibles, también indica acciones correctivas y mecanismos de control.

El método de Sorensen (1972) es utilizado para analizar los factores que surgen de los diferentes usos del suelo. Esos factores implican en impactos ambientales que, a su vez, serán clasificados en impactos principales, consecuencias y efectos. Los diferentes usos alternativos del área se descomponen en un cierto número de acciones elementales, referentes a las condiciones iniciales del área de estudio (impactos primarios o directos); determinando las condiciones finales, una vez estudiados los efectos (conflictos entre los diferentes usos del territorio). Para cada situación de conflicto se proponen las soluciones pertinentes. Este método emplea varias tablas y gráficos. Se ha utilizado en Estados Unidos en la planificación de zonas costeras.

La gran importancia de ese método es que permite identificar impactos indirectos de segundo, tercer orden, etc. Para eso, se organiza una secuencia de efectos provocados por cada acción de los proyectos; a continuación, se relacionan los efectos secundarios acarreados y así sucesivamente.

En 1980, Rau y Wooten introdujeron en el Método de Sorensen parámetros de valor de magnitud, importancia y probabilidad direccionados al cálculo de un índice global de impacto. A pesar de presentar ventajas en relación a los métodos anteriores, persisten en este enfoque problemas conceptuales relativos a la determinación de la importancia, además de ser relativamente difícil garantizar el uso de escalas por intervalos para todos los impactos. La introducción del parámetro probabilidad, si por un lado representa un avance en el sentido de romper con la óptica determinista, por el otro, presenta una nueva dificultad que consiste en la falta de informaciones históricas que permitan su cálculo.

Existen, también, otros métodos que siguen aproximadamente los mismos principios de Sorensen, entre los cuales citamos el Método del CNYRPAB (Departamento de Desarrollo y Planeamiento Regional del Estado de Nueva York) y el Método Bereano, utilizado para identificar los impactos del oleoducto de Alaska.

Un ejemplo son los efectos del lanzamiento de SO₂ por una industria, como mostrado en la figura 3, o las consecuencias de la deforestación, mostrado por la figura 4.

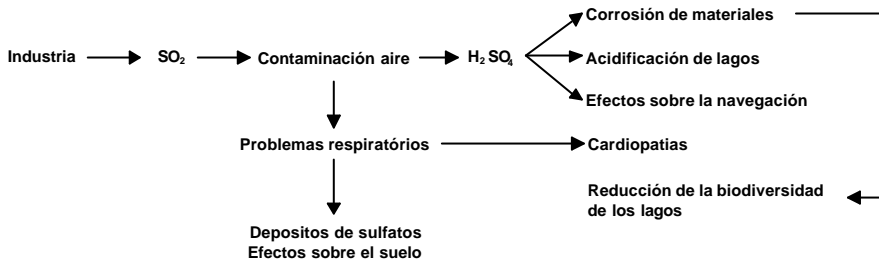


Figura 3 – Efectos del lanzamiento de SO₂ por una industria

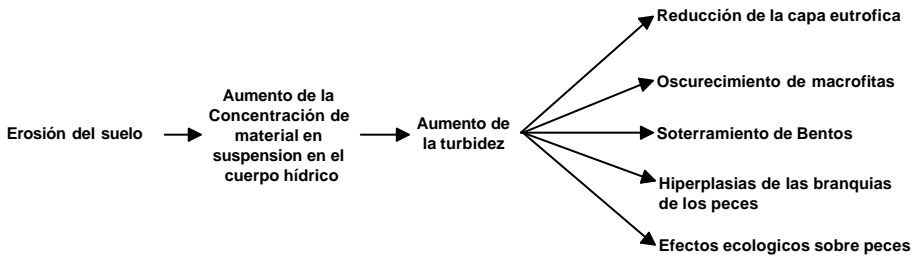


Figura 4 – Esquema de las consecuencias de la erosión del suelo después de la deforestación.

DIAGRAMAS DE FLUJO

Los diagramas representan otra categoría de métodos de identificación y toman como base el trabajo desarrollado, en 1971, por Odum. Utilizando simbología relativa a circuitos electrónicos, el autor sugiere que los impactos sean medidos en términos de fijación y flujo de energía entre los componentes de los ecosistemas. Este enfoque fue aplicado por algunos autores para una evaluación de impacto ambiental. Gilliland y Risser (1977) utilizaron este método para analizar los efectos de misiles de alcance en Nuevo México.

La gran ventaja de los diagramas es la utilización de una unidad de medida común para que se puedan medir todos los impactos, evitando por tanto la conversión en escala. A pesar de esto, el método no es muy difundido debido al relativo grado de complejidad en el establecimiento de flujos de energía para todos los impactos. Aspectos como ruido, factores estéticos, sociales, culturales y otros son difíciles de ser medidos en unidades energéticas.

Métodos de predicción

Los métodos de predicción tienen un amplio espectro. Pueden ser modelos matemáticos, físico- matemático o físicos (modelos reducidos) complementados por una serie de ensayos y pruebas experimentales, tomando los datos *in situ*. Con eso, puede realizarse la predicción de efectos y evaluarse las alteraciones del ecosistema que se considera. Generalmente, estas predicciones están basadas en modelos conceptuales de cómo funciona el universo, por lo que resultan adecuados para los impactos geobiofísicos.

MODELOS DE SIMULACIÓN

Estos modelos están relacionados con la inteligencia artificial, o modelos matemáticos, y destinados a representar, tanto como sea posible, el comportamiento de parámetros ambientales o las relaciones e interacciones entre las causas y los efectos de determinadas acciones. Éstos pueden ser dinámicos o estáticos,, según la variable tiempo se introduzca o no, en determinadas condiciones.

La primera fase de construcción de un modelo matemático es la delimitación espacial y temporal del sistema: el universo de análisis y la determinación de las unidades territoriales comprendidas o estudiadas por el modelo. Después se determina la magnitud del impacto. La metodología será muy distinta si el impacto es grande o pequeño. Para eso se realiza un estudio preliminar, sencillo, que dará una idea más clara de la magnitud.

Los modelos desarrollados a partir de los años 70 son bastante útiles en proyectos de usos múltiples y pueden ser utilizados aunque la operación del proyecto haya comenzado. Así, son capaces de procesar variables de calidad y cantidad e incorporar medidas de magnitud e importancia de impactos ambientales. Se pueden adaptar a diferentes procesos de decisión y facilitar la inclusión de varios participantes en el referido proceso. Requieren personal técnico experimentado para el manejo de programas y equipamientos apropiados y caros.

La mayor ventaja del empleo de modelos es la concentración de la información, tan sólo en lo que es esencial, para la definición del comportamiento del sistema. Como la inclusión de cada nuevo flujo energético en un modelo agrega complejidad (y la posibilidad de introducir errores) exponencialmente al número de flujos, es siempre preferible mantener los modelos lo más simple posible, evitándose complejidad superflua una vez que en éstos, todos y cada uno de los compartimientos interroguen (Rodrigues, 1998).

La existencia de un límite en el número de variables a ser estudiadas, exigiendo una selección previa de datos con calidad para construir los modelos, puede ser una dificultad. A veces se observan, también, dificultades de comunicación y consecuente entendimiento con el público, ocasionando problemas para las futuras decisiones.

La evaluación de un proyecto de desarrollo, en cuanto a los impactos ambientales que pueden ser acarreados, produce cuestiones como las siguientes:

- Determinación de variables pertinentes;
- Selección de la metodología a seguir;

Necesidad de informar al responsable por el proyecto y al órgano de control ambiental a respecto de la evaluación de cada etapa, así como evaluar sus alternativas viables;

– Necesidad de ofrecer informaciones comprensibles al público.

El uso de modelos ha sido un excelente medio para la resolución de cuestiones, como las arriba citadas. Según Holling (1978), los modelos presentan las ventajas y desventajas indicadas como en el Cuadro 3.

Cuadro 3 – Ventajas y desventajas de los Modelos. Holling (1978)

DESVENTAJAS	VENTAJAS
Requiere computadoras	Promueve comunicaciones entre disciplinas
Requiere capacitación y tiempo	El usuario es forzado a entender cuestiones y mecanismos casuales.
Los resultados pueden ser aceptados más rápidamente por las autoridades	Cualquier forma de relación puede ser trabajada, sea ésta lineal o no lineal.
Los resultados son generalmente complejos (si hay muchas variables) y pueden ser difíciles de comunicar a las autoridades	Facilita la identificación de variables claves o de relaciones que necesitan ser investigadas.
Las relaciones entre las variables son consideradas constantes a través del tiempo	Puede fácilmente comparar esquemas alternativos de gerenciamiento. Puede usar informaciones detalladas sobre procesos. Puede utilizar informaciones sobre procesos conocidos, que no fueron todavía investigadas, para un determinado sistema.

Una importante selección de modelos matemáticos usados en los EIA, en Canadá, fue presentada por el Canadian Environmental Assessment Research Council (CEARC-1986). La principal conclusión de ese estudio es que los modelos deben tener mayor credibilidad y presentar mayor grado de aceptación por el público, que no siempre es consciente de los riesgos de un proyecto. Así, por ejemplo, la comunidad se preocupa mucho más con los riesgos de emisiones de una usina nuclear, de que con los causados por emisiones industriales o, en otros aspectos, por ejemplo, por el cigarrillo o por el tránsito en nuestras avenidas o carreteras.

Un libro importante, sobre la aplicación de modelos en la ecología, es el de Jørgensen (1983). Presentamos, a continuación, algunos ejemplos de modelos utilizados en los estudios de impactos ambientales (EIA).

MODELOS DE EVALUACIÓN Y GERENCIAMIENTO AMBIENTAL

Cuando conocemos los componentes de un ecosistema, podemos construir un modelo al respecto con la finalidad de verificar los efectos de diferentes acciones sobre el mismo; evaluar acciones, procurando disminuir aquellos efectos, así como evaluar las consecuencias de diferentes estrategias de gerenciamiento. Uno de esos modelos es el desarrollado por Holling (1978), con colaboradores de la Universidad de la Columbia Británica y que ha sido usado en los EUA y en Canadá. Un buen ejemplo de uso de ese modelo es el trabajo de Argue et al. (1983) sobre la pesca de salmón.

Como destaca muy bien Westman (1985), modelos de este tipo tienen varias limitaciones:

- Exigen la existencia de muchos datos, de buena calidad, sobre el ecosistema;
- El modelo puede operar igualmente con la ausencia de datos. Eso puede llevar a los investigadores a establecer criterios erróneos procurando la obtención de determinados resultados, como en el ejemplo, permitir la sobrepesca. Así, estarían direccionando los datos, lo que puede ocasionar daños mayores e imprevisibles al ecosistema;
- El modelo será siempre una simplificación del ecosistema y, por eso, puede fallar al intentar prever, de forma simplificada, situaciones normalmente complejas.

MODELOS PARA LOS CUERPOS HÍDRICOS

Existen, diversos modelos desarrollados para cuerpos hídricos (Golden et al, 1980). Entre ellos, son muy conocidos los modelos utilizados para estudiar los cambios de la concentración de materia orgánica a lo largo de un río por medio de de la fórmula (Westman, 1985):

$$-\frac{dCt}{dt} = \frac{Co}{t} - \frac{Co \cdot (K1 - K2 - K3)}{t}$$

Donde:

Ct = concentración de materia orgánica en un tiempo t

Co = concentración de materia orgánica en el tiempo cero

Co / t = tasa de desecho de materia orgánica en el río

k1 = proporción de materia orgánica sedimentada/unidad de tiempo

k2 = proporción de materia orgánica decompuesta cuando todavía está en suspensión en el agua

k3 = proporción de materia orgánica asimilada por organismos decompositores.

MODELOS PARA CALIDAD DEK AIRE

Entre los más conocidos están los modelos de dispersión gausiánica de la pluma (Stern, 1976; Hanna et al. 1982). Son bastante eficaces cuando las reacciones químicas y fotoquímicas que ocurren en la atmósfera no son importantes, en el caso contrario, hay necesidad de calibrar el modelo. El modelo de dispersión gausiánica, para una fuente elevada (chimenea), es el siguiente (Rau y Wooten, 1980).

$$C_j(x, y, z) = \frac{Q_j}{2p} \cdot \bar{m} \cdot s_y \cdot s_z \cdot e^{\left(-\frac{y^2}{2s^2 \cdot z^2}\right)} \cdot e^{\left(-\frac{(z-H)^2}{2s^2 \cdot z}\right)} + e^{\left(-\frac{(z+H)^2}{2s^2 \cdot z}\right)}$$

Donde:

Cj = concentración en el estado de equilibrio

x,y,z = coordenadas en el eje de la pluma

Qj = tasa de emisión del contaminante

μ = velocidad media del viento en la dirección x, en m/s

σz = coeficiente gausiánico de dispersión vertical

σy = coeficiente gausiánico de dispersión horizontal

H = altura de la chimenea (m)

Para determinar la concentración máxima de SO_2 en la superficie del suelo, cuando la distribución del óxido en la pluma sea gausiánica, se puede usar la expresión:

$$C_{\max} SO_2 = \frac{10^6 \cdot Q_{SO_2}}{\sqrt{2p \cdot \sigma_y^2 \cdot r \cdot \bar{m} \cdot H_f}}$$

donde:

Q_{SO_2} = emisión SO_2 , g/s

σ_y^2 = $\sigma_y + (0,47 H, m)$

σ_y = coeficiente gausiánico horizontal según TVA (Tennessee Valley Authority)

ρ = densidad del SO_2 , gso/m²

μ = velocidad media del viento m/s

H_f = altura, de la superficie del suelo al tope del estrato de la mezcla

Varios desarrollos del modelo gausiánico incluyeron características que no eran parte del modelo original:

- Reflejo del contaminante en el suelo;
- Introducción de varias fuentes emisoras de contaminantes;
- Reacción lineal o tasa de decaimiento, lavaje por la lluvia, sedimentación de partículas, absorción por la vegetación o por el agua;
- Efectos topográficos;
- Variación temporal y espacial de las condiciones metereológicas.

Se debe destacar que los modelos gausiánicos no se aplican a todas las situaciones, como para representar una camada límite consecutiva. En esa situación las plumas descendentes y ascendentes son compuestas de distribución estadística independiente, que presenta comportamientos diferentes. Modelos desarrollados por Misra (1982) y Venkatran (1982) fueron utilizados para resolver situaciones como éstas.

Fruehauf y Bruni (1990), utilizaron los modelos de dispersión, TVA y CDM con la serie UNAMAP (User's Network for Applied Modelling of Air Pollution), en el estudio de la concentración media de SO en barrios de São Paulo, Brasil, mostrando su utilidad para evaluaciones ambientales de la calidad del aire. Del Picchia (1990) presenta un estudio sobre la implantación en microcomputadora del modelo para la determinación de la trayectoria de la pluma emitida por una chimenea, para gases más pesados que el aire.

MODELOS ECOLÓGICOS Y ECOTOXICOLÓGICOS

A pesar de existir varios modelos ecológicos, han sido poco usados en el EIA, pues:

- Muchos no pueden tener aplicación generalizada;
- Algunos modelos poseen “inputs” prohibitivos;
- Faltan, en muchos, informaciones sobre flujos de material y de energía entre niveles tróficos;
- Muchos modelos se repiten (o son redundantes);
- No hay, todavía, un número suficiente de especialistas en modelado;
- Hay, todavía, falta de confianza en modelos ecológicos, que no siempre son universalmente aceptados;

Westman (1985) discute diversos tipos de modelos ecológicos. Entre esos modelos están los de Park et al. (1982) y el de Schnoor et al. (1983) que estudian, respectivamente, el destino de compuestos orgánicos tóxicos en el ambiente acuático (Pest Model) y el que estudia transporte y bioacumulación (Toxic Model), figura 5.

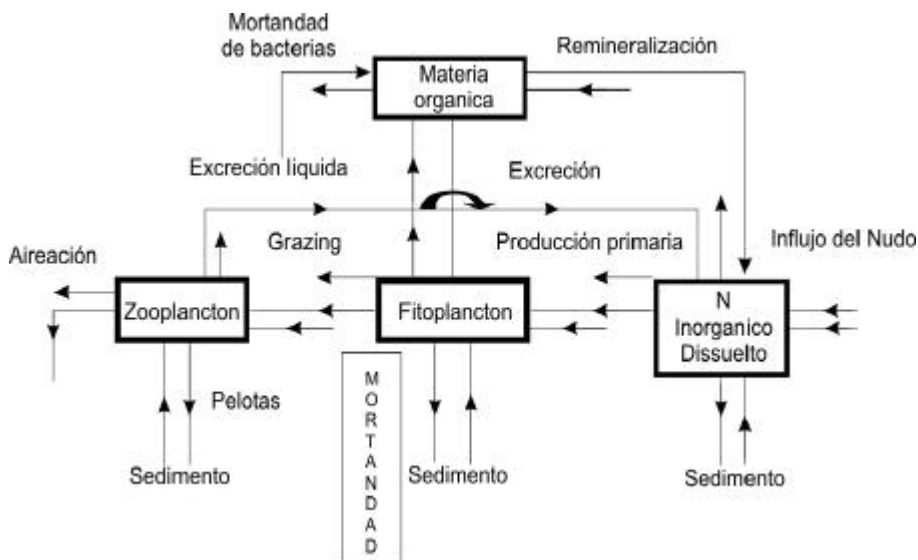


Figura 5 – Balance del Flujo Medio de Nitrógeno. Schnoor et al. (1983).

Ese modelo considera cuatro variables profundamente integradas:

1. Nutriente limitante disuelto (N);
2. Biomasa fitoplanctónica (P);
3. Biomasa zooplanctónica (Z);
4. Materia orgánica disuelta (OM).

La ecuación de conservación para el N inorgánico disuelto es:

$$-\frac{dN}{dt} = D \cdot \left(C_s \cdot \frac{N}{H} \right) + R(OM) + EZ - GP$$

donde:

D = coeficiente de difusión para el N inorgánico disuelto, del sedimento en el agua

C_s = concentración de N inorgánico disuelto, en el agua intersticial del sedimento

N = concentración de N inorgánico disuelto, en la columna de agua intersticial del sedimento

H = profundidad de la columna de agua

R = tasa de remineralización de la materia orgánica

OM = concentración de la materia orgánica disuelta en la columna de agua, expresada como cantidad equivalente de N

E = tasa de excreción de N por el zooplancton

Z = biomasa del zooplancton en la columna de agua

G = coeficiente para producción primaria

P = biomasa de fitoplancton en la columna de agua

Modificándose cualquier componente de la figura 5, podemos modelar su reflejo en los demás flujos. Eso podría ser hecho, por ejemplo, cuando los fluidos aumentaran el aporte de N, o cuando ocurriera un aumento de la concentración de la materia orgánica debido a la descarga de residuos sanitarios.

El modelo de la Figura 6 de Hyer (1977), muestra las variables dependientes en función del tiempo y del espacio. Hay dos ciclos cerrados de nutrientes que comienzan y terminan en la clorofila (que en este caso está usada como un índice de biomasa fitoplanctónica). Según Hyer, el submodelo DBO carbonáceo – oxígeno disuelto, interactúa con la clorofila por medio de la fotosíntesis y respiración y con el ciclo de N, por medio de la oxidación. La salinidad es independiente de los demás componentes (excepto una pequeña contribución en la concentración del oxígeno disuelto) y las bacterias son totalmente independientes de los demás componentes. El modelo incluye procesos hidráulicos de transportes advectivos longitudinales y circulación gravitacional, dispersión longitudinal, dispersión lateral, mezcla vertical y advección resultante de la circulación gravitacional.

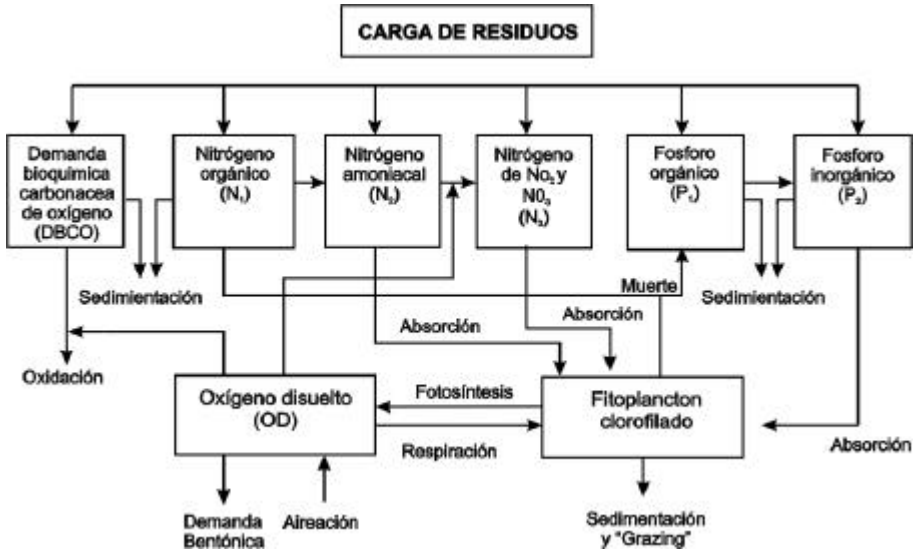


Figura 6 – Modelo esquemático de las interacciones ecosistémicas en el río

Es extremadamente importante que los ecólogos, participantes de los equipos multidisciplinares que realizarán los EIA, tengan siempre presentes las interrelaciones ecosistémicas como presenta la Figura 7 a continuación:

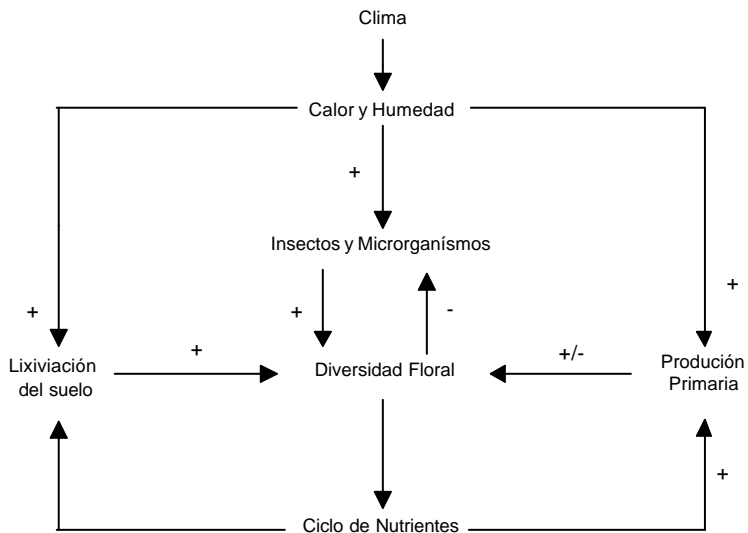


Figura 7 – Interrelaciones Ecosistémicas

PROYECCIÓN DE ESCENARIOS

El método de Proyección de Escenarios está basado en el análisis de situaciones ambientales probables, en términos de evolución de un ambiente (cada situación corresponde a un escenario), y/o situaciones hipotéticas, referentes a situaciones diferenciadas producidas por alternativas de los proyectos y programas. Tiene por objetivo orientar a las autoridades gubernamentales sobre el cumplimiento de sus metas de largo plazo, a través de indicadores de tendencias probables. Las variables a ser analizadas tendrán mayor o menor grado de influencia en la determinación de los estados futuros de los sistemas ambientales. Los escenarios surgen a partir de la acción continua del (los) proyectista (s) y del ambiente a ser estudiado, incluidos factores naturales y externos.

Según Ávila y Santos (1989), los escenarios pueden ser clasificados en tres categorías:

1. Escenarios evolutivos y anticipatorios – Los primeros describen las trayectorias del sistema en estudio, desde el presente hasta un horizonte determinado, buscando ver las consecuencias de decisiones tomadas hoy y en el futuro próximo. Por otra parte, los escenarios anticipatorios describen un estado futuro del sistema, emitiendo consideraciones sobre cómo llegar a las trayectorias.
2. Escenarios tendenciales y escenarios alternativos – La distinción entre tendencias y alternativas está en el centro del análisis. En los escenarios tendenciales, políticas y situaciones no se diferencian radicalmente de las tradicionales. Para los alternativos, sin embargo, se busca investigar posibilidades estructuralmente diferentes de aquéllas.
3. Escenarios exploratorios y escenarios normativos – Los exploratorios buscan, para una determinada situación, analizar las consecuencias de varias políticas seleccionadas *a priori*, o de manera alternativa; al contrario, los normativos establecen las consecuencias deseadas y determinan, para cada situación, qué políticas permiten alcanzar la meta deseada.

Existen otras propuestas diferentes de clasificación de escenarios, pero en general los conceptos se repiten a partir de las definiciones básicas. En la proyección de escenarios, los referidos autores apuntan como primera etapa la construcción de una base, o sea, la imagen del estado actual del sistema a partir de la cual el estudio prospectivo se puede desarrollar. Cuando este método es adaptado para los estudios de impacto ambiental, se elaboran algunos tipos básicos de escenarios: los de las alteraciones ambientales con y sin la implantación y/u operación del proyecto en cuestión, y los de las alternativas constructivas del referido proyecto.

Construida la base, se inicia la parte prospectiva propiamente dicha, donde los autores mencionados sugieren las siguientes etapas:

1. Definir los propósitos de los escenarios y organizar el equipo que los desarrollará;
2. Levantar datos que puedan auxiliar en el montaje de los mismos;
3. Hacer una lista de todos los factores relevantes, para el estudio;
4. Seleccionar también aquéllos que serán abordados específicamente en los escenarios alternativos;
5. Definir la situación actual en términos de factores seleccionados, abordando todas sus interacciones;
6. Preparar escenarios alternativos, en versión preliminar;
7. Verificar la consistencia, transparencia y amplitud de los escenarios elaborados;
8. Modificar los escenarios, en el caso que sea diagnosticada alguna falla, y preparar su versión final.

En principio, intentar pronosticar cual será el escenario futuro parece demasiado pretencioso. En realidad, el método conduce a los escenarios más probables, sirviendo como herramienta para la absorción de los puntos de vista diferentes, estimulando el desarrollo de un sistema estructurado para monitorear tendencias y eventos importantes. Igualmente, es imperativo

que el número de estados futuros del sistema sea limitado, facilitando el posicionamiento de quien toma las decisiones y la comprensión de los impactos de sus actitudes. Se resalta el valor de la experiencia profesional de los técnicos que utilizan la proyección de escenarios en sus evaluaciones ambientales, contribuyendo bastante para reducir el riesgo de implantación de políticas inadecuadas.

Una dificultad que el uso de escenarios presenta es la necesidad de filtrar las hipótesis plausibles. Eso exige el establecimiento arbitrario de gran cantidad de coeficientes de impacto entre los eventos y las variables y políticas consideradas, normalmente, condicionadas a la probabilidad o niveles de coherencia.

MÉTODOS DE INTERPRETACIÓN

La fase de interpretación de resultados es tal vez la más importante del estudio, porque requiere tener unos criterios y conceptos claros de los objetivos y las finalidades que se buscan en las evaluaciones y, sobre todo, un amplio conocimiento de la problemática ambiental, de la planificación socioeconómica y de las ventajas e inconvenientes generales y específicos de cada alternativa.

La interpretación se puede hacer a través de los propios métodos de evaluación o modelos de síntesis y, sobre esa base, puede calcularse la evaluación neta del impacto ambiental y la evaluación global de los impactos, por comparación de resultados de determinados indicadores con la información básica existente.

MÉTODO BATTELLE- COLUMBUS

El método Battelle-Columbus fue elaborado por los respectivos laboratorios, por encargo de la EPA de los Estados Unidos, y se centró en la planificación de la gestión de los recursos del agua, pero se puede aplicar también a otros proyectos (Bolea, 1980). Es muy interesante pues permite previsiones de magnitud, aunque no permita evaluar interacciones entre los impactos, en los aspectos temporales. Es un tipo de lista ponderable con diferentes parámetros.

La importancia relativa de cada uno de los parámetros, en relación a la suma total de los impactos del proyecto, es dada por la atribución de pesos (Dee et al. 1973) como en el ejemplo a continuación. Para cada parámetro, el método crea un índice de calidad ambiental, normalizando la magnitud de los mismos en una escala de 0 –1 (Figura 8).

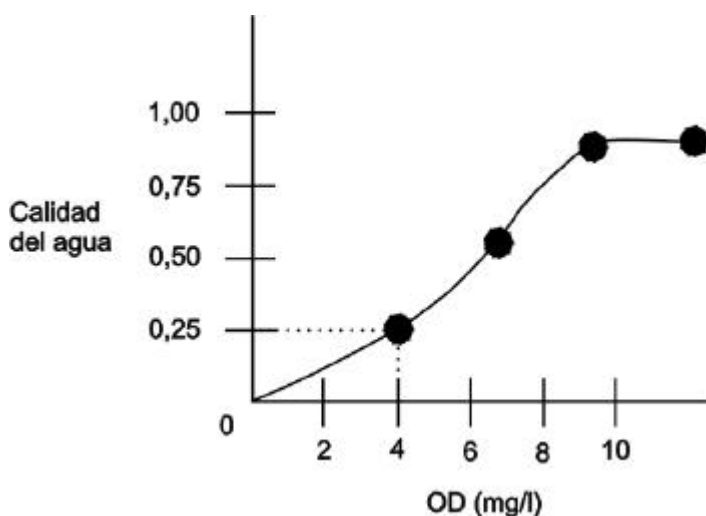


Figura 8 – Variación de la calidad del agua en función de la concentración de OD (oxígeno disuelto)

Así, para una concentración de oxígeno disuelto (OD) de 4 mg/l, la calidad será de 0,25. A continuación multiplicamos el valor obtenido por un peso, que representa la importancia relativa de la concentración de oxígeno entre todos los parámetros estudiados. Si sumamos todos los resultados obtenidos de ese modo, para todos los parámetros ambientales considerados, y dividimos por el número de esos parámetros, obtendremos el valor medio del impacto global del proyecto. La distribución de pesos, el desarrollo de las funciones y valores de los índices de calidad ambiental son obtenidos, siempre, por medio de un grupo de especialistas multidisciplinario, usándose la técnica Delphi. La Tabla 4 presenta un ejemplo del cálculo de los impactos de un proyecto por este método:

Tabla 4 – Cálculo de los Impactos de un Proyecto

Parámetros	Importancia	Calidad Ambiental Relativa	Cálculo
Temperatura del agua	0,10	94,0	9,40
PH	0,12	83,8	10,06
OD	0,17	93,4	15,88
DBO	0,10	68,0	6,80
Coliformes Fecales	0,15	54,8	8,22
N – total	0,10	92,9	9,29
P – Total	0,10	97,8	9,78
S-Total	0,08	86,5	6,93
Turbidez	0,08	43,9	3,51
Total	$\Sigma = 1$		$\bar{X} = 79,86/9 = 8,87$

Así, para un determinado cuerpo hídrico, el valor de la calidad del mismo después de recibir los impactos del proyecto sería de 8,87. El valor máximo posible es de 10,0. En condiciones naturales, la calidad del cuerpo hídrico es 9,4. Las acciones del proyecto producen una calidad de 8,87, el impacto del proyecto habrá acarreado una reducción de 0.53 en la calidad ambiental:

Impacto del proyecto (IP) = [Calidad ambiental sin el proyecto] - [Calidad ambiental con el proyecto]

$$IP = 9,4 - 8,87 = 0,53$$

Para atenuar problemas que puedan generarse con la selección de pesos que serán atribuidos a los parámetros ambientales (indicadores), Dee et al. (1973) propusieron las siguientes acciones:

I. Seleccionar cuidadosamente (con base en la capacitación profesional) un grupo de técnicos y explicarles el concepto de ponderación y su uso;

II. Relacionar:

1. Categorías(por ej., contaminación);
2. Componentes (por ej., del agua);
3. Indicadores (por ej., oxígeno disuelto).

III. Determinar que cada técnico del grupo, aisladamente, haga una lista de los elementos de cada uno de los tres niveles, en orden decreciente de importancia, según su punto de vista. Al primer elemento de la lista (el importante) le será dado el valor de 1. Pesos que pueden variar entre 0,99 a 0,00 serán atribuidos al segundo elemento de la lista, consecutivamente, pero considerando la distancia en términos de importancia, en relación al primero.

El mismo proceso será repetido para el tercero y demás elementos de la lista, siempre evaluando la situación (distancia, en términos de importancia), entre cada par consecutivo.

IV. Se comparan las listas y los pesos atribuidos por cada técnico del grupo, que deben ser objeto de discusión hasta llegar a una lista única y consensuada. Se repite el trabajo con el mismo grupo de técnicos y se comparan los resultados de los trabajos. Entonces, se discuten los resultados obtenidos, sus discrepancias, y se obtiene una lista (con pesos) final.

V. Se repite el trabajo con otro grupo de técnicos y se comparan los resultados. Se analizan las discrepancias hasta llegar a una lista y pesos finales. Ese proceso puede ser un poco lento, exigiendo la participación de muchos técnicos, pero los resultados serán, sin duda, muy buenos.

El método es jerarquizado, constituido por 4 categorías ambientales que se desdoblán en 18 componentes que, a su vez, se subdividen en 78 parámetros. La determinación del grado de impacto líquido para cada parámetro ambiental es dada por la expresión:

$$\text{UIA} = \text{UIP} * \text{C. A.} \quad \text{dónde:} \quad \begin{array}{l} \text{UIA} = \text{unidad de impacto ambiental} \\ \text{UIP} = \text{unidad de importancia} \\ \text{C.A.} = \text{índice de calidad ambiental} \end{array}$$

La contabilización final es hecha a través del cálculo de un índice global de impacto dado por la diferencia entre la unidad de impacto ambiental total con la realización del proyecto, menos la unidad de impacto ambiental sin proyecto, o sea:

(UIA) por proyecto = (UIA) con proyecto - (UIA) sin proyecto

El método provee además un sistema de alerta para identificar los impactos más significativos que deberán ser sometidos a un análisis de calidad más detallado. La unidad de importancia es fijada, a principio, haciendo un total de 1000 unidades, distribuidas por categorías, componente y parámetros a través de consulta previa a especialistas mediante la técnica Delphi.

Evidentemente, la UIP deberá ser modificada si el método es aplicado a otro tipo de proyecto o en contextos socioeconómicos diferentes. El índice de calidad ambiental será determinado a partir de la medición de los parámetros en sus respectivas unidades y posterior conversión, a través de funciones características de cada parámetro, en escalas de intervalos que varían de 0 a 10. Estas escalas pueden variar conforme la naturaleza de los parámetros y del ecosistema considerado.

Aunque este método presente ventajas en relación a los anteriores, en lo que se refiere a explicitar las bases de cálculo, presenta fallas en la identificación de las interacciones entre los impactos, pudiendo llevar a superestimación de los mismos. Además, existen dificultades relativas al establecimiento de las escalas. Mientras el comportamiento de algunos parámetros, como los de carácter físico y biótico, en principio, es de más fácil determinación, el comportamiento de otros, como los de naturaleza social y cultural, dificulta la aplicación de varias funciones.

Otra cuestión que aparece de nuevo, y también, en las demás técnicas que emplean escalas como unidades “común” de medida, es que al utilizarlas, en realidad, se comparan y se suman impactos de naturaleza diferente. Así, se podrá llegar a través de las respectivas funciones a índices de calidad ambiental iguales para dos parámetros, como por ejemplo “objetos

manufacturados” y “valores geológicos”, que, efectivamente, no son comparables entre sí.

Tambly y Cedenborg (1975), presentan un factor ambiental que, en condiciones totalmente naturales, tendrá un valor 1,0. Si estuviese totalmente degradado recibirá el valor 0,0. El cuadro 4 muestra la escala de calidad ambiental propuesta por aquellos autores para factores cuantitativos.

Cuadro 4 – Escala de Calidad Ambiental para Factor no Cuantitativo

0.0	Factor totalmente degradado o ausente	Degradación irreversible total de un aspecto del ambiente.
0.1	-----	Degradación severa pero reversible después de muchos años, o una degradación continua muy alta
0.2	Inferior a calidad media, ningún uso benéfico.	Degradación reversible después de cerca de 05 años
0.3	-----	Degradación moderada; irreversible después de cerca de 02 años
0.4	-----	Degradación menor, o continua, pero de bajo nivel.
0.5	Factor en estado de moderada calidad	Degradación de corta duración; insignificante a largo plazo; total de apenas parte de un aspecto ambiental.
0.6	-----	Degradación intensa; insignificante a largo término
0.7	-----	Degradación moderada; insignificante a largo plazo; disturbio intermitente de bajo nivel.
0.8	Calidad mayor de que la media pueden ocurrir usos benéficos	Degradación pequeña de corta duración; insignificante a largo término
0.9	Calidad excelente	Degradación insignificante tanto a corto como a largo término.
1.0	Factor ambiental en condiciones totalmente naturales	Sin impacto relevante.

MÉTODO DE CUANTIFICACIÓN DE VALORES ESTADÍSTICOS

La metodología para la cuantificación de valores estéticos, que se basa en los conceptos a continuación, fue presentada por Jones et al. (1975).

– Calidad visual de un paisaje sin el proyecto, evaluada en una escala de 1 (calidad visual muy elevada) hasta 100 (calidad visual muy baja). Así, una vegetación nativa, una cascada, un lago, en condiciones naturales tendrían nota 1, ya un depósito sanitario, una pedrera, un río altamente contaminado tendrían nota 100;

– Evaluación del nivel de integridad, o sea el grado relativo de condición natural de un paisaje o de sus elementos. Puede ser evaluada considerándose el nivel de urbanización y el de degradación presentes. Si no existen desarrollos antrópicos ni degradación y el uso antrópico es muy alto, el valor será 7. Se puede usar una escala como en el Cuadro 5, donde se presenta un ejemplo.

Cuadro 5 – Evaluación del Nivel de Integridad

Antes del Proyecto	Después del Proyecto	
		1. Altamente íntegro – sin alteración
(*)		2. Muy íntegro – muy pequeña alteración
		3. Moderadamente íntegro – poca alteración
		4. Moderadamente íntegro – moderadamente alterado
	(*)	5. Integridad moderadamente baja/ bien alterado
		6. Baja integridad/ altamente alterado
		7. Muy baja integridad/ extremadamente alterado

El método puede ser utilizado para cada elemento del paisaje para la cuantificación de su grado de integridad (Cuadro 6):

Cuadro 6 – Cuantificación del Grado de Integridad

Elemento del paisaje	Grado de integridad	
	Antes	Después
A. Atmósfera	2	3
B. Río		
C. Floresta		

– Memorización de la impresión visual de un paisaje o de sus elementos. Cuanto más elementos existen que realzan un paisaje, mayor será la posibilidad de ser retenidos en nuestra memoria. Las escalas de evaluación, de cosas dignas de ser recordadas, son similares a las de la integridad o sea, 1-altamente memorizable hasta 7- con muy poca razón de ser memorizado;

– Unidad es el grado por el cual los elementos de un paisaje se integran para formar un sistema coherente, armónicamente visual. Las escalas de evaluación de la unidad son similares a las de los dos ítem anteriores, o sea (1), unidad general muy elevada y (7), unidad general muy baja. Cuanto más elementos antrópicos y áreas degradadas hay en el paisaje, menor será la unidad de la misma. Se puede también evaluar el grado de integración, de los elementos antrópicos con el paisaje, a través de una escala (Cuadro 7).

Cuadro 7 – Grado de Integración de los Elementos Antrópicos con el Paisaje

Después del Proyecto	
	1. Elementos antrópicos muy altamente unificados con el paisaje.
	2. Elementos antrópicos altamente unificados con el paisaje
	3. Elementos antrópicos bastante unificados con el paisaje
	4. Elementos antrópicos moderadamente unificados con el paisaje
	5. Elementos antrópicos con moderadamente baja unidad con el paisaje
(*)	6. Elementos antrópicos con baja unidad con el paisaje
	7. Elementos antrópicos con muy baja unidad con el paisaje

– Importancia visual es el nivel con que un determinado elemento contribuye con todo en el paisaje, después de su introducción en el mismo. La importancia de un elemento puede ser debida a su tamaño, número, singularidad, contraste o posición en el paisaje. La escala de importancia visual, como en los casos anteriores, varía de 1- elemento antrópico de bajísima importancia visual en el paisaje hasta 7 – elemento antrópico con altísima importancia visual en el paisaje.

Para calcular la calidad visual, el valor estético de un paisaje, Jones et al., (1975) propusieron un conjunto de fórmulas cuyo uso, de forma simplificada, mostramos a continuación:

$$CV = \frac{1}{3}(I + V + U)$$

Donde:

CV= Calidad visual

I = Integridad

V = Memoria visual

U = Unidad

$$T = \frac{CaV - CbV}{CbV}$$

Donde:

T = tasa de cambio en la calidad visual

CaV = calidad visual después de la implantación del proyecto

CbV = calidad visual antes de la implantación del proyecto

El impacto visual puede ser medido, para un determinado paisaje, a través de la fórmula:

$$IV = T \sqrt[3]{P}$$

donde,

IV = impacto visual

T = tasa de cambio en la calidad visual

P = número de personas que, anualmente, observan aquel paisaje (la raíz fue, arbitrariamente, usada para reducir el valor del producto T x P).

Así, según Jones et al., (1975), el impacto estético de un determinado proyecto es la suma de las medidas de los impactos visuales que actúan sobre cada uno de los componentes del paisaje. El cuadro 8 presenta un ejemplo para una población de 2.000.000 de personas que entran en contacto con un determinado paisaje.

Cuadro 8 – Cuantificación del Impacto Estético

	Antes	Después
I	2	5
V	2	6
U	2	4
VQ	2	5

Esa evaluación, como vimos, puede ser igualmente hecha para un determinado aspecto del paisaje. De la misma forma, ella puede ser desarrollada para diferentes alternativas de un proyecto, por ejemplo: para la construcción de una serie de propiedades horizontales o para la construcción de edificios de 5 pisos, en las laderas de una colina donde antes existía vegetación natural.

MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE IMPACTOS ECOLÓGICOS

Los métodos de evaluación de impactos ambientales son basados en indicadores, índices e integración de la evaluación. Sin embargo, según Dicret in Bolea (1980), la metodología debe considerar también la determinación de la incidencia de costos y beneficios en los usuarios y en la población afectada por el proyecto. Especificación y comparación de relaciones costo/beneficio entre varias alternativas. Proyectos. Este tema será discutido en el capítulo *“Evaluación de la Aceptación Pública de los Proyectos”*.

En la evaluación de impactos ecológicos, en el territorio brasileño, es necesario considerar el Decreto 89.336 del 31/01/84 que define y reglamenta reservas ecológicas y áreas de relevante interés ecológico. La Disposición nº 3481 – DN del 31/05/73 del IBDF (Instituto Brasileño de Desarrollo y Forestal), que relaciona las especies animales de la fauna indígena nacional amenazadas de extinción, y la Resolución 04 de 18/09/85 del CONAMA (Consejo Nacional del Medio Ambiente), establecen un conjunto de definiciones importantes para la evaluación de impactos ecológicos como: poso de aves, elevaciones montañosas diversas, restinga, pantanos y clasifica los tipos de reservas ecológicas. Es también importante la Resolución nº 2 del 13/06/88 del CONAMA, que estableció las actividades que pueden ser ejercidas en ARIE (Áreas de Relevante Interés Ecológico), creadas por el Decreto Federal 89.336.

Schaeffer et al (1988) presentan una discusión sobre la problemática de la salud del ecosistema, comparándola con la salud humana, y muestran la dificultad de definir aquella cuestión. Sugieren criterios que den una definición funcional, de estado y de condición del ecosistema.

A continuación, se presentan algunos métodos que han sido utilizados en la evaluación de impactos ecológicos:

DIVERSIDAD ESPECÍFICA

Diversidad específica significa el número de especies en una asociación biótica. Es un valor sencillo, sin dimensión. Ese concepto puede ser extendido a muchas situaciones, como diversidad de glóbulos blancos, de aminoácidos, de especies vegetales, etc.

La evaluación de la diversidad permite acompañar los efectos de la acción humana sobre el ecosistema pues, uno de los efectos más generales de la misma es la reducción del número de especies. Se debe destacar que, muchas veces, hay una variación sazonal entre los hábitats de la diversidad. De la misma forma, podemos observar gradientes de declive latitudinales de diversidad.

Una de las medidas de la diversidad más frecuentemente utilizada es la de Shannon-Weaver (1963), empleada en los estudios sobre comunicación (Maser, 1975) y adaptada a la ecología (Margalef, 1974)

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \cdot \ln \frac{n}{n_i}$$

Donde:

H' = diversidad

S = número de especies en la muestra

n_j = número de individuos de enésima especie en la muestra

n = número total de individuos de todas las especies en la muestra

ln = logaritmo natural

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

Otro índice de diversidad bastante más sencillo, pero muy útil, es el de Margalef (1958)

Donde:

S = número de especies en la muestra

N = número total de individuos en la muestra

log N = logaritmo de N

La calidad del agua, por ejemplo, puede ser detectada y comparada conociéndose la diversidad de un dado ecosistema. Así, esta diversidad, a través del acompañamiento de sus alteraciones en función de las acciones de un proyecto, sirve de elemento importante para el proceso de monitoreo ambiental.

Otros índices bastante utilizados son los de la riqueza de especies (Margalef, 1958).

$$SR = \frac{(S-1)}{\log_e n}$$

Donde:

SR = riqueza de especies

S = número de especies

Y el de "evenness" de Pielou, (1975):

donde

S = número de especies

n = número de individuos

H' = el índice Shannon y Weaver.

En la comparación entre estaciones se puede usar el coeficiente de Bray-Curtis (Boesch, 1977).

$$S_{jk} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ji} - x_{ki}|}{(x_{ji} + x_{ki})}$$

S = número de especies

donde: x_{ji} y x_{ki} representan el número de individuos de la i -ésima especie en dos muestras en comparación.

CAPACIDAD DE SOPORTE

Métodos que utilizan la disciplina del uso del suelo y estudios más tradicionales de evaluación de impacto dejan de evaluar una cuestión extremadamente importante, que es la capacidad del sistema de absorber una determinada acción humana, o sea, su capacidad de soportar un determinado nivel de interferencia humana sin sufrir un efecto adverso. La Figura 9 presenta un ejemplo de crecimiento de una población.

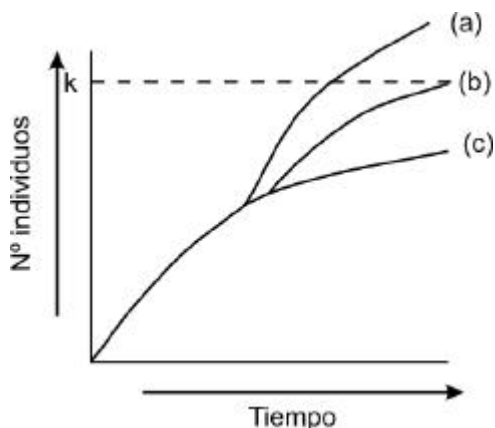


Figura 9 – Diferentes Niveles de Crecimiento de una Población

El número K es el número de individuos que un determinado hábitat puede soportar, en función de limitaciones de alimento o espacio. Las tres curvas muestran tres situaciones bien distintas. En (a), la capacidad soporte del medio fue sobrepasada, hay más individuos que los que admite, o sea, el hábitat (o ambiente) tiene más individuos que recursos (alimentos) necesarios para mantenerlos. En (b), la población está en equilibrio con la capacidad de soporte ambiental. En (c), la población está subutilizando los recursos ambientales, lo cual significa que ella puede crecer más aún.

La curva (b) puede ser representada por la llamada curva logística:

$$\frac{dN}{dt} = r \cdot N \frac{(K - n)}{K}$$

O sea, la variación del número de los individuos en el tiempo es una función de tasa intrínseca de crecimiento de la población de aquella especie (rN).

La capacidad soporte, de un ecosistema, puede ser medida para saber cuanto de contaminantes un estuario puede recibir sin que haya efectos ecotoxicológicos indeseables, o lo que es lo mismo, cuáles son las cantidades máximas de contaminantes que podrán ser neutralizadas, inactivadas, diluidas, sin que la densidad de la población caiga de (b) para (c).

En 1974, el "U.S. Fish and Wildlife Service" (EUA) desarrolló un método ecológico para evaluar la capacidad soporte de un hábitat natural (USFWS, 1980, a, b; 1981). Ese método fue denominado de Procedimientos para Evaluación de Hábitat (Habitat Evaluation Procedures – HEP, ESM – 102).

HEP, desarrollada por el Servicio Americano de Pesca y Vida Salvaje (SAPVS) en 1980, utiliza la aproximación de especies-hábitat para cuantificar valores referentes al hábitat. Eso es útil en proyectos planificados porque provee tanto la objetividad como la repetibilidad necesarias. HEP asume que:

- Es posible cuantificar valores relacionados al hábitat por medio de la descripción de un conjunto de variables importantes para las especies;
- Hay una relación directa entre el hábitat y la población potencial;
- Esa relación se puede expresar como un índice;
- El hábitat apropiado puede predecirse con cierto grado de seguridad biológica.

Para aplicar el HEP, varias especies salvajes se seleccionan para un área específica. Se sabe que cada especie posee necesidades de habitación diferentes una de las otras, las cuales se encuentran documentadas en el modelo denominado “Índice apropiado de habitación” (IAH). El modelo IAH enfoca inicialmente la medida de variables físicas y químicas del hábitat, que se usan para calcular su índice de calidad. El modelo incluye informaciones sobre el uso del hábitat, estructura del modelo, conjeturas, aplicaciones y referencias.

El hábitat de un área estudiada se compara al hábitat óptimo de especies definidas, como descrito en el modelo IAH. EL IAH es un número entre 0 y 1, donde el 0 representa el hábitat apropiado y el 1 el hábitat apropiado óptimo.

El IAH se multiplica por el área o cantidad (número de acres) de un hábitat particular para obtener las Unidades de Hábitat (UH).

$IAH \times \text{Área (e.g., Acres)} = UHs.$

1 Unidad de Hábitat = 1 acre con hábitat apropiado óptimo

El HEP es un método que permite documentar la calidad y cantidad de hábitat disponible para especies en la naturaleza. Proporciona informaciones para dos tipos generales de comparaciones de un hábitat natural:

1. El valor relativo de diferentes áreas en el mismo instante de tiempo;
2. El valor relativo de una determinada área en un período de tiempo futuro.

Combinando esas dos comparaciones, podemos cuantificar el impacto de un determinado proyecto. El HEP está basado en la consideración de que el hábitat, para una determinada especie, puede ser descrito por un índice de capacidad de adecuación del hábitat (Hábitat Suitability Index – HSI). El valor obtenido (de 0,0 a 1,0) es multiplicado por el área del hábitat, para obtener el número de unidades de hábitat (HU), que es utilizado en las comparaciones mencionadas. La figura 10 presenta un ejemplo de comportamiento del índice de adecuabilidad en relación a la cobertura vegetal.

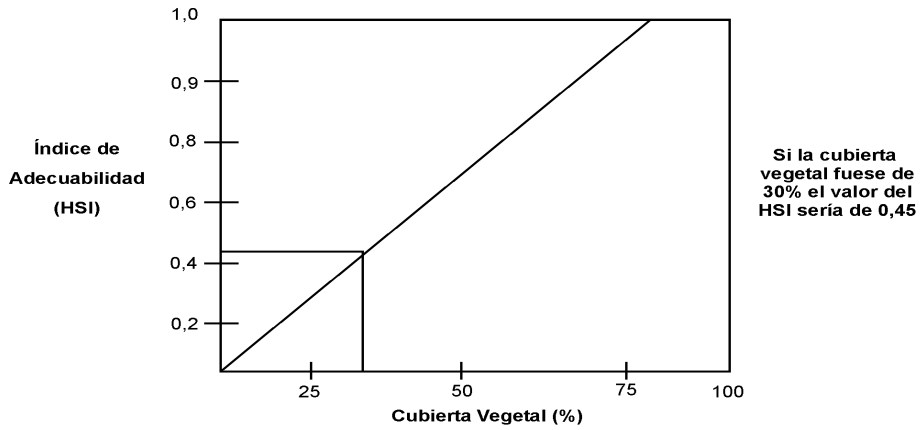


Figura 10 – Índice de Adecuabilidad y Cubierta Vegetal

Si faltan informaciones, el método pasa a ejercer una relación lineal entre la abundancia de una determinada especie y una determinada variable ambiental, así como entre el HSI y la capacidad soportar. Ecológicamente y con base experimental eso es cuestionable pues, frecuentemente, lo que tenemos es una respuesta gausiana (Fig.11).

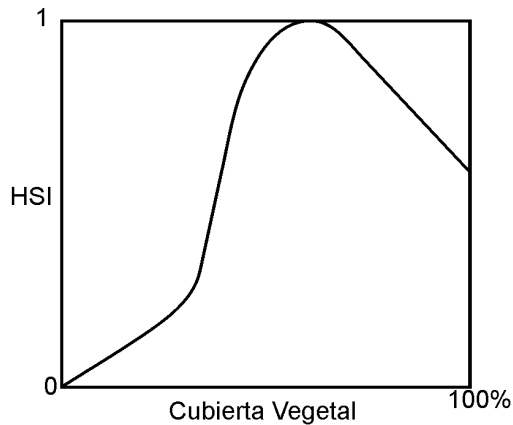


Figura 11 – Respuesta del Índice de Adecuabilidad al Aumento de la Cubierta Vegetal

Otra cuestión importante es que el método desdobra las variables ambientales y atribuye valores a cada una. En la naturaleza, donde todo está interrelacionado e interactuando, la situación puede ser diferente que cuando se considera cada factor aisladamente.

El método combina, a continuación, los valores obtenidos HSI para lograr un índice HSI final (HSI "grand index"). Cuando los valores obtenidos sean desiguales (un alto HSI para una variable y un bajo HSI para otra variable), ellos podrán ser nivelados a través de una media aritmética o geométrica. Cuando la relación entre las variables sea acumulativa, los valores del HSI serán sumados. Si el resultado pasa de 1.0, se considera como 1,0 el valor del índice HSI final. El valor obtenido es, finalmente, multiplicado por el área para obtenerse las denominadas unidades de hábitat (HU), en unidades de área (Km²).

Hay autores que consideran la capacidad soporte como una buena alternativa de la evaluación de impacto, pero aún se necesita mucho estudio (Westman, 1985).

Un método más sofisticado, basado en HES, es usado en los EUA en el planeamiento y formulación de proyectos para el uso de recursos hídricos y en programas de control (Clean Water Act). Según Canter (1977), el HES está basado en la consideración de la presencia o ausencia, en la abundancia animal en un hábitat o en una comunidad, que son determinados por factores bióticos y abióticos y que pueden ser cuantificados.

La capacidad de un determinado hábitat, de soportar la población de una determinada especie, está correlacionada con características químicas, físicas y bióticas de aquel hábitat. Al mismo tiempo que puedan existir complejas interacciones biológicas como depredación, competición, parasitismo, si hay condiciones físicas para la existencia de una determinada especie, debemos encontrar allí una población de las mismas.

La aplicación del HES sigue dos etapas, que son:

1. Determinar el área ocupada por los hábitats terrestres y acuáticos que existen en el área del proyecto.

2. Derivar índices de Calidad de Hábitat (Hábitat Quality Index/HQI), para cada categoría de uso del suelo o tipo de hábitat.

Los cuadros a continuación, presentan las variables básicas de ecosistemas y pesos atribuidos a cada una:

Cuadro A – Ríos

Variables	Pesos
1. Asociación de especies de peces	30
2. Índice de sinuosidad	20
3. Sólidos totales disueltos	20
4. Turbidez	10
5. Calidad (química)	10
6. Diversidad bentónica	10
Total	100

Cuadro B – Lagos

Variables	Pesos
1. sólidos totales disueltos	30
2. Índice de inundación	20
3. Profundidad media	15
4. Tipo químico	15
5. Turbidez	15
6. Índice de desarrollo da la región costera	5
7. Biomasa total de peces	x (*)
8. Biomasa de peces	y (*)
Total	100

Cuadro C – Tierras Sin Vegetación

VARIABLES	Pesos
1. Tipo de uso del suelo	15
2. Diversidad del uso del suelo	15
3. Distancia de la cobertura	15
4. Distancia de los troncos	14
5. Frecuencia de inundaciones	14
6. Tamaño del área	13
7. Índice del perímetro	14
Total	100

Cuadro D – Florestas de Montañas

VARIABLES	Pesos
1. Asociación de especie	17
2. Árboles con frutos	16
3. Porcentaje bajo el suelo (raíces)	14
4. Porcentaje de cobertura	15
5. Árboles grandes	14
6. Tamaño del tronco	13
7. Número de gajos	11
Total	100

Cuadro E – Vegetaciones Ciliares

VARIABLES	Pesos
1. Asociación de especie	17
2. Árboles con frutos	16
3. Porcentaje bajo el suelo (raíces)	14
4. Porcentaje de cobertura	14
5. Árboles grandes	14
6. Tamaño del tronco	14
7. Número de gajos	11
Total	100

Cuadro F – Inundados Arborizados

VARIABLES	Pesos
1. Asociación de especie	14
2. Cobertura	13
3. Porcentaje de inundación	13
4. Cobertura de suelo/raíces	13
5. Proximidad	13
6. Número de árboles/área	12
7. Tamaño del tronco	12
8. Número de ramas	10
Total	100

Cuadro G – Valor de los Hábitats Acuáticos

VARIABLES	Pesos
1. Porcentaje del cuerpo hídrico con profundidad mayor que 30 cm en el invierno.	11
2. Cobertura de plantas acuáticas	12
3. Distancia de las rutas	9
4. Profundidad en el verano	9
5. Distancia del río	10
6. Cobertura de ramas	8
7. Frecuencia de inundación	11
8. Inundaciones en el invierno	11
9. Distancia de los árboles	8
10. Tamaño del cuerpo hídrico	11
Total	100

Los pesos atribuidos fueron establecidos por grupos de biólogos con métodos similares a los de la Técnica Delphi.

El valor de cada variable “clave” es convertido en una puntuación de HQI, usándose una curva funcional específica para cada tipo de hábitat. El valor de los puntos del HQI varía de 0 a 1. A cada HQI, para un determinado hábitat, es atribuido un peso entre 0 y 100, que refleja la importancia relativa de la variable en la descripción de la calidad general del hábitat. A continuación, se evalúa el HQI total para un determinado hábitat, como muestra el Cuadro H.

Cuadro H – Cálculo del HQI x Peso para Cada Hábitat

	HQI	Pesos	HQI x PESO
1. Asociación de especie con diámetro > 20 cm.	0.65	25	16.25
2. Asociación de especie con diámetro > 40 cm.	0.95	25	23.75
3. Porcentaje de cobertura del suelo	0.88	20	17.60
4. Número de gajos	0.42	10	4.20
5. Tamaño del área	0.90	10	9.00
6. Distancia ríos/lagos	0.30	10	3.00
Total		100	73.80

Se calcula, entonces HQI total a través de la fórmula:

$$HQI_{total} = \frac{total\ HQI \cdot peso}{total\ pesos}$$

$$HQI_{total} = \frac{73,80}{100} = 0,74$$

A continuación, se multiplica el HQI por el área total ocupada por vegetación de 55.000 ha, por ejemplo. Así, el valor de HUV para un área de vegetación igual a 7.840 ha, será 40.700,00.

$$HUV = HQI \times \text{área} \qquad HUV = 0,74 \times 55.000 \text{ ha}$$

$$HUV = HQI \times \text{área} \qquad HUV = 40.700,00$$

Se toman entonces, todos los valores de las unidades de hábitats (HUV) obtenidos y se calcula la suma de los mismos, o sea:

Cuadro I – HUV para cada Hábitat y su Valor Total

	HUV
1. Agroecosistemas	4.076,8
2. Vegetación	40.700,0
3. Áreas no forestales	195.000,0
4. Hábitat acuático para vida silvestre	16.000,0
Total	255.776,8

Podemos, todavía, proyectar el comportamiento del valor de HUV para diferentes períodos futuros de tiempo e, incluso, para diferentes alternativas de un proyecto, como muestra el cuadro preparado por la EMBRAPA (Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria) para situaciones:

1. Sin el proyecto;
2. Con la alternativa 1 del proyecto;
3. Con la alternativa 2 del proyecto.

Cuadro J – Cálculo del HUV para Diferentes Alternativas del Proyecto

Vida Útil Propuesta Hábitat	HUV's			
	Situación actual	10 años	20 años	
Agroecosistema	4.077	4.81	5.677	Sin proyecto - 410/año
Áreas forestadas	40.700	38.959	30.895	
Áreas no forestadas	195.000	195.000	195.000	
Hábitat acuático para vida silvestre	16.000	16.000	16.000	
Total HUV	255.777	264.770	247.572	

Cuadro L – Igual al otro, pero ahora con propuestas 1 e 2:

	Propuesta 1	10 años	20 años	
	Propuesta 2	10 años	20 años	
Agrosistema	4.077	18.000	18.000	Propuesta 1 - 316/año
	4.077	4.811	5.677	
Áreas forestadas	40.700	5.700	5.700	
	40.700	35.259	27.195	
Áreas no forestadas	195.000	109.750	189.750	
Hábitat acuático para vida silvestre	16.000	16.000	16.000	Propuesta 2 - 357/año
	16.000	16.000	16.000	
Total	255.777	229.450	229.450	
	255.777	255.820	248.622	

En el primer cuadro se observa que el área sin el proyecto perderá 410 HUV por año. En el segundo cuadro se verifica que la propuesta 1 es más importante que la 2, porque debido a ella hay pérdidas de 316 HUV/año, en cuanto que, en el caso de la propuesta 2, la pérdida es de 375 HUV/año.

BIOENSAYOS

En los sistemas de EIA, los testes de toxicidad han sido utilizados, especialmente, en varios aspectos:

1. Monitoreo de fluidos de sistemas de tratamiento industrial;
2. En la evaluación de las condiciones de cuerpos hídricos receptores;
3. En el control tecnológico, especialmente, para evaluar el desempeño de tecnologías de control de calidad de los fluidos;
4. Establecimiento de estándares de calidad.

Como apuntan Herricks y Rittmam (1988), hay una base común a todos los sistemas de control de contaminación en todos los países, o sea, el análisis de toxicidad. Su uso indica que cuatro consideraciones básicas fueron universalmente aceptadas:

1. Es posible identificar las causas de la contaminación ambiental;
2. Hay una relación dosis-respuesta entre concentración de la sustancias contaminantes y la consecuencia ambiental;
3. Es posible establecer un patrón ambiental para un determinado contaminante, que dé protección ambiental contra el mismo;
4. Es posible usar un control tecnológico para reducir los niveles de sustancias contaminantes en su origen.

La base para el estudio de dosis-respuesta es el bioensayo, o sea, una evaluación experimental de efectos biológicos por medio de testes controlados en laboratorio y también en el medio ambiente. Los bioensayos, para la determinación de CL50 24 hs (o más horas), por ej., son tradicionales.

Una importante utilización de los bioensayos consiste en la evaluación de la toxicidad de efluentes municipales y en la evaluación de procesos, buscando su reducción. Especialmente, en regiones ya degradadas, el bioensayo es importante sistema para prever los efectos de incrementos de nuevas cargas contaminantes sobre el ecosistema, procurar establecer límites tolerables, áreas críticas y riesgos de efectos sobre la salud humana Who (1980), Apha (1971), Buikema y Cairns (1980), Cairns y Dickson (1973), Cairns et al (1977) y (1979).

Hay varias limitaciones en un bioensayo, entre ellas tenemos:

1. Las condiciones constantes, altamente controladas en laboratorios, que no ocurren en la naturaleza;
2. Los efectos que se manifiestan lentamente no son observables en bioensayos de corta duración (24 a 96hs);

3. El bioensayo evalúa efectos sobre poblaciones de laboratorios y no sobre las comunidades y ecosistemas naturales;
4. Los bioensayos son efectuados con adultos, en cuanto la fase más sensible del ciclo vital puede ser, por ejemplo, la larva.

Un programa sencillo, didáctico para la realización de un bioensayo de toxicidad aguda, buscando la determinación de CL50 96hs, es el siguiente:

1. Tomar (por ejemplo) 5 acuarios con diferentes soluciones de un contaminante y uno sin el mismo (blanco);
2. Colocar, en cada uno, 10 individuos de la misma especie de peces;
3. Observar después de 24 o 96hs, el número de individuos muertos en cada acuario;
4. Construir un gráfico (papel semilog), con los resultados obtenidos y determinar, gráficamente, la concentración de contaminantes que provocan una mortalidad de 50%, o sea, la CL50 96hs.

Después de obtener la CL50 96hs, podremos desarrollar el patrón de calidad para aquel contaminante. Eso es posible estableciendo que permitiremos que exista en el agua una concentración equivalente, por ejemplo, a 0,01 o a 0,2 (factor de aplicación) de la CL50 obtenida (Figura 12).

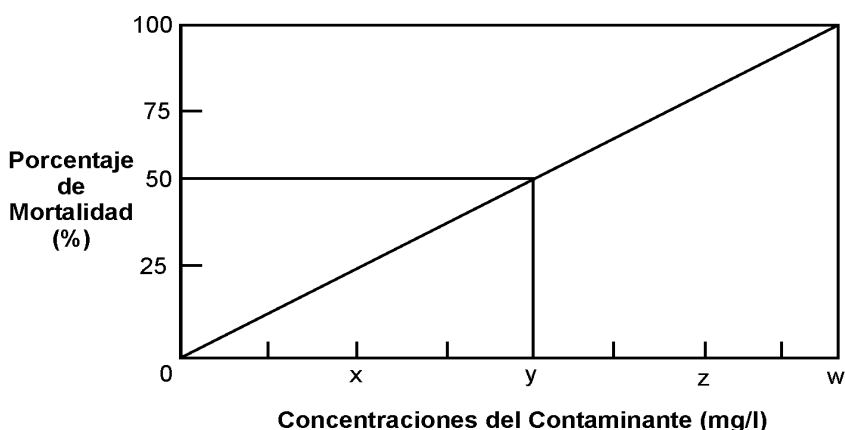


Figura12 – Porcentaje de mortalidad de la especie en estudio para obtención de la CL50

Si el contaminante no es persistente o acumulativo, podremos aceptar 0,1 de la CL50 96hs, para un CL50 24hs. El contaminante no deberá exceder 0,05 de la concentración obtenida. Si existen varios contaminantes juntos, la NAS (1973) recomienda utilizar la siguiente relación:

$$\frac{Ca}{La} + \frac{Cb}{Lb} + \dots + \frac{Cn}{Ln} = 1,0$$

Donde Ca, Cb... Cn son las concentraciones obtenidas de los diversos contaminantes y La, Lb, ... Ln, son las concentraciones permitidas, obtenidas con el uso del factor de aplicación. Ese procedimiento debe ser, por eso, muy bien evaluado en términos ecotoxicológicos.

BIOINDICADORES

Según la definición de Washington (1984), los bioindicadores son especies escogidas por su sensibilidad o tolerancia a varios parámetros, como por ejemplo el de la contaminación orgánica, los derrames de aceite, las alteraciones del pH del agua y la aplicación de pesticidas.

El empleo de bioindicadores es un importante instrumento de evaluación y de monitoreo (Junqueira y Gomes, 1988). Varios métodos han sido desarrollados, entre ellos, el índice biótico TBI (Woodwiss, 1964) y el BMWP – “Biological Monitoring Working Party Score System” (Hawkes, 1982); Johnscher – Fornasaro et al. (1980).

Entre los aspectos biológicos relevantes que pueden ser considerados en un EIA podemos mencionar:

1. Producción primaria;
2. Producción secundaria;
3. “Pool” genético;
4. Especies raras y especies amenazadas de extinción;
5. Biogeociclos;
6. Existencia de especies indeseables;

7. Propagación de efectos, ocasionados por interconexiones de los ecosistemas, debido a la existencia de “corredores”, o sea, de formaciones vegetales (u otros), que permiten migraciones de especies como peces, aves y mamíferos.

En la evaluación de un ecosistema costero marino (o para un monitoreo), O'Connor y Dewling (1986), propusieron la evaluación de varios índices de degradación:

1. Riesgos de dietas tóxicas, en la cadena alimentaria marina;
2. Alteraciones provocadas por contaminantes, en la biota del sedimento de fondo;
3. Alteraciones provocadas por contaminantes, en la biota de la columna de agua;
4. Riesgos a la salud pública, provocados por enteropatógenicos de transmisión hídrica;
5. Composición específica y abundancia de especies bentónicas;
6. Enfermedades en peces, moluscos y crustáceos;
7. Fecundidad de peces, moluscos y crustáceos;
8. Mortalidad de aves y larvas de peces, de moluscos y de crustáceos;
9. Éxito reproductivo de aves marinas;
10. Efectos de reducción de la tasa de oxígeno disuelto (OD)

O'Connor y Dewling (1986), propusieron el siguiente índice para evaluación del éxito reproductivo de aves marinas:

$$I = \left[\frac{x - (t(0,1) \cdot S_x \sqrt{\frac{1}{n \cdot m}}) \cdot y}{y} \right] \cdot b$$

Donde:

Y = productividad media en el área normal, o período de tiempo en m años

X = productividad media en el área de estudio, o período de tiempo de n años

Sx = desvío patrón de la media anual de productividad, en el área normal:

t (0,1) = estadística t (dl = n - 1);

b = factor de corrección, para asegurar que las escalas de todos los índices de las series sean comparables

BIBLIOGRAFÍA

ABRAHAMS, M. *Subjective Social Indicators Trends*. 4: 35 – 50, 1973.

AGUERO, J.L.S.G. *Evaluación Económica del Impacto Ambiental*. Cuad. CBCA. Madrid, 85 pgs, 1977.

ALMEIDA, J.R. *Avaliação de Impactos Ambientais*. In: *I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*. Rio de Janeiro, BNDES, (2): 1065 - 1075, 1994.

AMIR, S. *Local Environmental Sensitivity Analysis (LESA)*. Landscape Planning, 2 (4): 229 – 241, 1976.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 13th Ed. N.Y. Amer. Public Health assn, 1971.

ARGENTO, M.S. & MARQUES, J.S. *Aplicações de Sistemas de Informações em Projetos de Gerenciamento Ambiental*. Geociências, São Paulo, 7: 21 - 42, 1988.

ARGUE, A.W.; HILBORN, R.; PETERMAN, R.M.; STALEY, M.J. & WALTERS, C.J. *Strait of Georgia Chinook and Coho Fishery*. Can. Bull Fish. Aquatic Sc: (211) 1 - 91, 1983.

AUSTIN, M.P. & COCKS, K.D. *Introduction to the South Coast Project*. Div.Land. Use Res., Canberra, Teach. Mem., 77/18, 1977.

ÁVILA, H.A. & SANTOS, M.P.S. *Cenários: O estudo de futuros alternativos*. Ciência e Cultura. Rio de Janeiro, 41 (3): 241 – 249, 1989.

BAIN, M.B., IRVING, J.S., OLSEN, R.D., STULL, E.A. & WITMER, G.W. a) *Cumulative Impact Assessment: identifying optimal configuration for multiple developments*. Environment Research Division, Argonne Nat. Lab., Arg.111, 1985.

b) *Cumulative Impact Assessment: a practical methodology*. Environmental Research Division, Argonne Nat. Lab., Arg.111, 1985.

BAIRD, I.A. *The Application of CSIRO-PLAN to Rural Planning – Recent Research and Development Activity of The Land Use Planning Group*, CSIRO Div. Land Use research, Canberra, Tech Memo, 8131, 1981.

BATTELLE INSTITUTE *The Selection of Projects for Environmental Impact Evaluation*, Bruselas, Com. European Communities, 1978.

BEANLANDS, G.E. & DUINKER, P.N. *An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada*. Institute for Resource and environmental Studies Dalhousie Univ., Halifax, Nova Scotia. ISB 0-7703-0460-5, 1983.

BERTIER, P. & MONTGOLFIER, J. de *Approache Multicritère des Problemes de Décision*. Paris, Hommes et Technigues, 1978.

BIZEK, J.G. *Diamond Shamrock Loss Prevention Review Program*. Canadian Soc. Chem. Eng. Conf, 1982.

BOLEA, M.T.E. *Evaluación del Impacto Ambiental*. Madrid, Fundación MAP-FRE, 1984.

BOHN, P. *Social Efficiency*. London, Macmiliam, 1974.

BONNICKSEN, T.M. *Computer, Simulation of the Cumulative effects of Brushland Fire Management Policies*. Environ. Mgmt. 5(1) 35 – 47, 1980.

- BUIKEMA, A.L. & CAIRNS, J., Jr. (Eds.)** *Aquatic Invertebrate Bioassays*. Philadelphia. Amer. Soc. Testing and Materials, S/TP 715, 1980.
- BURSZTYN, M.A. A.** *Gestão ambiental: instrumentos e práticas*. Brasília: IBAMA, p. 58, 1994. **CAIRNS, Jr.J. & DICKSON, K.L. (Eds)** *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. Amer. Soc. Testing and Materials, Phill. STP 528, 1973.
- CAIRNS, Jr.J., DICKSON, K.L. & WESTLAKE, G.F.** *Biological Monitoring of Water and Effluent Quality*. Amer. Soc. Testing and Materials, Phill. STP 607, 1977.
- CAIRNS, Jr.J., PATIL, G.F. & WATERS, W.E. (Eds)** *Statistical Ecology. Environmental Biomonitoring. Assessment, Prediction and Management*. Fairland, Md. Int. Coop. Publ. House, V.2, 1979.
- CAMPBELL, A.** *Aspiration, Satisfaction and Fulfillment*. In: Campbell, A. & Converse, P. (Eds), New York. . *The Human Meaning of Social Change*, Russel Sage, pgs. 441 - 466, 1972.
- CAMPBELL, A. & CONVERSE, P. (Eds)** *The Human Meaning of Social Change*. New York, Russel Sage, 1972.
- CANTER L.** *Environmental Impact Assessment*. Nueva York, McGraw Hill, 1977.
- CEARC** *Selected Mathematical Models in Environmental Impact Assessment in Canada* (Michel Braise). CEARC – Canadian Environmental Assessment Research Council, 1986.
- COATS, P.N. & MILLER, T.O.** *Cumulative Silvicultural Impacts on Watersheds: A Hydrologic and Regulatory Dilemma*. Environ. Mgmt., 5 (2) – 147 - 160, 1981.
- OCKS, K.D., BAIRD, I.A. & ANDERSON, J.R.** *Application of the CSIRO-PLAN Method to the Cairns Section of the Great Barrier Reef Marine Park*. Canberra, Water and Land Resources. CSIRO Div. Rep. 82 - 2, 1982.

COOLEY, W.W. & LOHNES, P.R. *Multivariate Data Analyses*. New York, John Wiley, 1971.

COWIE, C.T.Y. *Hazard and Operability Studies – A New Safety Technique for Chemical Plants*. Prev. Occup. Risks, Vol.3, 1976.

CLARK, J.R. & ZINN, J.A. *Cumulative Effects in Environmental Assessment*. In: *Coastal Zone*: 2481-2492. Am. Soc. Civil. Eng. Ed: ASCF, N.Y, 1978.

CRANCE, J.H. *Guidelines for Using the Delphi Technique to Develop Habitat Suitability Index Curves*. Biol. Rep. 82 Nat. Ecol. Center, Fish. Wildl. Serv. DC, 1987.

CUHLS K. *Foresight with Delphi Surveys in Japan*. Technology Analysis and Strategic Management, Vol. 13 (4), 2001.

ALKEY, N.C. & HELMER, O. *An Experimental Application of the Delphi Method to Use of Experts*. Mgmt. Sc: 9: 458 - 467, 1963.

DASGUPTA, A.K.. & PEARCE, D.W. *Cost Benefit Analysis: Theory and Practice*. London. The Macmilian Press, 1972.

DEE, N., BAKER, J., DROBNY, N., DUKE, N., WHITMAN, I., & FAHRINGER, D. *Environmental Evaluation System for Water Resource Planning*. Water Research 9 (3): 523-535, 1973.

DELBECQ, A.L., VAN de VEM, A.H. & GUSTAFSON, D.H. *Group Technique for Program Planning – a Guide to Nominal Group and Delphi Processes*. Glenview Scott Foresman and Company, 1975.

DEL PICCHIA, W. *Cálculo da Trajetória da Pluma de uma Chaminé*, Ambiente, CETESB, 4 (1): 26 - 35, 1990.

DICKERT, T.G. & TUTTLE, A.E. *Cumulative Impact Assessment in Environmental Planning: a coastal wetlands watershed example*. Environ. Impact Ass. Rev. 5 (1): 37 - 64, 1985.

DOW CHEMICAL COMPANY a) *Process Safety Manual*. Chem. Engng. Process 62 (6). Michigan, Midland, 1966.

- b) **AICHE.** *Dow Process Safety Guide.* Michigan, Midland, 1974.
- c) *Fire and Explosion Index.* Hazard Classification Guide 5th Ed. Michigan, Midland, 1981.
- EFFORD, I.E.** *Problems Associated With Environmental Impact Studies in Canada.* In: Sherma, R.K.: Buffington, J.D. & McFaden, J.T. (eds), Proc., *Workshop on the Biological Significance of Environmental Impacts.* NR-CONF-002, V.S. Nuclear Regulatory Commission, pg. 23 - 41, 1976.
- FABOS, J.G. & CASWELL, S.J.** *Composite Landscape Assessment and Management.* Res. Bull., Mass. Agric. Expt. Sta. (637) , 1977.
- FABOS, J.G., GREEN, C.M. & JOYNER, S.A.** *The METLAND Landscape Planning Process Composite Landscape Assessment.* In: *Alternative Plan Formulation and Plan Evaluation Part 3: Metropolitan landscape planning model.* Mass. Agric. Expt. Sta. Res. Bull 653. Amherst, Mass, 1978.
- FAHEY, J.** *The Biological Component of Environmental Assessment Concepts and Case Studies.* Los Angeles, Univ. California, 1978.
- FINSTERBUSCH, K. & WOLF, C.P.** *Methodology of Social Impact Assessment.* Dowdem Hutchinson & Ross, 1977.
- FINSTERBUSCH, K.** *State of the art in Social Impact Assessment.* Environ. Beh. 17 (2): 193 - 221, 1985.
- FRUEHAUF, G.L.C. & BRUNI, A.C.** *Dispersão Atmosférica: aplicação de dois modelos.* Ambiente, CETESB, 4 (1): 44 - 48, 1990.
- FUSFELD, A.R. & FOSTER, R.N.** *The Delphi Technique: survey and comment.* Business Horizons, 14 (6) 63 - 74, 1971.
- GILLILAND, M.W. & RISSER, P.G.** *The Use of Systems Diagrams for Environmental Impact Assessment: Procedures and an Application.* Ecol. Model. 1.3: 188-209, 1977.
- GOLDEN, J., OUELLETTE, R.P., SAARI, S. & CHEREMINISOFF, P.N.** *Environmental Impact Data Book,* Ann Arbor Science Publ, 1980.

- GREEN, P.E.** *Mathematical Tolls for Applied Multivariate Analysis*. New York, Academic Press, 1976.
- GRINOVER, L.** *O Planejamento Físico-Territorial e a Dimensão Ambiental*. Cad. FUNDAP, São Paulo. 9 (16): 25 - 32, 1989.
- HAMMOND, K.R.** *Toward Increasing Competence of Thought in Public Policy Formation*. In: *Judgement an Decision in Public Formation*. In: Hammond, K.R. (Ed.) Boulder (Colorado), Westview Press, pg. 11 - 32, 1978.
- HANNA, S.R., BRIGGS, G.A., & HOSKER, R.P.** *Handbook on Atmospheria Diffusion*. Washington D.C., U.S. Department of Energy, Technical Information Center, 1982.
- HAWKES, H.A.** *Biological Surveillance of Rivers*. J. Wat. Pollut. Control. Fed.: 329 -42, 1982.
- HENRY, C.** *Investment Decisions under Uncertainly: the "irreversible effect"*. Am. Econ. Ver. 64, 1006, 1974.
- HERRICKS, E.E., & RITTMANN, B.E.** *Application and Limits of Toxicity Testing in Control Technology Improvement*. Biennial Conference IAWPRE, 8 pgs, 1988.
- HETTING, S.G.** *A Project Checklist of Safety Hazards*. Chem. Egng. 73 (26) , 1986.
- HODGETTS, R.M.** *Applying the Delphi Technique to Management Planning*. Simulation 29 (1): 209 - 212, 1977.
- HOLLING, C.S.** *Adaptative Environmental Assessment and Management, nº 3. Int. Ser. On Applied System Analysis*. Int. Inst. Applied System Analysis, John Willey & Sons Chichester, 1978.
- HOPE, K.** *Methods of Multivariate Analysis*. New York. Gordon and Breach, 1969.
- HORAK, G.C., VLACHOS, E.C. & CLINE, E.W.** *Methodological Guidance for Assessing Cumulative Impacts on Fish and Wildlife*. Fish and Wildlife Service, U. S. Department of the Interior, Wash D.C, 1983.

HYER, P.V. *Water quality Model of Virginia River, Virginia.* Virginia Institute of Marine Science. Spec. Rep. N° 146 in Applied Marine Science and Ocean Engineering, Gloniester Point, Virginia, 1977.

JONES, G.R., JONES, I., GRAY, B.A., PARKER, B., COE, J.C. & GEITNER, N.M. *A Method for the Quantification of Aesthetic Values for Environmental Decision Making.* Nucl. Technol. 25: 682 - 713, 1975.

JORGENSEN, S.E. a) *Lake Management.* Oxford: Pergamon Press.

b) *Application of Ecological Modeling in Environmental Management.* Elsevier Sc. Publ. Comp. Amsterdam, 1983.

JOHNSCHER-FORNASARO, G., PALOMBO, S.R.K., NAVAS-PEREIRA, D. & MARTINS, M.T. *Aplicação de Índices Biológicos Numéricos para Avaliação da Qualidade Ambiental.* São Paulo, CETESB, SP., SP., pág. 407 - 435, 1980.

JOHNSON, A. R. *Diagnostic Variables as Predictors of Ecological Risk.* Environ. Mgmt. 12 (4): 515 - 523, 1988.

JUNQUEIRA, N. V. & GOMES, M.C. *Avaliação de Métodos de Bioindicadores de Qualidade de Água.* Engenharia Sanitária, RJ., 27 (2): 153 - 155, 1988.

KATES, R.W. *Risk Assessment of Environmental Hazard.* SCOPE report n° 8. John Wiley, 1981.

KNOX, P.L. *Social Well-Being and North Sea Oil: An Application of Subjective Social Indicators.* Regional Studies, 10: 423 - 432, 1976.

KOPPELMAN, L.E. *Integration of Regional and use Planning and Coastal Zone Science.* Long Island Regional Planning Board. Office of Policy Development & Research. Department of Housing and Urban Development. Contract H 2050-R, 1975.

KOZLOWSKI, J.

a) *Threshold Approach in Urban, regional and Environmental Planning.* University of Queensland Press. London, 1986.

b) Integrating Ecological Thinking into the Planning Process. A Comparison of the EUA and the UET Concepts. WZB – Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. FS II 89 – 404. 40 pg, 1989

KRUTTLA, J.V., & FISCHER, A.C. *The Economics of Natural Environments.* Baltimore John Hopkins Univ. Press, 1975.

LANE, P.A. *Symmetry, Change, Perturbation, and Observing Model in Natural Communities.* Ecology 67 (1): 223 –239, 1986.

LEAL, J. *A Gestão do Meio Ambiente na América Latina: problemas e possibilidades.* Cad. FUNDAP, 16:7 – 14, 1989.

LEGENDERE, L., & LEGENDERE, P. *Numerical Ecology.* N.Y. Elsevier, 1983.

LEOPOLD L.B. *A procedure for evaluating environmental impact.* Washington D.C. U.S Geol. Surv. Circ., 645, 1971

LINSTONE, H.A. & TUROFF, M. *The Delphi Method. Techniques and Applications.* Massachusetts, Addison – Wesley Pub. Comp, 1975.

LITTLE, I.M.D. & MIRRIES, J.A. *Project Appraisal and Planning for Developing Countries.* London, Heinemann Educational Books, 1974.

LONGLEY, S.L. *An Environmental Impact Assessment Procedure Emphasizing Changes in the Organization and Function of Ecological Systems.* In: *Proc., Ecological Damage Assessment Conference.* Society of Petroleum Industry Biologists. Los Angeles, Calif., p. 355 – 376, 1979.

MACHADO, P.A.L. *Direito Ambiental Brasileiro.* 3ª Ed. São Paulo, Revista dos Tribunais, 595 pgs, 1991.

MALEK, J. & PHILLIPS, K. *Managing Uncertainty in the Aquatic Environment.* Oceans 1989. Mar Tech. Soc., Vol. 2, pg. 457 – 460, IEEE Publ. 89 CH 2780-5, 1989.

MARGALEF, R.

a) *Information Theory in Ecology*. General Systematics. 3: 36 – 71, 1958.

b) *Ecología*, Barcelona. Omega, 1974

MASER, S. *Fundamentos de Teoria Geral da Comunicação*. EPU/EDUSP, 1975.

MATTHEWS, W.H. *Objective and Subjective Judgements in Environmental Impact Analysis*. Environ. Conserv. 2: 121 – 131, 1975.

MCMAHON, R.F. *Socioeconomic Impacts of Water. Quality Strategics*. Project Summary, EPA – 1600/S 5 – 82 – 001 Cincinnati, OH, 1982.

MISHAN, E.J. *Cost-Benefit Analysis: an Informal Introduction*. London. George Allen and Unwin, 1972.

MISRA, P.K. *Modeling Continuous Fumigation of Nanticoke Generating Station plume*. Atmos. Environ., 16: 479 – 489, 1982.

MUNN, R.E. (Ed) *Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures*. SCOPE, Report nº 5, UNESCO, 1975.

NIELSEN, D.S. *Use Cause Consequence Charts Practical Systems Analysis*. In: *Reability and Fault Tree Analysis*. SIAM, 1975.

ODUM, H.T. *Ambiente, Energia y Sociedad*. Barcelona. Editora Blume, 1980.

OLSEN, M.E. & MERWIN, D.S. *Toward a Methodology for Conducing Social Impact Assessment Using Quality of Social Life Indicators*. Pg. 43 – 63. In: Finsterbusch, K. e Wolf, C.P. (Eds.) *Methodology of Social Impact Assessment*. Stroudsburg. Huntchinson Ross, 1977.

OREA, D.G. *El Medio Físico y la Planificación*. 2 vol. Madrid. Cuadernos CIFCA, 1978.

PARK, R.A., CONNOLY, C.J., ALBANESE, J.R., CLESCERI, L.S., HEITZMAN, G.W., HERBRANDSON, H.H., INDYKE, B.H., LOEHE, J.R., ROSS, S., SHARMA, D.D., & SHUSTER, W.W. *Modeling the Fate of Toxic Organic Materials in Aquatic Environments*. EPA. P.B. 82 – 254.079, 1982.

PASTAKIA, C.M.R.; JENSEN, A. *The rapid impact assessment matrix (RIAM) for EIA*. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 18, pp. 461-482, 1998.

PIELOU, E.C. *The Interpretation of Ecological Data*. John Wiley & Sons, N.Y, 1984.

PILL, J. *The Delphi Method: Substance, Context, a Critique and an Annotated Bibliography*. *Socio-Econ. Plan. Sci.* 5: 57 – 71, 1971.

PIMENTEL, R.A. *Morphometrics*. Dubuque, Iowa. Kendall-Hunt, 1979.

PRESTON, F.M. & BED-FORD, B.L. *Evaluating Cumulative Effects on Wetland Functions: a conceptual overview and generic framework*. *Environmental Mgmt*, 12 (5): 565 – 583, 1988.

Rand Paper P -2982. *Most of the study was later incorporated into Helmer's Social Technology*, Basic Books, New York, 1966.

RAU, J.G. & WOOTEN, D.C. *Environmental Impact Analysis Handbook*. McGraw-Hill Book Comp., 1980.

ROSEMBERG, D.M., RESH, V.H., BALLING, S.S., BARNBY, M.A., COLLINS, J.N., DURBIN, D.V., FLUMM, T.S., HART, D.D., LAMBERTI, G.A., McELRAVY, E.P, WOOD, J.R., BLANCK, T.E., SCHULTZ, D.M., MARRIN, D.L. & PRICE, D.G. *Recent Trends in Environmental Impact*. *J. Can. Sci. Hab. Aquatic*, 38 (5): 591 – 624, 1981.

ROSIER, J., HILL, G. & KOZLOWSKI, J. *Environmental Limitations*. *Journ. Environmental Mgmt*. 223: 59 – 73, 1986.

RISSE, P.G. *General Concepts for Measuring Cumulative Impacts on Wetland Ecosystems*. *Environmental Mgmt*. 12 (5): 585 – 589, 1988. **SCHINDLER, D.W.** *The Impact Statement Boondoggle*. *Science*. 192:509, 1976.

- SCHNOOR, J.L., RAO, N., CARTWRIGHT, K.J. NOOL, R.M. & RUIZ CALZADA, C.E.R.** *Verification of a Toxic Organic Substance Transport and Bioaccumulation Model.* EPA. P.B. 83 – 170 – 563, 1983.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W.** *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana Univ. Illinois Press, 1963.
- SMITH, R.W., BERNSTEIN, B.B. & CIMBERG, R.L.** *Community Environmental Relationships in the Benthos Applications of Multivariate Analytical Techniques.* In: Soule, D.F. e Kleppel, G.S. (Ed) *Marine Organisms as Indicators*, New York, Spring-Verlag. Pg. 247 – 326, 1987.
- SNEATH, P.A. & SOKAL, R.R.** *Numerical Taxonomy.* San Francisco, Freeman e Co., 1973.
- SONNTAG, N.C., EVERITT, R.R., RATTIE, L.P., COLMETT, D.L., WOLD, C.P., TRUETT, J.C., DORCEY, A.H.J. & HOLLING, C.S.** *Cumulative Effects Assessment: a context for further research and development.* CEARC – Canadian Environmental Assessment research Council, 1987.
- STAGNER, R.** *Perceptions, Aspirations, Frustrations and Satisfactions: an approach to urban indicator.* *Ekistics*, 30: 197 – 199, 1970.
- STERN, A.C.** *Air Pollution* (5 volúmenes.) New York, Academic Press, 1976.
- SUCOV, E.W. & LIANG, C.K.** *A Methodology for Evaluating Community Acceptance of Power Plants.* *Nuclear Technology* 25: 714 – 721, 1975.
- SUTTER, H.G.W.** *Endpoints for Regional Ecological risk Assessments.* *Env. Mgmt.* 14 (1): 9 – 23, 1990.
- TAMBLY, T.A. & CEDENBORG, E.A.** *The Environmental Assessment Matrix as a Site-selection Tool a Case Study.* *Nuclear Technology.* 25: 598 – 606, 1975.
- THE BONNEVILLE POWER ADMINISTRATION** *Habitat Evaluation Procedures (HEP) Report.* Portland, 2001.
- TUNDISI, J.G.** *Ecology and Development: perspectives for a better society.* *Physiol Ecol, Japan.* 27 (Special Number): 93 – 130, 1990.

TUROFF, M. *The Design of a Policy.* Delphi. Techn. Forecast. Social Change. 2: 149 – 171, 1970.

TUROFF, M. *The Policy Delphi.* In: H.A. Linstone e M. Turoff (Ed.) *The Delphi Method. Techniques and Applications.* Addison Edley, pg. 84 – 101, 1975.

UNEP. *Guidelines for Assessing and Substantiating Environmental Impact and Environmental Criteria for the Siting of Industry.* UNEP – United Nations Environmental Programme Industry & Environmental Guidelines Series, Vol. 1, 105 pgs, 1980.

USFWS

a) *Habitat as a Basis for Environmental Assessment.* Washington, D.C., 101 ESM. Div. Ecol. Serv., 1980

b) *Habitat Evaluation Procedures (HEP).* Washington, D.C., 102 ESM. Div. Ecol. Serv., 1980

c) *Standards for the Developments of Habitat Suitability Index Models.* Washington, D.C., 103 ESM. Div. Ecol. Serv., 1980

VASELY, W.E. *Fault Tree Handbook.* NUREG – 0492, 1981.

VENKATRAN, A. *Short-Range, Short-Term Fumigation Model for the INCO Superstack.* Sudbury Environmental Study, SES 013/82, Ottawa, Environment, Canada, 1982.

VLACHOS, E. *Cumulative Impact Analysis.* Imp. Ass. Bull. 1 (4): 60-70, 1982.

WASHINGTON, H. G. *Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems.* Water Research, 18: p. 653-694. 1984.

WEDDLE, A.E. *Applied Analysis and Evaluation Techniques.* In: D. Love-Joy (Ed) *Land use and landscape planning.* Bath Leonard Hill Books The Pergamon Press, 1973.

ESTUDIOS DE CASOS EN BRASIL EJEMPLOS DE APLICACIÓN DE ALGUNAS METODOLOGÍAS DE EVALUACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

.....

METODOLOGÍAS APLICADAS EN LA EVALUACIÓN DE IMPACTOS EN EL SECTOR ENERGÉTICO: Un Paralelo entre los Impactos de las Usinas Hidroeléctricas (UHEs) y Termoeléctricas (UTEs)

La implantación y operación de UHEs y UTEs pueden causar daños irreparables al medio ambiente.

Con el objetivo de presentar con claridad, y de manera integrada, la magnitud de las interferencias ambientales resultantes de los proyectos termoeléctricos convencionales e hidroeléctricos fue definida la matriz de impactos específica. Para su elaboración se partió de premisas tales como la necesidad de posibilitar un rápido entendimiento de la gran cantidad de variables existentes; de la constatación de cómo se relacionan entre sí y, finalmente, de sus consecuencias sobre el bienestar social.

En el trabajo se constató como procedimiento más apropiado la aplicación de dos tecnologías en la misma planilla. De esta forma, se obtuvo una planilla de implantación y otra de operación de los proyectos, con cada una de ellas conteniendo, para cada tecnología, los impactos y efectos ambientales y sus consecuencias sobre la calidad de vida de las poblaciones.

En lo que se refiere a las cuantificaciones, éstas fueron agregadas en tres niveles de grado: bajo, moderado y fuerte, siendo, para tanto, considerados los modelos usualmente implantados en el territorio brasileño.

Así, con la superposición de las dos planillas se puede ratificar el grado de interferencia ambiental de cada tecnología en las dos fases estudiadas. Este procedimiento permite, preliminarmente, la observación de la presencia marcada de los proyectos hidroeléctricos, en las varias situaciones de perjuicio a la vida de las poblaciones residentes en las áreas de interferencia directa de los proyectos.

En la fase de implantación puede ser notado que es alto el grado de los impactos cuando se trata de usinas hidroeléctricas. Eso se percibe a partir de la constatación visual de que hay seis factores negativamente fuertes, sobre un total de once. Dos de los impactos se presentan moderados, en cuanto que tres de ellos son neutros o bajos. Es importante mencionar que aquellos seis factores considerados presentan un fuerte impacto regional.

En las usinas termoeléctricas, se constata un mayor número de aspectos neutros o bajos durante la fase de implantación, esto denota que durante esa fase las UTEs presentan ventajas comparativas inigualables.

Inversamente, durante el período de operaciones, las UHEs presentan según los parámetros adoptados en la MIA, menores impactos negativos sobre el medio ambiente. Se puede destacar, en las dos fases, la permanencia de los mismos aspectos negativos, como se verifica directamente en la matriz.

Las UTEs presentan como aspectos negativos aquellos tres factores indicados como de impacto global, lo que no ocurre con las UHEs.

Con seis aspectos de fuertes impactos y cuatro moderados hay, durante toda la fase de operación, una nítida desventaja para las UTEs.

Eso demuestra que planes adecuados de manejo ambiental, si son formulados a partir de evaluaciones de impacto ambiental, dependerán de determinación política, pues, normalmente, afectan la autoridad de grupos sociales y agencias establecidas. Antes de indicar que las evaluaciones de impactos ambientales sean imposibles en esas situaciones, tales dificultades pesan a favor de la demanda para sensibilizar los agentes para la atribución de importancia a materias ambientales y a la necesidad de evaluarlas (Warford,1987).

En el caso específico de investigación y producción de tecnologías agropecuarias, es posible ejercitar, de forma más amplia y ventajosa, el Principio de la Precaución, evaluándose preventivamente los pasos iniciales del propio proceso de desarrollo y adaptación tecnológica, evitándose programas de monitoreo o modificación tecnológica de grande extensión.

Según el Principio de la Precaución, eventuales errores en el manejo deben favorecer la conservación (antes que cualquier riesgo de degradación) como una condición límite para evitar alteraciones irreversibles o altamente perjudiciales.

LISTAS DE CONTROL SIMPLE

El ejemplo de Lista de Control Simple para proyecto de construcción de carreteras es particularmente relevante por ser proyecto común en áreas rurales, en las cuales ocurren fuertes impactos, muchas veces determinantes de degradación importante en las pequeñas cuencas, con alteraciones en el drenaje, erosión y absorción de agua por el suelo (con sus impactos asociados), así como alteraciones económicas y sociales.

En la Tabla 1 se percibe que la mayoría de las categorías y factores ambientales incluso pueden ser aplicados a diferentes proyectos de obras civiles, además del caso particular de construcción de carreteras.

Es posible formular listas simples aplicables a situaciones diferentes, con el objetivo de diagnosticar qué factores o procesos podrán intervenir en un caso o proyecto particular.

Tabla 1 – Lista de Control Simple para un Proyecto de Construcción de Carretera Rural

CATEGORÍA: FACTOR AMBIENTAL	FASES DEL PROYECTO		
	Planeamiento	Construcción	Operación
1. RUIDO			
a) Salud Pública		X	X
b) Uso del Suelo		X	X
2. CALIDAD DEL AIRE			
a) Salud Pública		X	X
b) Uso del Suelo		X	X
3. CALIDAD DEL AGUA			
a) Agua Subterránea		X	
b) Agua Superficial		X	X
4. CONSERVACIÓN DEL SUELO			
a) Uso Económico		X	X
b) Erosión, Contaminación		X	X
5. BIODIVERSIDAD			
a) Flora		X	
b) Fauna		X	X
c) Hábitats		X	
6. ECONOMÍA			
a) Desapropiaciones	X		
b) Valorización Inmobiliaria	X	X	X
c) Producción/ Caída de los Costos			X
7. IMPACTOS SOCIOPOLÍTICOS			
a) Degradación Cultural/ Recursos Históricos		X	X
b) Aumento de la Movilidad y Ruptura de la Comunidad		X	X
8. IMPACTOS ESTÉTICOS			
a) Recursos de los escenarios		X	X
b) Diseño Urbano	X	X	

LISTAS DE CONTROL DESCRIPTIVAS

Tomándose un proyecto de irrigación pueden ser aplicadas listas para relacionar los efectos ambientales de estas actividades. Se sugiere que esos efectos sean descriptos considerando su influencia sobre compartimientos ambientales y grupos sociales afectados (Tabla 2).

La inclusión de criterios auxilia al investigador a definir objetivos durante la ejecución de la misma, a fin de satisfacer la demanda por informaciones adicionales sugeridas por el análisis de esos criterios. Además, es posible que de ese análisis se puedan diagnosticar medidas para mitigar determinados impactos identificados.

De la omisión de cualquier factor o criterio puede resultar la desconsideración de impactos relevantes, tanto para el ambiente natural como para el propio proyecto.

Tabla 2– Lista de Control Descriptiva para Proyecto de Irrigación

FACTOR	CRITERIOS PARA EVALUACIÓN
1. MODIFICACIÓN DEL REGIMEN HÍDRICO a) Calidad del Agua b) Cantidad y Disponibilidad del Agua	❖ Interferencia de la irrigación sobre usos múltiples presentes o potenciales, del recurso hídrico (consideración del volumen a ser consumido y conservación de la calidad, o sea, método de irrigación)
2. MODIFICACIÓN DEL MANEJO DEL SUELO	❖ Efectos de la aplicación de la agua en la conservación de los nutrientes (lixiviación, salinidad) y del suelo (control de la erosión, compactación, sistema de cultivo)
3. MODIFICACIÓN DEL SISTEMA DE PRODUCCIÓN	❖ Tendencias de introducción de culturas y cultivos, rotación, manejo de la materia orgánica, de la paja, reposo.
4. MODIFICACIÓN DE LA INFRAESTRUCTURA	❖ Capacidad de almacenamiento y producción
5. MODIFICACIÓN DE LAS RELACIONES OBRERAS	❖ Disponibilidad de mano de obra, régimen de contratación, seguridad del trabajador, bienestar social
6. MODIFICACIONES DE BASE ECONÓMICA	❖ Valor de la tierra, capacidad de inversiones, diversificación agrícola
7. SUSTENTABILIDAD DEL SISTEMA	❖ Conservación de base de recursos, existencia y apertura de mercados, agroindustrialización y diversificación de la producción
8. MODIFICACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE PLAGAS Y ENFERMEDADES	❖ Evaluación de la progresión de los niveles de daño económico, rotación, selección de pesticidas y manejo integrado de plagas, métodos de aplicación de pesticidas (con implicaciones sobre la contaminación)

LISTAS DE CONTROL ESCALAR

En el caso de existir propuestas alternativas del proyecto o formas alternativas, con base en alguna unidad escalar seleccionada. Tales listas son también indicadas para comparación entre la situación anterior al establecimiento del proyecto (o adopción de tecnologías) y la situación esperada después de su implantación o adopción.

Tomándose el ejemplo simplificado de lista de control descriptiva e incluyendo una escala de valores para la evaluación de diferentes técnicas de manejo del suelo, es posible formular una lista de control escalar para la evaluación de impacto ambiental del proyecto de irrigación. La tabla 3 muestra un ejemplo de esas listas para el proyecto considerando diferentes sistemas de cultivo: uno convencional, otro conservador del suelo y agua (plantación directa, sin arado) y una variación del nivel de impacto esperado para diferentes compartimientos ambientales. La situación anterior, sin irrigación, es tomada como base de comparación. Los valores de variación son atribuidos con base, por ejemplo, en la experiencia de especialistas y sus expectativas, de acuerdo con la situación considerada, o cuando datos objetivos puedan estar disponibles (en el ejemplo, parte de los datos según Thomas, 1995, en porcentaje decimal), o fueren disponibles (a través de medidas en campo), y podrán suministrar la escala a ser atribuida a las alternativas.

Tabla 3 – Lista de Control Escalar para Proyecto de irrigación

FACTOR	SISTEMA DE CULTIVO	VARIACIÓN COMBINADA	
	PLANTIO CONVENCIONAL	PLANTIO DIRECTO	PD-PC
1. MODIFICACIÓN DEL RÉGIMEN HÍDRICO			
a) Calidad del Agua	- 0,3	+ 0,2	+ 0,5
b) Cantidad y Disponibilidad del Agua	- 0,1	+ 0,1	+ 0,2
2. INTENSIFICACIÓN DEL MANEJO DEL SUELO	- 0,4	- 0,1	+ 0,3
3. INTENSIFICACIÓN DEL SISTEMA DE PRODUCCIÓN	- 0,3	+ 0,2	+ 0,5
4. MODIFICACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE PLAGAS Y ENFERMEDADES	- 0,1	- 0,5	- 0,4
5. MODIFICACIONES DE INFRAESTRUCTURA	- 0,4	- 0,1	+ 0,1
6. MODIFICACIÓN DE LAS RELACIONES OBRERAS	+ 0,4	+ 0,5	+ 0,3
7. MODIFICACIÓN DE LA BASE ECONÓMICA	+ 0,5	+ 0,8	+ 0,3
8. SUSTENTABILIDAD DEL SISTEMA	-----	-----	-----
VARIACIÓN TOTAL	- 0,7	+ 1,1	
VARIACIÓN DIFERENCIAL			+1,8

En este ejemplo se concluye que la introducción de irrigación, manteniéndose el sistema convencional de cultivo mediante el arado repetido del suelo y su exposición a la erosión, tiende a causar un impacto negativo. Por otra parte, la irrigación con sistema de plantación directa que mantiene la conservación del suelo trae un impacto positivo con mejorías económicas y sociales.

La variación diferencial (entre los dos sistemas para cada parámetro) indica qué parámetros presentan ventajas y cuáles traerán mejorías más significativas para el sistema, en el caso que tengan sus problemas disminuidos, en especial por alteración tecnológica. En este sentido, las listas escalares sirven también para el diagnóstico de demandas para el desarrollo tecnológico. En el ejemplo de tabla 3, formas de manejo alternativo para control de plagas y enfermedades que disminuyan el impacto de sistema de plantación directa, en ese parámetro, podrían presentar resultados muy significativos. Por otra parte, la variación combinada indica ventajas al planearse el proyecto adoptándose el sistema más adecuado, según el diagnóstico desarrollado para la situación. La escala de los atributos puede

tener diferentes niveles de complejidad, desde variaciones medias de medidas tomadas en campo para ambos sistemas, datos de literatura, resultados experimentales o escalas arbitrarias definidas por el grupo de analistas.

Muchas veces los parámetros para composición de las listas son seleccionados a partir de criterios establecidos en la legislación, juntamente con sus límites de tolerancia, como ocurrencias de contaminación del agua, niveles admisibles de ruidos, emisión de contaminantes, entre otros. Por comparación, entre los límites de tolerancia establecidos para cada criterio y los niveles estimados o provistos con la aplicación de la tecnología o después del desarrollo del proyecto, es posible caracterizar el impacto.

LISTA DE UTILIDAD PARA MULTIATRIBUTOS

En la evaluación de impacto ambiental de la calidad del agua, de un área intensivamente cultivada en la región de Guaíra (São Paulo), tomándose por base un valor mínimo aceptable de 40% de saturación de oxígeno disuelto (OD) como adecuado para la vida acuática, éste sería relacionado a una utilidad (U) de apenas 0,20, teniendo cualquier valor abajo de ese límite una utilidad muy baja. Cuando la saturación aumenta arriba de 60% hay un aumento desproporcionado en la utilidad, porque el agua pasa a presentar, con relación a ese parámetro, calidad excelente.

Procediéndose de esa forma, se definen los méritos de diferentes valores posibles (x_1, \dots, x_n) para todos los parámetros (X_1, \dots, X_n), trazándose curvas de utilidad. A continuación, se atribuyen constantes de importancia (k) relativa ($S_k=1$) para los parámetros basándose, nuevamente en la percepción de peritos. Finalmente, se compone un índice de calidad ambiental (ICA) para cada situación analizada:

$$ICA = \sum_{i=1}^n k_i \cdot U_i(x_i)$$

Un ejemplo de aplicación del método de multiatributo en el estudio de los impactos ambientales, río arriba y río abajo de una microcuenca, intensivamente cultivada y con gran concentración de sistema de irrigación (Ferreira et al., 1996), es presentada en la Tabla 4.

Tabla 4 – Método de Utilidad para Multiatributo en la Evaluación de la Calidad de Agua en Área Intensivamente Cultivada

PARÁMETRO	SITUACIÓN	RÍO ARRIBA	RÍO ABAJO	RÍO ARRIBA	RÍO ABAJO
	Importancia relativa (k)	xi máximo	xi mínimo	U _i	U _i
Conductividad Eléctrica (µS/cm)	0,2	47,5	66,6	1	1
Nitrato (mg/L)	0,1	0,16	0,82	1	1
Amonio (mg/L)	0,1	0,12	0,46	1	1
Sodio (meq/L)	0,1	2,16	5,28	0,8	0,2
Sólidos en Suspensión (mg/L)	0,2	21,6	29,5	0,8	0,5
Porcentaje de Oxígeno Saturado	0,3	64	26	0,5	0,1
			ICA	0,79	0,55

Se comprueba por el análisis de los datos que, por ese método, un valor unitario correspondería a una situación óptima, representando un ICA más alto, mayor utilidad, o sea, una situación o proyecto preferible en relación a aquella opción con ICA menor.

En el ejemplo de la tabla 5 se nota que los sistemas de agricultura intensiva con irrigación en la microcuenca estudiada presentan un impacto considerable, llevando a una degradación de los cuerpos hídricos, río abajo, correspondiente a 24% de la calidad óptima. El método permite también indicar los parámetros ambientales más afectados: en el caso presente, niveles excesivos de sodio y sólidos en suspensión y falta de oxígeno disuelto.

TECNOLOGÍAS APLICADAS EN LA EVALUACIÓN EM UNIDADES DE CONSERVACIÓN AMBIENTAL

El objetivo de la evaluación ambiental (evaluación de los efectos en la estructura y funcionalidad) es la valoración monetaria para atribuir responsabilidades de uso y consecuentes costos ambientales. Estudios con esta finalidad son efectuados, normalmente, a largo plazo, debido a la necesidad de monitoreo de varios parámetros al mismo tiempo. Muchas

veces la respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones, así como su variabilidad natural, solamente es observada mucho más tarde, a veces, sin la presencia del agente perturbador.

En este estudio se propone un método que mejor represente la realidad de los daños ambientales, a través de calificación de la magnitud e importancia de los impactos para implantación de "Tasa de Costos". En este sentido son relevantes: la intensidad de agente tensor, efectos interactivos, características del sistema receptor, intensidad de otros tensores con efectos residuales y punto de actuación del tensor.

La evaluación de campo deberá ser efectuada enfocando la acción del tensor a través de: alteración de la naturaleza de las fuentes de alimentación energética, desvío energético antes de su incorporación al sistema, retirada de energía antes de su almacenaje en el sistema y retirada de la biomasa del sistema.

La propuesta para la implantación de "Tasa de Costos" en sistema de licenciamiento de uso de áreas y espacios en Unidades de Conservación Ambiental comprende:

1. las cuestiones legales (documentación componente, estar en los plazos de vigencia y otorgantes signatarios)
2. información de datos ambientales documentación componente, estar en los plazos de vigencia y habilitaciones específicas);
3. tasa de costos para obtención del permiso de uso de áreas y espacios de acuerdo con la dimensión de la evaluación ambiental.

Para cálculo de los costos ambientales, .en función de las acciones casuales y efectos en consecuencia del uso de áreas y espacios, se adoptó la metodología matricial con planillas respectivas. En la matriz cualitativa, las acciones casuales contempladas fueron: localización topográfica de las instalaciones, dimensiones de ocupación, proyecto arquitectónico global integrado al conjunto paisajístico, demanda de usos de las instalaciones y demandas de operación, además de un factor de influencia: la opinión pública (Almeida, et al., 2000).

Los elementos de los efectos de consecuencia son comunes a la matriz cuantitativa: ecotopos, paisajes, servicios ecológicos, geomorfología y efecto de borda. Para evaluación en la matriz de costos ambientales se indica: escalas nominal y ordinal para los índices de magnitudes (Mg) e importancia (Ip), indicadores de los costos ambientales. En esta matriz son evaluadas, a través de los índices, las relaciones causa-efecto.

En la matriz cuantitativa, los efectos de consecuencia se refieren a desmovilización, discontinuación, desactivación y modificación de las estructuras y procesos ambientales indicados en común en ambas matrices. Los atributos se refieren a la forma, cantidad y relevancia ecológica. La forma de evaluación en la confluencia matricial entre efectos y atributos y el tipo de escalas, constan también en la planilla cuantitativa.

Los Cuadros 3, 4 y 5, a continuación, muestran los principales elementos que se deben considerar en la propuesta para la implantación de "Tasa de Costos" en un sistema de licenciamiento de uso de áreas y espacios en Unidades de Conservación Ambiental.

Cuadro 3– Lista de Control para la Obtención del Término de Uso de Áreas y Espacios

REQUISITOS LEGALES	DOCUMENTACIÓN COMPONENTE	PLAZO DE VIGENCIA	OTORGANTE
Identificación Jurídica			
Irregularidad Fiscal			
Autorizaciones y Registros Específicos			
Caracterización y habilitación de Equipamientos Instalados			
Registros de Profesionales Capacitados			
Representación Legal			
Representación Técnica para Diligencias			
Aprobación del Proyecto Arquitectónico Global Integrado al Conjunto Paisajístico			

Cuadro 4 – Lista de Control para la Obtención del Término de Uso de Áreas y Espacios

REQUISITOS AMBIENTALES	DOCUMENTACIÓN COMPONENTE	PLAZO DE VIGENCIA
Localización Topográfica		
Dimensiones de Ocupación / Construcción		
Proyecto Arquitectónico e Implicaciones Paisajísticas		
Demandas de Uso de las Instalaciones		
❖ Abastecimiento y Reservorios de Agua		
❖ Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias		
❖ Residuos Sólidos		
❖ Ventiladores / Sistema de Acondicionamiento de Aire		
❖ Tráfico Automotivo		
❖ Consumo de Energía Eléctrica		
Demandas de Operación		
❖ Potencia de Recepción / Transmisión		
❖ Mantenimiento de Equipamientos / Instalaciones		
❖ Vigilancia		
❖ Almacenamiento de Combustible		
❖ Sistema de Acondicionamiento de Aire		

Cuadro 5– Matriz Cuantitativa de Costos Ambientales. Planilla de Efectos de Conservación de Uso de Áreas y Espacios

EFECTOS DE CONSECUSIÓN	ATRIBUTOS		
	NÚMERO (CANTIDAD)	TAMAÑO / FORMA	RELEVANCIA ECOLÓGICA ¹
Ecotopos Desmovilizados/ Afectados	Número	Dimensiones	Escala Ordinal
Paisajes Descontinuos/ Afectados	-----	-----	Escala Nominal
Servicios Ecológicos Inactivados/ Afectados	Número	-----	Escala Ordinal
Geomorfología Afectada in loco	Vectores	Morfometría	Escala Intervalar
Efecto de Borde	-----	Modelado	Escala Ordinal

¹ - Estatus de Preservación, Biodiversidad, Área de Vida

ANÁLISIS DE SISTEMAS

El empleo de análisis de sistemas permite evaluar las interacciones que ocurren cuando una actividad humana se desarrolla, afectando tanto la naturaleza como los aspectos sociales y económicos.

La metodología utilizada para evaluación de los impactos, por ejemplo, de una terminal petroquímica situada en una cuenca del Estado del Paraná (Brasil), se basa en un modelo de situación ambiental en la región de aquella terminal. Se consideró una región como un sistema (o sea, un conjunto de factores físicos, humanos y económicos relacionados formando una unidad dinámica) compuesto de varios sistemas (sociales, económicos y naturales) relacionados entre sí.

- Objetivos del proyecto;
- Dimensión espacial;
- Acciones a ser realizadas en el terminal.

ETAPAS

1. Identificación de los límites del sistema:

Todo sistema posee límites arbitrarios. Actualmente, los límites terrestres presentan un radio de 2 Km alrededor de la terminal y el marítimo presenta un área, dependiendo de las direcciones de las corrientes marinas, con una extensión de 5 Km.

2. Definición de la Escala:

La escala definida es la local, o sea, de la terminal petroquímica– región urbana vecina – terminal – región de la cuenca contigua al terminal.

3. Influencia de las entradas (“inputs”) y salidas (“outputs”) del sistema:

Las entradas son representadas por el aporte de productos químicos, a través de camiones y navíos, y las salidas son representadas por los cargamentos de camiones y navíos con productos guardados en la terminal, así como por los fluidos producidos en la terminal (aguas pluviales contaminadas o no, vías de desagüe y lanzamientos de productos químicos).

4. Identificación de los componentes o subsistemas:

- Subsistema económico: productos químicos, energía eléctrica, agua, camiones, navíos;
- Subsistema social: urbanización, empleo;
- Subsistema natural: suelos, agua subterránea, vegetación, ecosistema de la cuenca.

OBJETIVOS DEL MODELO

La definición de un sistema trata, básicamente, de establecer una simplificación y abstracción de la realidad (en este caso, local), permitiendo la identificación de elementos específicos que componen el sistema. Para el sistema ambiental del área de la terminal, los elementos identificados representan tanto su entorno como los flujos de materiales hacia o desde la terminal (Figura 1). Con eso, es posible establecer los siguientes objetivos a ser logrados por el proyecto:

A -Terminal Petroquímica:

A1 - Implantación de la terminal

A2 - Operación de la terminal

A3 - Preservación de los ecosistemas y de la comunidad humana vecina

A4 - Riesgos de impactos negativos

ORGANOGRAMA AMBIENTAL

A partir de los objetivos anteriormente mencionados, podemos jerarquizar en formas gráficas los 4 tópicos .

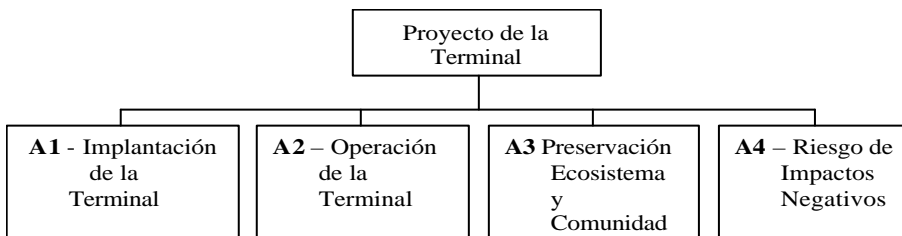


Figura 1 – Organograma Ambiental de una Terminal Petroquímica

El objetivo A1 (Implantación de la Terminal) no será considerado pues, la terminal petroquímica se encuentra prácticamente toda construida.

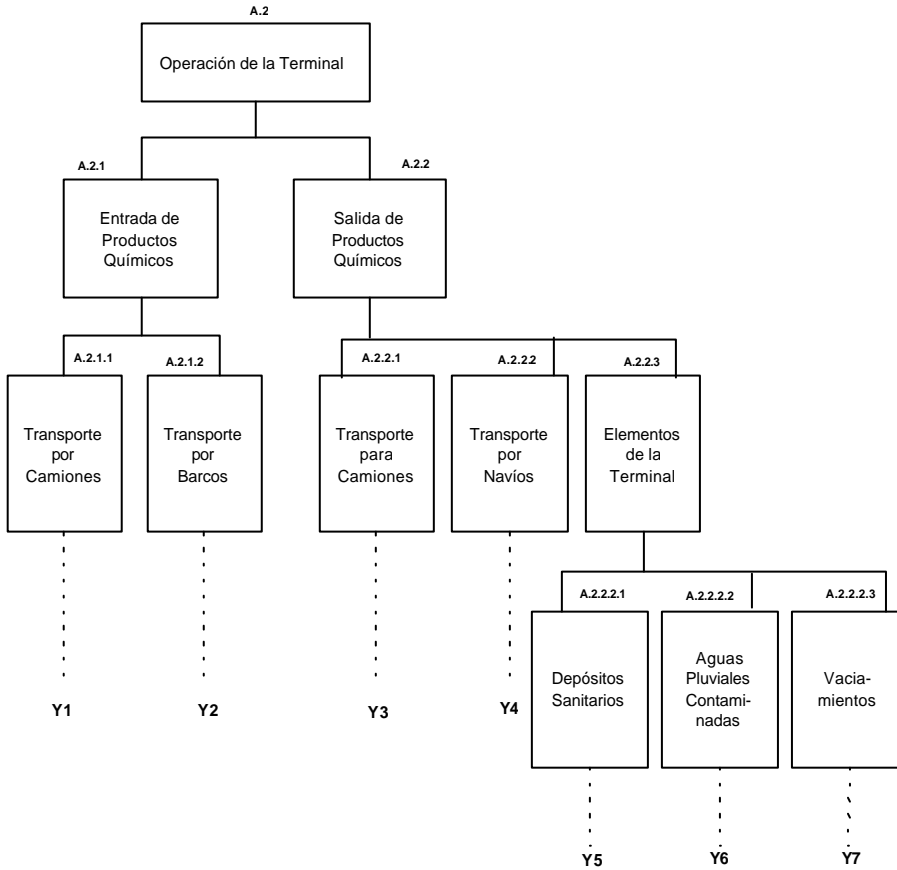


Figura 2– Operación de la Terminal Petroquímica

El ítem A.3.1 no será examinado porque consideramos en este ejemplo que la terminal será instalada en un área ya ocupada anteriormente por instalaciones portuarias.

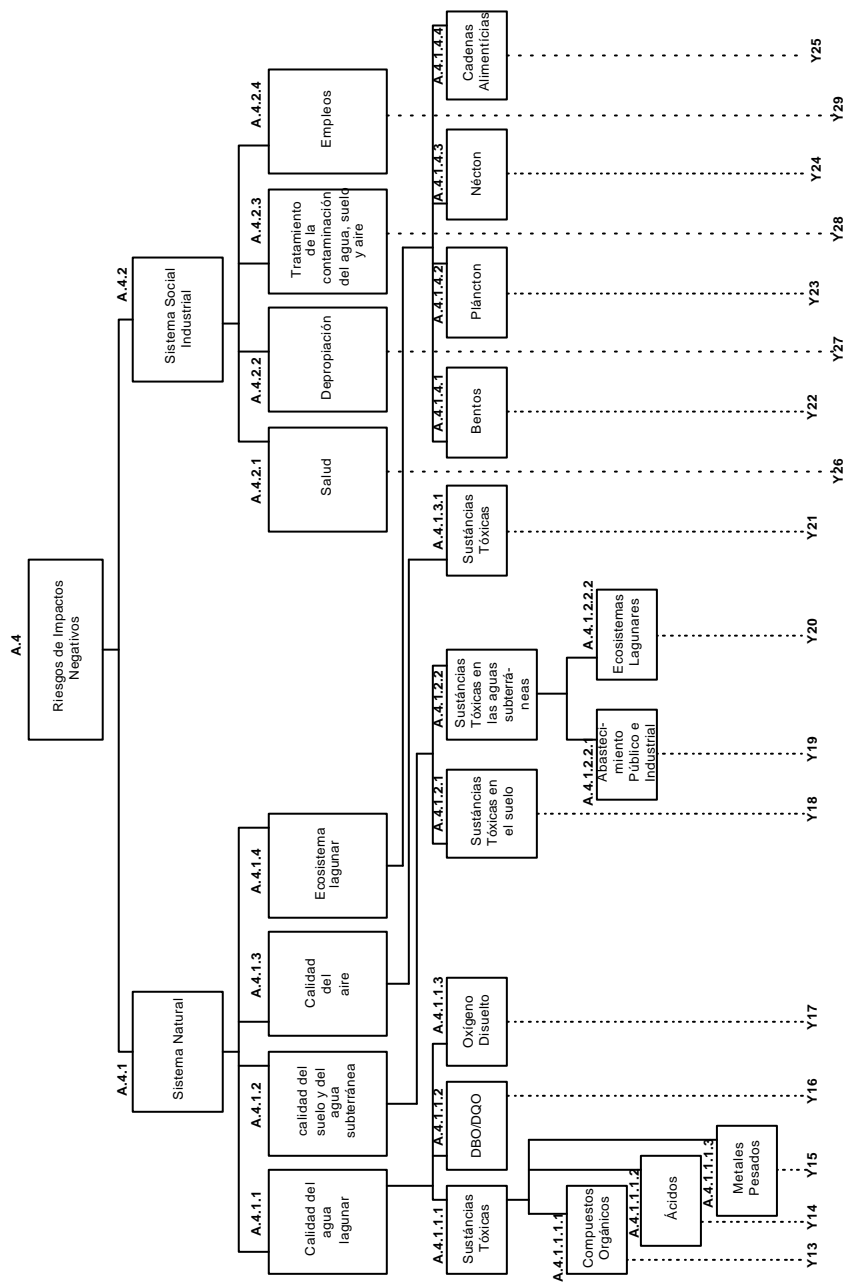


Figura 3— Riesgos de los Impactos Negativos

ESTRUCTURA JERÁRQUICA DE LOS OBJETIVOS

Cuando estructuramos jerárquicamente los objetivos de un proyecto, estamos subdividiéndolos según una mayor o menor generalidad, de modo que cada objetivo es desdoblado en otros dos o más objetivos, cada vez más específicos.

En el ítem anterior, fueron identificados objetivos y atributos asociados (variables a ser evaluadas en relación al objetivo). A continuación, son listados y numerados en Y1 a Y29 (Figura 3), con la finalidad de inserción en la matriz de Impactos Ambientales (Cuadro 1) .

Cuadro 1 – Matriz de Impactos Ambientales de la Terminal Petroquímica

Ítem	Objetivo		Atributo	Dimensión
A.2.1.1	Aumentar el transporte de productos químicos industriales de la terminal por camiones.	Y1	Toneladas transportadas por año	T/año
A.2.1.2	Aumentar el transporte de productos químicos industriales – terminal	Y2	Toneladas transportadas por año	T/año
A.2.2.1	Aumentar el transporte de productos químicos terminal- industria por camiones	Y3	Toneladas transportadas por año	T/año
A.2.2.2	Aumentar el transporte de productos químicos terminal- industria por navíos	Y4	Toneladas transportadas por año	T/año
A.2.2.3.1	Recolectar, drenar y tratar residuos sanitarios.	Y5	Metros cúbicos por día	m ³ /día
A.2.2.3.2	Recolectar, drenar y tratar aguas pluviales contaminadas	Y6	Metros cúbicos por día	m ³ /día
A.2.2.3.3	Recolectar, drenar y tratar vaciamentos de productos químicos	Y7	Metros cúbicos por día	m ³ /día
A.3.1	Preservar los ecosistemas terrestres circundantes	Y8	Áreas ocupadas por las formaciones vegetales	há
A.3.2.1	Proteger las áreas residenciales	Y9	Medidas de control de los sectores de riesgo	N.º/área
A.3.2.2	Proteger el área de instalaciones del terminal	Y10	Medidas de Control de los sectores de riesgo	N.º/área
A.3.3.1	Recuperar las áreas circundantes degradadas por la instalación del terminal	Y11	Área degradada	há
A.3.3.2	Controlar el monitoreo de la terminal en términos ecotoxicológicos	Y12	Parámetros de calidad ambiental	Unidades físicas, químicas, biológicas
A.4.1.1.1.1	Evaluar la calidad actual del agua lagunar en la región de la terminal	Y13	Compuestos orgánicos	mg/l
A.4.1.1.1.2	Evaluar la calidad actual del agua lagunar en la región de la terminal	Y14	Ph	Unidades
A.4.1.1.1.3	Evaluar la calidad actual del agua lagunar en la región de la terminal	Y15	Metales pesados	mg/l

A.4.1.1.2	Evaluar la calidad actual del agua lagunar en la región de la terminal	Y16	DBO/DQO	mg/1
A.4.1.1.3	Evaluar la calidad actual del agua lagunar en la región de la terminal	Y17	OD	mg/1
A.4.1.2.1	Evaluar la calidad actual del suelo del área de la terminal	Y18	Parámetro de calidad ambiental	Unidades físicas y químicas
A.4.1.2.2.1	Evaluar la calidad del agua subterránea para abastecimiento público e industrial	Y19	Parámetro de calidad del agua subterránea.	Unidades físicas, químicas y biológicas
A.4.1.2.2.2	Evaluar la contribución del agua subterránea para la calidad actual del agua de la región	Y20	Parámetro de calidad del agua subterránea.	Unidades físicas, químicas y biológicas
A.4.1.3.1	Evaluar la calidad actual del aire en la región de la terminal	Y21	Parámetro de calidad del aire	Unidades físicas y químicas
A.4.1.4.1	Evaluar la diversidad de las asociaciones bentónicas del área lagunar próxima a la terminal	Y22	Índice de diversidad de Shannon e Weaver	Unidades biológicas
A.4.1.4.2	Evaluar la composición y diversidad de las asociaciones planctónicas del área lagunar próxima a la terminal	Y23	Índice de diversidad	Unidades biológicas
A.4.1.4.3	Evaluar la composición y diversidad de las asociaciones planctónicas del área lagunar próxima a la terminal	Y24	Índice de diversidad	Unidades biológicas
A.4.1.4	Evaluar la estructura actual de la cadena alimentaria próxima a la terminal	Y25	Relaciones tróficas	Especie/niv el trófico
A.4.2.1	Evaluar la salud actual de la población de la región	Y26	Indicadores de salud (respiratorio e dermatológico)	N° hab/Km²
A.4.2.2	Evaluar el efecto de la expropiación necesaria por medidas de protección a la salud pública	Y27	Indicadores de equilibrio económico de la población	Unidad monetaria
A.4.2.3	Evaluar el costo actual del tratamiento y poder de prevenir la necesidad de aumentar su nivel	Y28	Indicador de costo	Unidad monetaria
A.4.2.4	Evaluar la oferta de empleos proporcionados por el proyecto	Y29	N° de empleos	N° de personas

MATRIZ DE ACCIONES Y CONSECUENCIAS

La matriz presentada en el cuadro 2 permite identificar los impactos ambientales resultantes de cada sector del proyecto de la terminal. Esa matriz fue dividida en los siguientes ítems:

- Sectores: componentes ambientales y otros, que podrán ser influenciados por el proyecto;
- Consecuencias: resultados de las acciones básicas emprendidas sobre cada sector considerado.

Cuadro 2– Esquema de la Matriz

Consecuencias \ Sectores	Y1	Y2	Y3	Y4	Y29	Y5	Y6	Y7		Y29
Economía regional										
Salud pública										
Rendimiento de la comunidad										
Calidad del aire										
Calidad del suelo										
Calidad del agua										
a) subterránea										
b) lagunar										

Impactos Positivos – Los impactos positivos representan las propuestas de desarrollo provocados por el proyecto de la terminal. Son representados por los ítems Y1 a Y4 y Y29.

Impactos Negativos – Son representados por los ítems Y5 a Y28 que indican riesgos de accidentes en la terminal.

EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL SOBRE CADA SECTOR

1. Economía regional:

Evaluación de las consecuencias sobre la economía regional, o sea, ¿en qué contribuirá la terminal al sistema de exportación e importación de los productos químicos por el Estado de Paraná (Brasil)? ¿Qué efectos tendrán los posibles impactos negativos sobre el aumento previsto de exportación e importación de productos químicos generados por la terminal?

2. Salud pública:

Evaluación de las consecuencias de la operación de la terminal y del aumento de la importación y exportación de productos químicos, debido a la terminal, sobre la salud de la población.

3. Calidad del aire:

Evaluación de las consecuencias de operación y de accidentes en la terminal sobre la calidad del aire.

4. Calidad del suelo:

Evaluación de las consecuencias de operación y de accidentes en la terminal sobre la calidad del suelo.

5. Calidad del agua:

Evaluación de las consecuencias de la operación y de accidentes en la terminal sobre la calidad del agua subterránea y de la cuenca.

6. Ecosistemas:

Evaluación de las consecuencias de la operación y de accidentes en la terminal sobre los variados elementos del ecosistema y sobre el ecosistema en general.

EVALUACIÓN FINAL

Las consecuencias deben ser inseridas en un cuadro, de modo que sean colocadas a la izquierda las consecuencias positivas y a la derecha las negativas. A continuación, caso a caso (p. ej. salud pública x desagües sanitarios – Y5), se debe verificar:

1. Si hay relación entre sector y consecuencias;
2. Evaluar si el impacto es importante o muy importante e indicar respectivamente, con uno o dos asteriscos;
3. A continuación, sumar los impactos positivos o negativos y el número total de esos impactos, por ejemplo:

Nº de interacciones posibles = 400

Nº de interacciones existentes = 37

Nº de interacciones positivas = 17

Nº de interacciones negativas = 20

4. Calcular el índice de interacciones, para cada subsistema, por la expresión:

$$II = \frac{R}{IP}$$

Donde:

II = índice de interacción

IR = interacciones posibles

IP = interacciones positivas

Si el valor del índice fuese igual a 1 (uno), la posibilidad de ocurrencia de interacciones positivas o sea, ausencia de impactos negativos, será de 100%.

El índice de interacciones representa las posibilidades de impactos en cada subsistema y permite, incluso, clasificar esos subsistemas, según el grado y tipo de impactos posibles en cada uno. Se puede, finalmente, para cada subsistema, discutir los impactos negativos y recomendar alternativas y/o medidas.

METODOLOGÍAS PARA PLANES DE EXTENSIÓN DE TERRITORIO- EL MODELO “SUPEROLADE”

El modelo de evaluación representado por el sistema ambiental del SUPEROLADE tiene inspiración en el método Batelle. Además de inspirarse en el “Análisis de Sistemas”, al proponer una configuración metodológica donde define un objetivo a ser alcanzado, estudia alternativas para un mismo proyecto mediante un sistema formalizado y pretende obtener una solución óptima usando curvas de normalización, fórmulas físicas de modelo de realidad, softwares.

El modelo “SUPEROLADE” presenta como peculiaridad el hecho de utilizar un abordaje multiobjetivo, con las siguientes características: integra los aspectos socioeconómicos y biofísicos en una misma función multiobjetiva; se adapta tanto para la evaluación de secuencias de proyectos como para la evaluación de proyectos individuales; integra la evaluación aplicando los mismos parámetros, trabaja a nivel ambiental con juicios de valor de decisión; y tiene como objetivo principal la búsqueda de soluciones “robustas” (que se mantienen para distintas condiciones exógenas).

En un primer momento, la metodología determina los cinco objetivos más relevantes, desde el punto de vista ambiental, siendo éstos divididos en criterios que tienen como finalidad apreciar impactos particulares. A cada criterio es asociada una variable o un grupo de variables, que deberán ser significativas y de fácil obtención.

La suma o agregado de variables provee un indicador para el criterio de manera que permita reducir el tamaño del impacto al cual el criterio está asociado. Luego, el indicador es normalizado utilizándose una “función de impacto ambiental”- FIA – específica. Teniéndose los indicadores normalizados, los criterios son agregados mediante la utilización de pesos determinados consensualmente por los responsables.

Los valores de cada objetivo serán agregados para que se obtenga un valor global para evaluación ambiental, que podrá ser de un proyecto o de secuencias de proyectos. La determinación de pesos de los criterios y objetivos podrá ser hecha a través de la media aritmética de los diferentes juicios atribuidos por los especialistas, de la aprobación entre ellos, resultando una consideración de reglas de comparación de objetivos y criterios. La aprobación deberá contar con la duración, posibilidad de ocurrencia, mitigabilidad y los impactos asociados, atribuyendo los pesos a los diferentes objetivos y criterios establecidos, de modo que la suma sea igual a 1.

El modelo adopta una estructura de orígenes que se modifica a cada nivel del proceso de agregación presentando la siguiente secuencia: Orígenes Variables X Proyectos, Orígenes indicadores X Proyectos, Orígenes Indicadores X Secuencias, Grupo de proyectos, Orígenes Criterios x Secuencia/ Grupo de Proyectos y Orígenes Objetivos X Secuencia/ Grupo de Proyectos.

Las variables contadas son transformadas en indicadores por intermedio de la normalización; los indicadores son sumados dentro de las secuencias/grupo de proyectos a través de métodos como adición, media simple o media aproximada. Los indicadores por secuencias/grupo de proyectos son transformados en criterios por secuencias (en esta etapa, la única condición necesaria es que los indicadores estén en escalas de valores numéricos cero y uno, los indicadores de valores cualitativos ya son dados de esta forma y los de cantidad son normalizados por vía de la utilización de las funciones de impacto (FIA).

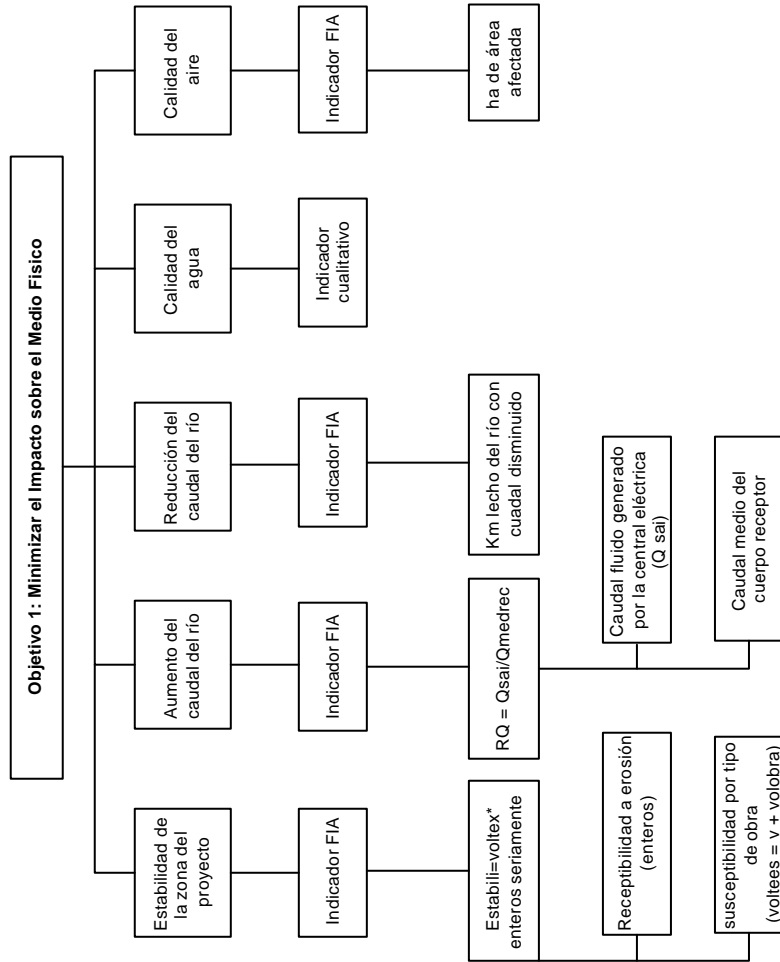
Posteriormente a eso, los criterios por secuencia/grupo de proyectos son pasados para objetivos por secuencia/grupo de proyectos, por medio de la suma de los productos de cada criterio con los valores correspondientes. Finalmente, los objetivos por secuencia/grupo de proyectos son sumados, utilizándose valores relativos a cada objetivo. Eso dará el valor total.

La metodología del SUPEROLADE utiliza la idea de seleccionar factores ambientales que representen la realidad estudiada. Así como en los métodos de sistema de redes y gráficos, define para los criterios una magnitud que variará de 0 a 1, considera impactos positivos y negativos y adopta una estructura de origen.

Una última aclaración es que esta metodología fue desarrollada para la evaluación de planes de expansión, o sea, grupos de proyectos que cumplan la restricción de atender a la demanda. Una vez definidos cuáles son los proyectos que formarán cada alternativa del plan de expansión, los impactos de cada proyecto serán sumados hasta obtenerse la evaluación del plan total.

CONFIGURACIÓN METODOLÓGICA

El modelo SUPERLADE se caracteriza por la siguiente estructura:



Como podemos observar en el esquema, los impactos sobre el medio físico son agrupados en cinco categorías principales (criterios): estabilidad de la zona del proyecto, aumento del caudal del río, reducción del caudal del río, calidad del agua y del aire.

Los criterios son representados por valores que varían de 0 a 1 siendo que cuanto mayor es el valor, mayor será el impacto del proyecto o grupo de proyectos sobre el medio físico. La normalización de los valores de los criterios es hecha mediante la aplicación de funciones de impacto ambiental (FIA) con excepción para el criterio "calidad del agua", que tiene un indicador de calidad. Antes de la aplicación de las FIA los valores obtenidos estarán en unidades y magnitudes diferentes, lo que impide la suma directa de los mismos.

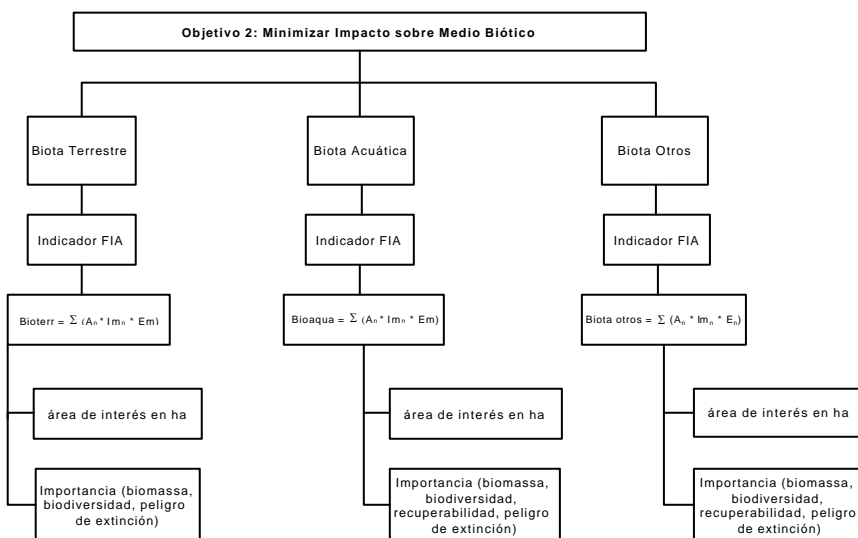
Los elementos situados en la parte inferior del esquema representan las variables que prueben los datos básicos para medir los respectivos criterios. El criterio "estabilidad de zona del proyecto" es medido según las variables: susceptibilidad a la erosión y susceptibilidad a la obra. La susceptibilidad a la erosión es obtenida a través de una tabla que atribuye valores para la susceptibilidad a la erosión de la región, la cual es clasificada mediante mapas indicativos. La susceptibilidad a la obra es indicada por el volumen de terraplén utilizado y excavado para las obras en el área de la central y para las vías de acceso.

El criterio "aumento del caudal del río" es medido por medio de las variables del caudal del fluido que pasa por la central y el caudal medio del cuerpo receptor en el punto de descarga. El criterio "reducción en el caudal del río" es medido por la extensión del lecho del río con el caudal disminuido.

El criterio "alteración de la calidad del agua" es visto a través de las variables: calidad del agua, impacto producido por el proyecto y capacidad de recuperación del río en su corriente fluvial. La calidad del agua fluida será resultante de la combinación de las variables: densidad del uso del agua y de la capacidad de recuperación de la misma.

El impacto producido por el proyecto, en el caso de centrales hidroeléctricas, resultará de la combinación de las variables: tiempo de retención del agua y capacidad de recuperación, que, a su vez, es función de la inclinación del río (mayor inclinación redundará en mayor oxigenación y mayor capacidad de recuperación). Para la capacidad de recuperación (de la corriente fluvial) deberán ser consideradas las variables geomorfológicas del río, existencia de ciudades o industrias y presencia de cuerpos de aguas fluidas.

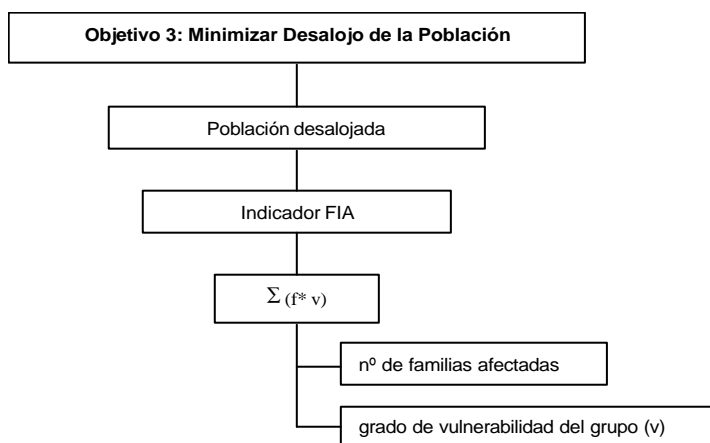
El criterio “alteración de la calidad del aire” es medido por la extensión en ha, del área seriamente afectada en la calidad del aire. Se considera como área seriamente afectada aquélla donde se observa hasta 75% del nivel máximo, establecido por ley, de la concentración de contaminantes. Este criterio es utilizado solamente para proyectos térmicos, ya que para centrales hidroeléctricas no se considera este efecto.



Los impactos sobre el medio biótico son caracterizados según los criterios: biota terrestre, biota acuática y otras biotas. En estos tres criterios las mediciones son hechas por medio de las variables: área ocupada por el ecosistema (A_n), importancia de los ecosistemas afectados (I_n – establecida

por estudios de especialistas) y la excepcionalidad de los ecosistemas afectados (En). En el caso de ecosistemas de excepcional importancia, se multiplica el indicador por la variable factor de excepcionalidad (En) que será igual a 1 para ecosistemas que no son excepcionales y mayor que 1 para los que son excepcionales.

El valor atribuido para excepcionalidad deberá seguir la siguiente lógica: será tanto mayor cuanto la excepcionalidad del ecosistema y el valor definido demostrará cuánto se estaría dispuesto a sacrificar de otro ecosistema (que no sea excepcional) para conservar aquél evaluado. Así, en caso de que el valor definido sea igual a 2, eso significa que se estará dispuesto a sacrificar el doble del área (porque se estará multiplicando A_n por 2, por eso, el impacto en este caso será mayor) de otro ecosistema, para conservar aquél evaluado.

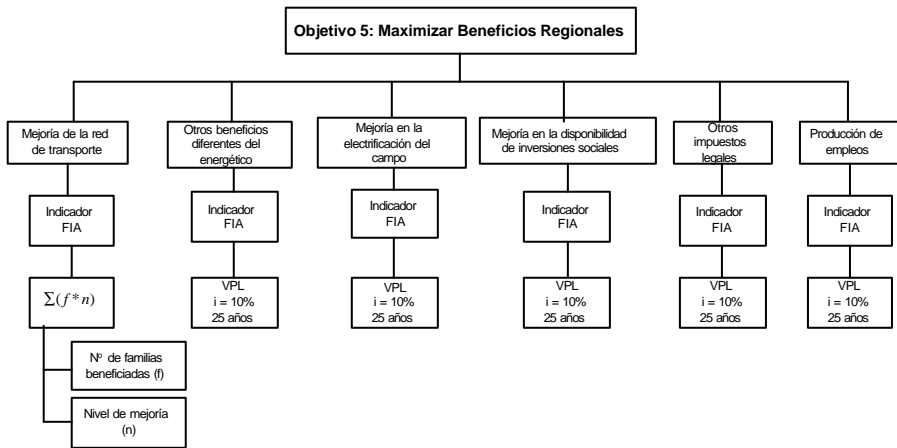
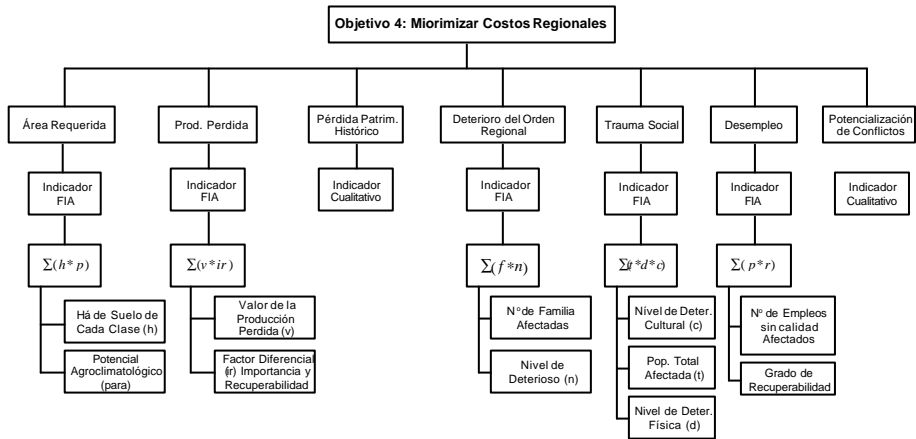


El retiro de la población es medido según el criterio “población transferida” que es calculado mediante las variables: números de familias afectadas y grado de vulnerabilidad del grupo afectado (siendo éste mayor para grupos más vulnerables como minorías étnicas y pequeños productores).

Los impactos sobre los costos regionales son estructurados según los criterios: “área total requerida”, “productividad perdida”, “pérdida del patrimonio histórico”, “deterioro del ordenamiento regional”, “trauma social”, “desempleo”

y “potencialidad de conflictos”. El área total requerida es medida por la extensión, en ha, de suelo perdido y por su potencial agroclimatológico (siendo mayor para suelos más productivos). La productividad perdida es medida por medio del valor de la producción perdida y por un factor diferencial, que es función de si lo perdido será total o no, y de la capacidad de producción perdida que pueda ser recuperada. La pérdida del patrimonio histórico es medida por la capacidad de recuperación solamente de bienes culturales tangibles, que se pueden medir.

El deterioro del orden regional es contabilizado por medio del número de familias afectadas y del nivel de deterioro físico regional visto, que es función de la reversibilidad del impacto. El trauma social es calculado según las variables: deterioro cultural, población afectada y deterioro físico (que es la función de la capacidad de adaptación de la región) y del tipo de modificación operada por el proyecto, pasaje obligatorio o de recibir población fluctuante). El desempleo, sin embargo, es medido por las variables: número de empleos sin calidad extintos y grado de recuperación de estos puestos (siendo más alto para mayor dificultad de recuperación). La potencialización de conflictos es calculada por medio de las variables: nivel de conflictos ya existentes en la región y potencial del emprendimiento de iniciar o intensificar conflicto.



Los beneficios regionales son organizados según los criterios: “mejorías en la red de transportes”, “beneficios que no son energéticos”, “mejoría en la electrificación del campo”, “mayor disponibilidad para inversiones sociales”, “otras inversiones legales” y “producción de empleos”.

La mejoría en la red de transportes es medida por el número de familias beneficiadas y por el nivel de mejoría en la electrificación del campo, la disponibilidad para inversiones sociales y otras inversiones legales, que son calculadas por el valor neto o presente de los recursos disponibles, para un horizonte de 25 años, y suponiendo intereses de actualización de 10% al año. La producción de empleos es contabilizada por medio del número de puestos de empleos creados y del tipo de empleo ofrecido, teniendo mayor puntuación los empleos producidos directamente por el proyecto, de carácter permanente.

Procedimiento Metodológico

El análisis multiobjetivo tiene particular importancia para la evaluación y gestión ambiental por considerar las múltiples realidades (física, biótica, social, cultural y económica) que integran el ambiente, propiciando una evaluación simultánea de los objetivos a los cuales estarán asociados grados de importancia.

El primer paso metodológico es determinar los cinco objetivos más importantes para los proyectos de producción eléctrica, sean estos proyectos térmicos o hidráulicos. El paso siguiente es descomponer cada objetivo en criterios, cuya finalidad específica es la de ver el resultado de los impactos específicos.

El criterio trata de obtener una evaluación ambiental total. A él estará asociado un grupo de variables, escogidas de tal manera, que sean de fácil obtención a partir de los estudios de factores y que a través del cruce lógico de esas variables se obtenga un indicador para el criterio, que permitirá medir el tamaño del impacto al cual ese criterio se refiere.

Una vez medido el impacto, mediante el indicador, se aplica una “función de impacto ambiental” que convertirá el indicador en un valor para cada uno de los criterios.

A partir de este punto, se efectuará la suma de la evaluación de los criterios aplicándose pesos relativos (determinados en forma consensuada) para que así se obtenga el valor de los objetivos. Con estos objetivos es realizada una nueva suma buscándose obtener un único valor para el valor ambiental del proyecto.

ESTRUCTURA OPERACIONAL DE LA METODOLOGÍA

I. DEFINICIONES:

a) Objetivos:

En general, un objetivo expresa algo que se desea. En nuestro caso, el mismo podrá ser desmembrado en dos partes: el objetivo en sí mismo y una regla de decisión sobre el objetivo. El primer componente puede ser establecido como pretensión de síntesis de todos los impactos relevantes asociados a los proyectos de producción de energía, concernientes a una dimensión o aspecto básico de la relación proyecto por región. Además, la regla de decisión indica la dirección de la optimización, o sea, indica el sentido de lo deseado: minimizar o maximizar.

Una “decisión satisfactoria” dependerá de los juicios de valor que expresa el decisor y con base en estos juicios, establecer hasta qué punto es aceptable la regla de decisión. La solución satisfactoria será cualquier valor, que se encuentre dentro de un intervalo de aceptación, dado por la función-objetivo. En el caso de múltiples objetivos, el “satisfactorio” será aquél que esté entre los valores aceptables para todos los objetivos. La búsqueda de un conjunto de soluciones “no dominadas” (como el “óptimo de Pareto”) o solución eficiente, es un paso previo para la aplicación de las técnicas de análisis multiobjetivo cuando la dimensión del problema es grande.

b) Criterios:

Son los elementos con los cuales se construye un objetivo, siendo más una contribución. Cada criterio es seleccionado con la finalidad de evaluar un impacto ambiental específico.

Los criterios, al ser establecidos, deben evitar la duplicación para que no haya doble contabilización de los mismos. Tal cosa podrá ocurrir si se trata de actitud intencional del analista, tratando de dar mayor importancia a un determinado impacto, en la conformación del objetivo.

c) Indicadores:

Son instrumentos de medición de un impacto, siendo contruidos a partir del cruce adecuado de las variables asociadas al impacto, buscando prever de forma clara y concisa la magnitud del mismo. La objeción de los indicadores puede ser analítica, cuando las variables son numéricas y la información está disponible, o de calidad, cuando las variables no son numéricas o cuando la información no se encuentra disponible. En cualquiera de estos casos, la construcción de buenos indicadores estará sujeta al grado de conocimiento que se tiene de la región, del proyecto y de la relación entre éstos, manifestados en los estudios correspondientes.

Cada indicador está asociado a un criterio (impacto) constituyéndose en el analizador del criterio. Escoger un indicador significa seleccionar una manera específica de analizar, despreciando las otras alternativas. Es importante mencionar que, para algunos aspectos sociales, la creación de indicadores de calidad es una exigencia del propio estudio y producto de la escasez de informaciones o exigencia de la disciplina.

d) Variables:

Variable es un atributo que se puede medir, sea cualitativa o cuantitativamente, y que permite establecer el segmento confiable de la evaluación de un comportamiento, de un sistema o de una relación. Las variables son obtenidas por intermedio del análisis, del estudio, de la observación directa, de la medición o de la negociación con la comunidad.

II. ESTRUCTURA MATRICIAL:

Para la aplicación de la metodología descrita se hace necesario utilizar una serie de orígenes consecutivos, cuyas estructuras, funciones y contenidos son:

1) Orígenes Variables x Proyectos

Reúne la información básica o de entrada al proceso, siendo las columnas constituidas por los proyectos de producción y las líneas por las variables incluidas.

2) Orígenes Indicadores x Proyecto:

Reúne para cada proyecto individual, los valores determinados por el indicador asociado a cada uno de los criterios.

3) Orígenes Indicadores x Secuencia:

Reúne, para cada secuencia o grupo de proyectos, los valores que determinan el indicador asociado a cada uno de los criterios. Es el valor de origen resultante de la agregación de indicadores de proyectos para la obtención de indicadores de secuencias.

4) Orígenes Criterios x Secuencia:

Contiene los valores de los criterios para cada secuencia, después de haber sido evaluados por medio de las "funciones de impacto ambiental".

5) Orígenes de Objetivos x Secuencia:

Es el origen definitivo en el cual habrá apenas un valor para cada objetivo de secuencia considerada. Las líneas serán entonces apenas cinco, una para cada objetivo definido.

III. NIVELES DE AGREGACIÓN:

A continuación, son presentadas las diferentes formas de obtenerse orígenes a partir de otros.

A) Pasando de Variables a Indicadores por Proyectos

Consiste en el cruce lógico y adecuado de variables del componente ambiental que se desea representar. Son construidas para cada proyecto, sea en la forma de calidad o de cantidad.

B) Agregando los Indicadores en las Secuencias:

Cada criterio es expresado por un indicador en cada secuencia. Esto obliga a que los indicadores diferentes de cada proyecto sean agregados para obtenerse el indicador de la secuencia en cada criterio. Para eso, existen diferentes formas, entre las cuales debemos escoger la más apropiada. Éstas son:

– SUMATORIA: Puede ser efectuada cuando el valor del indicador por proyecto es de una grandeza física que muestra directamente la magnitud del impacto. Ej.: Extensión de ecosistemas impactados.

– PUNTO MEDIO PONDERADO: Cuando el indicador de cada proyecto no es una magnitud física, no tiene sentido sumarlo para obtener el indicador de la secuencia. En este caso se puede utilizar alguna magnitud física que permita apreciar el tamaño del impacto.

– PUNTO MEDIO SIMPLE: En el caso de que el indicador, de un determinado criterio, sea de calidad, su agregación se puede hacer por medio de un punto medio simple de los indicadores de cada uno de los proyectos que forman la secuencia.

C) Pasando de Indicadores por Secuencia a Criterios por Secuencia:

Cada criterio es una contribución a la construcción de un objetivo, para esto es necesario que:

Los indicadores de calidad estén en una escala de valores numéricos entre cero y uno. Esto permitirá su agregación directa con los pesos relativos a cada criterio.

– Los indicadores con significado físico, sean evaluados aplicándose una “función de impacto ambiental”.

D) Pasando de Criterio por Secuencia a Objetivos por Secuencias:

Una vez obtenidos los criterios para secuencias, se debe hacer la agregación de éstos mediante la suma de los productos de cada criterio con su peso relativo, correspondiente al respectivo objetivo.

E) Pasando de Objetivos por Secuencias a la Evaluación Final:

En esta parte, como en la anterior, se realiza la agregación utilizándose pesos relativos, siendo que, en este caso, éstos corresponderán a los pesos dados a los objetivos para la formación de la evaluación final. Éste es un único calificador que permitirá ordenar las secuencias de proyectos, desde la de menor valor (ambientalmente menos perjudicial) hasta la de mayor valor (ambientalmente peor).

DESCRIPCIÓN DE LOS OBJETIVOS Y CRITERIOS

Objetivo 1: Minimizar el Impacto sobre el Medio Físico

Los impactos de este grupo son de carácter complejo debido a la variedad de situaciones y geografías, así también como por el grado de imprevisibilidad en la ocurrencia, permanencia y magnitud de ellos.

En este objetivo, se consideran los impactos típicos, ocasionados por las obras de infraestructura, manifestados en los principales constituyentes del medio físico, donde el suelo es el elemento sujeto a erosión, el medio hídrico como local donde ocurren procesos físicos-químicos y bióticos, como medio de dilución y como medio de transporte de contaminantes; el medio atmosférico es donde se dispersan partículas y elementos contaminantes.

El primer objetivo es subdividido en cinco criterios, considerados más típicos y representativos. De los cinco criterios, uno corresponde al constituyente terrestre, tres al componente acuático y uno al atmosférico. El componente hídrico fue más dividido por su característica de ocasionar grandes problemas, en el caso de proyectos de producción eléctrica. El constituyente terrestre tiene como objetivo medir la estabilidad de la cuenca hidrográfica en la zona de influencia directa del proyecto. Para el constituyente atmosférico es considerado el impacto proveniente de la propagación de partículas de óxido de azufre.

Los criterios relacionados a los aspectos hídricos tienen como objetivos estudiar los siguientes problemas:

- Los impactos en cuerpos receptores debido al aumento del volumen y a los cambios en la temperatura.
- Los impactos debidos a la reducción en el volumen de algunos ríos y al consumo de agua para el proceso de producción.
- Los impactos en la calidad del agua del sistema afluente-proyecto-fluido.

CRITERIOS:

a) Estabilidad de la zona del proyecto:

Este criterio está constituido por dos variables, las cuales se agregan en el indicador del criterio: susceptibilidad a la erosión y susceptibilidad por tipo de obra.

a.1) susceptibilidad a la erosión:

Primeramente, hay que diferenciar la erosión geológica, representada por el desgaste natural del suelo, de la erosión acelerada o aumento de la pérdida del suelo provocado por cambios en los sistemas naturales. El propósito es presentar el mayor o menor grado de pérdida del suelo por erosión hídrica, principalmente, y de los demás factores que limitan el uso del suelo, tales como la salinidad, concentración de sodio y compactación. La anotación utilizada para la variable intensidad de erosión es ENTEROS.

Para determinar el valor de ENTEROS basta localizar el proyecto en un mapa y determinar la intensidad de acuerdo con la escala propuesta.

La escala de valores de variables ENTEROS es expresada también en escala numérica para que pueda agregarse con las otras variables. La erosión en zonas clasificadas como muy severas puede ser 100 veces mayor que en zonas sin erosión. Para eso se ajusta una escala logarítmica que presenta los siguientes valores:

Intensidad de erosión	Escala numérica
Muy severa	1,000
Severa	0,251
Moderada	0,063
Poca	0,016
Muy poca	0,004
Sin erosión	0,001

Además, la cantidad de pérdida del suelo para áreas muy extensas es dificultada por el motivo de que agentes erosivos no actúan con la misma intensidad en todas las regiones de una cuenca hidrográfica. Pero, asimismo, se debe determinar el aumento de sólidos en suspensión causados por las obras realizadas. Aunque ya existan métodos, como la “ecuación universal de pérdida de suelo”, aplicable a cuencas hidrográficas, éstos no son útiles en este caso, en función de la poca información disponible.

a.2) susceptibilidad por tipo de obra

Las excavaciones realizadas en la etapa de construcción de un emprendimiento son las que provocan más pérdida de suelo. Las obras de construcción de diques, de vertederos, de instalaciones de proyectos y para la actividad minera, son aquéllas que deben ser mejor analizadas en lo que se refiere a la pérdida del suelo. De éstas, la construcción de carreteras y excavaciones para terraplén y para extracción de mineral fueron seleccionadas, por su magnitud, área de influencia y duración, como las acciones que pueden producir más pérdidas de suelo.

Sea VALOBRA: la variable que representa las excavaciones:

$$VALOBRA = (ATERRINUND + ATERRIRREG + VOLEXCA + VOLMICA + 0,014 + VOLMISO) \cdot 10^3 \cdot m^3$$

Para el caso de centrales hidroeléctricas, es más importante el volumen de terraplén necesario para ser colocado en áreas inundadas (ATERRINUND) y áreas irregulares (ATERRIRREG), y para el caso de usinas térmicas a carbón, el volumen de explotación mineral del carbón de excavación (VOLMIN), en el caso de ser una explotación a cielo abierto (VOLMICA). Ésta se trata de una actividad que también desequilibra la cuenca, especialmente la actividad minera a cielo abierto.

Por otro lado, la construcción de pozos y túneles requiere sustentación con madera, que culmina en deforestación de la región, tratándose de un efecto secundario de desestabilización del suelo. Usando la relación típica de 0,043 m³ de madera de sustentación para cada tonelada de carbón producido, un rendimiento forestal de 120 m³ de madera por ha y una erosión de 4 mm/año en zona deforestada, se obtiene un factor de 0,014m³ de material erosionado por cada tonelada de carbón obtenido por la actividad minera de excavación.

En la variable “susceptibilidad por tipo de obra” se consideran los volúmenes de suelo retirados o agregados (generados de un lugar a otro) para la construcción de las carreteras y para las excavaciones, que son representados por VALOBRA. Se define un factor para la conversión de Km de carretera construida a volumen excavado en el trecho correspondiente, de tal forma que se puede determinar el volumen total excavado VOLTEX:

Donde V, es el volumen por carretera en m³. El factor cambia con el tipo de la sección transversal predominante en la carretera, la cual puede clasificar

$$VOLTEX = (V + VALOBRA) \cdot 10^3 \cdot m^3$$

la vía, indicando la condición topográfica de la región. Así, podemos verificar que en las carreteras de montaña predominará la sección total (se corta la cuesta en peldaños para la construcción de la ruta); carreteras en regiones con grandes ondulaciones o en subidas, la sección más empleada es la de

corte para llenar las depresiones; en carreteras situadas en regiones planas o poco onduladas son utilizadas secciones con terraplén o pequeños cortes.

Todos los cortes de la carretera pueden ser considerados como áreas de las secciones transversales y estarán limitados por las líneas del terreno original, juntamente con las líneas de conformación actual del terreno. Si el corte fue efectuado en una pendiente, se considera en triángulo.

Carreteras situadas en topografía plana, generalmente, tendrán terraplenes equiparables con los cortes efectuados en pendientes, siendo éstos, por eso, equivalentes desde el punto de vista ambiental, ya que en ambos casos serán necesarias excavaciones.

Las denominadas carreteras de reposición son aquéllas que ya existen en la región y serán utilizadas en el proyecto, necesitando apenas de algunas reformas. En éstas las excavaciones necesarias serán menores, por eso, para estas carreteras se considera un trapecio de área menor que el trapecio considerado para las carreteras de montaña.

En general, el cálculo de los volúmenes de excavaciones en las carreteras es hecho a través de la fórmula Carciente (1965) siendo aplicable para las secciones definidas en los párrafos anteriores.

$$V = \frac{L}{6} \cdot [A1 + A2 + 4Am]$$

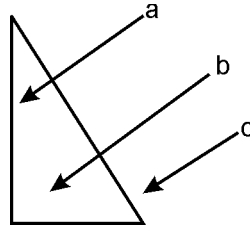
Donde:

A1 y A2= área de las secciones externas o extremos de la carretera

Am= área de la sección transversal en el punto medio del trecho

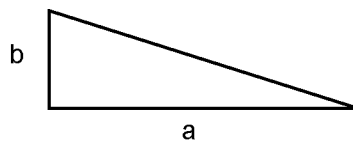
L= largo, en Km, de la carretera.

Para las carreteras de montaña el área considerada fue obtenida por intermedio de un trapecio de bases (lados) paralelas (a) y (b), respectivamente, para la base menor y para la base mayor, y con c, altura equivalente al ancho de la carretera.



Para las rectas de reposición (vías ya listas) el trapecio considerado tiene bases (lados) paralelos y altura.

Para las carreteras de media cuenca, el área es calculada como un triángulo rectángulo de (a) de altura por (b) de base al cual corresponde la base de la carretera.



Los datos necesarios a los cálculos del volumen V , son obtenidos de la fórmula descrita anteriormente:

$$\text{Carreteras de montaña: } V = L \cdot 26$$

$$\text{Carreteras de reposición } n: V = L \cdot 13$$

$$\text{Carreteras de pendientes medias: } V = L \cdot 8$$

Las constantes son aplicadas según el caso: para las vías de acceso situadas en montañas y vías de reposición son aplicadas a los proyectos hidroeléctricos, cuando se considera que la mayoría de éstos se encuentran en este tipo de topografía. Las vías de laderas medias son aplicadas a los proyectos térmicos de carbón.

Las variables largo de las carreteras (VIASACCESS) y de reposición (VIASREPO), de acuerdo con las definiciones anteriores, entran para el cálculo anterior para proyectos hidroeléctricos:

$$V = 26 \cdot VIASACCESS + 13 \cdot VIASREPO$$

Y para proyectos térmicos:

$$V = 8 \cdot (VIASACESS + VIASREPO)$$

El indicador del criterio "Estabilidad" de la cuenca para el proyecto es dado por:

$$ESTABIL = VOLTEX \cdot INTEROS$$

b) Aumento en el Caudal del Cuerpo Receptor:

El indicador de este criterio mide el impacto del volumen de fluido lanzado por la central generadora en el cuerpo receptor. Esta variable es importante por las consecuencias que trae para los usos del agua en la corriente fluvial del proyecto y se desea evaluar la relación del caudal RQ:

$$RQ = \frac{QSAI}{QMEDREC}$$

Donde, QSAI corresponde al caudal del fluido emitido por la central eléctrica (volumen turbinado, en el caso de las hidroeléctricas) y QMEDREC corresponde al caudal medio del cuerpo receptor, en el punto de descarga del fluido, ambos son expresados en m³/s. En algunos proyectos el cuerpo receptor es el mismo que produce el reservatorio (en este caso, se usa el caudal medio QMEDIO)

Pero en otros casos el cuerpo receptor se trata de otro río. El impacto en la geomorfología del río, y del valle donde éste corre, (QMEDREC) es mayor cuando QSAI es mucho mayor que la capacidad de transporte del cuerpo receptor. O sea, en la misma medida que la relación RQ disminuye, los impactos también disminuyen. Ríos de bajo caudal tendrán QMEDREC despreciable, de este modo QSAI podrá tener grandes impactos.

El criterio RQ no es una magnitud física, por eso la función de impacto ambiental es aplicable y el indicador proporcionará directamente el criterio. La agregación para las secuencias es obtenida por la media de los indicadores de cada proyecto individual, ponderadas por el caudal medio del cuerpo receptor (QMEDIO), suponiendo que éste sea calculado por la media de los caudales observados antes y después del proyecto, posteriormente, se calcula el RQ.

c) Reducción en el Caudal del Río

Con este criterio se pretende evaluar los impactos producidos por la reducción del caudal de un río, debido tanto a las alteraciones en el curso natural del río (para la construcción del reservatorio), como la creación de trechos secos río abajo de la represa, hasta la salida de la sala de máquinas.

El indicador para este criterio es extensión, en Km, del lecho del río que presenta el caudal disminuido. Se considera disminución del caudal como: el caudal medio que, después de la implantación del proyecto, se transforma en inferior al caudal mínimo mensual verificado antes del proyecto. Con eso se desea determinar la extensión del lecho del río, que estará sujeto a las condiciones de sequía, de manera continuada, en función de la implantación del proyecto, independientemente de la existencia de sequías naturales.

Es importante considerar que todos los trechos, sometidos a esa nueva condición, sean aquéllos resultantes del desvío del curso natural, como aquéllos río abajo de la represa. El indicador para proyecto será resultante de la suma de todos los trechos que presentan caudal disminuido debido al proyecto. La agregación, para la obtención de un indicador para una secuencia, es hecha sumándose los indicadores del proyecto individual.

d) Alteración de la Calidad del Agua:

En la mayoría de los estudios ambientales no son incluidos los pronósticos cuantitativos de los parámetros de calidad del agua. Esto se debe a la falta de mediciones (datos empíricos) de ensayos de laboratorios sobre las constantes de reacción (datos experimentales) y de datos que permitan la evaluación de los modelos de calidad del agua. Por estas razones es adoptada una evaluación cualitativa de la calidad final del agua. La evaluación del impacto final en la calidad del agua dependerá de la evaluación del sistema afluente – proyecto – fluido y así se determina el indicador de la calidad final del sistema. Se propone el siguiente sistema de evaluación, presentado en la tabla (para estimar este criterio por proyecto). La tabla A tiene tres variables de entrada, que serán explicadas más adelante:

Tabla A – Variables de Alteración de la Calidad del Agua por un Proyecto

Calidad del Agua Afluente	Impacto Producido por el Proyecto	Capacidad de Recuperación del río a la Corriente Fluvial		
		+	0	-
+	+	++	+	+
	0	+	+	0
	-	=	0	-
0	+	=	+	+
	0	0	0	-
	-	0	-	-
-	+	0	-	-
	0	-	-	=
	-	-	=	=

Descripción	Valor cualitativo	Valor cuantitativo
Muy bueno	++	0,00
Bueno	+	0,25
Regular	0	0,50
Mal	-	0,75
Muy mal	=	1,00

La suma del indicador para una secuencia y el punto medio de los indicadores de cada proyecto, ponderados por el caudal medio del río (QMEDIO). A continuación, será explicada la manera de calcular las variables de la tabla.

d.1) Calidad del Agua Afluente:

La calidad del agua afluente indica la capacidad de asimilación del cuerpo receptor a los impactos producidos por el nuevo proyecto, en lo que se refiere a comprometer la calidad del agua. Por otra parte, ésta depende de una multiplicidad de factores naturales y antrópicos presentes en la cuenca del cuerpo del agua.

Se considera que las principales variables incluidas en el fenómeno son: la densidad de uso del recurso y la capacidad de recuperación. Éstos, a su vez, pueden ser expresados, respectivamente, por la relación población/caudal del río e inclinación del lecho del río. Ésta última influye en la velocidad del caudal y con eso provoca mayor o menor turbulencia y oxigenación en el cuerpo de agua, siendo, por consiguiente, mayor la capacidad de recuperación de la calidad del agua en aquellos trechos más agitados. La tabla de estimación (B)

tiene como base la demanda biológica de oxígeno (DBO) per cápita y la capacidad de oxigenación de los ríos de diferentes inclinaciones.

Tabla B – Evaluación de la Calidad del Agua del Afluente

Densidad de uso Pobl/caudal (hab/l/s)		Capacidad de Recuperación Pendiente (%)		Calidad del fluido Cualitativo
< 2	+	0 a 1	-	+
		1 a 2	0	+
		> 2	+	+
2 a 4	0	0 a 1	-	-
		1 a 2	0	0
		> 2	+	+
4 a 8	-	0 a 1	-	-
		1 a 2	0	-
		> 2	+	0
> 8	=	0 a 1	-	-
		1 a 2	0	-
		> 2	+	-

Donde: + (bueno), 0 (regular), - (mal) y +(muy mal)

La relación hab/l/s (habitantes por litro por segundo) supone una DBO per cápita de 100 mg/día. Se debe, por lo tanto, estimar la población equivalente a partir de censos y de conocimientos del desarrollo industrial de la región.

d.2) Impacto del Proyecto en la Calidad del Agua:

Los proyectos, generalmente, provocan un cambio en la calidad del agua del cuerpo receptor, en virtud de la contaminación del cuerpo del agua o de la retención del afluente (esto disminuye la capacidad de oxigenación). Uno de los fenómenos más importantes en el caso de usinas hidroeléctricas es el que se refiere al tiempo de retención del agua en la represa. El factor determinante, en el caso de proyectos térmicos, es la intensidad del uso del recurso, la cual puede ser expresada por la relación de potencia caudal instalada. Se utiliza un sistema de estimación de los impactos del proyecto en la cantidad de agua, expresado en las tablas B y C.

Además de eso, cambios drásticos en la temperatura del cuerpo receptor, debido a fluidos de altas temperaturas o por cambio de pisos altitudinales (esto sirve para ambos proyectos, siendo que es más utilizado en proyectos

hidroeléctricos, en lo cuales una de las metodologías para mayor aprovechamiento energético consiste en cambiar el curso de los ríos, canalizándolos hacia nuevas cuencas).

– Son considerados los impactos térmicos en la vida acuática del cuerpo receptor en virtud del vertedero del agua turbinada (en el caso de hidroeléctricas) o de agua de refrigeración (en el caso de térmicas). Estos impactos son más pronunciados en usinas térmicas, cuando de éstas se vierte agua caliente. Sin embargo, en proyectos hidroeléctricos con altas caídas puede haber choques térmicos considerables que producirán enfriamiento en el río receptor.

Tabla C – Estimación de los Impactos de Proyectos Hidroeléctricos en la Calidad del Agua.

Tiempo de Retención (días)		Impacto Térmico (D °C)	Impacto del Proyecto	
< 20	+	$-4 < \Delta = < 0$	+	+
		$-8 < \Delta = < -4$	0	+
		$\Delta = < 8$	-	0
20 a 90	0	$-4 < \Delta = < 0$	+	0
		$-8 < \Delta = < -4$	0	0
		$\Delta = < 8$	-	-
> 90	-	Cualquier Δ temp.	-	-

Donde: + (bajo impacto), 0 (impacto medio) y – (alto impacto)

Normalmente, un tiempo de retención menor a 20 días no provoca la eutrofización en represas. Sin embargo, el tiempo de retención superior a 90 días trae graves problemas al curso de agua.

Si el punto 1 es la descarga de la central y el punto 2 el cuerpo receptor, definimos como punto 3 el local donde fluido y cuerpo receptor se mezclan. El r_{temp} será definido como el cambio de temperatura del agua del río, en C°, en valor absoluto, entre el punto 2 (en el río, parte superior de la descarga) y el punto 3 (el punto de mezcla encuentro del río y fluido, parte inferior de la descarga río abajo).

$$Temp = (T_3 - T_2) (^{\circ}C)$$

T3 es calculado con la ecuación de balance térmico:

Sí el río receptor (Q2) no tiene un caudal apreciable, la temperatura T3 será prácticamente igual a T1.

$$T3 = \frac{(Q1 \cdot T1 + Q2 \cdot T2)}{Q3} \quad \text{y} \quad Q3 = Q1 + Q2$$

Sea **QANT=Q2** y **QSAI=Q1**, a partir de eso Q3 pasa a ser expresado ahora de la siguiente forma:

$$Q3 = QSAI + QANT$$

En el caso que no haya mediciones de temperatura para el río, ésta podrá ser estimada por la temperatura del aire, mediante el uso de la ecuación general:

$$T = \frac{(4780 - H)}{162}$$

Donde, T es la temperatura media anual del aire y H es la cuota (altitud) en metros. Así, la temperatura T2 será equivalente a la cota (altura) de la descarga:

$$(COTADES) : T2 = \frac{(4780 - COTAMAX)}{162}$$

Para proyectos térmicos, donde la descarga es caliente, se deben conocer las especificaciones del proyecto, pero para hidroeléctricas se puede calcular la temperatura a partir de la cota máxima (altura máxima) de operación de la represa:

$$(COTAMAX) : T1 = \frac{(4780 - COTAMAX)}{162}$$

Se deben desarrollar métodos de determinación de los perfiles de temperatura en represas que incluyan variables climáticas.

El tiempo de retención o resistencia es un indicador del impacto causado por la represa del río y está asociado al tiempo de recuperación de posibles problemas de calidad del agua. Sea RESIDEN el tiempo de duración en días:

RESIDEN 11.57 VOLTOT/Qmedio

Donde, VOLTOT es el volumen total de la represa [Hm³].

La pérdida de calidad del agua, provocada por proyectos térmicos, está relacionada con la potencia y el caudal mínimo del cuerpo receptor de los fluidos de la central térmica y los residuos producidos por el proyecto:

$$RP = \frac{POTENCIA}{QMINREC}$$

Donde, RP es la alteración provocada por el proyecto térmico, POTENCIA es la potencia instalada (MV) y QMINREC es el caudal mínimo (m³/s) de la fuente donde descargan los afluentes de la central.

Tabla D– Estimación de los Impactos de Centrales Térmicas sobre la Calidad del Agua

Densidad de Uso (MW/m³/s)		Impacto Térmico (Δ °C)	Impacto del Proyecto	
< 20	+	0 < Δ = < 2	+	+
		2 < Δ = < 5	0	+
		Δ > 5	-	0
20 a 50	0	0 < Δ = < 2	+	0
		2 < Δ = < 5	0	0
		Δ > 5	-	-
> 50	-	Cualquier Δtemp	-	-

Se considera, en el manual, que 2°C de aumento térmico causa pocos daños permanentes.

d.3) Capacidad de Recuperación de la Aguas a la Corriente Fluvial de la Descarga:

El impacto del proyecto en la calidad del agua puede ser suavizado por factores relacionados a la geomorfología del río o a la corriente fluvial del lugar de descarga. Por ejemplo: si la inclinación es muy acentuada, eso facilitará la oxigenación, o si el río corre en planicies, sin inclinación, la velocidad del caudal será pequeña, por eso habrá menor oxigenación y mezcla del cuerpo de agua.

La existencia de ciudades o industrias y, consecuentemente, de descargas de éstas, también influye en la capacidad de recuperación del cuerpo receptor, pudiendo contribuir para la dilución de la descarga. Estos aspectos mencionados requieren informaciones adicionales.

Es preciso tener en cuenta la extensión de la zona de los ríos afectada, para juzgarse la importancia del criterio "Alteración de la Calidad del Agua" y su interrelación con los otros criterios como, pérdida de recursos naturales producidos y alteración de hábitats.

Es necesario todavía conocer la capacidad de recuperación del río a la corriente fluvial del proyecto para que se pueda juzgar la importancia y extensión del efecto producido por el proyecto. En general, los ríos de montaña (alta inclinación y oxigenación) tienen capacidad de dilución u oxigenación, en cuanto los ríos de planicies presentan reducida capacidad. La misma tabla B, será utilizada aquí para que se pueda efectuar el juicio de la capacidad de recuperación del cuerpo receptor de los afluentes de proyectos.

e) Alteración de la Calidad del Aire:

Uno de los aspectos más importantes, a ser considerados en el ambiente, es la calidad del aire, ya que es un elemento indispensable para todos los seres vivos. En general, patrones atmosféricos, de emisión y de calidad ambiental, son fijados por los órganos de regulación ambiental o de salud para diferentes compuestos, con el objetivo de proteger la salud de la población y o la integridad de los ecosistemas. La regulación legal,

normalmente, previene límites de emisión y que sean cumplidas las normas de calidad ambiental regional. La utilización de tecnología apropiada, tal como adopción de filtros para remoción de compuestos peligrosos, tienen una eficiencia igual a 98% aproximadamente.

Debido al hecho de que los proyectos termoeléctricos producen una gran cantidad de contaminantes atmosféricos a lo largo de su vida útil y las usinas hidroeléctricas no (éstas producen únicamente en el período de su construcción, siendo esta cantidad, por lo tanto, pequeña si es comparada con la producida en los proyectos térmicos), no será considerado el impacto atmosférico durante la construcción de ambos proyectos. Por eso, la evaluación de este criterio se basará en la simulación del estado de operación de las centrales térmicas, comparando las emisiones proyectadas con los padrones establecidos, en cuanto que las hidroeléctricas tendrán máxima calificación en este concepto.

e.1) Área Seriamente Afectada en la Calidad del Aire:

La legislación, generalmente, considera dos tipos de normas atmosféricas: las de emisión y las de calidad ambiental. Todos los proyectos térmicos deben cumplir las normas máximas de emisión, las cuales determinan las especificaciones que serán adoptadas para los equipamientos de control de emisiones. Por otro lado, el impacto en la calidad atmosférica regional depende, además, de la eficiencia de los equipamientos de control para la remoción de los contaminantes dispersos y del nivel anterior de la calidad de aire, cualquier que sea su causa.

Leyes ambientales consideran, por ejemplo, que las regiones con calidad de aire donde se observa un 75% o más de concentración máxima establecida en el patrón, son zonas definidas como de especial atención por parte del Ministerio de la Salud local y sujetas a nuevas regulaciones sobre las emisiones. Por eso, se considera como zona seriamente afectada por un proyecto, aquella situada próxima a donde se observa la concentración de 75% de la norma establecida para calidad atmosférica, sea para particulares o para SOx.

La extensión del “área seriamente afectada” es obtenida por los estudios de simulación atmosférica (dispersión) teniendo en consideración contar con un factor de seguridad.

Se utiliza para cualquier cálculo un exceso de 10% en las emisiones máximas esperadas por el proyecto (ese procedimiento deberá ser adoptado por todos los proyectos). Es importante llamar la atención para el hecho de que se debe considerar el nivel de calidad del aire ya existente antes del proyecto, cualquiera que sea su causa.

La variable “área seriamente afectada” es expresada en ha, constituyéndose también en el indicador del criterio “Calidad del Aire” por proyecto. El indicador, para una secuencia de proyectos, será la suma de los indicadores para cada uno de los proyectos dentro la secuencia.

Objetivo 2 – Minimizar el Impacto sobre el Medio Biótico:

El componente biótico es una parte del medio ambiente que actúa (hombre y medio físico-químico), afectándolos y siendo afectados por ellos. Por otra parte, su tratamiento aislado es un artificio que obedece a razones relacionadas al tipo de trabajo que se está haciendo con este instrumento.

Como criterios para este objetivo fueron escogidos: los impactos sobre las biotas de los ecosistemas terrestres, de los ecosistemas acuáticos y de otros sistemas de transición (costeros o anfibios).

Es necesario tener presente la subdivisión general de los ecosistemas, desde el punto de vista estructural típico, que no es aplicable en la concepción funcional de los sistemas. Para el ecosistema terrestre se considera la vegetación de tierra firme, en sus diferentes prácticas de sucesión. Para el ecosistema acuático se consideran los cuerpos de agua corriente (mar, río, costas, cascadas) y de agua parada o de caudal muy lento (lagos, manglares, represas).

Para los ecosistemas de transición se consideran algunos sistemas sujetos a influencia de aguas dulces o salobres; praderas de fanerógamas (como *Thalassia* sp. y *Siringodium* sp.), forestas, vegetación costera homogénea; restingas, manglares y estuarios.

– Indicadores y Variables:

Como indicadores se definen tres expresiones: una para la biota terrestre (BIOTERR) otra para la biota acuática (BIOAQUA) y la última para los otros ecosistemas (BIOOTROS) basándose en los siguientes atributos:

- a) Áreas
- b) Biomasa
- c) Diversidad
- d) Recuperabilidad
- e) Peligro de extinción
- f) Aislamiento

Para los tres indicadores, BIOTERR, BIOAQUA y BIOOTROS, los atributos de “b” hasta “e” son agrupados en un único valor denominado de “importancia”, lo que permite valorizar de igual manera, por ejemplo, una hectárea de vegetación forestal primaria, sin importar su ubicación. En el caso de existir ecosistemas únicos de excepcional valor, se propone un tratamiento alternativo en los puntos “a2”, “b2” y “c”.

La determinación de los atributos que influyen en la importancia de cada ecosistema es basada en informaciones parciales. Lo que se pretende es definir cada uno de ellos con la mínima arbitrariedad posible, aunque sea inevitable en algunos casos debido a la ausencia de datos comparables o la falta de informaciones disponibles.

Esta situación será modificada solamente a largo plazo, en la misma medida que se invierta en investigaciones básicas que permitan entender, describir, simular y calcular con mayor exactitud y objetividad los problemas ecológicos causados por los proyectos hídricos y térmicos.

a) Indicador de Alteración de la Biota Terrestre:

Se define por la expresión: $BIOTERR = \sum (A_n * I_n)$ donde BIOTERR indica la biota terrestre afectada, A_n el área de interés e I_n la “importancia”, dados para 4 tipos de vegetación (n variando de 1 a 4).

Para la clasificación de la vegetación se escogió un sistema de división tradicional (A) que puede compararse con otra para límites directos de sucesión (B).

Sistema A:

- a. Bosque primario (no existe en condiciones de desierto o inhóspitas)
- b. Bosque secundario (no existe en condiciones de desierto o inhóspitas)
- c. Vegetación arbustiva (considerada como clímax para condiciones secas o inhóspitas)
- d. Vegetación rastrera (considerada como en estado de sucesión avanzado o clímax para sabanas)

Sistema B:

- a. Vegetación nativa clímax e inalterada
- b. Vegetación alterada en estado sucesional avanzado (bosque con árboles de más de 5m)
- c. Vegetación alterada en estado sucesional intermedio (arbustos y gramíneas con más de 50 cm y con partes leñosas persistentes)
- d. Vegetación alterada en estado sucesional incipiente o inicial (herbáceas de poca altura)

En la clasificación anterior no se consideran los manglares (primarios o secundarios) y ni las vegetaciones de restinga, una vez que éstas, son evaluadas en el criterio "otros ecosistemas". Se define como la superficie ocupada por la biota afectada, no directamente sino también, en la medida de lo posible, indirectamente alcanzado.

Se tienen en cuenta los siguientes aspectos: el área de vegetación inundada por la formación de reservorios, en proyectos hidroeléctricos; el área afectada por la dispersión de las cenizas, en los proyectos térmicos y, principalmente, el área destruida para la construcción de vías, campamento y líneas de transmisiones en ambos tipos de proyectos.

En lo que respecta al área de vegetación afectada por las termoeléctricas, se debe conocer el área de dispersión de las partículas emitidas (para eso se utiliza el mismo procedimiento del ítem “e.1”) y si es posible el área de influencia indirecta. La variable aquí es expresada en hectáreas (ha).

a2) Importancia (1):

Como importancia se define el conjunto de atributos con el cual se pretende evaluar la relevancia de la biota que será afectada, a través de algunas características endógenas y exógenas significativas.

Como propiedades endógenas se entiende aquéllas inherentes a los organismos vivos y al ecosistema, como la biomasa (i1) y la biodiversidad (i2). Como exógenas, se consideran las que no se encuentran estrictamente relacionadas con las condiciones del sistema, como el peligro de extinción, por ejemplo (i4). Un factor que presenta simultáneamente, propiedades endógenas y exógenas, es el grado de recuperabilidad (i3) del sistema en relación al impacto (sería equivalente a la reversibilidad del impacto).

Con la falta de datos, inicialmente, se atribuye a cada variable valores de una escala que varía de cero (daño mínimo) a uno (daño máximo). El valor de la “importancia” será el resultado de la sumatoria de los valores de las variables asociados a cada tipo de vegetación.

$$I = \Sigma (i1, i2, i3, i4)$$

Para los casos de ecosistemas de excepcional valor (dato que si el factor “aislamiento” fuese considerado dentro de la evaluación de “importancia”, tal procedimiento llevaría a tener diferentes factores de puntuación para proyectos distintos en la evaluación. Se propone, para los proyectos que afectaran tales ecosistemas, la simulación de áreas de esos ecosistemas únicos, multiplicando ésta por un factor de aislamiento mayor que uno (y que será igual a 1 para los ecosistemas no excepcionales).

Eso permite expresar el valor que se tiene de este ecosistema único, frente a otros ecosistemas de características similares, pero sin el mismo grado de aislamiento, o sea: ¿cuántas hectáreas de otro ecosistema similar se sacrificaría para conservar una hectárea del ecosistema único? El producto

del área del ecosistema único (A) por el factor de aislamiento debe ser llevado a los datos de entrada de la evaluación como si fuese directamente el área medida y proseguir con el proceso de evaluación.

Tabla E – Valores de “Importancia” para Ecosistemas Terrestres

Tipo de Vegetación	Atributos				Importancia Sin
	Biomasa i1	Diversidad i2	Recuperabilidad i3	Extinción i4	
Bosque primario					
Bosque secundario					
Vegetación arbustiva					
Vegetación rastrera					

a.2.1) Biomasa

Los valores de biomasa, o sea, de calidad de materia viva, son establecidos de acuerdo con una de las características o regularidades que son observadas, en general, una sucesión: que la biomasa aumenta con el avance de la sucesión, de tal manera que, en el estado clímax, se observa la máxima biomasa.

Teniéndose en cuenta las informaciones obtenidas de la bibliografía consultada: (Kucera (1976); Farnworth y Golley (1977); Margalef (1981, 1983); Hidroestudios (1987) y, Gast (1989)) y de muestras en fracciones de crecimiento, se atribuyen los siguientes valores estimados de biomasa, en Kg de peso seco/m²:

Tabla F– Valores Estimados de Biomasa por tipo de Vegetación

Tipo de Vegetación	Biomasa (kg peso seco/m ²)
Bosque primario	60
Bosque secundario	20
Vegetación rastrera	5
Vegetación arbustiva	0,4

Obs.: Esos valores se convierten en los valores presentados en la Tabla C cuando son transportados para una escala de 0 a 1, donde el valor del bosque primario es considerado el máximo (1) y los demás son obtenidos en función de la relación con el máximo.

Posteriormente, podrá ser evaluada la biomasa para cada proyecto, utilizándose para eso, uno de los métodos más comunes: el de descubrir el peso seco (peso del material después de extraída el agua) de las plantas, siendo expresado en toneladas de material seco/hectárea.

a2.2) Biodiversidad:

Es definida como la diversidad de las especies, siendo ésta una de las características más importantes en la descripción de una comunidad biótica natural. Se refiere a la riqueza de especies y al valor de importancia de cada especie en relación al número de organismos en una muestra (Margalef (1958); Pielou (1969) y, Wilhon (1972).

Por no haber estudios completos sobre la diversidad, no solamente de las forestas, sino también de los demás ecosistemas tropicales, aquí, la evaluación, para cada tipo de formación fitogeográfica, se realiza teniendo en cuenta que la biodiversidad aumenta a medida que se avanza en la sucesión (Margalef (1981, 1982) y, Odum (1986)).

Por consiguiente, fueron atribuidos los siguientes valores: (1) para forestas primarias, (0,1) para forestas secundarias, (0,01) para vegetación arbustiva y, (0,001) para vegetación rastrera.

a2.3) Recuperabilidad (o reversibilidad)

Comprobándose que hay pérdida total de la vegetación, es dado un valor a cada tipo de vegetación de acuerdo con el tiempo que necesitaría para recuperarse, o sea, retornar al estado de madurez y organización semejante al presentado inicialmente. De esta forma, para alcanzar el grado de foresta primaria sería necesario mucho más tiempo del que precisaría para alcanzar el grado de foresta secundaria y el tiempo necesario para alcanzarlo sería superior al requerido para la vegetación arbustiva o rastrera.

De acuerdo con informaciones disponibles (Margalef (1981) y Odum (1982) son dados valores de recuperabilidad de 0 (intermedia) a 1 (remota) tomándose períodos de 80 años para forestas primarias, 30 años para forestas secundarias, 5 años para vegetación de arbustos y 1 año para vegetación rastrera.

Obsérvese que en estos casos está comprobado que hay una pérdida total de la vegetación, las condiciones ambientales (suelo, clima) no cambian ostensivamente y tampoco se tiene en cuenta la influencia de los efectos indirectos provocados por el proyecto, que pueden constituir obstáculos para la recuperación natural del ecosistema. Por ejemplo:

- Áreas donde la vegetación fue retirada para la instalación de canteras de obras, dormitorios o campamentos y que, posteriormente, continuarán siendo utilizadas para otros fines.
- Carreteras que, al ser construidas para el proyecto, facilitan el acceso a las forestas para extracción de madera.

a2.4) Extinción:

Este atributo considera el peligro de desaparición de comunidades vegetales cada vez más presionadas por una forma de desarrollo sin planificación.

Se sabe que la complejidad, un número grande de acciones entre componentes de una comunidad vegetal y mineral, aumenta a medida que avanza la sucesión de las comunidades, observándose fenómenos como la súper especialización en los estados más avanzados (Margalef,1981; Snow,1981).

La alteración drástica de la vegetación causaría la pérdida de "pools" genéticos incalculables, no solamente vegetales sino también de la fauna asociada, principalmente en los trópicos, considerado banco de genes y de genotipos de valor incalculable para la humanidad (Farnworth y Golley,1977).

Esa situación será más grave si existen especies endémicas y/o de área restringida de distribución, lo que podrá significar la disminución de la misma a niveles críticos o la extinción total de alguna especie del planeta.

Por lo tanto, se atribuyen los siguientes valores a los ecosistemas: (1) para forestas primarias, (0,4) para forestas secundarias, (0,2) para vegetación arbustiva y (0) para vegetación rastrera.

b) Indicador de Alteración de la Biota Acuática:

Es representado por la expresión:

$$BIOAQUA = \sum (An \cdot ln)$$

donde,

BIOAQUA indica la evaluación de pérdida de la biota de acuerdo con el área (An) y la "importancia" (ln) de cada tipo de ecosistema considerado (n variando de 1 a 4). Para la clasificación de los ecosistemas, a los cuales pertenece cada biota, se elaboró la siguiente división.

a) Arrecifes; b) ríos; c) lagos; d) lagunas.

Frente a la insuficiencia o falta de datos comparables se designa para cada variable estimaciones, en una escala de cero (daño mínimo) a uno (daño máximo), para cada uno de los subsistemas acuáticos.

b1) Área (A):

El área de influencia para biotas acuáticas es de difícil delimitación, especialmente cuando se refiere al agua corriente. En tanto, la medición del área directa e indirecta, de influencia del emprendimiento sobre los diferentes cuerpos de agua, debe ser hecha con la mayor aproximación posible. Esta variable es medida en hectáreas (ha).

b2) Importancia (I):

La diferencia en la evaluación de los subsistemas acuáticos y de transición consiste en el hecho de que cada subsistema es evaluado de forma independiente a los demás. En el caso de que existieran ecosistemas únicos o de excepcional importancia, el procedimiento será el mismo que el indicado en el ítem "a2".

Tabla G – Valores de Importancia para Ecosistemas Acuáticos

Tipo de Subsistema	Atributos				
	Biomasa	Biodiversidad	Recuperabilidad	Extinción	Importancia
Arrecifes					
Ríos					
Lagos					
Diques					

b2.2) Biomasa

Las medidas de biomasa son dadas en gramos de plancton/litro de agua para lagunas y represas, y en peso fresco/unidad de área de un grupo taxonómico representativo de arrecifes. Posteriormente, los resultados son llevados a una escala de 0 a 1,0.

b2.2) Biodiversidad

Estos valores se dan de acuerdo con el tipo de subsistema, considerando la diversidad teórica de las especies en el conjunto de niveles de flora y fauna. Futuramente se podrá evaluar la diversidad de un grupo representativo de organismos de un nivel particular, con características de baja movilidad y hábitat muy bien definido dentro de cada subsistema. Puede ser aplicada, también, la fórmula de Shannon y Weaver (1963).

b.2.3) Recuperabilidad:

Recuperabilidad, aquí es definida como la capacidad del sistema, en términos de tiempo, para volver a una condición similar a la que presentaba antes del impacto.

b2.4) Peligro de extinción:

En este caso es evaluada la importancia del sistema desde un punto de vista de recurso natural. En general, es difícil obtener informaciones actuales sobre especies que están en extinción para los diferentes grupos taxonómicos afectados por los proyectos.

c) Indicadores para Biotas de Otros Ecosistemas:

Se expresan mediante la fórmula:

$$BIOTROS = \sum (An \cdot \ln)$$

Donde, "BIOTROS" indica la evaluación de pérdida de la BIOTA de acuerdo con el área A_n y con la "importancia" \ln de cada tipo de sistema considerado, donde n varía de 1 a 4.

Los manglares no son clasificados ni como ecosistemas terrestres ni como ecosistemas acuáticos por hecho de que se tratan de comunidades costeras únicas que toleran y, más que eso, porque toleran y necesitan de variaciones de salinidad para su supervivencia. A pesar de que algunos autores los consideren como un tipo de estuario muy especial no es posible incluirlos en este grupo debido al alto grado de diversidad y a otros atributos importantes que son específicos y diferentes de los de un verdadero estuario (Vegas, 1980), por eso es conveniente evaluarlos separadamente. Las "Formaciones Maderables Costeras" son un tipo de vegetación homogénea encontrada entre los manglares y las forestas inferiores pacíficas, se trata de selvas inundables de características particulares y de distribución restringida.

La evaluación de estos ecosistemas es semejante a la utilizada anteriormente: variando de 0 (daño mínimo) a 1 (daño máximo) para cada variable. En la Tabla H son mostrados los valores de los atributos para cada ecosistema. En caso de existir ecosistemas únicos o de excepcional importancia, se deberá proceder de la misma forma que en el ítem "a2".

Tabla H – Valores de Importancia para Ecosistemas Acuáticos

Tipo de Ecosistema	Atributos				
	Biomasa	Biodiversidad	Recuperabilidad	Extinción	Importancia
Manglares					
Estuario					
Costas					
FMME					

Formaciones Maderables Monoespecíficas Extensivas

Objetivo 3: Minimizar el Desalojo de la Población

Este objetivo tiene un único criterio, el de la población desalojada.

a) Población Desalojada:

Es la población que forzosamente tiene que abandonar su vivienda, trabajo o ambos, debido a un proyecto de energía. Esta transferencia acaba en pérdida de raíces, cortes de procesos de adaptación, de vínculos de parentescos y de relaciones productivas.

El impacto de desalojamiento dependerá del grado de vulnerabilidad de los grupos humanos afectados. La vulnerabilidad puede ser entendida como la capacidad de respuesta adaptable frente a una ruptura o transformación acelerada de los procesos de uso y apropiación de su medio. El impacto de la transferencia es particularmente severo cuando afecta a minorías étnicas o poblaciones que presentan un alto grado de dependencia frente al medio natural circundante y será mucho menos severo cuando el grado de dependencia e interrelación, de la población afectada con su medio, sea sustancialmente menor como en el caso de propietarios ausentes.

El indicador formulado es $SUM (f*v)$ donde:

f = número de familias afectadas diferenciadas por grupo con diversos grados de vulnerabilidad. Los grupos considerados son: minorías étnicas, pequeños, medianos y grandes productores.

v = grado de vulnerabilidad diferencial para cada grupo considerado. Se propone la siguiente Tabla I:

Tabla I – Grado de Vulnerabilidad de los Grupos Humanos Afectados

Grupo considerado	Grado de vulnerabilidad
Minorías étnicas	1,0
Pequeños productores	0,7
Medianos productores	0,3
Grandes productores	0,05

Como pequeños productores se consideran: familias de chacareros, aquellos integrados a la pequeña economía agrícola, los mineros artesanales, los pescadores de subsistencia y los minifundistas. Los medianos productores incluyen aquellos que obtienen excedentes comerciables, acumulan pequeño capital y dependen de la economía de mercado y del trabajo pago.

Objetivo 4: Minimizar Costos Regionales:

a) Área total requerida:

Es el espacio total requerido por las obras del proyecto (represa, centrales eléctricas, vías, campamentos, zonas de utilidad, locales de depósito de residuos). En general, es el área que durante la vida útil del proyecto es privada de otros usos productivos.

El indicador formulado es $SUM (h \cdot p)$, donde:

h = número de hectáreas de tierra de cada clase agrícola, según la clasificación Standard internacional (de I a VIII)

p = potencial agroclimatológico, es definido, para cada una de las clases agrícolas que en grupos de tres conjuntos mantienen lazos entre sí, un factor de ponderación diferencial como en la Tabla J:

Tabla J – Clasificación Agrícola del Suelo

Clasificación de suelo según el potencial agroclimatológico	Factor diferencial
I – II – III	1,0
IV – V – VI	0,8
VII – VIII	0,5

Estos tres grupos pueden ser denominados como de alto, medio y bajo potencial productivo del suelo.

b) Productividad Perdida:

Es el valor de producción actual que será perdida con la implementación del proyecto, considerado este valor por un factor diferencial construido a partir de dos criterios: recuperabilidad e importancia regional.

c) Recuperabilidad:

Recuperabilidad es la posibilidad de trasladar, reconstruir o instalar nuevamente la actividad productiva afectada por el proyecto. Igualmente, un trauma será siempre causado, pero se trata de efecto temporáneo, desapareciendo cuando la actividad productiva es recuperada: Cultivo de nuevos suelos que no provoquen pérdida para otras actividades productivas, replanteo de los cultivos, reinstalación de actividades extractivas en reserva no explotadas anteriormente, preparación de arrieros para conducir el ganado del antiguo lugar, mejoras en la productividad.

La recuperabilidad es determinada por la existencia, disponibilidad y acceso a tierras productivas no explotadas, de calidad igual, o mejor, a depósitos de minerales legales. Este indicador requiere informaciones suficientes y es necesario evaluar si la producción no puede ser recuperada. Finalmente, también debe estar asociado a los planes de reasentamiento previsto.

Importancia regional es el significado social que tiene la producción para la región receptora del proyecto. Esta importancia puede estar determinada por su magnitud y valor dentro de las cuentas regionales, por el nivel de dependencia local que se tenga de ella o por el nivel de empleo que produce.

El indicador formulado es el total del valor de la producción en millones de dólares anuales (v) establecido por el factor (ir) calculado a partir de los criterios de Recuperabilidad/No Recuperabilidad e Importancia Regional Grande o Mediana:

$$SUM (v*ir):$$

Tabla K – Valores de Recuperabilidad de la Actividad Productiva en una Región Afectada por un Proyecto

Importancia Regional	Recuperabilidad	
	No recuperable	Recuperable
Grande	1,0	0,8
Mediana	0,5	0,2

c) Pérdida de Patrimonio Histórico:

El criterio “pérdida del patrimonio histórico” conserva apenas los llamados bienes culturales tangibles, esto es, objetos, edificaciones, documentos, otros. En sentido estricto, esos bienes, por sí solos, no constituyen más que evidencias del patrimonio histórico, cuya pérdida es inaceptable.

La pérdida del patrimonio histórico solamente puede ser evaluada reconstruyéndola a través de la investigación científica (estudios históricos y arqueológicos) ya que los objetos son evidencias de los procesos culturales. Por eso, es imprescindible, para la evaluación del criterio, contar con los resultados de la investigación científica pertinente, ya que en la etapa de realización de los proyectos se debe presentar un inventario de los bienes culturales tangibles, una evaluación y una recomendación de tratamiento de las evidencias.

El indicador utilizado es calificativo y hay que calificarlo en función al grado de comprometimiento (total o parcial) y dependiendo de la posibilidad de recuperación del patrimonio afectado, mediante reconstrucción o traslado:

Tabla L – Valores de un Patrimonio Histórico Afectado por un Proyecto

Grado de comprometimiento	Recuperable	Parcialmente recuperable	No recuperable
Total	0,3	0,7	1,0
Parcial	0,1	0,5	0,8

d) Deterioro del Orden Regional

Consiste en la desarticulación físico-espacial de la población debido al proyecto, por ejemplo:

Cortes en los eslabones comerciales, de comunicación y transporte; ruptura de vínculos sociales; pérdida de centros administrativos locales (cámara municipal, regimientos, órganos ejecutivos) cuya desaparición estará relacionado a la anulación de funciones de importancia política, económica y social, variando de acuerdo con el papel desempeñado por cada centro administrativo en una determinada región. Estas situaciones pueden tener consecuencias sobre el acceso a centro de servicio, sobre la intensidad de uso de vías, del intercambio entre asentamientos, en general, y familias, en particular. Además, puede alterar la relación entre área rural y los centros más poblados.

El indicador que se utilizará es $SUM(f*n)$ donde:

f= número de familias afectadas

n= Niveles de afección, los valores posibles de n están indicados en la Tabla M:

Tabla M – Niveles de Afección de una Población por Deterioro de Orden Regional

Relación Imposible de Ser Restablecida	1,0
Relación Reversible mas Altos Costos Sociales	0,8
Relación Reversible en Igualdad de Condiciones	0,1

Con el indicador propuesto, se pretende determinar la gravedad de la desarticulación por medio del número de familias afectadas y de la posibilidad de restituirse la articulación afectada. En el caso de reversibilidad posible, ésta deberá ser determinada, así que la solución aplicada cause mayores costos sociales (mayor tiempo, mayor distancia) mayores incomodidades, mayor inseguridad. Aunque la reversibilidad exista en igualdad de condiciones, se debe considerar como impacto el perjuicio temporario generado por el emprendimiento hasta el restablecimiento.

e) Trauma Social

Consiste en la desarticulación de las relaciones sociales de la población del área de influencia, ocasionada por un proyecto de producción de energía. Este criterio, trauma social, examina las formas de ruptura en los sistemas de valores tradicionales y en las formas de adaptarse de una comunidad, estando determinado por la llegada de población externa, vinculada de forma directa o indirecta al proyecto y hasta por el desarrollo normal de las actividades técnicas del proyecto.

El nivel de impacto será diferente para los asentamientos o comunidades en cuyas inmediaciones hayan obras o se construyan campamentos, o aquellas ciudades que reciben poblaciones temporarias o pasaje obligatorio para vehículos de carga o de pasajeros. En todos estos casos, patologías sociales como prostitución, tienen alta probabilidad de ocurrir, pero sus alcances y marcas pueden ser diferentes.

De cualquier manera, la dimensión del impacto estará determinada por la posibilidad que tienen las comunidades de producir mecanismos de respuesta a estas causas sociales, del espacio y de los servicios. En otras palabras, de su capacidad de adaptarse a la nueva situación.

El indicador elaborado resume los elementos ya demostrados:

$SUM(t*d*c)$ donde:

T= total de la población afectada (grupos, asentamientos, comunidades) de forma diferenciada, por un mismo proyecto;

d= nivel de afección física establecido en la tabla N basado en la capacidad de adaptación (alta, media y baja) del asentamiento, grupo o comunidad, y a la circunstancia de ser un paso obligatorio del proyecto, ser un pueblo receptor de campamento o población cambiante en sus cercanías y ser área de obras físicas del proyecto.

c= Nivel de afección cultural, establecido, basado en la Tabla O:

Tabla N – Capacidad de Adaptación de una Población a Efectos Físicos por un Proyecto

Influencia del Proyecto	Capacidad de Adaptación		
	Alta	Media	Baja
Receptora de Población	0,1	0,6	1,0
Paso Obligatorio del Proyecto	0,05	0,4	0,8

Tabla O – Efecto Cultural de una Población por Influencia de un Proyecto

Alto	Medio	Bajo
1,0	0,8	0,5

f) Desempleo

La ocupación de tierras, el cambio temporario o permanente de actividades productivas, la desarticulación físico-espacial temporaria o permanente, traen como consecuencia la pérdida de puestos de trabajo, impacto que será socialmente más significativo si éstos corresponden a puestos de trabajo para mano de obra no calificada.

Se debe tener en consideración, al evaluarse la gravedad del impacto, si los puestos de trabajo son recuperables o no.

g) Mejoría en la Disponibilidad para Inversiones Sociales:

Además de prever inversiones para electrificación del campo, a veces, se apropia por ley, fondos que, por su destino específico, significan un aumento neto para los fondos disponibles, de gran alcance social por parte de los municipios.

Se debe considerar que la disminución del beneficio está determinada tanto por la cantidad de la inversión, la cual es diferente para cada proyecto, como por el índice de necesidades insatisfechas, que cambia dependiendo de la comunidad, del municipio o de la región.

El indicador a ser utilizado es el del cálculo del valor líquido anual en millones de dólares.

h) Otros Impuestos Legales

Este criterio agrupa otras aplicaciones que pueden tener usos diferentes: impuestos sobre actividades industriales y comerciales. Impuesto predial y porcentaje para orden y monitoreo de la cuenca. Estas aplicaciones legales significan recursos y/o beneficios, durante la vida útil del proyecto, para los municipios.

El indicador que se propone es valor líquido anual (VLA) de estas aplicaciones, considerándose un período de 25 años y usando una tasa interna de reembolso (TIR) de 10%.

i) Producción de Empleos en la Región

Este criterio contabiliza el beneficio de la producción de empleos sin distinguir si la población empleada es local externa a la región. Se considera que la producción de empleo por sí sola debe ser evaluada como un beneficio.

Se debe considerar si el empleo es temporario o permanente, porque el empleo permanente siempre significa un mayor beneficio por sus características de estabilidad en la entrada de recursos que representa.

Además de eso, es evaluado si el empleo es producido directa o indirectamente por el proyecto (empleo en otros sectores y otras actividades productivas). Basado en datos permanentes o temporarios y de producción directa o indirecta, se establece la Tabla P, donde son clasificadas, de forma diferente las opciones posibles:

Tabla P – Opciones de Empleo por Influencia de un Proyecto

Empleo	Directamente producido por el Proyecto	Indirectamente Producido por el Proyecto
Permanente	1,0	0,7
Temporario	0,5	0,2

El indicador propuesto es SUM (e^*t), donde:

e = número de puestos de trabajo

t = clasificación de los puestos de trabajo

III. FUNCIONES DEL IMPACTO AMBIENTAL

Las funciones del impacto ambiental son curvas que permiten atribuir un índice (y) a un criterio, como función del indicador que determina la magnitud (x) del impacto causado.

Las funciones presentan las siguientes características:

- 1) su dominio varía de cero a infinito y no están limitadas a una cierta magnitud de impacto.
- 2) Son funciones continuas y, por eso, no es necesaria la división de los impactos en clases o categorías permitiendo la evaluación cualquiera que sea la magnitud del impacto.
- 3) Su escala varía de cero a uno, lo que unifica la escala de evaluación para todos los criterios y por eso, al atribuir peso a cada uno de ellos, el peso reflejará la importancia relativa del criterio frente a los demás y estará libre de la influencia de la escala.

La forma general seleccionada para las funciones es de doble curva exponencial y este tipo de curva cae, determinada por tres pares de coordenadas. La filosofía para localizar esos tres puntos es la siguiente:

1) Un punto con valores de magnitud (x) e índice (y) bajos, indicará que abajo del impacto es aceptable y puede ser administrado.

2) Un punto con magnitud e índices medios, indica una situación para la cual el tamaño del impacto implica que el índice debe estar a medio camino entre “aceptable” y “no aceptable”.

3) Un tercer punto con valores altos para magnitud e índice, demuestra una situación a partir de la cual el impacto es considerado “no-deseable”.

Así, posteriormente, la curva se aproxima de (1) uno que es el valor máximo posible para el criterio, indicando la menor disposición en aceptar el tamaño del impacto.

Las funciones son construidas por un equipo multidisciplinario basadas en informaciones, tanto de centrales en operación como de proyectos en etapas de prefactibilidad y de factibilidad, teniendo por objetivo cubrir todo el universo posible de tamaños de impactos.

BIBLIOGRAFÍA

ALMEIDA, J. R. DE; BASTOS, A C. S. Taxa de Custos no Sistema de Licenciamento do Uso de Áreas e Espaços em Unidades de Conservação Ambiental. Anais do Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente. 2000, p. 1012-1020.

CASTRO, A G. DE; RODRIGUES, G.S.; FERREIRA, M.C. Proposta para Abordagem do Dilema Agricultura X Meio Ambiente. Ciência e Cultura, v.40, n.7, p646-651,1988.

CHISTOFOLETTI, A . Modelagem de Sistemas Ambientais. IGC_UNESP, Ed. Edgard Blücher Ltda, 1999. 36p.

FERREIRA, C. J. A; LUCHIARI JR., A; TOLEDO, L. G. DE; LUIZ, A J. B.; ROCHA, J; LELIS, L. L. Influência dos Sistemas Agrícolas Irrigados por Aspersão sobre a Qualidade dos Recursos Hídricos. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 11; 1996, Campinas, SP. Anais ABID,1996. p. 467-478.

GUERRA, S. M. & CARVALHO, A. V. DE. Um Paralelo entre os Impactos das Usinas Hidrelétricas e Termoelétricas. Revista de Administração de Empresas. São Paulo, v.35, n.4, p.83-90. 1995

IBAMA. Avaliação de Impacto Ambiental: agentes sociais, procedimentos e ferramentas. Brasília:IBAMA/DIRPED/DEDIC/DITEC, 1995. 134 p.

LAI, K. C. Project Impact Monitoring-a rejoinder. Journal of agricultural Economics, v39, n.2, p.281-282,1988.

QUIRINO, T. R.; RODRIGUES, G. S.; IRIAS, L.J.M. *Ambiente, Sustentabilidade e Pesquisa : tendências de agricultura brasileira até 2005.* Jauariúna. EMBRAPA-CNPMA, 1997. 21p.

RODRIGUES, G. S. *Avaliação de Impactos Ambientais em Projetos de Pesquisa. Fundamentos, Princípios e Introdução à Metodologia.* EMBRAPA (Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental). Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Jaguariúna, SP.1998. 66p.

RODRIGUES, G. S. *Evaluación de Impactos Ambientales de Proyectos de Desarrollo Tecnológico Agropecuario.* In: **PUIGNAI, J; RUZ, E; RIQUELME, H.** ed. *Valoración Económica en el Uso de los Recursos Naturales y Del Medio Ambiente.* Montevideo: IICA/PROCISUR, 1988.

SOUSA W. L. *Impacto Ambiental de Hidrelétricas: uma Análise Comparativa de duas Abordagens.* Tese de Mestrado – COPPE/UFRJ, Brasil, 2000.**SURHEMA-GTZ.** *Manual de Avaliação de Impactos Ambientais.* Curitiba: Secretaria Especial do Meio Ambiente, 1992.

WARFORD, J. *Environment. Grow and Development. Project Appraisal,* v.2, n.2, p.75-87, 1987.

ANÁLISIS AMBIENTAL POR ABORDAJE SISTÉMICO



Sistema es un conjunto de unidades que se relacionan entre sí. Esas unidades tienen elementos integrantes que se encuentran interrelacionados, uno dependiendo de otro, y con propiedades comunes. Las calidades que se atribuyen a los elementos del sistema, con el propósito de caracterizarlo, se denominan atributos. Éstos pueden referirse al área, al volumen, a características de composición, a la densidad de los fenómenos observados y otros.

El grado de organización de los sistemas permite que pueda ejercer la función de un todo, que sea mayor que la suma de sus partes. Cada unidad tiene su estado controlado, condicionado o dependiente del estado de las otras unidades.

El concepto de sistema es esencialmente funcional, pudiendo ser aplicado a las comunidades de plantas o a grupos humanos complejos. Los límites del sistema deben distinguirse entre los elementos componentes del sistema y los elementos pertenecientes a su ambiente. El ambiente es compuesto por todas las partes externas, en las cuales el sistema existe y está integrado. El ambiente representa un sistema de orden más elevado, del cual el elemento que está siendo examinado es una parte. Así, modificaciones en los primeros elementos traerán modificaciones directas en los valores de los elementos contenidos en el mismo.

El estado de un sistema es caracterizado por su organización, composición y flujo de energía y materia, pudiendo ser medido a través de variables. Los valores relacionados con las variables del sistema, en determinado momento, describen su estado funcional en aquel momento. Cuando la estructura y las relaciones se mantienen aproximadamente constantes, con valores

alrededor de los valores de las variables en virtud del funcionamiento adaptado a los “inputs” que fueron introducidos, el sistema se encuentra en estado estacionario o constante. Si hay alteración en los “inputs”, sobrepasando la capacidad de absorción del sistema, hay cambio hacia otro estado. Un sistema puede alcanzar diversos estados y no hay proceso que determine cómo establecer la posición siguiente, es por eso que se utiliza el cálculo probabilístico.

El equilibrio de un sistema representa el ajuste completo de sus variables internas a las condiciones externas. Eso significa que los elementos y sus atributos presentan valores dimensionales de acuerdo con las influencias ejercidas por el ambiente, que controla la calidad y la cantidad de materia y energía que circulan por el sistema.

El estado constante o “steady state” es alcanzado cuando la importación y la exportación de materia y energía son igualadas por medio del ajuste de las fuerzas del propio sistema, permaneciendo constantes mientras no se modifiquen las condiciones externas. Así, ese estado es independiente del tiempo y su organización no se modifica por la variable temporal.

Cuando las condiciones externas permanecen inmutables, el equilibrio dinámico puede llegar al estado que mejor exprese la organización interna en función de las referidas características exteriores, llegando a obtenerse la condición estática de máxima entropía. Por ejemplo, en una cuenca hidrográfica, las condiciones climáticas, litológicas, biogeográficas y otras, condicionarán la estructuración de determinada red de drenaje y de determinadas formas de relieve. Alcanzando la estabilidad, la geometría de la red fluvial se encuentra en perfecto estado de equilibrio y solamente sufrirá modificaciones si ocurriesen alteraciones en las variables condicionantes.

Para el análisis y verificación del equilibrio de los sistemas de procesos-respuestas que funcionan conforme las condiciones del abastecimiento de materia y energía, se deben considerar el análisis de las características de flujos y el análisis de los mecanismos de ajuste entre los elementos.

La descripción de los eventos que expresan el abastecimiento de determinada cantidad de materia y energía a los distintos sistemas es importante, porque son ellos los que regulan el funcionamiento y la organización del sistema. El valor de la cantidad representa su magnitud (intensidad o grandeza). Sin embargo, los eventos presentan una variabilidad muy grande en el abastecimiento de esas cantidades. Por ejemplo, las lluvias en determinada área tienen poca intensidad y ocurren con mayor frecuencia, en cuanto los aguaceros prolongados, son raros. Esta verificación nos permite distinguir los fenómenos de pequeña magnitud y alta frecuencia de los que presentan baja frecuencia y alta magnitud.

En el transcurso del flujo de materia y energía de los sistemas, habrá en cada subsistema transformaciones, en secuencia, entre el patrón y la calidad de entrada y salida de esos elementos. Esas transformaciones son responsables por el surgimiento de nuevos procesos y por la elaboración de nuevas formas de organización del estado del sistema.

Cada dato de un evento representa la magnitud del mismo. El conjunto de datos debe ser analizado como condición de distribución normal de un proceso biológico. El análisis estadístico incluye el cálculo de las medidas de tendencia central (media, mediana y moda) y las de dispersión (variancia y patrón de desvío). Se verifica, en general, que la media es mayor que la mediana. Y ésta, a su vez, es mayor que la moda. Bajo estas condiciones, la asimetría es positiva. En el caso que la distribución normal sea asimétrica, se evita analizar los datos originales y se normalizan los datos obtenidos a través de transformación logarítmica.

El predominio de las distribuciones asimétricas positivas en los fenómenos ambientales puede ser ocasionado cuando la magnitud de determinado evento es limitada en el límite inferior (no es posible, por ejemplo, que haya precipitación, débito fluvial o población inferior a cero), y no ocurre lo mismo con el límite superior. Por eso, los eventos raros de baja frecuencia y elevada magnitud, representan otro aspecto importante en las características de entrada y salida de energía en los sistemas.

Todo flujo a través del sistema provoca algún efecto, pero esos cambios varían enormemente con la intensidad de la entrada. En el ajuste de los elementos de un sistema, éste es capaz de absorber determinada amplitud de variación sin que ocurran alteraciones. La importancia de los eventos de alta magnitud es grande, muchas veces sobrepasando los límites de absorción y produciendo una modificación intensa en el sistema. Sin embargo, los eventos de magnitud media y de mayor frecuencia son los más efectivos a largo plazo. Para el análisis de los eventos raros, se usa la teoría de las estadísticas de los extremos, permitiendo establecer previsiones y parámetros claves para cuando sucedan.

Los sistemas ambientales siempre están funcionando por medio de fluctuaciones en el abastecimiento de materia y energía. Además, el ajuste interno de los mismos permite que haya absorción de fluctuaciones dentro de determinada amplitud, sin que el estado sea modificado. Cuando las fluctuaciones ocurren en este segmento de amplitud y el sistema se mantiene estabilizado frente a esas oscilaciones, éste se encuentra en estado estacionario “steady state”.

El estado estacionario no es inmutable sino que representa el comportamiento alrededor de una determinada amplitud de variación. La escala temporal representa el mejor criterio para verificarse la estabilidad o inestabilidad del sistema. Si el comportamiento del sistema fuese observado durante determinada escala temporal y si las variables que describen los “output” permanecen constantes o estadísticamente estables, entonces, las fluctuaciones que existen en el “output” durante el referido período de tiempo son irrelevantes.

Cuando el sistema funciona en equilibrio estabilizado, conforme la mantención y los abastecimientos de las restricciones presentadas, hay una tendencia para la distribución equitativa de la energía que irá a caracterizar el surgimiento de estados de determinada categoría en la organización del sistema.

Cada organización representa un caso que presenta una descripción específica sobre la estructura y la intensidad de las relaciones y de los flujos. Considerando la cantidad de elementos y de relaciones que componen determinada clase de sistema, son innumerables las posibles combinaciones de organización espacial. Si imaginamos que los tipos de organizaciones espaciales posibles se distribuyen conforme lo previsto para la normalidad de un análisis estadístico, los datos más probables serán las combinaciones.

Cuando la introducción de nuevas fuerzas produce movimientos que excedan el grado de absorción, hay un reajuste en busca de un nuevo estado de equilibrio. Cuando un evento de entrada exceda el umbral compatible con la organización del sistema, hay una profunda alteración y el sistema tiende a reajustarse. En ese reajuste, el sistema puede volver al estado semejante al precedente o alcanzar el estado estacionario en un nuevo posicionamiento.

El caso de una playa, por ejemplo, cuando es afectada por una tormenta, formando olas de gran potencia, la erosión y las fuerzas actuantes modifican profundamente sus aspectos paisajísticos. Posteriormente, con la constante actuación de las olas, la playa poco a poco readquiere sus características anteriores y borra las señales dejadas por la tormenta.

La desorganización introducida en el estado estacionario del sistema provoca el inicio de una transformación que pasa por diversas fases. El tiempo de reacción corresponde al período y al comienzo de la alteración en el sistema. La fase de transición entre el estado de equilibrio existente y el del nuevo equilibrio a ser alcanzado corresponde al tiempo de readaptación del sistema. Los diversos estados transitorios, seguidos por el sistema en el pasaje entre los dos estados de equilibrio, constituyen la trayectoria de readaptación.

El tiempo de readaptación varía de un sistema para otro y será mayor si hay elementos de mayor resistencia a los cambios en el interior del sistema. La habilidad de enfrentar las influencias externas es mayor y más típica en las comunidades vegetales y animales, y menos pronunciada en los componentes inorgánicos. Cuando ocurre un disturbio en el equilibrio de uno de los componentes del geosistema, entra en acción un conjunto de relaciones

retroalimentadoras, dando como resultado que el sistema alcance el equilibrio después de atravesar una serie de estados transitorios. Si la modificación inicial fuera reversible, el equilibrio restaurado será semejante al estado antiguo. El tiempo de readaptación es controlado por cuatro factores principales:

- La resistencia ofrecida a los cambios por los componentes individuales del sistema, con sus diferentes tiempos de reacción y de readaptación;
- La complejidad del sistema, incluyendo el número de componentes, la frecuencia y naturaleza de sus relaciones;
- La magnitud y la dirección del evento de entrada que puede reforzar la tendencia de cambio existente, en el propio sistema, o ser contrario a ella;
- El ambiente de la energía del evento ofrecido al sistema. Las rápidas fluctuaciones ocurridas en el evento pueden ser filtradas por subsistemas del ambiente, a fin de mantener tendencias más sencillas con el correr del flujo.

Cuando determinado sistema excede la “línea demarcatoria”, ingresa en otra categoría, estableciendo una nueva estructura y asumiendo nuevos aspectos. Ese excedente, generalmente, se produce cuando acontecimientos de alta intensidad están actuando.

En regiones calientes y húmedas, por ejemplo, las vertientes sufren continuo desgastes por la acción de las lluvias, lo que constituye un hecho común. Sin embargo, en raras ocasiones, cuando hay lluvias muy intensas o muy prolongadas, las fuerzas erosivas alcanzan magnitud que excede la resistencia del regolito (manto de alteración), produciendo deslizamientos de enorme cantidad de material, como en los casos de catástrofes.

La ruptura del equilibrio y el desarrollo de la trayectoria de readaptación ocurren, pues, cuando el estímulo exterior presenta una magnitud suficiente, excediendo la capacidad de absorción. Sobrepasando el límite divisorio crítico de la faja de absorción, el sistema espontáneamente se modifica y alcanza un nuevo estado de equilibrio. En el geosistema, los diversos subsistemas componentes tienen escalas diferentes para reajustarse a las modificaciones provocadas externamente, hasta que se restaure el equilibrio perdido, pudiendo oscilar de la escala medida en años hasta la de millones de años.

La readaptación solamente ocurre en los sistemas abiertos y la facilidad y rapidez de sufrir cambios y de readaptarse están relacionadas con el grado de abertura del sistema. Cuanto mayor es el número de conexiones con el ambiente, mayor será el número de fuentes y de estímulos posibles de afectar al sistema, pero también será mayor su organización. La probabilidad con que ocurren modificaciones está directamente relacionada con el grado de conectividad del sistema, que, a su vez, está relacionado con la complejidad de la organización del mismo.

Toda vez que ocurre una transformación del estado del sistema, pasando de un equilibrio a otro, en virtud de un estímulo exterior, se verifica una fase o etapa en la historia del sistema. Las transformaciones a lo largo de la escala temporal señalan la evolución del sistema.

SENSIBILIDAD Y VULNERABILIDAD DE LOS SISTEMAS AMBIENTALES A ACCIONES ANTRÓPICAS

Un sistema ambiental es más estable cuanto mayor es la perturbación antrópica necesaria para romper su estado de equilibrio. Con respecto a la naturaleza de la perturbación, es preciso diferenciar si su carácter de ocurrencia temporal y espacial es aleatorio o sistemático. Los sistemas naturales son normalmente adaptados a perturbaciones aleatorias de gran magnitud. Las perturbaciones introducidas por el hombre tienen, casi siempre, un carácter sistemático, o sea, ocurren año tras año alcanzando áreas cada vez mayores.

Hay varias maneras de abordar el problema de cómo verificar la estabilidad de sistemas naturales a las perturbaciones antropogénicas. Una de ellas es por el método de los “análogos”. Se busca en el registro histórico paleoclimático una situación análoga y sujeta a perturbaciones semejantes. Y, a partir de ahí, se estudia cómo el sistema respondió a tal perturbación. No siempre es fácil encontrar una situación análoga a esa metodología. Ése es un problema que ocurre, principalmente, cuando se considera que la magnitud de las perturbaciones antropogénicas de este siglo no presenta paralelos en la historia de la humanidad.

Una manera más garantizada de estudiar la estabilidad de los sistemas naturales requiere la construcción de modelos matemáticos de los sistemas. Hasta hoy, todavía, no es posible construir modelos completos del sistema global, que consideren todos los aspectos físicos, geoquímicos y biológicos en sus múltiples interacciones. Sin embargo, hay una serie de modelos que representan partes del sistema global. Por ejemplo, existen complejos modelos que representan los aspectos físicos del clima arriba de la superficie, los llamados Modelos de Circulación General de la Atmósfera (MCGA). En un grado de complejidad todavía mayor, se acoplan a los MCGA, modelos oceánicos y modelos simplificados de la biosfera.

TIPOS DE INDICADORES DE IMPACTOS AMBIENTALES

INDICADORES DE LA SENSIBILIDAD DEL SUELO

Como todo recurso natural, el suelo se agota cuando es explotado exhaustivamente o cuando no se adoptan medidas o técnicas conservacionistas. El uso adecuado puede preservar las condiciones naturales del suelo y también llevarlo al mejoramiento, principalmente, en lo que se refiere al enriquecimiento de las concentraciones de materia orgánica y de nutrientes o al mantenimiento del equilibrio químico, drenaje y estabilidad frente a los factores de intemperismo.

Los suelos son sensibles a los daños causados por el uso antrópico. Además de sus funciones edáficas, otras como las de almacenamiento de aguas subterráneas y la capacidad de disolución de compuestos orgánicos, pueden ser afectadas por el uso inadecuado, causando pérdidas al ambiente y al hombre. El suelo, conjuntamente con la atmósfera y el agua, constituye la base fundamental de sustentación de la vida en el planeta.

El suelo posee atributos y propiedades de carácter intrínseco y extrínseco que pueden ser cualificados, cuantificados y correlacionados a las diferentes clases de suelos, pudiendo ser utilizados como indicadores, para fines de evaluación de la sensibilidad a daños causados por la acción antrópica. Los indicadores deben ser definidos en función del uso antrópico analizado, de la disponibilidad de datos para cuantificarlos y de la profundidad que se pretende dar a los estudios.

Los indicadores más expresivos son:

- a) Espesura o profundidad del suelo – que puede ser factor inductor o restrictivo al desarrollo de las raíces de las plantas y a la formación de acuíferos libres;
- b) Textura – que puede ser factor inductor o restrictivo al uso del suelo en el desarrollo agrícola;
- c) Estructura – que puede ser factor inductor o restrictivo al deslizamiento y almacenamiento de agua en el subsuelo;
- d) Capacidad de retención hídrica y capacidad de infiltración – que puede ser factor inductor o restrictivo al uso de culturas cíclicas o perennes y a la implantación de infraestructuras de desarrollo regional. Está asociado a la estructura;
- e) Erodibilidad – factor restrictivo al uso, asociado a los indicadores espesura, capacidad de infiltración y retención hídrica.

Los indicadores de calidad del suelo deben evaluarse conforme las alteraciones en su capacidad productiva, debido a la adopción de tecnología, que cambia con el tiempo, en vez de apoyarse en las características naturales de fertilidad del suelo. Los componentes para la evaluación de la capacidad productiva del suelo son: erosión, materia orgánica, lixiviación de nutrientes y compactación.

El grado de erosión puede sufrir grandes variaciones en función del desgaste natural del suelo y del causado por las lluvias, del declive y extensión de la pendiente, de la existencia de vegetación y de las prácticas y medidas de control. Esta complejidad se resuelve en el sistema de AIA por medio de tres procesos erosivos, cuya orden creciente de gravedad es: erosión laminar, en surcos y barrancos (Cox & Atkins, 1979, p. 277-284).

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) cambia bastante en función de la génesis del suelo y de su historia de uso. Ese componente puede evaluarse indirectamente por la influencia de la innovación tecnológica en las prácticas de manejo adoptadas, tales como cordones y terrazas, plantío

directo, incorporación de los restos vegetales al suelo, plantío en nivel, rotación de culturas, compostaje, etc.

La lixiviación de nutrientes depende de la erosión, de la MOS y de la aplicación de fertilizantes. Sin embargo, algún nivel de conteo doble puede ocurrir en esas consideraciones. La evaluación operacional de la lixiviación de nutrientes debe basarse en datos históricos o en el conocimiento de agricultores responsables que entienden sobre la necesidad del uso de fertilizantes.

El uso intensivo de maquinaria pesada y el sobre pastoreo son las principales causas de la compactación del suelo y de la formación de la "solera de arado". La evaluación de ese componente se refiere a cambios relativos en la superficie compactada del suelo, o sea del área utilizado y modificado con la tecnología adaptada.

INDICADORES DE LA SENSIBILIDAD DEL CLIMA Y DE LA ATMÓSFERA

Conceptualmente, se puede separar la sensibilidad y/o vulnerabilidad, del factor natural clima, a daños causados por las actividades humanas en dos tipos relativamente independientes. En algunos casos, el componente físico del clima y la constitución de la atmósfera están íntimamente asociados. Es preciso que se verifique si esos dos tipos de sensibilidad afectan los diferentes biomas.

La sensibilidad del componente físico del clima a las actividades humanas puede alterar la circulación atmosférica y los balances de calidad del aire debido a la inyección de contaminantes producida por esas actividades. El ejemplo más notable de esa interrelación es el "efecto invernadero". Debido al aumento de la concentración de gases radioactivos en la atmósfera (CO_2 , CH_4 , N_2O , CFC_5), ocurre una modificación global en la constitución química al alterar el balance de radiación de toda la atmósfera, pudiendo modificar el clima.

Otro ejemplo muestra lo opuesto. Una modificación en el componente físico del clima puede alterar la calidad del aire. Si el microclima del suelo de una región se modifica debido a la agricultura, llevando a alteraciones en los

ciclos de temperatura y humedad del suelo, podrán ocurrir alteraciones en las reacciones químicas incluyendo nitrógeno, dando como resultado cambios en las tasas de emisión de N_2O . El microclima de una región es íntimamente dependiente de las características de la superficie de un cuerpo hídrico y del tipo de vegetación presente.

El clima próximo al suelo de un pastaje tropical es muy diferente de una forestación tropical densa. La estabilidad microclimática de la foresta tropical amazónica es extremadamente vulnerable a modificaciones de la vegetación. En el pantanal el microclima es sensible en las regiones que sufrieron alteraciones en los períodos en que fueron inundadas. La sedimentación de los ríos o construcción de caminos puede alterar la distribución de las superficies anegables y, de esa forma, modificar el microclima. En Brasil, el bioma conocido como “*cerrado*” (Moreira, 1990), encierra varias fisionomías vegetales (*campos*, *campo-cerrado*, *cerrado* típico, *cerradão*, entre otras). La sensibilidad del microclima, a modificaciones en un tipo de vegetación, dependerá directamente de donde está ocurriendo y de la naturaleza de la modificación.

Otro aspecto del cambio climático se refiere a la susceptibilidad de la calidad del aire a la inyección de grandes cantidades de contaminantes por acción de los incendios que tienen impactos negativos en varias escalas. En la macroescala, contribuyen significativamente para el aumento del “efecto invernadero”, al colocar enormes cantidades de varios gases (CO_2 , CH_4 , N_2O , O_3 , principalmente) y otros gases como el CO y NO . La contribución brasileña al aumento global de esos gases deriva, en la mayor parte, de la quema de la biomasa de las forestas tropicales y, en menor parte, de combustibles fósiles y/u otras fuentes.

La permanencia de nubes de humo, es tanto más durable cuanto más durable es la condición de estabilidad de la atmósfera relacionada a inversiones térmicas. En niveles troposféricos bajos, menores que 2 Km, hay acumulaciones todavía mayores de los productos de las quemas. Esas nubes de humo de millones de kilómetros cuadrados, disminuyen drásticamente la visibilidad atmosférica, provocando daños a la seguridad de los vuelos y al tráfico aéreo como también al sector de transportes terrestres local, pudiendo afectar la salud de las personas.

Algunos productos de las quemas (partículas, aerosoles, y gases más reactivos) son retirados de la atmósfera cuando se dan las primeras lluvias y no causan más efectos negativos. En este sentido, se puede decir que el efecto de esos gases queda restringido al período de las quemas. Sin embargo, los gases del “efecto invernadero”, conocido en Brasil y otros países como “efecto estufa”, normalmente, tienen un ciclo de vida muy largo y no son removidos por las lluvias pudiendo, por eso, tener efecto duradero.

Los mecanismos de dispersión de contaminantes en la atmósfera y su eventual remoción dependen del grado de estabilidad, vientos, humedad y lluvias. Estas características varían drásticamente entre los biomas.

Hay indicadores de la calidad del aire con relación a contaminantes que afectan la salud de los seres humanos, animales y plantas. La sensibilidad de la atmósfera es, por tanto, dada por aquellos niveles críticos de concentración de los contaminantes, arriba de los cuales podrá haber daños a la salud. Se incluye en estos casos, la polución atmosférica por mercurio, que necesita levantamiento sistemático “in situ”.

Como indicador del efecto integrado de los contaminantes emitidos durante las quemas, la concentración de O_3 en la baja troposfera, es tal vez el mejor indicador. Cuanto mayor el nivel de contaminantes atmosféricos de las quemas, tanto mayor será la concentración de O_3 troposférico. Además de eso, el ozono es también un potente oxidante, y altas concentraciones de gas tienen efectos negativos en la salud y sobre las plantas.

Cuadro 1 – Indicadores de la Sensibilidad para el Sistema Climático

Subfactor Natural	Indicadores de Sensibilidad	Observaciones
Estabilidad del Microclima	Ciclos diurnos de temperatura, humedad, radiación solar, vientos, balances de agua y energía, temperatura y humedad del suelo hasta un metro de profundidad.	Cambios en los estándares (espaciales y temporales) de las lluvias, vientos, temperatura, humedad; alteración en la frecuencia de ocurrencia de extremos y en la duración de la estación seca
Estabilidad del Ciclo Hidrológico y del Clima Regional	La temperatura de la superficie es el mejor indicador, en cuanto a practicidad de obtención.	Los vaciamientos de los grandes ríos son los mejores indicadores, porque integran la precipitación de enormes extensiones.
Equilibrio del Sistema Forestal	Cambios de vegetación en las interfaces foresta-campo o entre expresiones vegetales del mismo bioma: individuo (fenología, tasa fotosintética, productividad, estrategia de reproducción, susceptibilidad a enfermedades y pérdida de variedad genética) y comunidad (cambios en la fisonomía, pérdida o sustitución de especies, invasión de especies exóticas, pérdidas de estratos y cambios en el índice de área foliar.	
Estabilidad de la Composición de la Atmósfera	Caracterización de quemas (focos, área, biomasa); frecuencia y altura de las inversiones térmicas; concentración de contaminantes en la atmósfera : H ₂ vapor, CO ₂ , CO, O ₃ , CH ₄ , N ₂ O, NO, SO ₂ , H ₂ S, otros hidrocarbonatos, agrotóxicos, material particulado.	La cuantificación de las quemas, sea en área total o en cantidad de biomasa usada en los procesos de combustión, es el indicador de calidad del aire en relación a la emisión de contaminantes por las quemas.

Las actividades agropecuarias, además de ser importantes fuentes de gases del efecto estufa, generan, usualmente, material particulado, humo, olores y ruidos. Por lo tanto, son esos los componentes usados en la evaluación de los efectos de la agricultura en la calidad de la atmósfera.

Algunos de los principales gases asociados al efecto estufa y al calentamiento global, tales como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxidos de nitrógeno (NO_x) son generados en grandes cantidades por actividades agropecuarias (Lima, 2000). Las emisiones de CO₂ están relacionadas a la combustión de combustibles fósiles y a la quema de restos

de culturas, de pasto y de vegetación en general, como las practicadas en la agricultura de corte y quema. El CH₄ es emitido por el metabolismo anaerobio, como ocurre en la digestión de rumiantes y en la descomposición de la materia orgánica de suelos inundados. Por tanto, la bovinocultura y la irrigación por inundación (común en la producción de arroz) son consideradas fuentes importantes en la producción de metano. Las emisiones de NO_x en la agricultura están asociadas, principalmente, a los procesos de desnitrificación en los suelos, mientras que el uso de fertilizantes nitrogenados y el cultivo de leguminosas, fijadoras de nitrógeno, son fuentes del referido compuesto.

En relación al material particulado (polvo) y al humo sus emisiones representan un incómodo para la población local, al mismo tiempo que presentan efectos negativos para animales y plantas. El polvo perjudica la fotosíntesis y actúa como abrasivo en las membranas de las plantas, volviéndolas más susceptibles a los ataques de plagas y enfermedades. El humo es el resultado de la combustión incompleta que, generalmente, indica la presencia de niveles tóxicos de monóxido de carbono y que a veces incluye cantidades considerables de hidrocarburos, precursores del ozono de la troposfera y extremadamente perjudiciales a la producción vegetal. El efecto causado por la emisión de olores está relacionado esencialmente al incómodo que las personas sienten al ser expuestas a esa emanación. El incómodo se mide en entrevistas por medio de la evaluación sensorial del agricultor responsable, clasificado como débil, incómodo o insoportable. De la misma forma se hacen las consideraciones sobre los efectos causados por la generación de ruidos.

INDICADORES DE SENSIBILIDAD DE LAS AGUAS INTERIORES

Los efectos de las actividades humanas en la calidad del agua son normalmente complejos y específicos para cada región (o microregión), dependiendo de una serie de factores biogeoquímicos.

La legislación brasileña está basada en la Resolución CONAMA nº 20, de 1986, que clasifica los cuerpos hídricos interiores en clases (clase especial y clases de 1 a 4), en función de parámetros e indicadores específicos que

son relacionados a los posibles usos potenciales. La clasificación es única para todo el territorio nacional. La resolución establece igualmente patrones para lanzamiento de fluidos tóxicos.

Los cuerpos hídricos que atiendan a esos criterios aseguran un funcionamiento normal del ecosistema acuático y corroboran el sentido común de aguas de buena calidad. El objetivo básico del monitoreo de la calidad del agua es el mantenimiento u obtención de tales patrones de calidad.

Los ecosistemas de aguas superficiales son también sensibles a sustancias químicas conservativas, biomagnificantes y peligrosas. Lo mismo puede ser dicho al respecto de elementos radioactivos de larga y media vida. Algunos factores, mencionados a continuación, tienen influencia directa o indirecta en la calidad del agua, sea de interiores o superficial.

- a) Factores físicos: vaciamiento (ríos), tiempo de residencia (reservorios), radiación solar, temperatura, presión, densidad, fuerzas de colisión y ruptura del sedimento, energías interna y cinética, entropía, régimen sedimentológico;
- b) Factores químicos: elementos químicos inorgánicos y orgánicos disueltos, material orgánico en forma de partículas, nutrientes, metales pesados y componentes tóxicos en bajas concentraciones;
- c) Comunidades biológicas: productos primarios (diatomáceas, cianofíceas, fitobentos), zooplancton, zoobentos, organismos en diferentes etapas del ciclo de vida.

Los cuadros 2 y 3, ejemplifican los principales indicadores y los posibles daños a ecosistemas acuáticos.

Cuadro 2 – Daños Potenciales a los Ecosistemas de Aguas Interiores e Indicadores Asociados

	Código	Descripción	Principales Indicadores
Contaminación por Salinidad	CSAL	El uso intensivo del agua en la cuenca, asociado a un aumento de la descarga sólida en los ríos, puede provocar un mayor desarrollo de la cuña salina en regiones de estuarios, teniendo como principal consecuencia perjuicios al abastecimiento industrial y doméstico y a la irrigación.	a) Salinidad del agua
Contaminación Tóxica	CTOX	Normalmente asociada a la actividad minera, a fluidos industriales en general y al uso de defensivos agrícolas. Puede dejar a las comunidades acuáticas expuestas al problema de biomagnificación, provoca perjuicios al abastecimiento industrial y doméstico, irrigación y pesca.	a) Concentración de metales pesados, organoclorados, organofosforados y otros defensivos agrícolas en el agua, en el sedimento y en comunidades acuáticas. b) Aceites y grasas, sustancias fenólicas, turbidez, color.
Contaminación Orgánica	CORG	Tiene origen en fluidos domésticos e industriales (cargas puntuales o en cargas no puntuales; efecto directo de la retirada de la cobertura vegetal). Provoca perjuicios al abastecimiento industrial y doméstico, modifica la diversidad y cantidad de especies acuáticas, puede ser foco para la diseminación de enfermedades de transmisión hídrica.	a) Eutrofización y sus efectos secundarios. La eutrofización se manifiesta por: aumento de la disponibilidad de nutrientes y de la demanda bioquímica de oxígeno, menores índices de oxígeno disueltos, proliferación de macrófitas, cambios en la diversidad y cantidad de algas, entre otros. b) Aceites y grasas, sustancias fenólicas, turbidez, color, coliformes fecales y totales (indicadores de contaminación patogénica), sólidos en suspensión y disueltos.
Contaminación por Sólidos Disueltos o en Suspensión	CSDS	Causada por la erosión de los suelos debido a la retirada de la cobertura vegetal, minería en los ríos y represas a lo largo de los cursos de agua. Tiene origen también en obras de infraestructura, en general, perjudica al abastecimiento industrial y doméstico, cambia el régimen hidráulico de los ríos (mayores inundaciones o menores disponibilidades de agua). Causa perjuicios a la navegación.	a) Sólidos en suspensión, disueltos y turbidez b) Cambios en el régimen hidráulico o en la morfología de los ríos y reservorios

Contaminantes patogénicos, asociados a la contaminación orgánica doméstica, tienen, sin embargo, comportamientos bastantes diferenciados. Bacterias y virus patogénicos pueden sobrevivir días en ambientes acuáticos y, aunque diluidos, pueden causar diversas enfermedades de transmisión hídrica, como cólera y hepatitis.

Cuadro 3 – Indicadores de Intensidad de Daños Potenciales en los Ecosistemas de Aguas Interiores – Intervención Humana en una Cuenca Hidrográfica

Uso Antrópico	Daño Potencial	Posibilidad de Control y/o Reversión
Selvicultura	CTOX, CORG, CSDS	1. Empleo de prácticas de manejo agrícolas adecuadas, principalmente con agrotóxicos.
Pecuaría	CTOX, CORG, CSDS	1. Empleo de prácticas de manejo agropastorales adecuadas. 2. No utilizar áreas con declive alto, ni ocupar/deforestar márgenes de ríos y reservorios.
Agricultura	CSAL, CTOX, CORG, CSDS	1. Empleo de prácticas de manejo agrícolas adecuadas. 2. No utilizar áreas con declive muy alto, ni ocupar/deforestar márgenes de ríos y reservorios.
Minería	CTOX, CORG, CSDS	1. Control de toda actividad minera y exploraciones clandestinas, prohibición de minerías en cabeceras de cuencas. 2. Refuerzo en la fiscalización de minerías y explotación legalizadas, para que respeten los padrones de emisión existentes.
Obras de Infraestructura	CSDS	1. Control de erosión, respetar áreas ambientalmente frágiles.
Desarrollo urbano	CSAL, CTOX, CSDS	1. Implantación de políticas adecuadas de desarrollo urbano. 2. Tratamiento de fluidos urbanos (residuos, líquidos y sólidos).
Industria	CSAL, CTOX, CORG, CSDS	1. Refuerzo en la fiscalización de industrias para que respeten los patrones de emisión existentes. 2. Planeamiento de las actividades industriales por cuenca.
Incendios	CORG, SDSU	1. Fiscalización y control de incendios, sobre todo en cabeceras de la cuenca y área con mucho declive.
Represario	CSAL, CROG, CSDS	1. Inclusión de factores ambientales y socioeconómicos en el planeamiento del sector eléctrico 2. Reservorios deben tener otros usos además de los de producción de energía
Canales/Drenaje	CSAL CSDS	1. Disminución de efectos negativos con origen en cambios de la morfología y régimen sedimentológico de ríos y lagos.
Puertos	CTOX, CORG	1. Control de la polución y disminución de riesgos de accidentes.
Dragaje	CSDS	1. Disminución de efectos negativos con origen en cambios de morfología y régimen sedimentológico de ríos y lagos.

Diversos elementos químicos, aunque en pequeñas cantidades, son nocivos a la salud, o se bioacumulan en la cadena alimentaria. Muchos de esos elementos persisten en el agua sin reaccionar con otras sustancias (son conservativos). Los procesos físicos de mezcla y autodepuración son, muchas veces, ineficientes para la asimilación de diversos elementos inorgánicos no metálicos (como mercurio, cadmio, plomo y cromo) o de compuestos orgánicos (como benceno y aromáticos polinucleares) y orgánicos halogenados (como policloretos).

La calidad del agua es posiblemente el indicador general más sensible en relación a los impactos ambientales causados por actividades agropecuarias. Eso sucede porque prácticamente cualquier manejo inadecuado resultará en degradación de la calidad del agua, tanto en los ambientes más próximos como en los que están en su alrededor. Por tanto, ese indicador siempre exhibe un cierto grado de dependencia relativa a los otros indicadores, lo que significa que siempre habrá algún grado de doble conteo, dada la característica sistemática de las AIAs. La evaluación envuelve la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), la turbidez, los materiales flotantes/aceite/espuma y la eutroficación/aterramiento de los cuerpos de agua.

La demanda bioquímica de oxígeno se refiere al contenido de materia orgánica, donde cantidades tan pequeñas como 5 mg/L pueden causar la escasez del oxígeno en ciertas condiciones, dificultando la respiración de organismos aerobios. La evaluación de la DBO se realiza por medio de análisis de laboratorio o por el uso de un oxímetro de campo. Cuando la realización de los análisis no es posible, la presencia de la fauna acuática puede usarse como un "proxy", basándose en el conocimiento del agricultor responsable, definido en la entrevista de campo.

La turbidez representa la presencia de material en suspensión (particulado o coloidal, orgánico o inorgánico), que causa deficiencia en la fotosíntesis y dificultad para la desinfección y filtración del agua, así como depreciación estética. La evaluación de ese componente se apoya en el conocimiento del agricultor responsable del local, así como en el cambio de la periodicidad con que ocurre.

Los materiales flotantes/aceite/espuma impiden el uso del agua y causan su completa depreciación estética. De igual forma que el componente anterior, la evaluación debe basarse en el conocimiento del agricultor responsable por el local y en los cambios de periodicidad en que suceden.

La eutroficación del agua asociada al aterramiento representa el resultado de la larga exposición de un ambiente acuático a aguas de baja calidad. Por consiguiente, depende de todos los componentes anteriormente mencionados, lo que puede implicar cierto nivel de conteo doble. La eutroficación refleja la alteración causada por la tecnología, que ocurre en todos los ambientes acuáticos; y ya que el proceso es de largo plazo en relación a la AIA de innovación tecnológica, debe ser evaluado con la ayuda del conocimiento histórico del agricultor administrador.

INDICADORES DE SENSIBILIDAD DE LA VEGETACIÓN

La vegetación terrestre, sea autóctona o alóctona encarada como respuesta que refleje la interacción de los factores abióticos y bióticos y como componente de los paisajes construidos puede constituirse en un instrumento de caracterización ambiental, así como en la evaluación de la sensibilidad y de la vulnerabilidad del ambiente. Éstas, como son funciones de la amplitud del intervalo de los límites de tolerancia a las mudanzas de los factores abióticos y bióticos. Cuanto más próxima se encuentre de uno de sus límites, más vulnerable será la vegetación.

La utilización de la vegetación como indicadora de condiciones ambientales y como instrumento de evaluación para el gerenciamiento ambiental exige, sin embargo, que la misma sea evaluada desde el grado de detalle que el nivel de conocimiento estipula; teniendo en cuenta, además, los criterios utilizados para la obtención de información necesaria y su jerarquización. En otras palabras, se trata de optar por una conducción del trabajo a nivel macrorregional, regional o local.

Los cambios ambientales en la vegetación tienen sus factores de alteración indicados y, de éstos, se consideran sus orígenes, causados por la actividad natural y antrópica.

La conservación de la biodiversidad constituye un objetivo esencial del desarrollo sostenible, especialmente para la agricultura que juega un papel multifuncional, ya que gran parte del almacenamiento biológico y de la diversidad cultural existentes sucede en áreas bajo algún nivel de manejo agropecuario o forestal (Pimentel et al., 1992). Además, la biodiversidad contribuye para la sustentabilidad de la agricultura, proporcionando alternativas genéticas y de manejo que mejoran la eficiencia del uso de recursos y de la seguridad de producción (Campanhola et al., 1998). Tres componentes están incluidos en ese indicador del Aspecto de Conservación Ambiental de innovación tecnológica: pérdidas de vegetación natural, de corredores de fauna y de especies y variedades criollas.

La pérdida de vegetación natural trata de la conservación de todas las formas de vegetación natural, localmente influenciadas por la innovación tecnológica, especialmente aquéllas presentes en áreas marginales, tales como: cumbres de montañas, laderas, vegetación a la orilla de los ríos, etc. Por causa de la semejanza con el indicador de Áreas de Preservación Permanente, incluido en el aspecto de Recuperación Ambiental, presentado más adelante, ese componente debe contener solamente vegetación natural, realmente presente en el área analizada y cuyo estado de conservación se modifique por la adopción de tecnología.

Muchas áreas donde se practica el manejo, en varios niveles de intensidad, son imprescindibles para el movimiento de la fauna, pues favorecen el flujo genético y ejercen la función de corredores de fauna. Solamente las áreas con manejo exclusivo para la reconstitución de los corredores deben ser incluidas en este componente.

El desarrollo tecnológico de la agricultura debe ser cauteloso para evitar la homogeneización que contribuye con la pérdida de especies y de variedades criollas de plantas y animales. Muchas dimensiones de la conservación de la diversidad tienen que ser incluidas en el principio de la precaución, que incluye desde hábitats, paisajes, especies y variedades rústicas de plantas y animales, hasta herramientas, materiales de construcción, prácticas de manejo, formas de preparo de alimentos, medicinas caseras y formas de vida. Se sugiere que ese componente se evalúe subjetivamente, dando

oportunidad para que el agricultor responsable exprese su percepción cuanto a los efectos de innovación tecnológica, y de este modo documente esos efectos.

a) Origen antrópico

Por ejemplo, en el caso de una deforestación para implantación de actividades agro-selvopastoriles, construcción de caminos, implantación de grandes obras de infraestructura y de reforestación de especies exóticas, tenemos que considerar los impactos directos e indirectos.

Impactos directos:

- Pérdida de la biodiversidad y fragmentación de la biota, provocando el aislamiento al nivel del individuo y de las comunidades vegetales.
- Invasión por especies exóticas y nocivas.
- Aceleración del proceso erosivo y pérdida de la fertilidad cuando son utilizados niveles de manejo incompatibles con la aptitud agrícola y compactación del suelo con el uso de equipamiento mecanizado del tipo tractor con arado;
- Posibilidad de avance de plagas y enfermedades como consecuencia de la susceptibilidad a agentes patógenos y a depredadores insectívoros e invasión de especies exóticas, cuando el área es destinada a los monocultivos;
- Contaminación de aguas corrientes por el uso de correctivos y fertilizantes;
- Alteración en la distribución de la temperatura del suelo y del aire;
- Erosión eólica con formación de nubes de polvo en la fase de preparación del terreno, en particular en los topes aplanados de regiones de acentuada estacionalidad climática.

Impactos indirectos:

- Pérdida de la fertilidad del suelo por la retirada de micronutrientes;
- Disminución de la capacidad de almacenamiento hídrico del suelo,
- Formación de procesos erosivos del suelo, por las lluvias; por los vientos; o fluvial, con consecuente sedimentación en los cursos de agua y pérdida del suelo arable.

Aunque con menor efecto sobre el ambiente, no pueden ser omitidos los cambios ambientales causados por eventos naturales resultando en procesos erosivos, los desplazamientos de barro, y los deslizamientos de taludes escarpados “lanslides”. Esos procesos tienen origen, en general, en la infiltración superficial de las aguas y su actuación en rocas de texturas diferentes que alternan sedimentos arenosos y arcillosos;

b) Indicadores de Sensibilidad y Perturbación

Los indicadores de sensibilidad/perturbación que deben ser considerados en el análisis de la vegetación en el área a ser estudiada, son mostrados en el Cuadro 4:

Cuadro 4 – Indicadores de Sensibilidad y Perturbación

Especies	Comunidad
1-Cambio en el estándar fenológico	1- Cambio completo en la fisonomía
2- Cambio en la tasa de la fotosíntesis	2- Cambio parcial en la fisonomía
3- Cambio en la productividad	3- Pérdida de especies
4- Cambio en la estrategia reproductiva	4- Sustitución de especies
5- Aumento de la susceptibilidad a enfermedades	5- Pérdida de Estratos
6- Pérdida de la variabilidad genética	6- Cambio en la Cubierta

INDICADORES DE SENSIBILIDAD DE LA FAUNA

La fauna y su “calidad” (entendida como su productividad, estructura, complejidad, estratificación o adaptación), son consecuencia de la vegetación local presente, en pequeña escala temporal y espacial. Aunque exista interacción entre la parte biótica y abiótica, en el mantenimiento de la biota, esa relación a veces, puede no ser detectable en una escala temporal corta.

La historia paleoclimática, eventos geológicos, relieve, hidrografía, clima, suelo, vegetación, así como la acción antrópica, tiene implicaciones sobre las especies y sus poblaciones, modificando la composición de la fauna local original. Esa fauna, a su vez, puede dar una “velocidad” diferente a la dinámica de sucesión de la vegetación. La fauna es de vital importancia en los procesos ecológicos, incluso de las especies vegetales económicas, pues promueve la dispersión de semillas y la polinización.

Los procesos de vida existen en diferentes escalas de tiempo, espacio y complejidad. Hay organismos de tamaños diferentes y esto influye, en parte, las escalas de los procesos en que cada especie opera.

a) Sensibilidad de la fauna a daños antrópicos

Dependiendo de la escala de las alteraciones, o de quien es afectado en la comunidad faunística, ocurrirán cambios en la composición o en las poblaciones (en particular). En el límite de intensidad de cada alteración, y dependiendo de la escala, pueden ocurrir alteraciones completas en la composición con la extinción local, o aumento, del número de las poblaciones de determinada(s) especies(s).

La sensibilidad de una especie o población, puede ser evaluada por sus atributos biológicos intrínsecos y extrínsecos (como, por ejemplo, el hábitat). Varios factores pueden influir en la sensibilidad de especies y comunidades, dependiendo de la escala:

– Factores que influyen en la sensibilidad de las especies: tamaño de la población; distribución de la población; sistemas sociales que afectan la población efectiva (que contribuyen para su reproducción); probabilidad de desastres naturales y dieta.

– Factores que influyen en la sensibilidad de las comunidades; número de especies; estructuras de cadenas alimentares o nivel trófico; tiempo de existencia de la comunidad; tasas de entradas y extinción e identificación de especies “claves”.

– La fauna de amplia distribución geográfica tiene menor sensibilidad a impactos que la de un área de distribución limitada.

– La fauna con amplia distribución geográfica tiene menos sensibilidad. En el caso de que sea grande, tendrá alta sensibilidad. Existe la posibilidad de que la ocupación de un área coincida con el área pequeña de una población localizada. En ese caso, la sensibilidad también será alta. Como por ejemplo, el caso de varias ranas con poblaciones localizadas y pequeñas áreas.

– Cuanto mayor sea la dieta, menor resultará la sensibilidad. Para un especialista, la modificación del hábitat transforma en alta su sensibilidad. En los omnívoros, la capacidad de comer diferentes alimentos aumenta su capacidad de explotación de recursos. Las especies de base (herbívoras) presentan baja sensibilidad, en cuanto las especies de tope (carnívoras) tienen sensibilidad mayor.

– Cuanto más alto es el potencial reproductivo más baja será la sensibilidad.

– La fauna con menor peso tiene sensibilidad más baja que la fauna de mayor peso.

– La fauna de alta movilidad presenta menor sensibilidad al contrario de las especies de baja movilidad. Son especialmente sensibles a impactos antrópicos las especies que necesitan seguir rutas migratorias latitudinales, en grandes bandos, con fidelidad a los lugares de descanso.

– La distribución espacial amplia, tiene baja sensibilidad comparada a la distribución restringida. Las especies con capacidad de dispersión, adaptabilidad, tolerancia a las alteraciones, potencial colonizador y tasa de supervivencia alta, tienen sensibilidad más baja que las especies con atributos opuestos, y las especies con baja fidelidad a su área, tienen sensibilidad más baja que las especies con alta fidelidad a su área.

– Las especies de generaciones continuas tienen sensibilidad más baja que las especies de generaciones limitadas.

Los atributos biológicos citados pueden o no ser combinados. La acción aislada de esos factores antrópicos no explica el empobrecimiento de la fauna de peces fluviales del Brasil, por ejemplo. Normalmente, ha sido la presencia simultánea de algunos de esos factores que derivó en una entropía desastrosa para la fauna acuática nacional.

DIRECTRICES GENERALES PARA ELABORACIÓN DE PLANES DE MONITOREO AMBIENTAL

Un plan de monitoreo ambiental no es necesariamente un sinónimo de cuestionamiento y estudio de las condiciones o características ambientales. Por definición, monitor es un aparato, una persona o en el caso específico del ambiente, un proceso o estructura capaz de emitir alertas con respecto al mal funcionamiento del sistema.

El monitoreo o la vigilancia ambiental se resume al uso de protocolos predeterminados, procurando detectar alteraciones ambientales que puedan causar daños sobre los procesos ecológicos o a la salud humana. Es por eso que, los objetivos de programas de monitoreo, deben ser cuidadosamente definidos, ya que el simple inventario continuo de datos puede no tener aplicación real o potencial. Es necesario desarrollar estrategias de modo que se pueda asegurar la evaluación de medidas de contaminación reales o potenciales; adecuar el esfuerzo de monitoreo a normas jurídicas de control de contaminación definir estándares de distribución espacio-temporal con un mínimo esfuerzo y máxima previsibilidad.

La selección de los parámetros para monitoreo no puede, sin embargo, prescindir de un estudio inicial de las condiciones generales y de los organismos y comunidades presentes en el área de interés. El objetivo es conseguir informaciones que puedan ser comparadas con otros monitoreos. En otras palabras, el estudio sería imprescindible para el test, a posteriori, de la hipótesis de nulidad según la cual, por ejemplo, algunos presumible(s) contaminante(s) no causarían(n) efectos significativos sobre el ambiente.

En síntesis, monitorear implica estudiar ambientes con la expresa finalidad de detectar alteraciones, que puedan ser atribuidas a fuentes contaminantes, y dar alerta en caso de impacto. Un producto necesario de los estudios de monitoreo es la elaboración de planes de contingencia, con la identificación y el mapeo de los “hot spots” y área vulnerable, además de las estrategias y prioridades para protección, teniendo en consideración factores ecológicos y económicos.

Grupos de especialistas reunidos para la elaboración de los Términos de Referencia para planes de monitoreo deberían tener como objetivos primarios:

- Ofrecer justificaciones para el monitoreo de variables fisicoquímicas y biológicas, llevándose en consideración las actividades humanas ya existentes y planeadas para el área;
- Justificar, con fundamento científico, la selección de determinadas variables fisico-químicas y biológicas para el monitoreo. En otras palabras, evaluar la sensibilidad, practicidad, confiabilidad y previsibilidad de los diferentes métodos que sirven para detectar la contaminación, por ejemplo;
- Establecer procedimientos prácticos rutinarios o desarrollar nuevos procedimientos, en función de las especificaciones regionales para el monitoreo de las variables relacionadas con la contaminación.

La contaminación ambiental es evaluada en términos de análisis químico, imprescindible para una primera aproximación al problema, una vez que muestra las concentraciones de las sustancias seleccionadas para estudio. Por otro lado, las informaciones sobre sistemas biológicos, que incorporan o son afectados por estas sustancias, deberán ser necesarias en alguna etapa del monitoreo del procesos de contaminación. Sin embargo, la naturaleza, el alcance y el relevamiento de ese tipo de informaciones pueden ser muy variados. El elevado grado de variabilidad espacio temporal de sistemas biológicos es un serio obstáculo para su utilización rutinaria como monitores de situaciones de impacto. Asimismo, el análisis de variables biológicas en casos de contaminación es indispensable por una serie de razones:

- Efecto de dosis – Pequeños cambios en las concentraciones de contaminantes ambientales pueden tener grandes consecuencias sobre la calidad de los sistemas biológicos;
- Efecto de sinergia – Sustancias químicas, inocuas por sí solas, se pueden combinar, originando compuestos contaminantes;
- Efecto de objetivo – Sustancias desconocidas, o cuya presencia no fue detectada por métodos usuales, pueden afectar sistemas biológicos;
- Efecto de bioacumulación – Organismos que pueden acumular contaminantes
- Criterios para la selección de variables biológicas en programas de monitoreo:

No todas las variables biológicas tienen la misma importancia en programas de monitoreo. Es preciso establecer criterios mínimos para su selección, procurando conseguir la mejor relación costo/beneficio. Esos criterios deben tener en cuenta, en orden de prioridad: aspectos científicos fundamentales; eficiencia y valor práctico de las variables o índices biológicos; fundamentos logísticos y administrativos.

- Efectos de intervención – Criterios científicos.
- Significado ecológico (sensibilidad) – Pueden ser atribuidos a determinado agente causal, variaciones de supervivencia, crecimiento y reproducción de individuos, comunidades.
- Efectos de daño y detección de la especialidad- ¿Hasta qué punto las consecuencias del impacto son específicas para el agente causal?
- Reversibilidad - ¿Cuál es la capacidad de retorno de la variable analizada a un estado “original” después de la remoción del agente causal?
- Amplitud taxonómica - ¿Hasta qué punto el efecto es restricto a determinados grupos taxonómicos?

Eficiencia y valor práctico:

- Aspecto cuantitativos: previsibilidad – Relación cuantitativa del efecto con la causa o agente contaminante.
- Velocidad de respuesta: periodo de tiempo - ¿Cuál es el tiempo de respuesta de la variable al agente contaminante?
- Tasa señal/ruido: confiabilidad- ¿El efecto (señal) puede ser fácilmente detectado por la variabilidad natural (ruido)?
- Precisión: confiabilidad- ¿La variabilidad puede ser medida con precisión y confiabilidad?

Aspectos administrativos:

- Costos: practicidad- ¿Cuál es el precio del estudio de determinada variable?
- Aplicabilidad: practicidad- ¿Hasta qué punto ya fue posible demostrar la adecuación de determinada variable para detectarse la contaminación?

Variables biológicas recomendadas

La medida o evaluación de la contaminación en varios niveles de organización biológica presenta una serie de ventajas. Medidas en organismos o en niveles de suborganismos (niveles celular y molecular) son en general más sensibles y muestran los primeros alertas de un futuro riesgo ambiental, aunque presenten menor significado ecológico. Por otro lado, las medidas tomadas en las poblaciones o comunidades pueden ofrecer mejores indicaciones de las consecuencias de la polución sobre aspectos ecológicos y socioeconómicos del medio ambiente. Las evaluaciones completas de procesos contaminadores deben, por tanto, medir efectos biológicos en diversos niveles.

Con base en esos criterios, el GESMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Pollution) de la UNESCO, recomendó la utilización de las siguientes variables para uso inmediato en las diversas regiones del globo:

- Efectos ecológicos – biomasa de las comunidades; abundancia; diversidad

y riqueza de especies; crecimiento individual (bioindicadores); reproducción de la población; estructura de la población. Las desventajas son: baja tasa señal/ruido y baja velocidad de respuesta y como ventaja tiene la facilidad de obtención.

– Bioensayos – utilizados para la evaluación de la calidad del agua. Son altamente cuantitativos, sensibles y precisos en lo que se refiere a la identificación de “hot spots”. Tienen elevada tasa señal/ruido y alta velocidad de respuesta, combinados con bajo costo. Sin embargo, la respuesta medida aisladamente puede tener poco significado ecológico. Son sugeridos bioensayos con larvas de equinodermos y bivalvos, microalgas e hidroides.

– Efectos fisiológicos – son más sensibles, cuantitativos y de respuesta más rápida que efectos ecológicos. Tienden a ser más caros en lo que se refiere a equipamiento y entrenamiento del personal.

– Efectos morfológicos y patológicos - diversos efectos morfológicos y patobiológicos pueden ser examinados en poblaciones de peces, con bajo costo, sin personal altamente calificado y sin equipaje sofisticado. Estos efectos son indicados para la detección inicial de “hot spots”. Sin embargo, el relevamiento de informaciones a partir de la pesca comercial, por ejemplo, puede no ser conveniente debido al descarte de individuos lesionados antes de la comercialización. Variables: alteraciones en la estructura corpórea de órganos; relación entre peso de órgano y peso corporal; ulceraciones en el cuerpo; heridas en el cuerpo; asimetría.

– Efectos bioquímicos – pueden estar en la categoría de los generales (o no específicos) o en la que son indicadores de acción tóxica específica de contaminantes particulares. La producción primaria de microalgas y otros microorganismos puede ser un buen indicador de las condiciones ambientales, pero tiene la desventaja de no presentar una relación cuantitativa muy clara con la contaminación y de tener una baja tasa señal/ruido. Dos testes bioquímicos son recomendados:

– Tasa de taurina/glicina – técnica cuantitativa y moderadamente sensible, pero de uso restringido a bivalvos marinos y a laboratorios con analizadores de aminoácidos.

– Alteraciones en la estabilidad lisosómica pueden ser fácilmente analizadas en un programa de monitoreo. Se trata de un efecto cuantitativo, sensible, con elevada velocidad de respuesta y de señal/ruido, que puede ser aplicado a una variedad de organismos y ya fue examinado en trabajos de campo. La principal desventaja es el elevado costo de equipamiento y el bajo significado ecológico.

Objetivos en programas de monitoreo:

Existen varios objetivos posibles en programas de monitoreo.

– Fases del monitoreo biológico:

- a) control del “input” de contaminantes;
- b) protección de la salud humana;
- c) determinación de tendencias espaciales y temporales de procesos de contaminación y de sus efectos en los ecosistemas;
- d) obtención de datos para el manejo ambiental.

Sean cuales fueren las limitaciones de tiempo o recursos, estos programas deben seguir estrategias consistentes.

Fase 1 – Identificación

Esta fase comprende el mapa de los “hot spots” de polución (distribución de las áreas fuentes y de las áreas con elevados niveles de contaminación en el agua, en el sedimento y en la biota). Esto permite que el esfuerzo posterior sea concentrado en áreas de interés, donde la probabilidad de ocurrencia de impactos sea mayor.

En esta fase los análisis químicos son indispensables para caracterizar los niveles de contaminación. Las variables biológicas deben ser precisas y sensibles, o sea, deben ser capaces de responder a variaciones muy pequeñas del ambiente físico-químico (alta tasa señal/ruido). Deben ser baratas y de aplicabilidad general. Son sugeridos los siguientes tipos de análisis:

- Condiciones morfológicas anormales en peces (prácticas iniciales de desarrollo y adultos);
- Bioensayos de muestras de aguas del mar;
- Estabilidad lisosómica.

Todavía en esta fase debe ser conducido un trabajo de caracterización general, sea por medio de campañas oceanográficas o por la reevaluación y síntesis de datos anteriores.

Fase II – Cuantificación del grado o extensión del daño

La demostración de la existencia de un “hot spot” no indica por sí sola un daño biológico o ecológico. Son necesarias la confirmación y la cuantificación de lo(s) daño(s), a través del examen de variables de relevancia ecológica. En esta fase, las medidas a nivel de las comunidades son importantes, a pesar de su mayor costo, de su relativa insensibilidad y de los problemas de interpretación. Hay evidencias y también recomendaciones de que el análisis de comunidades bénticas, por ejemplo, incluyendo comunidades costeras, es más eficaz que el análisis de asociaciones planctónicas. Por otro lado, no hay evidencia de que análisis pormenorizados, a nivel específico, de los bentos sean particularmente más informativos o adecuados que el análisis de parámetros más generales, como la abundancia total, biomasa total o diversidad.

Fase III – Determinación de relaciones causales

En esta fase ya debe ser posible la determinación de las causas de eventuales efectos, a partir de evidencias circunstanciales. La estrategia a ser adoptada es nuevamente la intensificación de análisis químicos, pero en un nuevo contexto. Esta fase comprende la cuantificación y la comprensión de las relaciones dosis-respuesta, exigiendo el conocimiento de la especificidad de las sustancias químicas y de su separación en las distintas partes biológicas. Los procedimientos que pueden ser adoptados son: análisis químicos específicos del agua, sedimento y biota para la búsqueda de contaminantes sospechosos; la realización de bioensayos con modificaciones específicas de las muestras de agua; y la adopción de técnicas bioquímicas específicas para determinadas sustancias o clase de las mismas.

Aspectos temporales de monitoreo:

El conocimiento de tendencias o cambios ambientales puede ser obtenido por la repetición de un mapeo espacial inicial en una secuencia temporal adecuada (periódico o anual) o por la repetición frecuente de observaciones en un mismo sitio.

El tipo de escala temporal a ser adoptado dependerá de la naturaleza, del alcance y de la propia permanencia de los “inputs” contaminantes.

Las estrategias para la determinación de cambios temporales biológicos o fisicoquímicos pueden ser las mismas sugeridas anteriormente. Por ejemplo, el uso de bioensayos ofrece una buena fase para la medición de modificaciones en la calidad del agua, considerándose los cambios naturales causados por “blooms” (picos de poblaciones), cambios en el drenaje continental, influencia periódica.

EFFECTOS ACUMULATIVOS DE LOS IMPACTOS Y RIESGO AMBIENTAL

El “Global 2000 Report to the President” (U.S. Council on Environmental Quality, 1980), señala la necesidad de conocer los efectos acumulativos que ocurren en una escala global y en todos los medios. Según aquel informe, los problemas más conspicuos son las condiciones de formación del CO₂, la reducción de ozono y la lluvia ácida. Son también relevantes, la deforestación, la desertificación y los impactos acuáticos.

Efectos acumulativos, son impactos en los ambientes sociales y naturales que ocurren tan frecuentemente en el tiempo o tan densamente en el espacio, que no pueden ser “asimilados”; o ser combinados con los efectos de otras actividades de modo sinérgico.

Según, Sonntag et al. (1987), sabemos mucho más sobre alteraciones acumulativas fisicoquímicas porque hay mayor consenso sobre las medidas de esos parámetros en los estudios sobre los efectos acumulativos de que sobre los biológicos/ecológicos.

Es importante considerar también que en ningún estudio, sobre efectos acumulativos, se toman en cuenta dimensiones de tiempo y espacio; la evaluación de impactos ecológicos es problemática debido a la falta de informaciones, lo que dificulta las previsiones; los valores socioeconómicos invariablemente, son el centro de la evaluación de los impactos ambientales; en tanto que el reconocimiento de esa influencia varía enormemente entre los estudios de impactos ambientales (EIA).

El workshop sobre efectos ambientales acumulativos, realizados por el CEARC (“Canadian Environmental Assessment Research Council”) en Toronto, en 1985, mostró varios tipos de dificultades observadas en los EIA, según, Sontag et al (1987), los cuales son indicados en el Cuadro 4.

Cuadro 4 – Tipos de Dificultades Identificadas en los EIA por el CEARC (1985)

DIFICULTADES	PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS	EJEMPLOS
Tiempo	Impactos frecuentes y repetitivos sobre un único ambiente	Residuos lanzados en lagos, ríos.
Espacio	Alta densidad de impactos sobre un único ambiente	Fragmentación de hábitat en las forestas, estuarios.
Efectos compuestos	Efectos sinérgicos debido a múltiples fuentes en un único ambiente	Emisiones gaseosas para la atmósfera
Intervalo de tiempo	Gran demora para que los impactos ocurran	Efectos carcinogénicos
Intervalo espacial	Impactos ocurriendo a distancia de la fuente	Grandes barreras; emisiones gaseosas para la atmósfera
Impactos directos	Impacto sobre los sistemas biológicos que fundamentalmente modifican el comportamiento de los mismos	Efectos sobre la edad de las forestas, sobre su fauna
Indirectos	Impactos secundarios resultantes de una actividad primaria	Desarrollo de rutas de tránsito

Con base en las consideraciones arriba mencionadas, Sonntag et al (1987) propusieron la siguiente tipología para los efectos cumulativos, definiéndose las dimensiones especiales, temporales y sistemáticas:

Tipo 1: efectos aditivos acumulativos lineales – cuando cada adición tiene el mismo efecto de las demás, como en el caso de la adición de contaminantes en un lago, en una relación lineal dosis/efecto.

Tipo 2: efectos amplificados o exponenciales – cuando cada adición tiene un efecto mayor que el precedente, de modo que resultan más nocivos. Por ejemplo, los efectos que llevan al “efecto invernadero”.

Tipo 3: efectos discontinuos – cuando las adiciones solamente pasan a presentar consecuencias evidentes, después de que cierto nivel fue sobrepasado, las variables sufrirán cambios rápidos. Un ejemplo, es la eutrofización acompañada de fenómenos anaeróbicos, después de suficiente acumulación de fosfato en un lago.

Tipo 4: efectos estructurales inesperados – son situaciones en las cuales desarrollos múltiples en una determinada región afectan:

1º) Un gran número de ecosistemas terrestres y acuáticos, tanto como condiciones atmosféricas;

2º) Llevan a la existencia de dos características diferentes en el tiempo y en el espacio. Así, primero existen efectos abruptos localizados, los cuales, en una segunda etapa, se propagan por áreas más amplias. Gradualmente se manifiestan síndromes de efectos sobre la estructura de los ecosistemas, que van reduciendo su resiliencia. Ese proceso puede ser medido por la homogenización espacial de “variables-clave”, por la pérdida de “funciones-clave” de ecosistemas como renovación, reciclaje, pérdida de la variable y del control regulador;

3º) Los efectos inesperados pueden ser discutidos ecológicamente, pero ellos son el resultado de una creciente interdependencia e interacción entre fuerzas reguladoras ecológicas, sociales y políticas. Esa es la categoría menos conocida y donde se encuentran los mayores desafíos a la comprensión y gerenciamiento de los efectos acumulativos.

Hay que considerar que:

1. las interacciones entre los sistemas tecnológico/ecológico y sociales son los principales determinantes en la consideración de los potenciales acumulativos. El crecimiento físico acarreado por el desarrollo a lo largo del tiempo, asociado con estrategias erradas o limitadas de desarrollo, han

creado situaciones donde los sistemas antes independientes se entrelazan y ocasionan situaciones altamente indeseables amplificando ambientalmente la alteración de condiciones;

2. para un planeamiento ambiental y para la realización correcta del EIA, hay necesidad de buenas informaciones y de pocas dudas sobre los componentes básicos de los ecosistemas naturales y antrópicos. Cuanto mayor son nuestras dudas sobre esos componentes, mayor será el riesgo de que ocurran procesos acumulativos;

3. muchas veces no han sido analizados los efectos acumulativos, tanto de proyectos aislados como de proyectos con muchos componentes. Entre las técnicas disponibles están los modelos de simulación, procesos de consulta, evaluación de áreas, análisis de impactos cruzados, etc.;

4. hay necesidad de establecer programas de investigación para identificar los procesos “clave” que determinan las respuestas de los sistemas ambientales a la alteración, la recuperación de los mismos y su nivel de resiliencia. Hay necesidad de conocer la relación entre impactos, el sinergismo entre ellos y la sensibilidad de los ecosistemas a disturbios;

5. entre los mejores procesos metodológicos para la evaluación de procesos acumulativos, están los modelos de simulación desarrollados por Holling (1978); Esa (1982) y Cline et al. (1983). Entre las revisiones de la metodología sobre efectos acumulativos están las de Bain et al (1985), Witner y Bain (1985), Horak et al (1983), Risser (1988) y la de Spaling y Smit (1993). Trabajos importantes son los de Bonnicksen (1980), Clark y Zinn (1978), Coats y Miller (1981), Dickert y Tuttle (1985), Lane (1986), Vlachos (1982) y el de Preston y Berd-Ford (1988).

Hoy en día existen crecientes informaciones de que los efectos acumulativos asociados a múltiples actividades pueden producir modificaciones irreversibles en un determinado sistema o cambios en el mismo, que son diferentes de aquéllos causados por una única actividad productora de impacto ambiental.

La expansión agrícola, al aumentar la productividad de los cultivos, llevó muchas veces a efectos acumulativos, tales como:

1. erosión del suelo; pérdida de la fertilidad del suelo;
2. uso intensivo de agrotóxicos;
3. uso intensivo de fertilizantes;
4. drenaje de áreas húmedas;
5. destrucción de hábitats naturales;
6. sedimentación en cuerpos hídricos;
7. comprometer la calidad del agua para usos múltiples;
8. eliminación de cultivos de subsistencia;
9. subempleos; accidentes en el transporte de trabajadores; diseminación de enfermedades de transmisión hídrica.

Las crecientes alteraciones en la calidad ambiental, que están siendo causadas por efectos acumulativos, deben ser evaluadas, así como también las acciones que tendremos que realizar para controlar y reducir los impactos causados por esos efectos.

La aplicación inadecuada del concepto de efectos acumulativos y su evaluación mostraron que los EIA , realizados hasta el presente, no han sido considerados, por ejemplo:

1. efectos aditivos de varios efectos que provocan alteraciones sobre los sistemas ecológicos;
2. efectos de actividades secundarias derivadas de actividades primarias;
3. respuestas ecológicas no lineales, consecuencia de crecientes presiones del desarrollo;
4. efectos sinérgicos o retroalimentadores de impactos ambientales;

5. efectos en “mosaico”, debido a la interacción de variables en el espacio y en el tiempo.

Varios autores han mostrado que los procesos a seguir incluyen efectos acumulativos que ya se manifiestan en muchos lugares, o que lo harán después de algunos años. Éstos son:

1. transporte, por largas distancias, de contaminantes atmosféricos;
2. calidad del aire urbano;
3. movilización de sustancias persistentes o bioacumulables;
4. efectos acumulativos asociados a modificaciones climáticas;
5. ocupación del suelo por asentamientos humanos;
6. aislamiento y fragmentación de hábitats;
7. pérdida de la calidad y cantidad del suelo;
8. efecto del uso de productos químicos en la agricultura;
9. reducción de la reserva de agua subterránea y contaminación de la misma;

La evaluación de riesgo es el proceso de caracterizar los efectos potenciales adversos, de la exposición a los peligros ambientales. Peligro es cualquier situación que puede causar daños a la vida, a la propiedad, al medio ambiente, o a los tres en conjunto. Y riesgo es, tanto la probabilidad de ocurrencia de daño a la vida, a la propiedad y al medio ambiente, en caso de que un peligro se manifieste, como también, la extensión posible de las consecuencias del evento.

Para instalaciones potencialmente peligrosas, el nivel máximo aceptable para el riesgo individual ha sido considerado como aquel que aumenta el riesgo de muerte por todas las otras causas, lo máximo en uno por ciento. El riesgo de muerte natural individual para personas en la faja de edad entre 10 –14 años, es de 104 por año, lo que ha sido considerado como el riesgo básico. Riesgos cuyo nivel es menor que 108 por año, o menor que en 100 millones de años son despreciables. El nivel máximo aceptable por individuo

debido a instalaciones industriales, es de 106 por año, o sea, el riesgo al que una persona se expone por su actividad continua, en una industria o por vivir muy próximo a ella, debe ser menor de que uno en un millón de años.

Riesgo industrial es un posible daño que puede ser causado a las personas o a las instalaciones, por causa un evento aislado o de una cadena de eventos en instalaciones industriales. Puede ser definido también como la probabilidad del medio ambiente de sufrir daños, directa o indirectamente, debido a efectos de la actividad humana, Kates (1981).

Uno de los más eficientes medios de proteger una comunidad y ecosistemas sensibles contra los riesgos de instalaciones industriales, es mantenerlas suficientemente distanciadas. La falta de demarcación del uso del suelo, como también de planeamiento ambiental, lleva a proximidades altamente peligrosas que fueron la causa de graves accidentes, como enfermedades crónicas.

Como señalan Suter et al, (1987), el análisis de riesgo, debido a su explícito tratamiento de la incertidumbre, contribuye mucho para el EIA, ya que elimina la necesidad de un escenario para situaciones desfavorables, así como de análisis más complejos, porque ofrece informaciones adecuadas que pueden ser usadas en la evaluación de la probabilidad de ocurrencia de efectos indeseables.

Los daños ambientales y ecológicos que pueden ocurrir como consecuencia de la acción humana son: extinción de especies; pérdidas de especie del ecosistema; cambios en la biomasa tamaño/individuo, en la estructura por edad; en la producción dentro de la población; interferencia en las funciones de conversión de energía y de los ciclos de los elementos del ecosistema y, cambios en las propiedades físicas del sistema (Southworth et al., 1982).

Si consideramos, por ejemplo, el riesgo ambiental de la liberación de contaminantes químicos, el grado de daño ambiental será muy influenciado por las propiedades de éstos y por las propiedades de la parte ambiental afectada. Según Southworth et al. (1982), esas propiedades son las siguientes:

1) Propiedades de las sustancias: toxicidad aguda; crónica; mutagenicidad, cancerígenidad y teratogenicidad; efectos indirectos; duración y extensión de la contaminación; grado de la contaminación.

2) Propiedades del ambiente: naturaleza del conjunto de especies; presencia de recursos ambientales altamente importantes; presencia de especies de interés comercial y recreativo; interacciones entre los varios ambientes.

Riesgo ecológico regional es la definición y la estimativa de riesgo a los recursos ambientales, en escala regional, como también riesgos resultantes de la contaminación y de los disturbios físicos en esa escala. Son ejemplos, los efectos de la lluvia ácida, la reducción de la capa de ozono y la contaminación del agua de una cuenca hidrográfica. Según Sutter (1990), la evaluación de riesgo ecológico comienza con tres actividades que definen la naturaleza del problema a ser evaluado: selección de “endpoints”; descripción del ambiente y descripción del riesgo.

El autor, también muestra que han existido confusiones en la evaluación de riesgo ambiental debido al uso del término “endpoint” para dos conceptos diferentes. Pero ya en 1989, él distinguió entre “endpoints” para evaluaciones y “endpoints” para mediciones. Esa conceptualización fue adoptada por el subcomité de ecotoxicología.

Así, “endpoints” para evaluación, son expresiones formales de los valores ambientales a ser protegidos; y un “endpoint” para medida es la expresión de una respuesta (tomada u observada) a un riesgo. Es una característica ambiental medible relacionada a una determinada característica escogida como “endpoint” para evaluación.

Un “endpoint” para evaluación debe tener las características de relevancia social, relevancia biológica, definición operacional clara y posibilidad al riesgo. Sin embargo, “endpoints” ideales para medida deben tener correspondencia con un “endpoint” para evaluación, ser adecuados a la escala del disturbio/contaminación, a la dirección de exposición, a la dinámica temporal; presentar baja variabilidad natural; ser ampliamente utilizable, existir datos/informaciones sobre él, exigir patrones.

Como ejemplo de “endpoint” para evaluación, Sutter (1990) menciona entre otros: extinción de población, contaminación, calidad recreacional, patrones de calidad ambiental, elevación del nivel del mar y aumento de la incidencia de radiación UV. Y, para medida, menciona el número de especies, diversidad, valor comercial de una especie, biomasa, productividad, concentración de contaminantes, frecuencia de ocurrencia de enfermedades en un/a cultivo/crianza y frecuencia/severidad de inundaciones. Para estudios de poblaciones, han sido usados “endpoints” de evaluación, como abundancia y distribución. Para niveles superiores, como ecosistemas y regiones, no hay datos suficientes y los modelos existentes no están con su validez demostrada.

Para poder evaluar el riesgo de un evento (riesgo tecnológico, político o económico), debemos definir los dos componentes del riesgo: probabilidad de ocurrencia y la dimensión de las consecuencias.

La estimación de la probabilidad de ocurrencia de un riesgo es hecha por un análisis estadístico, tomándose datos históricos de accidentes. Cuando no hay datos históricos, es necesario recurrir, por estimación, a la probabilidad de accidentes específicos como hipótesis para las técnicas de análisis, tales como, los conjuntos de eventos y los conjuntos de perjuicios. Para usar esas técnicas debemos separar los componentes de una determinada instalación industrial, así como, las actividades de administración y de mantenimiento. Eso nos conduce al campo de la ingeniería de instalaciones y también a la evaluación de la probabilidad de disfunciones elementales, tanto como de componentes y de intervenciones humanas en los sistemas.

Para evaluarse las consecuencias de un evento peligroso, es necesario conocer la posible liberación de energía (incendio, explosión) o de sustancias tóxicas. Se hace necesario conocer también el entorno de las instalaciones peligrosas en términos de ecosistemas y asentamientos humanos. Se debe conocer bien la relación de los efectos sobre los animales y vegetales así como las direcciones de vientos. El trabajo de Johnson (1988) diagnostica algunas variables que pueden ser usadas en la previsión de riesgos ecológicos.

Accidente, es un desvío intolerable de un sistema y de sus condiciones proyectadas que presenta serias consecuencias, tanto sobre el propio sistema, como para su entorno.

Para la evaluación del riesgo de una instalación industrial o de un proyecto cualquiera, podemos usar varios métodos, entre los cuales tenemos:

1. "Check list" – identifica peligros frecuentes
2. Inspección de seguridad – trata de asegurar que las instalaciones y los procedimientos de operación y mantenimiento sean los propuestos en el proyecto del sistema.
3. Índice de riesgo "Down" – permite clasificar las unidades del sistema con base en su grado de riesgo
4. Análisis preliminar de riesgo (PHA) – analiza los riesgos en fase preliminar del desarrollo de una industria. Enfatiza los materiales peligrosos y los principales elementos de la industria. Ofrece, así, una orientación para la práctica final del proyecto.
5. Método E Se – identifica la secuencia de los posibles accidentes y, a continuación, los peligros
6. Método Haz O_s – identifica riesgos y problemas de operación
7. Modalidad de fallas, efectos y análisis críticos – identifica los tipos de fallas en equipamientos y en el sistema, así como sus efectos potenciales
8. Árbol de fallas (FTA) – permite identificar las combinaciones entre fallas en los equipamientos y errores humanos que puedan llevar a un accidente
9. Árbol de eventos – identifica las secuencias de eventos que acaban en accidentes
10. Análisis de causa-consecuencia – combina los dos métodos anteriores. Identifica las consecuencias potenciales del accidente y sus causas
11. Análisis de error humano – identifica errores humanos potenciales y sus consecuencias o también las causas de errores humanos

BIBLIOGRAFÍA

BAIN, M.B., IRVING, J.S., OLSEN, R.D., STULL, E.A. & WITMER, G.W.

a) *Cumulative Impact Assessment: identifying optimal configuration for multiple developments.* Environment Research Division, Argonne Nat. Lab., Arg.111, 1985.

b) *Cumulative Impact Assessment: a practical methodology.* Environmental Research Division, Argonne Nat. Lab., Arg.111, 1985.

BONNICKSEN, T.M. *Computer, Simulation of the Cumulative effects of Brushland Fire Management Policies.* Environ. Mgmt. 5(1) 35 – 47, 1980.

CEARC *Selected Mathematical Models in Environmental Impact Assessment in Canada* (Michel Braise). CEARC – Canadian Environmental Assessment Research Council, 1986.

CLARK, J.R. & ZINN, J.A. *Cumulative Effects in Environmental Assessment.* In: *Coastal Zone:* 2481-2492. Nueva York, Am. Soc. Civil. Eng. Ed: ASCF, 1978.

CLINE, E. W., VLACHOS, E.C. y HORACK G.C.. *State of art and the theoretical Basis of Assessing Cumulative Impacts on Fish and Wildlife.* Washington D.C., Fish Land Wildlife Service, U.S. Dep. Interior, 1983

COATS, P.N. & MILLER, T.O. *Cumulative Silvicultural Impacts on Watersheds: A Hydrologic and Regulatory Dilemma.* Environ. Mgmt., 5 (2) – 147 - 160, 1981.

COX, G. W.; ATKINS, M. D. *Agricultural ecology. An analysis of world food production systems.* San Francisco: W. H. Freeman and Co, 1979. 721 p.

DICKERT, T.G. & TUTTLE, A.E. *Cumulative Impact Assessment in Environmental Planning: a coastal wetlands watershed example.* Environ. Impact Ass. Rev. 5 (1): 37- 64, 1985.

- ESSA.** *Review and evaluation a adaptative environmental assessment and management.* Canada Environment, Environmental and Social System Analysis Ltda., 1982
- HOLLING, C.S.** *Adaptative Environmental Assessment and Management, nº 3. Int. Ser. On Applied System Analysis.* Int. Inst. Applied System Analysis, John Willey & Sons Chichester, 1978.
- HORAK, G.C., VLACHOS, E.C. & CLINE, E.W.** *Methodological Guidance for Assessing Cumulative Impacts on Fish and Wildlife.* Fish and Wildlife Service, U. S. Department of the Interior, Wash D.C, 1983.
- JOHNSON, A. R.** *Diagnostic Variables as Predictors of Ecological Risk.* Environ. Mgmt. 12 (4): 515 - 523, 1988.
- KATES, R.W.** *Risk Assessment of Environmental Hazard.* SCOPE report nº 8. John Wiley, 1981.
- LANE, P.A.** *Simmetry, Change, Pertubation, and Observing Model in Natural Communities.* Ecology 67 (1): 223 –239, 1986.
- MOREIRA, D., V., I.** *Vocabulário Básico de Meio Ambiente.* FEEMA, Rio de Janeiro,1990.
- PRESTON, F.M. & BED-FORD, B.L.** *Evaluating Cumulative Effects on Wetland Functions: a conceptual overview and generic framework.* Environmental Mgmt, 12 (5): 565 – 583, 1988.
- RISSER, P.G.** *General Concepts for Measuring Cumulative Impacts on Wetland Ecosystems.* Environmental Mgmt. 12 (5): 585 – 589, 1988.
- RODRIGUES G.S., CAMPONHOLA C. & KITAMURA P.C.** *Avaliação de Impacto Ambiental da novação Tecnológica Agropecuária: Um Sistema de Avaliação para o Contexto Institucional de P&D.* Cadernos de Ciência & Tecnologia, Brasília, v.19, n. 3, p.349-375, set./dez. 2002.
- SONNTAG, N.C., EVERITT, R.R., RATTIE, L.P., COLMETT, D.L., WOLD, C.P., TRUETT, J.C., DORCEY, A.H.J. & HOLLING, C.S.** *Cumulative Effects Assessment: a context for further research and development.*

CEARC – Canadian Environmental Assessment research Council, 1987.

SOUTHWORTH, G.R.; PARKHURST, B.R.; HERBES, S.E. y TSAI, S.C. *The risk of chemicals to aquatic environment. En: Environmental Risk Analysis for Chemicals.* Ed. R.A. Conway. Van Nostrand Reinhold. Env. Eng. Series. Pgs 85 - 153, 1982.

SPALING H. & SMIT B. *Cumulative environmental change: Conceptual frameworks, evaluation approaches, and institutional perspectives.* Environmental Management, Vol.17 (5), 1993

SUTTER, H.G.W. *Endpoints for Regional Ecological risk Assessments.* Env. Mgmt. 14 (1): 9 – 23, 1990.

SUTTER, H.G.W.; BARINTHAISE, L.W. y O’NALL, R.V. *Treatment of risking environmental impact assessment.* Environ. Mgmt. 11 (3): 295 – 303, 1987.

VLACHOS, E. *Cumulative Impact Analysis.* Imp. Ass. Bull. 1 (4): 60-70, 1982.

EVALUACIÓN DE LA ACEPTACIÓN PÚBLICA DE PROYECTOS

.....

Para Sucov y Liang (1975) el bien público es un concepto siempre cambiante, sin definición clara. Para un grupo o para una comunidad el bien público es particular, único y especial. Otra comunidad puede entenderlo de otro modo. Si el valor del juicio sobre una acción en relación a un bien público es favorable, o sea, si esa acción amplía el bienestar, la felicidad del grupo, el valor es positivo. Caso contrario, si la acción fuese considerada perjudicial para el bien público, el valor sería negativo.

Los juicios de valores pueden cambiar con la evaluación de los hechos y del conocimiento. Como Sucov y Liang (1975) indican, hubo épocas en las que se aceptaba la contaminación producida por industrias, hoy, ya no se acepta más. Lo que parecía necesario y deseable, en una época de nuestra historia, se tornó indeseable o inaceptable cuando sus efectos adversos se hicieron evidentes y el público pasó a luchar contra los mismos. Así, el juicio de valores es un concepto que representa la resolución de costos y beneficios en la mente de cada individuo, en relación a un determinado acto, en un determinado tiempo. El juicio más negativo es indicado cuando hay una solicitud de moratoria, sobre un proyecto; el más positivo representa un entusiasta apoyo de la comunidad.

Esos dos autores muestran bien que los grupos enfrentados no son iguales en su poder, fuerza, capacidad, incluso en su potencial de influencia y en las decisiones finales. Además de eso, se debe considerar la posición que el grupo ocupa, su posición estratégica en relación al proceso de toma de decisiones.

Lo que determinará la resolución de un conflicto social será la fuerza relativa de los grupos opuestos. Si denominamos la fuerza en un grupo como OS, ella será igual:

$$OS = RS \cdot V_j$$

donde

RS = significado relativo o influencia

V_j = valor de juicio

Un valor positivo de juicio indica apoyo y produce una fuerza de operación positiva. Por otro lado, un valor negativo indica oposición al proyecto y produce una fuerza de operación negativa. El balance final entre esas fuerzas puede ser dado por:

$$OS_{total} = \sum RS_i - V_{j_i} = \sum OS_i$$

Podemos también definir un coeficiente de aceptación A, como la resultante entre oposición y apoyo, dividido por la cantidad total de oposición o soporte presente en la controversia, o sea:

$$A = \frac{\sum OS_i}{\sum |SO_i|}$$

donde:

$\sum OS_i$ es la suma de las fuerzas positivas y negativas

$\sum |SO_i|$ es la suma de los valores absolutos de las fuerzas en litigio

El significado absoluto de una fuerza opuesta es medida por indicadores como:

- a) tamaño (número de personas);
- b) tiempo en política de actuación pública y científica;
- c) capacitación técnico-científica, autoridad profesional;
- d) comunicación política;
- e) vigor = actividad en relación a la controversia.

Aunque diferentes grupos puedan tener un significado idéntico, su capacidad en ejercer el mismo nivel de influencia en la solución de una cuestión puede no ser la misma. En ese sentido, reconocieron tres tipos de importancia funcional:

1. poder de veto;
2. influencia directa;
3. influencia indirecta.

El poder de veto pertenece básicamente a los órganos de control ambiental y a los CONSEMAS (Consejos Estadales del Medio Ambiente). El grupo que tiene influencia directa, desempeña un papel relevante o presenta una participación activa sobre aquel que tiene el poder de veto. Ya el grupo que tiene influencia indirecta, cuando no puede tener una participación directa en el poder de veto, puede, sin embargo, participar de acciones que influyen los que detentan aquel poder.

En todo proceso de aceptación, de un determinado proceso por la comunidad, podemos encontrar varias fuerzas enfrentadas (Sucov y Liang, 1975), como, por ejemplo:

1. agencias gubernamentales;
2. grupos profesionales;
3. grupos comunitarios;
4. líderes políticos;
5. individuos influyentes;
6. público en general.

Actores	Intereses
Comunidades locales	Las personas o grupos dentro de la comunidad local tendrán interés en saber lo que se está proponiendo; en que sus valores sean conocidos, entendidos y llevados en cuenta; y que las sugerencias que ellos puedan ofrecer sean cuidadosamente consideradas como mérito suyo. Las personas de la comunidad poseen un conocimiento local que puede ser aprovechado. Ellos quieren que sus preocupaciones sean oídas y resueltas por los proponentes.
Proponentes	Muchos proponentes pueden estar de acuerdo con los objetivos expuestos arriba e incluso tener otros más. Ellos van a desear que la propuesta sea adaptada de tal forma que tenga mejor oportunidad de éxito. Esto generalmente se puede alcanzar por medio de un mayor entendimiento y aceptación pública de la propuesta a través del suministro de informaciones. En general, el proyecto también puede ser mejorado por medio del uso del conocimiento local y del entendimiento de los valores locales.
Órganos de gobierno	Para los administradores y tomadores de decisiones, un programa efectivo de involucramiento público puede significar que es menos probable que el proyecto se vuelva controvertido en las etapas posteriores del proceso.
Empresas de consultoría	El involucramiento del público en etapas cruciales del proceso, por empresas de consultoría, contribuye para la aceptación del informe de AIA por parte de las comunidades y órganos ambientales, e incluso mejora la calidad de la toma de decisiones.
ONGs	Los comentarios de las ONGs usualmente proporcionan una perspectiva pública más amplia sobre la propuesta. Su visión también puede ser muy útil cuando existen dificultades para involucrar a la población local (aunque esto nunca sustituya completamente la información solicitada directamente de la población).
Otras	Otros grupos interesados pueden ser provenientes de universidades, del sector privado, de financiadores, etc. Especialistas de áreas específicas pueden dar una contribución importante.

Figura 1 – Grupos involucrados en la AIA y sus respectivos intereses (UNEP, 1996)

De esas fuerzas se debe destacar el papel de los políticos, por su posición estratégica, que les permite tener influencia directa en la resolución de una cuestión. Los grupos profesionales tienen una posición compleja y no siempre equivalente. Así, los representantes de firmas de consultoría, de constructoras, pueden tener posiciones divergentes entre sí e, inclusive, con ecólogos o especialistas en sanidad.

Podemos también organizar un cuadro de puntos a ser atribuidos a diferentes agencias gubernamentales y grupos profesionales o individuos, de acuerdo a su calificación técnico-científica, para la discusión de una cuestión, como muestra el cuadro 1. Todos los grupos comunitarios recibirán la puntuación 5. Aunque puedan estar concientizados y tengan informaciones diversas, ocupan un nivel intermedio en la escala presentada en el cuadro.

Cuadro1 – Calificación de la Capacidad Técnico-científico,
Sucov y Liang (1975)

Grupos Profesionales o Individuos	Agencias Gubernamentales Relacionadas con:	Puntuación
Ninguna capacitación	Administración en general	1
Tiene un grado avanzado en ciencias no físicas o es un practicante de las mismas	Planeamiento y desarrollo	3
Conoce la legislación o es un abogado	Vida salvaje, gerenciamiento de forests	5
Tiene un grado avanzado en ciencias físicas o biológicas o es practicante de las mismas	Gerenciamiento ambiental	7
Especialista en la tecnología a ser utilizada en el proyecto	Agencia de control ambiental relacionada al proyecto	10

Para Webler et al. (1995), existen tres razones principales para la inclusión de la participación pública en la evaluación de impactos ambientales y sociales. En primer lugar, la idoneidad de la decisión final es más elevada cuando se incluye el conocimiento local y se examina públicamente el conocimiento de especialistas. Segundo, la legitimidad del resultado final es más alta cuando las partes potencialmente afectadas tienen la oportunidad de declarar los propios argumentos antes de los especialistas y poseen chances iguales para influir en la decisión, o sea, el proceso es justo. Tercero, la participación pública se identifica como una conducta apropiada del gobierno democrático en actividades de toma de decisiones públicas.

A través del involucramiento público desde el inicio del proceso de AIA es posible identificar cuestiones que los especialistas no consideran importantes, pero que pueden tener un grado de importancia indebido en relación a la magnitud del impacto (EIA Centre, 1995).

De acuerdo con Días y Sánchez (1999), el éxito de AIA depende más de una actitud abierta y flexible, con mucha participación, que de la utilización de cualquier procedimiento rígido para identificar y prever los impactos científicamente. “La participación pública muchas veces es capaz de revelar implicaciones de una acción no identificada o debidamente evaluada, a través de la aplicación de otras herramientas de evaluación”.

A pesar de los beneficios conocidos, se perciben ciertos riesgos de parte de aquellos que se resisten a involucrar lo público en el procedimiento AIA. Según la UNEP (1996), muchos de los riesgos asociados al involucramiento público pueden evitarse con una planificación correcta. Tal vez la falta de consulta y de participación puedan causar, a largo plazo, un riesgo mucho mayor para los proyectos.

EVALUACIÓN DE IMPACTOS SOCIALES

En el gran campo de problemas sociales que deben preocupar a los equipos que realizarán los EIA/RIMA, podemos destacar las siguientes cuestiones oriundas de un proyecto, Mc Mahon (1982):

1. Empleo y crecimiento económico:
 - a) aumento en las construcciones;
 - b) cambio en los negocios (comercio, turismo, industria);
 - c) aumento en las oportunidades de empleo
2. Costos públicos fiscales:
 - a) aumento en los costos de los servicios públicos;
 - b) aumento en la recaudación de tasas e impuestos;
 - c) aumento de los costos de control de contaminación , resarcimiento de daños
3. Uso del suelo:
 - a) cambios en el planeamiento, en planes principales y distribución zonal;
 - b) cambios en el uso de edificios y otras construcciones;
 - c) cambios en el estándar de crecimiento (tipo, período de tiempo)
4. Salud pública:

- a) impactos asociados con la operación de sistema de control de contaminación y de residuos sólidos;
 - b) impactos asociados con la mejoría y tratamiento de agua;
 - c) impactos asociados con control de inundaciones, erosión, combate a vectores y con enfermedades de transmisión hídrica;
 - d) impactos asociados con accidentes en los componentes del proyecto
5. Aspectos visuales;
- a) conflicto sobre usos del suelo que interfieren en aspectos paisajísticos;
 - b) conflictos con la identidad visual;
 - c) destrucción de paisajes
6. Recursos históricos:
- a) cambios en el número, tipos, lugares y usos;
 - b) destrucción de parajes, de edificaciones y de monumentos históricos;
 - c) destrucción de monumentos de interés arqueológico
7. Poblaciones indígenas:
- a) cambios en el número y localización (relaciones);
 - b) pérdida de valores culturales y morales;
 - c) transmisión de enfermedades
8. Recreación:
- a) modificaciones en las oportunidades recreacionales;
 - b) modificaciones en la demanda recreacional.

Los impactos asociados a una estación de tratamiento de desagües sanitarios en Smithville (EUA) están indicados en la figura 1 que muestra los efectos indirectos de la implantación de una estación de tratamiento de desagües sanitarios:

1. aumento de costos para personas físicas y jurídicas;
2. aumento de la demanda de servicios públicos;
3. aumento de la demanda de empleos relacionados con la construcción de redes de desagües, terraplenes, interceptores, estación de tratamiento de desagües sanitarios;
4. reducción del valor de los terrenos e inmuebles alrededor de la estación.

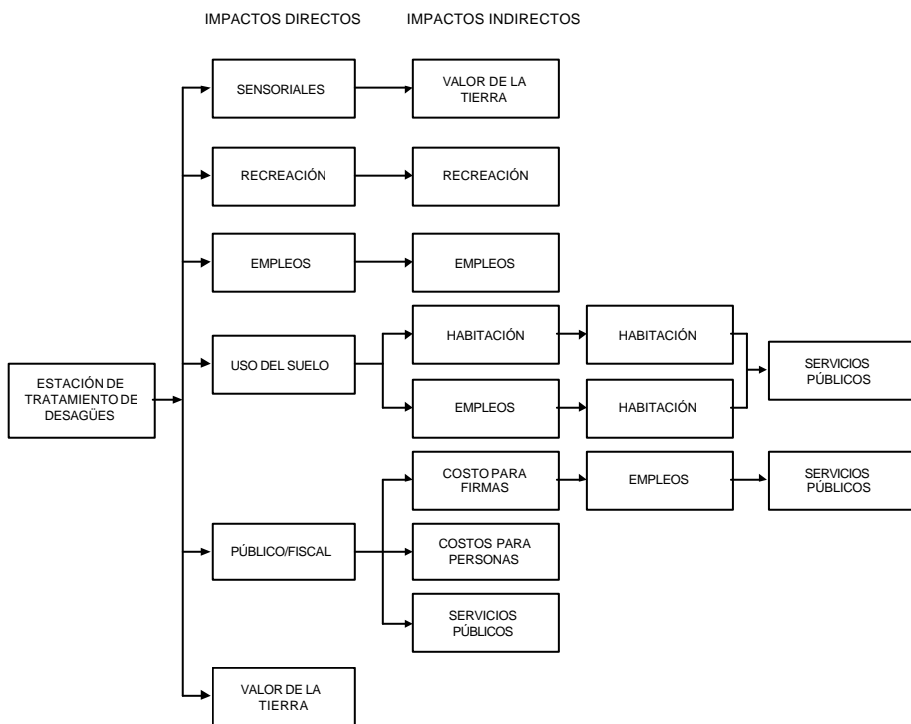


Figura 1– Impactos asociados a una estación de tratamiento de desagües, Mc Mahon (1982)

Evidentemente, podemos incluir en la figura 1 aspectos de salud pública como reducción del riesgo de contraer enfermedades de transmisión hídrica y, consecuentemente, mejoría de la salud de la población, aumento de las posibilidades de usos múltiples de cuerpos hídricos para recreación, irrigación, acuicultura, industria.

Efectos adversos sobre parajes históricos ocurren, según el “Council of Environmental Quality” de los EUA (CEQ, 1980), cuando hay:

1. destrucción o modificación total o de parte del paraje;
2. aislamiento o modificación total o de parte del paraje;
3. introducción de elementos visuales, auditivos o atmosféricos, que son extraños o que modifican el paraje;
4. transferencia o venta de propiedades del gobierno, sin que hayan sido tomadas providencias restrictivas, controlando la preservación, el mantenimiento o el uso;
5. abandono del paraje, llevando a su deterioro o destrucción.

Es necesario que en la evaluación de un EIA/RIMA, por el órgano ambiental competente, se verifique la existencia o no de parajes históricos, su localización y el riesgo de que ocurran algunos de los procesos arriba indicados.

Muchos trabajos sobre indicadores sociales han señalado la necesidad de desarrollar otros estudios sobre las aspiraciones, prioridades y actitudes de las poblaciones. Eso llevó a varios autores a proponer la organización de indicadores sociales subjetivos llevándose en cuenta, específicamente, la medición de la calidad de vida de sus componentes (Stagner 1970; Campbell y Converse, 1972). Varias son las ventajas de ese abordaje, que puede ser usado como una alternativa o como un suplemento a estadísticas convencionales. Informaciones subjetivas pueden minimizar problemas de comprensión, ambigüedad y suma de informaciones (Knox, 1976). Por otro lado, permite una evaluación más rigurosa del bienestar social a ser alcanzado (Campbell, 1972). Puede ser también un valioso instrumento en la evaluación de los efectos sociales de un determinado emprendimiento.

El sentimiento de bienestar puede ser evaluado por una variedad de técnicas psicométricas. Una de ellas es la denominada escala de autopromoción social, que es utilizada para obtenerse medidas de satisfacción sobre la vida o sobre un determinado aspecto de la misma, como condiciones de residencia, recreación, empleo, vecindad, otros. Permite también, evaluar las actividades de la comunidad en relación a problemas locales y regionales (Knox, 1976).

Un ejemplo de abordaje muy simple de nivel de satisfacción de una comunidad, en relación a un determinado proyecto, puede ser el siguiente:

1. Efectuar una investigación en la comunidad, a fin de verificar su satisfacción en relación a su vida actual, de modo general, sin un determinado proyecto. El nivel de satisfacción sería abordado en una escala de 0 a 10 (desde absoluta insatisfacción, hasta total satisfacción). Verificar, también, como era ese sentimiento hace cinco años atrás y como sería después de la implantación de un determinado proyecto.
2. Colocar los resultados obtenidos en un cuadro como el siguiente:

Cuadro 2 – Satisfacción Global con la Vida Actual

NIVEL DE SATISFACCIÓN	PASADO		PRESENTE		FUTURO	
	CIUDAD A	CIUDAD B	CIUDAD A	CIUDAD B	CIUDAD A	CIUDAD B
	%	%	%	%	%	%
0						
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
X	a1	a2	b1	b2	c1	c2

3. El análisis de los resultados del cuadro 2 permitirá evaluar la tendencia de satisfacción de las comunidades, o sea, cuando esta satisfacción está aumentando o no y cuando, en el futuro (con el proyecto implantado), aumentará o disminuirá.

4. A través de un teste estadístico, se puede evaluar el significado de los resultados obtenidos.

Knox (1976), sugiere la realización de una evaluación sobre determinados aspectos de la vida. El procedimiento analítico sería el mismo del caso anterior considerándose, pues, situaciones como:

1. servicios de ómnibus;
2. servicios de salud;
3. facilidades educacionales;
4. condiciones de viviendas;
5. diversiones;
6. oportunidades de empleo.

La figura 2 presenta una modificación del modelo de Olsen y Merwin (1977) de evaluación general de impactos sociales. Ese modelo presenta varios factores de entrada ("inputs") y torna posible la previsión de impactos sociales y la recomendación de estrategias de planeamiento y de gerenciamiento ("outputs").

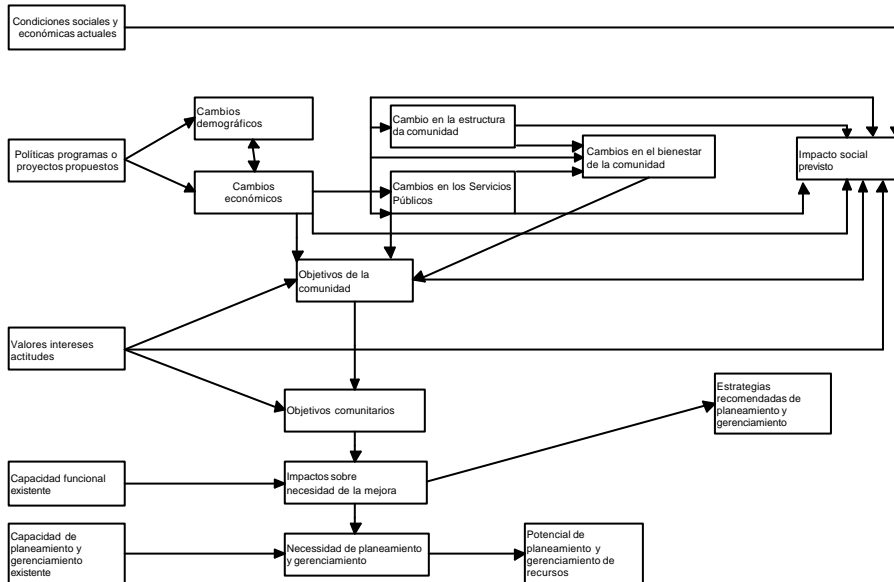


Figura 2 – Modelo de Evaluación General de Impactos Sociales, Olsen y Merwin (1977)

Una cuestión importante es que, con un método sencillo como éste, se pueden comparar los efectos de un proyecto sobre dos o más comunidades alcanzadas. El éxito del diagnóstico de percepción que evalúa, entre otras cosas, el bienestar y el grado de satisfacción presupone que la población haya sido correcta y ampliamente informada sobre el proyecto en cuestión. La percepción sobre la calidad de vida puede depender mucho de circunstancias inmediatas, o sea, de eventos sin importancia, tanto para el futuro como para la propia comunidad actual, pero que pueden influir sobre las actitudes de la comunidad frente a sus respuestas (Knox, 1976).

Otra cuestión es la propia concepción de la palabra satisfacción. Abrahms (1973) indica que diferentes personas pueden tener diferentes concepciones sobre satisfacción y eso puede interferir en las respuestas sobre las cuestiones formuladas. Además de la evaluación de forma global sobre la comunidad, la alternativa podrá ser la evaluación por categoría: social, económica, cultural u otra.

ANÁLISIS DE COSTO-BENEFICIO Y LA INCERTIDUMBRE EXISTENTE EN LOS PROYECTOS DE DESARROLLO

Cuando tenemos varias alternativas de un proyecto y las analizamos para encontrar la menos impactante estamos, en realidad, haciendo análisis de costo-beneficio, o sea, cuál de las alternativas redundará en mayor beneficio para la sociedad, con menores daños y con menores costos ambientales.

Toda industria, por ejemplo, produce lucros para sus propietarios; empleos; materiales para otras industrias y productos para el uso por la población. En fin, produce toda una serie de beneficios, aunque pueda potencialmente provocar impactos en los ecosistemas y también causar efectos sociales sobre la salud pública. Se debe comparar sensatamente esos costos y beneficios, de modo técnico-científico, para decidir sobre la aprobación o no de un proyecto industrial. Básicamente, se debe evaluar el beneficio social del proyecto y la mejoría social que éste causará. Evidentemente, la cuestión ecológica es uno de los componentes de esa evaluación.

El análisis de costo-beneficio no se aplica apenas a proyectos todavía no existentes, sino también, a la ampliación de aquéllos que ya existen. En este sentido, permite, por ejemplo, identificar el tamaño óptimo de la ampliación. Los economistas dicen que el valor de un determinado objeto es determinado por lo que estamos dispuestos a pagar por él. Ese valor es compuesto de varios costos: materiales, energía, mano de obra, impuestos. Nunca se considera en el mismo el costo ambiental de su fabricación, en cuanto a polución o destrucción de recursos naturales. En realidad, el costo total de un producto debería ser el costo material del mismo más el costo ambiental originado por su producción. Y es exactamente ese costo ambiental que el EIA va a analizar.

Si el costo ambiental de la producción de aquel proyecto fuese socialmente tolerable y aceptable por la comunidad, éste redundaría en beneficio de la misma. Si no lo fuese, aquel proyecto acarrearía impactos que representan daños ambientales intolerables a la sociedad. Así, lo que debemos hacer es una evaluación del beneficio final producido por un proyecto menos su costo, incluyendo la cuestión ambiental. La figura 3 ilustra bien esto. En la

abscisa colocamos la cantidad de material producido y en la ordenada el costo por unidad de volumen. La curva A muestra un abordaje de rutina; ya la curva B muestra el abordaje considerándose los costos ambientales de la producción de aquel material.

El costo real o social del producto es indicado por la curva B, en tanto que el costo monetario es indicado por la curva A. La diferencia entre las dos curvas, indicada por el segmento $a' - b'$ es el costo ambiental del producto que, generalmente, no es incorporado al costo monetario, pero que existe efectivamente.

Los economistas denominan el costo indicado por la curva A de costo interno. Si a él le adicionamos los costos debidos a los daños ambientales, ocasionados por la fabricación de aquel producto, o sea, sus costos externos, tendremos la curva B que representa el costo social del producto, cómo:

$$\text{Costo Social} = \text{Costo Externo} + \text{Costo Interno}$$

Una cuestión compleja, pero muy importante, es cómo traducir en valor monetario el valor de una especie, de una comunidad natural, de un ecosistema, de un paisaje, de una ruina histórica o de un estuario. Muchas veces, cuando intentamos defender una foresta estamos defendiendo no apenas los árboles que podemos ver sin gran dificultad, sino también innumerables especies animales que no vemos, pero que viven en la misma. Ese fenómeno es lo que los economistas llaman de demanda de opciones, o sea, nuestro deseo de disponer de opciones de aquellas especies, de aquellos ecosistemas. Este concepto es muy importante en la evaluación de las relaciones de un proyecto con el medio ambiente.

El costo para la obtención de datos confiables y apropiados para la realización del EIA podrá ser muy alto. Por eso, hay la necesidad de verificar cuidadosamente qué informaciones deberán ser obtenidas, a través de una evaluación de costos-beneficios. Se debe establecer, en un primer momento, una relación de informaciones deseables y, a continuación, disminuir esa lista estrictamente a aquéllas que contribuirán efectivamente al EIA.

Sería importante poder estimar el costo, consecuencia de la incertidumbre (de los riesgos, por ejemplo), y así intentar minimizarlo con el desarrollo de estudios básicos. Eso lleva a la necesidad de que los órganos de control ambiental evalúen, periódicamente, los avances (sean nacionales o internacionales) sobre las incertidumbres identificadas en los proyectos que analizaron. Es el caso, por ejemplo, de la deposición de material en el océano, resultante del drenaje en áreas portuarias y otros.

Como destacan Malek y Phillips (1989), aunque se pueda conocer subcomponentes de un sistema complejo, el efecto global sobre aquellos sistemas puede ser todavía poco conocido. En el caso de sedimentos contaminados, sabemos muy poco sobre la movilidad del contaminante, cuestión altamente variable y dependiente de las condiciones ambientales que, muchas veces, son desconocidas. ¿Un contaminante incorporado al sedimento de fondo representaría menos riesgo al ecosistema? Si esto fuese verdadero, ¿cuál sería el grado de reducción del riesgo provocado por aquel contaminante?

El análisis de costo-beneficio permitirá aliviar situaciones complejas reduciendo la dimensión del problema. Permitiría también, evitar que se opte por alternativas inferiores, más correctas y menos impactantes, que contengan menos incertidumbres ambientales.

Situaciones como la siguiente pueden presentarse: en áreas de alto interés ecológico y ricas en posibilidades de exploración biológica, la posible construcción o no, en una región en desarrollo, de una usina hidroeléctrica que consuma grandes volúmenes de agua, con emisión de grandes volúmenes de vapor de agua, de SO_2 y materias contaminantes. ¿Cuáles son las

relaciones costos-beneficios de la adopción de diferentes tecnologías que permitirán reducir el consumo de agua y la emisión de contaminantes?

El gobierno alega que es necesario producir más energía para apoyar las metas previstas de desarrollo urbano, agroindustrial e industrial de la región. Alega que obtuvo financiamiento en el exterior y que el proyecto producirá innumerables empleos. Los ambientalistas alegan que la región ya está saturada en lo tocante a polución atmosférica e hídrica; que la demanda de agua no puede expandirse pues el nivel de consumo actual ya es altamente preocupante; que hay alternativas menos nocivas para producción de energía eléctrica; que los ambientes ecológicamente significativos tienen que ser preservados a cualquier precio.

¿Cómo conciliar esas posiciones altamente conflictivas? ¿Qué decisiones deberemos tomar? ¿Cómo podremos evaluar las consecuencias de las decisiones que iremos a adoptar? El análisis de costo-beneficio es un poderoso instrumento que, incorporado adecuadamente al EIA, nos permitirá llegar a las alternativas y a las decisiones correctas.

Para profundizarse en la evaluación de costos-beneficios, recomendamos la consulta, entre otros, de Dasgupta y Pearce (1972), Mishan (1972), Little y Mirrlees (1974), Bertier y Montgolfier (1978), Krutilla y Fischer (1975), Henry (1974) y Bohn (1974). Una buena síntesis de la aplicación de la evaluación de costo-beneficio al EIA es la de Agüero (1977).

Para aplicar la evaluación de costo-beneficio a un proyecto debemos organizar, inicialmente, dos relaciones:

1. cuáles son los costos del proyecto (recursos financieros, pérdidas económicas, ambientales, sociales, turísticas);
2. cuáles son los beneficios del proyecto (impuestos, tasas, empleos, salarios, asistencia social, bienes de consumo, materia prima, energía).

Conocidos todos los datos mencionados se podrá calcular la relación costo-beneficio a través del indicador α , o sea:

$$a = \mathbf{B/C} \quad (\text{B=beneficio; C= costo})$$

Como podemos tener varios beneficios y varios costos y hay necesidad de actualizarlos a lo largo del año, tendremos:

r = tasa de actualización de los valores de costo y de beneficio

Cuanto mayor sea el valor de α , mayor será el beneficio generado por el proyecto. Valores menores que 1, significan que el proyecto generará costos (desventajas). Aplicándose el método llegamos a dos alternativas, la más adecuada será la que presente un valor α más elevado.

Lo importante es que en la evaluación de los costos se incluyan tanto daños ecológicos, como costos sociales, pérdidas de usos. Lo que nos lleva a la dificultad de atribuir un valor económico a las especies animales o vegetales, a la comunidad, a la ecología, al paisaje.

$$a = \sum \frac{1}{(1+r)^i} \cdot \frac{Bi}{\sum 1(1+r)^i Ci}$$

Según Orea (1978), son factores de reducción del valor: la degradación, la monotonía, la escasez, la reversibilidad, la ausencia o la escasez de endemismo, la falta de atracción, otros. Y, por otro lado, factores de aumento del valor, la integridad, la diversidad, la complejidad, la estabilidad, la rareza, la fragilidad, la irreversibilidad, la presencia de endemismo y atracción. Estos factores deben ser considerados en la relación costo-beneficio. Las observaciones anteriores nos llevan a considerar el impacto ambiental como un cambio de valor de uno o más elementos del medio ambiente, o sea, como pérdida o ganancia en el valor de los recursos del medio ambiente.

Podemos establecer un vector de impactos mediante la expresión:

o sea, el impacto del uso u sobre la variable ambiental k es igual a la diferencia entre el valor final después del uso (vf) y el valor inicial (vik) antes del uso de aquella variable. Por variable k , entendemos una propiedad física, química o biológica (una especie biológica, una comunidad, un ecosistema). Cada variable reacciona de modo distinto a un mismo uso. Puede ocurrir, también,

que una determinada variable sufra riesgos. Habiendo necesidad de que sean integrados para evaluar el efecto global de los mismos.

Cuando el valor de la expresión anterior sea positivo, el impacto final será benéfico. Cuando sea negativo, él será perjudicial, indeseable, aunque en

$$luk = vf - vik$$

función del valor del mismo pueda después ser aceptado por la comunidad y en el total represente beneficios. Evidentemente, la aceptabilidad o no de un impacto es función de la calidad del recurso y de la variable a ser impactada.

Para evaluarse la calidad de las variables ambientales tenemos que considerar varios aspectos (Orea, 1978):

1. valor natural – que es una función del grado de conservación del ecosistema, de un aspecto geológico, paisajístico, de un depósito fosilífero, etc.;
2. valor de la productividad – tanto ecológica o natural como antrópica, o sea, agrícola, forestal, de una crianza de animales, etc.
3. valores perceptivos culturales;
4. valores relacionados a aspectos críticos, como: vulnerabilidad a la polución; capacidad dispersiva atmosférica; erosión, recursos de los acuíferos; sensibilidad al fuego.

Es posible, considerándose los aspectos indicados, establecer un valor relativo para cada recurso ambiental y un valor ambiental global para el ecosistema que los contiene. Tenemos que considerar, tanto recursos que pueden ser apreciados objetivamente (vulnerabilidad a la polución), como recursos que son apreciados subjetivamente (paisaje aspectos geomorfológicos) y, también, recursos que tenemos dificultad de colocar en una u otra de las categorías, como el valor ecológico de una especie.

Puede ocurrir todavía otra situación: la existencia de recursos que potencialmente pueden ser evaluados pero que, por cuestiones como falta de información, recursos monetarios y de tiempo para un estudio, no pueden

ser contemplados (Orea, 1978). En ese caso, los recursos tendrán que ser evaluados de forma empírica, subjetiva (Amir, 1976 y Weddle, 1973).

Entre los modos de reducir la incertidumbre en los proyectos de desarrollo, está la implantación de zonas ambientales. Como señala Grinover (1989), la combinación de técnicas cartográficas con los análisis económicos y de impactos ambientales permite seleccionar las alternativas de uso ecológico, social y económico más convenientes. Algunas matrices permiten evaluar tanto los conflictos de uso, como los grupos sociales afectados. Ese procedimiento permite armonizar usos competitivos con espacios o recursos y, eventualmente, los intereses sociales contenidos en ellos.

Ese abordaje proporciona un tipo de demarcación ambiental con las siguientes características:

1. zonas críticas que se aproximan a la irreversibilidad caracterizadas, principalmente, por cambios físicos tales como erosión o inundaciones. No deben recibir proyectos de desarrollo sin un cuidadoso análisis;
2. zonas únicas que contienen ejemplos importantes de vida salvaje, de fauna y flora, o de culturas locales. No deben recibir proyectos de desarrollo sin un cuidadoso análisis;
3. zonas de uso múltiple, donde debe ser mantenida la vegetación permanente en las vertientes, manantiales y zonas propias para la producción de alimentos, pesca y turismo;
4. zonas sin presiones actuales para uso intensivo pero con gran potencial para uso futuro;
5. zonas con alto potencial agroforestal, donde los impactos de los usos pueden ser controlados.

Lo importante es identificar y analizar los conflictos potenciales, entre la vocación natural de una determinada unidad ambiental y sus usos, para llegar a las recomendaciones. De poco sirve tener un desarrollo equilibrado, preservando el medio ambiente, si es para beneficiar apenas a una pequeña

parte de la población. El desarrollo solamente existe cuando hay equilibrio, cuando el aspecto ambiental, social y el crecimiento de la economía están integrados (Grinover,1989).

La estrategia para alcanzar un desarrollo sustentado exige la introducción de consideraciones ambientales, tales como los factores ecológicos, económicos y sociales en niveles regionales y locales en la fase de planeamiento (Tundisi,1990).

Tres cuestiones fundamentales deben ser consideradas en el planeamiento de esa estrategia (Leal, 1989):

- a – recuperación de ambientes degradados y de ecosistemas deteriorados;
- b – evaluación y pronóstico de futuros impactos ambientales;
- c – uso potencial y establecimiento de alternativas para la explotación apropiada de recursos naturales, basados en realidades locales y regionales.

Esas consideraciones muestran la importancia de la identificación y previsión de los efectos indeseables de un proyecto, durante la fase de su planeamiento, de modo que pueda tornarse posible la selección tanto de alternativas de ubicación como la implantación de modificaciones tecnológicas en tiempo hábil, a fin de evitarse los impactos ambientales adversos.

Todo desarrollo puede ser caracterizado por cuatro dimensiones: espacial, cuantitativa, cualitativa y temporal (Kozlowski, 1989). La existencia de esas dimensiones lleva a la necesidad de una integración correcta de la dimensión ecológica en el planeamiento; a conocer la existencia de costos ecológicos originados por un proyecto de desarrollo (degradación de calidad del ambiente, pérdida de especies) y, también, de costos estéticos (con pérdida de bellezas naturales). Cualquiera de esos costos, según aquel autor, puede llevar a la discontinuidad en el proceso de desarrollo. Los costos existen cuando el desarrollo de una determinada área, en un determinado momento, se reduce o hay insuficiencia o ausencia de recursos naturales para soportar aquella actividad o, entonces, cuando existen efectos que pueden provocar daños al balance ecológico.

Gracias a los trabajos de Kozlowski (1986), la conceptualización de límites, en el planeamiento, llevó al desarrollo de una metodología conocida como UTE – “Ultimate Environmental Threshold”, o sea, LAF – Límite Ambiental Final. La ausencia del LAF es la consideración de que hay siempre umbrales ambientales que no pueden ser sobrepasados por acciones antrópicas, con riesgos de provocar daños irreversibles al ecosistema, al paisaje, al bienestar público. Esos umbrales, indican los límites finales de posibles localizaciones, niveles, calidad y tasa de desarrollo en una de las actividades.

El LAF puede ser definido como el límite de alteración que un determinado sistema no puede sobrepasar, a riesgo de tornarse incapaz de retornar a su condición original y a su equilibrio. Cuando ese límite es excedido como resultado de un determinado proyecto de desarrollo o de una actividad particular, se produce una cadena de reacciones, que acabarán en un daño irreversible para todo el ecosistema o para sus partes esenciales. Así, para cualquier proyecto de desarrollo, siempre podremos identificar cuatro tipos básicos de LAFs:

1. espacial (o territorial) – indicando el área en la cual una determinada actividad podrá ser implantada;
2. cuantitativo - indicando el nivel y la intensidad que podremos imprimir a una determinada actividad;
3. cualitativa – indicando el tipo de producto que puede ser obtenido;
4. temporal – indicando, tanto la tasa aceptable de desarrollo de la actividad, como el período de tiempo en que ella existirá.

El método LAF presupone que los umbrales definan la capacidad final de soporte ambiental a un determinado proyecto. La confrontación entre las amenazas potenciales al equilibrio ambiental, contenidas en el proyecto, y la preservación de la calidad de los elementos ambientales será expresada en grados de transformación y resistencia de aquellos elementos.

El método de los LAFs intenta, según Kozlowski (1989), proveer una base ecológica a la formulación de políticas de desarrollo; la producción de propuestas de desarrollo con base en su localización, escala, tipo y

oportunidad temporal; el establecimiento de usos apropiados de los ecosistemas y establecimientos de prioridad; la adopción de abordajes interdisciplinarios y, finalmente, la prevención de impactos indeseables.

Los LAFs han sido aplicados con buenos resultados en áreas ambientales protegidas (reservas, parques nacionales) y en actividades turísticas. Comprenden tres etapas básicas:

1. montaje del trabajo: discusión de los objetivos, demandas, necesidades, informaciones necesarias;
2. definición del problema: identificación de los umbrales ambientales, de los recursos naturales y de las actividades existentes como también de aquéllas que se quieran implantar;
3. identificación de los LAFs: definición de los umbrales especiales, cuantitativos, cualitativos y temporales y de la capacidad ambiental resultante.

Ejemplos de aplicación de los LAFs en parques nacionales, arrecifes de coral y forestas pueden ser obtenidos en los trabajos de Kozlowski (1986) y de Rosier et al., (1986). Ejercicios de aplicación pueden ser encontrados en Kozlowski (1989).

Las ventajas señaladas por Kozlowski (1989), de los LAFs sobre los EIA convencionales, residen en su menor costo. Considera que el EIA es anticipatorio por naturaleza, pero también parcialmente reactivo, mientras que el LAF es totalmente proactivo. En tanto el objetivo del EIA es identificar y reducir los impactos ambientales de un proyecto, el LAF trata de establecer el escenario, dentro del cual un proyecto puede ser formulado e implantado.

Así como el EIA es dirigido a los responsables por el proyecto, al público y a las autoridades ambientales, el LAF intenta, esencialmente, ser un elemento integral del proceso de planeamiento. El EIA está primariamente ligado con las decisiones finales y con el modo como un proyecto debe ser implantado. El LAF, por otro lado, procura orientar la estructuración de toda una variedad de proyectos.

Otra diferencia fundamental entre el EIA y el LAF es que, mientras que en el primero hay necesidad de monitoreo, en el segundo él es sustituido por la evaluación de alternativa de opciones, antes de tomarse las decisiones iniciales que orientarán el proyecto.

Hay varias afinidades conceptuales entre el EIA y el LAF. Ambos procuran soluciones para los mismos problemas, pero en diferentes prácticas del proceso de decisión. Por otro lado, la identificación en el EIA de especies ecológicamente importantes, así como de aspectos críticos de la estructura y función de un determinado ecosistema, está muy próxima al análisis de singularidad en el LAF. Ambos sufren la falta de conocimiento sobre muchos ecosistemas. El EIA precisa de esa información para definir medidas mitigadoras, ya el LAF necesita de las mismas para establecer una formulación preventiva ecológica, sobre determinados aspectos del proyecto que puedan causar daños ambientales (Kozlowski, 1989).

POLÍTICAS DE DESARROLLO: DEMARCACIÓN DE ZONAS AMBIENTALES, LOCALIZACIÓN Y ALTERNATIVA DEL PROYECTO

Uno de los principales aspectos que se considera en un EIA es la evaluación de las alternativas del proyecto. Esa evaluación es exigida por el art 5º, I de la Resolución 001/86 del CONAMA. Entre esas alternativas, se debe considerar las consecuencias de continuar sin el proyecto (no acción), desde el punto de vista ambiental, social y económico. En realidad, no son apenas las alternativas de ubicación que deben ser consideradas, sino todas las posibles, como tecnológicas, procesos, deposición final de residuos, tratamiento de fluidos, fuentes de energía, otros. En Brasil, es todavía difícil encontrar en un EIA, la discusión de alternativas del lugar. Esas alternativas deben ser confrontadas con planes, políticas, sistemas de control existentes, uso de recursos naturales, potencialidades paisajísticas, culturales. Un aspecto importante es la sustitución de ecosistemas naturales por antrópicos o, de otra forma, la restauración de estos últimos después de su destrucción.

Según el "Council on Environmental Quality" de los EUA (CEQ, 1980), la agencia de control ambiental debe identificar las alternativas ambientales más favorables de un proyecto. La mejor de las alternativas será la que atiende mejor la política nacional ambiental.

Una buena alternativa es la menos impactante, la que presente menor riesgo, o sea, con una mejor probabilidad de ocurrencia de un cierto nivel de impacto (Whyte y Burton, 1980). Un método para evaluar esa alternativa es de la ECO (1977).

Para aplicarse el método de la ECO utilizaremos tres cuadros. El primero para determinar el peso a ser atribuido a cada variable. Tomamos, por ejemplo, 5 variables ambientales impactadas y una variable nominal, o sea, una que por definición no sufre impacto. Ella es incluida para evitar que se atribuya a cualquier variable impactada el valor cero, o sea, sin importancia relativa. Cada variable es comparada, par a par, con todas las demás para determinarse cuál de ellas es la más importante para el área estudiada. La variables de cada par que fuese considerada la más importante recibirá el valor 1; la otra recibirá un cero. Cuando no se puede tomar una decisión o cuando consideramos las dos variables con igual importancia, se atribuirá a cada una el valor de 0,5.

Es evidente que la atribución de valores a cada variable debe estar sólidamente, fundamentada en informaciones experimentales y en observaciones de casos reales. Además de eso, parece muy peligroso sobrepasar el valor obtenido de un determinado hábitat para otro que es vecino y semejante. Además, este método tendrá siempre un cierto nivel de subjetividad.

El cuadro 3, a continuación, representa los resultados de las comparaciones, entre cada par de variables. Se suman, horizontalmente, los valores de cada variable (columna de la suma). Se divide cada suma por la suma total de los valores obtenidos para cada variable (en el ejemplo del cuadro 3 es 15) para determinarse el coeficiente de importancia relativo (CIR), de cada variable. En nuestro ejemplo, la variable de mayor importancia relativa es la V_2 .

El total de la columna suma debe totalizar $\frac{N(N-1)}{2}$ donde N es el número de variables consideradas (incluyendo la nominal). En nuestro ejemplo, N=6 y el valor de la columna suma es 15. La suma de los valores de la columna CIR debe totalizar 1(uno) o un valor muy próximo a 1. La columna del cuadro

presenta el peso de cada variable. El de la variable nominal es cero, o sea, por definición ella no tiene prioridad. La secuencia de prioridad de las variables, de la mayor para la menor, es:

$$V_2 > V_1 \text{ y } V_4 > V_3 \text{ y } V_5$$

Cuadro 3– Atribución de los Valores de Importancia

Impactadas	Peso Relativo de las Variables										à	CIR						
	V1					V2				V3			V4		V5			
V1	0	1	0.5	1	1											3.5	0.23	
V2	1					1	1	1	1								5.0	0.33
V3		0				0			0	0.5	1						1.5	0.10
V4			0.5			0			1			1	1				3.5	0.23
V5				0			0			0.5		0		1			1.5	0.10
Nominal				0				0					0	0			0.0	0.0
Total																15.0	0.99	

El cuadro 3 es construido para comparar las alternativas (incluso la sin acción) de los impactos sobre la variable V_1 . Resta, simplemente, decidir cuál de las alternativas, tomadas dos a dos, tendrá menor impacto sobre aquélla. En cada par, la alternativa más favorable recibe el valor 1 y, la menos favorable, el valor cero.

Si las dos alternativas tienen un impacto similar, el valor de ambas será 0,5.

En el presente ejemplo podemos prevenir los impactos de las cinco alternativas sobre la variable V_1 de la siguiente forma (Cuadro 4):

Cuadro 4 – Comparación de las Alternativas

Alternativas	Impacto
A (inacción)	Benéfico
B	Benéfico
C	El más benéfico
D	Perjudicial

Las columnas verticales en el cuadro 5, representan los resultados de las comparaciones entre los pares de alternativas. Los valores atribuidos a cada alternativa son sumados y su resultado es el valor indicado en la columna suma. Cada uno de esos valores de la columna suma es dividido por la suma total de los valores de la columna suma (en este caso es 10), para determinar el coeficiente de selección de alternativa (CSA),

La alternativa mejor es aquella en que se obtuvo un valor mayor en la columna CSA, o sea, es la alternativa C. Lo mismo debe ser hecho para todas las variables consideradas en el Cuadro 5.

Cuadro 5 – Establecimiento de Escala para la Variable X

	Peso Relativo de las Variables								Σ	CSA	
	A			B			C				D
A	0.5	0	1							2.5	0.25
B	0.5			0	1	1				2.5	0.25
C		1		1			1	1		4.0	0.40
D					0		0		1	1.0	0.10
Nominal			0			0		0	0	0.0	0.00
TOTAL									10.0.	1.0	

Para seleccionar la alternativa menos impactante, sobre todas las variables, usamos el cuadro 6. En ella colocaremos los CIR de las cinco variables y los CSA de las cuatro alternativas. Los valores de esos dos coeficientes son multiplicados, par a par, obteniéndose, así, los resultados indicados bajo el título, “matriz final de coeficiente” (CIR y CSA). En la base del cuadro, el total indica la suma de cada columna de la matriz. Cuanto mayor sea el valor obtenido, menos impactante será la alternativa. En nuestro ejemplo, la alternativa mejor, menos impactante es A seguida de C y D, en igual nivel. La peor, la más impactante es la alternativa B.

Cuadro 6 – Selección de la Alternativa Menos Impactante

Variables	CIR	Alternativas				Matriz Final de Coeficientes (CIR x CSA)			
		A	B	C	D	A	B	C	D
V1	0.20	0.25	0.25	0.40	0.10	0.05	0.05	0.08	0.02
V2	0.40	0.33	0.00	0.17	0.50	0.13	0.00	0.07	0.20
V3	0.10	0.30	0.30	0.20	0.20	0.03	0.03	0.02	0.02
V4	0.20	0.30	0.30	0.30	0.30	0.06	0.06	0.06	0.02
V5	0.10	0.50	0.17	0.33	0.00	0.05	0.02	0.03	0.00
Total						0.32	0.16	0.26	0.26

Otro método para la evaluación de alternativas es el de Miner y Warrick (1975), quienes estudiaron los efectos de sistemas alternativos de refrigeración de reactores nucleares, sobre variables diversas. Esa evaluación es representada en el cuadro 7, modificado, de aquellos autores.

Cuadro 7 – Efectos de Sistemas Alternativos de Refrigeración de Reactores Nucleares sobre Variables Distintas

Efectos sobre Variables	SISTEMA DE REFRIGERACION				
	Torres usando agua de origen agrícola o municipal	Torres usando agua en el río	Torres usando agua costera	Torres en el local usando agua en el río	Lanzamiento de efluentes calientes en el mar.
Plancton y larvas de peces.	1	2	5	2	4
Pesca	1	2	2	2	2
Comunidad Bentónica	1	4	4	1	2
Ecología terrestre	4	4	4	1	1
Uso del suelo	5	5	5	5	1
Uso adicional de combustible	5	5	5	5	1
Pérdida de eficiencia del sistema	5	5	5	5	1
Equipamiento del sistema	3	3	3	1	1
Recursos naturales/ materiales	4	4	4	4	1
Agua dulce	1	1	1	5	1

1= Sin efecto

2= Efecto pequeño o insignificante

3= Efecto potencial que puede ser mitigado con algún gasto

4= Efecto potencial significativo, que puede ser mitigado con grandes gastos

5= Efecto potencial significativo que no puede ser mitigado.

Según Machado (1991), la demarcación ambiental es consecuencia del planeamiento. Un mal planeamiento lleva a una demarcación incorrecta e inadecuada.

El II PNDE – Plano Nacional de Desarrollo – intentó disciplinar la ocupación industrial de acuerdo con el potencial contaminante de las mismas; así como disciplinar la ampliación de industrias localizadas en áreas críticas de polución e incentivar la recolocación de industrias localizadas en áreas impropias. Machado (1991) discute la cuestión de la demarcación de zona ambiental según sus múltiples aspectos e, incluso, su relación con la seguridad nacional y con el derecho de propiedad. Discute, también, ampliamente, la cuestión de demarcación industrial en las áreas críticas de polución.

Presentamos a continuación, algunos métodos para EIA referentes a la localización de proyectos.

a) Metodología del “Washington County Planning Commission”

Una de las metodologías disponibles, para la identificación de alternativas para la localización de industrias, fue desarrollada por el “Washington County Industrial Development Agency” y publicada en el “County Industrial Sites, Commissioner’s Office, Washington County, Pennsylvania, 1971” (EUA).

La metodología utiliza un conjunto de factores y subfactores evaluativos y sistema de puntuación. En principio, la mejor alternativa es la de recibir la mayor puntuación. Se debe, además, evaluar la crítica de cada factor para una decisión final. Para eso se podría atribuir un peso a cada uno.

b) Metodología NERB/RALI

Utilizándose los conceptos de magnitud y de importancia podemos analizar, por ejemplo, alternativas de ubicación para un proyecto, como enseña la metodología NERB/RALI (1977). Así, por ejemplo, si quisiéramos saber la aceptabilidad de un lugar a la implantación de una industria de procesamiento de gas, podremos construir un cuadro semejante al cuadro 8, evaluando tres alternativas situacionales.

Cuadro 8 – Evaluación de Tres Alternativas de Ubicación

Factor de Impacto	Magnitud del Efecto (**)	Alternativas de Ubicación					
		Importancia del Factor para el área (***)					
		Local A		Local B		Local B	
		Peso	Valor	Peso	Valor	Peso	Valor
1-Oportunidades, lugares y empleo.	5	5	25	4	20	3	15
2-Impuestos, tasas, lugares, disponibilidad residencial	4	5	20	4	16	4	16
4-Sedimentación de tierras húmedas	3	-1	-3	-3	-9	-3	-9
5-Calidad del aire	2	N/A	-	N/A	-	-4	-8
	4	-4	-15	-2	-8	-1	-4
Valor de la aceptabilidad del lugar (*)		Total (*) 26		Total 25		Total 10	

(*) Valor de aceptación del lugar: $A=25-20+(-3)=-(-16)=26$

(**) Magnitud del efecto: 1= no significante; 5= muy significante

(***) Importancia del factor para el área: 5= altamente benéfico; -5= altamente adverso

El valor de la aceptación del lugar es calculado, multiplicándose la magnitud del efecto por la importancia del factor al área impactada y a continuación, sumándose los valores obtenidos para cada localidad.

b) Método de Evaluación de Distritos Industriales

La ley nº 5597 estableció normas y directrices para la demarcación industrial en el Estado de São Paulo, Brasil, tratando compatibilizar las actividades industriales con la protección ambiental. Para eso estableció un esquema de demarcación en zonas, o sea:

(ZEI) – 1. Zonas de uso estrictamente industrial para la instalación (además de otras), de industrias que puedan causar riesgos a la salud, al bienestar y a la seguridad de las poblaciones, hasta después de la aplicación de métodos adecuados de control y tratamiento de fluidos.

(ZUPI) – 2. Zonas de uso predominantemente industrial son aquéllas donde pueden ser instaladas industrias que, después del tratamiento de sus emisiones, todavía contengan factores nocivos, en relación a las demás actividades urbanas.

(ZUD) – 3. Zonas de uso diversificado – son aquéllas adonde pueden ser instaladas industrias, cuyo proceso productivo sea complementario a las actividades del medio urbano o rural en que se sitúan y sean compatibles independientemente de métodos especiales de control de la polución, no causando inconvenientes a la salud, al bienestar y seguridad de las poblaciones vecinas.

Cada una de esas zonas fue subdividida en dos o sea:

ZEI – I	ZUPI – I	ZUD – I
ZEI – II	ZUPI – II	ZUD – II

Según el artículo 5º de la ley nº 5597, para efecto de su ubicación en las diferentes categorías, las industrias serán clasificadas, conforme el grado de riesgo ambiental de su actividad, en los siguientes tipos:

I – I₁ – Industrias visualmente sin riesgo ambiental;

II – I₂ – Industrias de riesgo ambiental bajo;

III – I₃ - Industrias de riesgo ambiental moderado;

IV – I₄ - Industrias de riesgo ambiental alto;

V – I₅ - Industrias y polos petroquímicos, carboquímicos y cloroquímicos, usinas nucleares u otras fuentes no industriales, de gran impacto ambiental o de extrema peligrosidad.

La localización de esas industrias en las zonas industriales deberá obedecer a los siguientes criterios básicos:

1. ZEI – I – apenas I₅
2. ZEI – II – I₄, pudiendo también I₃ y I₂
3. ZUPI – I – I₃, pudiendo también I₂
4. ZUPI – II – I₂, pudiendo también I₂ y I₄
5. ZUD – I – I₂, pudiendo también I₁
6. ZUD – II – apenas I₁.

La ley 5597 considera riesgo ambiental (art. 6), a la posibilidad de ocurrencia de un efecto adverso con determinada gravedad y será graduado de acuerdo con los aspectos de peligrosidad, perniciosidad e incomodidad del impacto industrial, en el medio urbano y ambiental.

Cada uno de aquellos aspectos es subdividido en tres, o sea, grado elevado, medio y bajo (Art. 6º, 81º). Tenemos entonces:

a) Peligrosidad

Peligrosidad de grado elevado – riesgo de desastre ecológico o grandes impactos ambientales sobre una región (Industrias tipo I₃).

Peligrosidad de grado medio – grandes efectos no minimizables, hasta después de la aplicación de los métodos adecuados de control y tratamiento de fluidos (Industrias tipo I₄)

Peligrosidad de grado bajo – efectos minimizables por la aplicación de control y tratamiento de fluidos (Industrias tipo I₃)

b) Perniciosidad

Perniciosidad de grado elevado – vibración y ruidos fuera de los límites de la industria (Industria tipo I₃)

Perniciosidad de grado medio – exhalación de olores y material particular (Industrias tipo I₃)

Perniciosidad de grado bajo – en función de sus fluidos hídricos y atmosféricos (Industrias tipo I₂)

c) Incomodidad

Elevado grado de incomodidad – en razón del gran porte, lo que resulta en intenso movimiento de personal y tráfico (Industria tipo I₃)

Grado medio de incomodidad – movimiento tolerable de personal y tráfico, así como niveles tolerables de fluidos y ruidos (Industria tipo I₂)

Grado bajo de incomodidad – efectos inocuos, independientemente del porte compatible con otros usos urbanos (Industria tipo I₁)

El artículo 6º, 2º de la Ley 5597 determina que el riesgo ambiental, provocado por las industrias, también sea graduado en función de su duración y reversibilidad de los efectos producidos por sus fluidos y posibilidad de prevenir efectos adversos, por medio del uso de dispositivos instalables y verificables.

Además de eso, al art. 7º de aquella Ley, determina que las zonas de uso industrial, independientemente de su categoría, sean clasificadas en:

- I – no saturadas;
- II – en vías de saturación;
- III – saturadas

La Ley 5597 intenta, básicamente, definir las zonas industriales, basadas en su mayor o menor capacidad en recibir industrias, en aspectos varios, tales como, ambiental, infraestructura, servicios y otros. El abordaje utilizado objetivando la ubicación de las industrias deberá, necesariamente, seguir la metodología de la Evaluación de Impactos Ambientales, preconizada por la Resolución 001/86 del CONAMA. Eso es evidente en los siguientes aspectos de aquella Ley:

1. Para la definición de las zonas industriales deberá ser realizado el diagnóstico ambiental, que será preconizado en el art. 6º, I de la Resolución del CONAMA, calificando en función de la capacidad de las mismas, en recibir industrias;
2. La clasificación de las zonas en ZEI, ZUPI y ZUD es apenas un medio de evaluar su potencialidad en producir impactos, lo que se encuadra en el art. 6º, II de la Resolución;
3. La clasificación de las industrias en I₁, I₂, I₃, I₄ y I₅ a través de criterios de riesgo ambiental corresponde a una calificación de la probabilidad de ocurrencia de producirse un efecto, asociado a la magnitud del mismo, lo que también se encuadra en el ítem I del art. 6º;

4. La demarcación ambiental lleva a la ubicación de las industrias, con el objetivo producir los menores impactos posibles. Además de eso, medidas de protección como, cinturón verde, fajas de protección, se encuadran en art. 6º, ítem III de la Resolución (definición de las medidas mitigadoras de los impactos negativos).

Con base en esas consideraciones se utilizó un sistema de elaboración del EIA, a través de la metodología de disciplinamiento del uso y la ocupación del suelo lo que atiende simultáneamente a las dos legislaciones, debido a la compatibilidad existente entre las mismas.

La proposición está basada en dos aspectos:

1. Evaluación de la capacidad ambiental del área en absorber los efectos potenciales de los emprendimientos a ser instalados.
2. Evaluación de los impactos ambientales, producidos a partir de la identificación y calificación de las actividades industriales.

Entre las cuestiones más relevantes, a ser inmediatamente evaluadas, están:

1. Identificación de las actividades industriales, que pueden producir problemas ambientales, debido a la contaminación y a riesgos.
2. Identificar los posibles efectos sobre la dinámica poblacional y económica, incluso en términos de salud pública.

Todas las actividades industriales deben ser evaluadas en aspectos tales como:

1. área para su implantación;
2. mano de obra necesaria;
3. potencial contaminador;
4. infraestructura necesaria (comunicación, energía, seguridad, salud)

Para clasificar y evaluar industrias se utiliza:

1. Clasificación según el número de funcionarios en:

0 – 10 – pequeño - p

11 – 50 – medio - m

> 50 – grande - g

2. Clasificación según el área del terreno en:

0 – 200 m² – pequeño - p

201 – 700 m² – medio - m

700 m² – grande – g

3. Clasificación según el área construida en:

0 – 125 m² – pequeño - p

126 – 500 m² – medio - m

500 m² – grande – g

4. Evaluación del significado del tipo de polución del aire, suelo, agua y sonora y de los riesgos de materiales inflamables.

Para evaluar el significado de la contaminación de los dos diferentes espacios ambientales y el riesgo de materiales inflamables se utilizan criterios numéricos, a partir de los cuales los emprendimientos son clasificados en cuatro categorías, o sea: 0, 1, 2 y 3, teniendo en cuenta la extensión de los efectos en el medio físico y su importancia relativa en el contexto local y regional, donde éste será instalado. En esa clasificación, la categoría 2 no posee, cuantitativamente, el doble de efectos que la 1, ni la categoría 3, el triple que la 1. Lo que se desea, es que el significado de la 2 sea mayor que el de la 1, como lo demuestra el cuadro 9 a continuación:

Cuadro 9 - Significado de los Efectos

Categoría	Significados
0	No presenta efectos ambientales
1	Presenta pocos efectos; daños de pequeña cantidad
2	Presenta efectos medios, daños no considerables, ningún impacto en la dinámica urbana local
3	Presenta efectos e impactos significativos

Los cuadros siguientes presentan la clasificación de las formas de contaminación:

a) Contaminación del Aire

Olor:

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Percepción general en nivel local
2	Percepción en alrededores; intermitente: produce incomodidad
3	Percepción a distancia; rápida percepción en cantidad media

Particulados, polvo, humo:

Evaluación	Significado
0	Ausencia de quema de combustible y/ o cualquier tipo de polvos
1	Polvos locales resultantes del procesamiento; quema de combustibles gaseosos en grandes cantidades; quema de combustibles líquidos en pequeñas y medias cantidades.
2	Polvos que se alastran en el entorno de la industria; quema de combustible líquidos en grandes cantidades; quema de combustibles sólidos en pequeñas cantidades
3	Polvos que se esparcen a distancia; quema de combustibles sólidos en medias y grandes cantidades

Potencial de Toxicidad:

Evaluación	Significado
0	Ausencia de gases tóxicos
1	Presencia de agentes tóxicos, en pequeñísimas cantidades y concentraciones
2	Presencia de agentes tóxicos, provenientes de procesos intermitentes; pequeñas cantidades y concentraciones
3	Cantidades y concentraciones medias y grandes de agentes tóxicos de cualquier naturaleza, procesos continuos

Gases de Combustión:

Evaluación	Significado
0	Ausencia de quema de combustible
1	Gases tóxicos provenientes de la quema de combustible en pequeñas cantidades
2	Gases tóxicos provenientes de la quema de cantidades medias de combustible
3	Gases provenientes de la quema de grandes cantidades de combustible

b) Energía**Ruidos:**

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Ruidos de baja densidad, molestias locales
2	Ruidos de intensidad suficiente para alcanzar la vecindad y causar molestias
3	Ruidos de intensidad suficiente para molestar los alrededores

Vibraciones:

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Poca y baja intensidad en nivel de percepción local
2	En nivel de percepción mediana en la periferia
3	En nivel de percepción alta en la periferia

c) Contaminación de las Aguas

Contaminación térmica:

Evaluación	Significado
0	Fluidos con temperatura abajo de 40° C
1	Fluidos con temperatura superiores a 40° C y volúmenes pequeños
2	Fluidos con temperatura superiores a 40° C y volúmenes medios
3	Fluidos con temperatura superiores a 40° C y volúmenes grandes

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO):

Evaluación	Significado
0	Ausencia de DBO
1	DBO desagüe sanitario y con pequeños volúmenes
2	DBO desagüe sanitario y con volúmenes medios
3	Mayor que el nivel de desagüe sanitario

Potencial de Toxicidad:

Evaluación	Significado
0	Ausencia de sustancias tóxicas
1	Con agentes tóxicos en pequeñas concentraciones
2	Con agentes tóxicos en medias concentraciones
3	Con agentes tóxicos en altas concentraciones

Color, Turbidez, Residuos Fluctuantes, Residuos Sedimentales:

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Color, Turbidez, Residuos Sedimentales en pequeños volúmenes
2	Color, Turbidez, Residuos Sedimentales en medios volúmenes
3	Color, Turbidez, Residuos Sedimentales en grandes volúmenes y/o con materiales fluctuantes.

d) Contaminación del Suelo**Residuos Sólidos Nocivos**

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Ausencia
2	Tiene característica de inflamabilidad, corrosividad, reactividad, toxicidad, patogenicidad en pequeñas proporciones
3	Tiene característica de inflamabilidad, corrosividad, reactividad, toxicidad, patogenicidad en grandes proporciones y producción constante

Residuos Sólidos No Nocivos

Evaluación	Significado
0	Cantidades insignificantes
1	Cantidades pequeñas, normales
2	Cantidades medias, similar a la basura doméstica
3	Grandes cantidades; similar a la basura doméstica

También para vectores (como en el caso de roedores), se propone una clasificación de su significado:

Vectores (roedores):

Evaluación	Significado
0	Ausencia
1	Crea condiciones al abrigo
2	Crea condiciones favorables al abrigo y alimentación
3	Es inductor de creadores

Con base en esos criterios, los emprendimientos pueden ser clasificados como muestra el cuadro 10.

Cuadro 11 – Directrices Ambientales

	Efecto Ambiental	Riesgo Ambiental	Nivel de Ocupación	Tasa de Ocupación	Recomendación
Incómodas	olor	12	1, 2, 3, 4		Mayor distancia posible de áreas urbanas
		13	3, 4		
		14	No permitido		
	ruido	12	1, 2, 3, 4	0,7	Mayor distancia posible de áreas urbanas
		13	3, 4	0,5	
		14	No permitido		
	tráfico	12	2, 3, 4	0,7	Patio de maniobras y circulación de vehículos
		13	2, 3, 4	0,4	
		14	2, 3, 4	0,3	
Nocivas	aire	12	2, 3, 4		
		13	2, 3, 4		
		14			
	agua	12		Instalación de red colectora de fluidos, tratamiento de los fluidos, lanzamiento de los efluentes	
		13			
		14	No permitido		
	suelo	12		Deposito sanitario y industrial	
		13			
		14	No permitido		
Peligrosas	energía	12	2, 3, 4	0,4	Localización lo más distante posible de áreas urbanas
		13	3, 4	0,4	
	14	No permitido			

BIBLIOGRAFÍA

- ABRAHAMS, M.,** *Subjective Social Indicators Trends.* 4: 35 - 50. 1973.
- AGUERO, J.L.S.G.,** *Evaluación Económica del Impacto Ambiental.* Cuad. CBCA. Madrid, 1977.
- AMIR, S.,** *Local Environmental Sensitivity Analysis (LESA).* Landscape Planning, 2 (4): 229 – 241. 1976
- BERTIER, P. & MONTGOLFIER, J. de,** *Approche Multicritère des Problemes de Décision.* Paris, Hommes et Technigues, 1978.

- BOHN, P.,.** *Social Efficiency*. London, Macmillan, 1974.
- CAMPBELL, A.,.** *Aspiration, Satisfaction and Fulfillment*. In: Campbell, A. & Converse, P. (Eds), New York. . *The Human Meaning of Social Change*, Russel Sage, pgs. 441 - 466. 1972.
- CAMPBELL, A. & CONVERSE, P.** (Eds), *The Human Meaning of Social Change*. New York, Russel Sage. 1972.
- CEQ.** *Biological Evaluation of Environmental*. Biological Service Program. Council on Environmental Quality. FWS/OBS- 80/26, 1980.
- DASGUPTA, A.K.. & PEARCE, D.W.,** *Cost Benefit Analysis: Theory and Practice*. London. The Macmillan Press. 1972.
- DIAS, E.G.C.S.; SÁNCHEZ, L.H.** *A participação pública versus os procedimentos burocráticos no processo de avaliação de impactos ambientais de uma pedreira*. Revista de Administração Pública, v. 33 (4), 81-91, 1999.
- ECO.** *Water Resources Assessment Methodology- impact assessment and alternative evaluation*. Tech. Rep. Y.77, U.S. army, pg 22-25.1977.
- EIA CENTRE (1995)** *Consultation and public participation within EIA*. EIA Leaflet Series. Leaflet 10.
- GREEN, P.E.,.** *Mathematical Tolls for Applied Multivariate Analysis*. New York, Academic Press. 1976.
- GRINOVER, L.,.** *O Planejamento Físico-Territorial e a Dimensão Ambiental*. Cad. FUNDAP, São Paulo. 9 (16): 25 - 32. 1989.
- HENRY, C.,.** *Investment Decisions under Uncertainty: the "irreversible effect"*. Am. Econ. Ver. 64, 1006. 1974.
- KNOX, P.L.,** *Social Well-Being and North Sea Oil: An Application of Subjective Social Indicators*. Regional Studies, 10: 423 – 432, 1976.
- KOZLOWSKI, J., a)** *Threshold Approach in Urban, regional and Environmental Planning*. University of Queensland Press. London. 1986.

b) *Integrating Ecological Thinking into the Planning Process. A Comparison of the EUA and the UET Concepts.* WZB – Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. FS II 89 – 404. 40 pg.1989.

KRUTTLA, J.V., & FISCHER, A.C. *The Economics of Natural Environments.* Baltimore John Hopkins Univ. Press. 1975.

LEAL, J. *A Gestão do Meio Ambiente na América Latina: problemas e possibilidades.* Cad. FUNDAP, 16:7 – 141,989.

LITTLE, I.M.D. & MIRRLIES, J.A., *Project Appraisal and Planning for Developing Countries.* London, Heinemann Educational Books. 1974.

MACHADO, P.A.L. *Direito Ambiental Brasileiro.* 3ª Ed. São Paulo, Revista dos Tribunais, 595 pgs. 1991.

MALEK, J. & PHILLIPS, K *Managing Uncertainty in the Aquatic Environment Oceans.* Mar Tech. Soc., Vol. 2, pg. 457 – 460, IEEE Publ. 89 CH 2780-5, 1989.

MCMAHON, R.F., *Socioeconomic Impacts of Water. Quality Strategics.* Project Summary, EPA – 1600/S 5 – 82 – 001 Cincinnati, OH. 1982.

MINER, R. MR & WARRICK, J. W. *Environmental Effects of Cooling System Alternatives at Inland and Coastal Sites.* Nucl. Technol.,25:640-650,1975.

MISHAN, E.J., *Cost-Benefit Analysis: an Informal Introduction.* London. George Allen and Unwin. 1972.

OLSEN, M.E. & MERWIN, D.S., *Toward a Methodology for Conducting Social Impact Assessment Using Quality of Social Life Indicators.* Pg. 43 – 63. In: Finsterbusch, K. e Wolf, C.P. (Eds.) *Methodology of Social Impact Assessment.* Stroudsburg. Hutchinson Ross. 1977.

OREA, D.G. *El Medio Físico y la Planificación.* 2 vol. Madrid. Cuadernos CIFCA. 1978.

ROSIER, J., HILL, G. & KOZLOWSKI, J., *Environmental Limitations.* Journ. Environmental Mgmt. 223: 59 – 73. 1986.

- STAGNER, R.,.** *Perceptions, Aspirations, Frustrations and Satisfactions: an approach to urban indicator.* Ekistics, 30: 197 – 199. 1970.
- SUCOV, E.W. & LIANG, C.K.,.** A Methodology for Evaluating Community Acceptance of Power Plants. Nuclear Technology 25: 714 – 721. 1975.
- TUNDISI, J.G.,.** *Ecology and Development: Perspectives for a Better Society.* Physol Ecol, Japan. 27 (Special Number): 93 – 130. 1990.
- UNEP(1996)** *Environmental Impact Assessment Training Resource Manual.* Disponível em: www.ea.gov.au/assessments/eianet/unepmanual/manual/index.html. Acesso em: 30 abril 2007.
- DDLE, A.E.,.** *Applied Analysis and Evaluation Techniques.* In: D. Love-Joy (Ed) Land use and landscape planning. Bath Leonard Kill Books The Pergamon Press. 1973.
- WEBLER, T.; KASTENHOLZ, H; RENN, O.** *Public participation in impact assessment: a social learning perspective.* Environmental Impact Assessment Review, v. 15, 443-463, 1995.
- WHYTE, A. V. & BURTON, I.** *Environmental Risk Assessment.* SCOPE, New York, Wiley.1980.

EVALUACIÓN ECONÓMICA DE LOS RECURSOS Y DAÑOS AMBIENTALES

.....

TEORÍA ECONÓMICA DEL MEDIO AMBIENTE

TEORÍAS DE LAS CIENCIAS ECONÓMICAS Y DEL AMBIENTE

La utilización del concepto de ambiente, en un sentido amplio, solamente puede ser hecha a través de un análisis interdisciplinario. Sin embargo, la teoría global, que posibilita analizar todas las interacciones de los fenómenos del ambiente, todavía no se encuentra plenamente desarrollada.

Ante la falta de una teoría global son empleados abordajes económicos ecológicos que, aunque no sean totalmente adecuados, permiten la realización de aplicaciones prácticas bastante útiles en el tema.

De acuerdo con el pensamiento de la Ciencia Económica, los recursos naturales, englobando materiales y energía, aliados al trabajo y al capital para producir los bienes y servicios demandados por el mercado, desaparecen en el consumo o en la inversión. Esto constituye lo que se denomina Círculo Económico Restringido o Tradicional.

La forma y extensión, de la influencia que un proceso de producción o de consumo puede ejercer sobre otros, fueron tradicionalmente relegadas a un segundo plano y usualmente consideradas individualmente, sin que se intente verificar y dar valor al conjunto de las externalidades de las actividades de producción y de consumo de la humanidad.

En la moderna Economía Neoclásica del bienestar, el concepto de economía externa es usado para tratar las cuestiones de los costos sociales. Un segundo concepto, también reciente e importante, es el de bienes colectivos o bienes públicos.

En una economía externa surge siempre que la producción o consumo de un bien tiene efectos paralelos sobre los consumidores o productores involucrados, efectos éstos que no son totalmente reflejados en los precios de mercado. En este concepto están presentes tres elementos fundamentales: el comportamiento de una empresa (o individuo) puede modificar la ganancia (o utilidad) del (de los) otro (s); los efectos del comportamiento de una empresa (o individuo) sobre los otros no deben ser objetos, deben constituir subproductos involuntarios y accidentales de las otras actividades.

En lo que se refiere a bien público la calidad del ambiente depende en fuerte proporción de las comodidades que el Estado coloca a disposición de los individuos, como por ejemplo, agua tratada, red vial, parques, etc.

Los conceptos de estos tipos de bienes pueden ser basados en tres visiones diferentes:

- Teoría del Cambio: los bienes públicos son aquéllos cuya utilización no se puede individualizar porque están colocados, simultáneamente, a disposición de todos los individuos;
- Teoría Organizadora del Estado: los bienes públicos son aquéllos que satisfacen necesidades colectivas que, colocadas a disposición por el Estado, proporcionan bienestar a los individuos y;
- Teoría Institucional: los bienes públicos son aquéllos que están siendo actualmente abastecidos por el Estado o están bajo su influencia directa, cualquiera que sea su esencia directa o naturaleza sociopolítica.

De manera general, el equilibrio en la economía pública es obtenido cuando cada individuo tiene a su disposición la cantidad de bienes públicos que desea, teniéndose en cuenta las restricciones que le son impuestas. Estas restricciones se traducen por la repartición de poderes en el seno de las instituciones políticas y financieras de la economía pública. Es a través del acuerdo o de la oposición de estos poderes que serán determinadas las cantidades y los precios de los bienes públicos, esto es, las tasas e impuestos que serán cobrados para su utilización y consumo.

Las limitaciones del ambiente, tanto como fuente de insumos para la producción como receptáculo de residuos de toda especie, se pronunciaron a punto de no poder ser más ignoradas, lo que hace necesaria una reorientación del desarrollo científico y tecnológico en general. En particular, se hace necesario desarrollar nuevos instrumentos de análisis económico para abarcar los efectos de las actividades de producción y de consumo sobre el ambiente. La referencia básica para ese nuevo abordaje es el Círculo Económico Ampliado o Completo.

El Círculo Económico Completo está basado en la Ley de la Conservación de la Materia y en la primera y la segunda Ley de la Termodinámica. De acuerdo con la ley de la conservación de la materia, las actividades de producción y de consumo transforman la materia, pero no la crean o destruyen. A su vez, la primera Ley de Termodinámica establece la misma imposibilidad de creación o destrucción para la energía.

La cantidad total de energía consumida en los procesos de producción y de consumo es necesariamente igual a la cantidad de energía liberada. Sin embargo, es necesario considerar la Segunda Ley, según la cual todos los procesos físicos y químicos resultan en transformación de otras formas de energía en calor, con la consecuente pérdida de la capacidad de realizar trabajo. Ésta es también conocida como Ley de la Entropía del Medio Ambiente, estando la misma asociada al grado de desorden de los ecosistemas. La intervención humana sobre el ambiente, al modificarlo, generalmente presenta alguna irreversibilidad con respecto a la pérdida de capacidad para uso futuro. El desarrollo de las sociedades humanas puede ser pensado como un proceso de entropía creciente, debido a la transformación del ambiente natural. Por eso, hay diferencia entre Ambiente Natural y Construido, conceptualizando este último como el resultado de la transformación de la naturaleza por la actividad humana.

Los términos degradación y deterioro generalmente son usados como sinónimos en el discurso corriente. Sin embargo, ello se refiere al resultado de cualquier daño o perjuicio al medio ambiente. De esa forma, toda agresión al ambiente causa algún deterioro temporario o permanente. Degradación se refiere al grado de complejidad de los ecosistemas y presupone, por lo tanto, una escala de deterioro.

ANÁLISIS ECONÓMICO; APLICATIVOS DE LA TEORÍA

El análisis comprende básicamente dos tipos de abordaje: Análisis de Equilibrio Parcial y Análisis de Equilibrio General. El primero consiste en considerar aisladamente un segmento de la economía sin considerarse los efectos que cambios pueden causar sobre el segmento considerado. Ese tipo de análisis es realizado en la suposición de que todo permanece fijo. Ejemplos son encontrados en la Teoría del Consumidor y en la Teoría de la Firma, en que los cambios casuales que las decisiones de esos agentes provocan sobre el sistema económico no son considerados, como también los reflejos que tales cambios tendrían sobre sus decisiones.

El análisis económico de proyectos tradicionalmente lo considera receptor de una serie de condiciones de mercado (ambiente económico) y, a no ser en casos especiales, no considera los efectos que el proyecto vendrá a ejercer sobre su ambiente, como tampoco los efectos de retorno. Por eso, se caracteriza como Análisis de Equilibrio Parcial.

El Análisis de Equilibrio General, a su vez, junta todas las variables relevantes en un sistema de determinación simultánea. Ese tipo de análisis es, sin duda, más promisorio para la economía del Ambiente, pues en esos casos se hace necesario abarcar todas las interrelaciones relevantes entre las actividades de producción y consumo y entre éstas y el Ambiente. Se puede afirmar, incluso, que el análisis económico tradicional basado en el Círculo Económico Restringido, corresponde al concepto de Equilibrio Parcial, porque considera las condiciones del Ambiente, no teniéndose en cuenta la forma y la extensión de las actividades económicas que las influyen ni tampoco el efecto de retorno de los cambios causados.

En la Economía del Ambiente, las actividades antrópicas no pueden ser consideradas apenas como receptoras de condiciones ambientales. De forma general, es necesario considerar los efectos sobre el Ambiente, bien como los efectos de retorno, en un horizonte temporal adecuado.

Se puede recorrer al concepto de Curva de Indiferencia para representar situaciones igualmente satisfactorias para la sociedad, con diferentes niveles de conservación ambiental y de producción corriente en un determinado plazo.

Cada Curva de Indiferencia, mostrada en la figura 14, representa un mismo nivel de bienestar que puede ser obtenido con diferentes combinaciones de Conservación Ambiental y Nivel de Producción. Esas curvas son convexas, en relación al origen de los ejes, porque a medida que uno de los bienes se torna escaso, mayor cantidad de otro es requerida para que sea mantenido el nivel de bienestar. Curvas más separadas representan niveles de satisfacción más altos porque corresponden a mayores cantidades de los bienes considerados escasos; y no se interceptan pues en ese caso dejarían de representar niveles diferentes de bienestar.

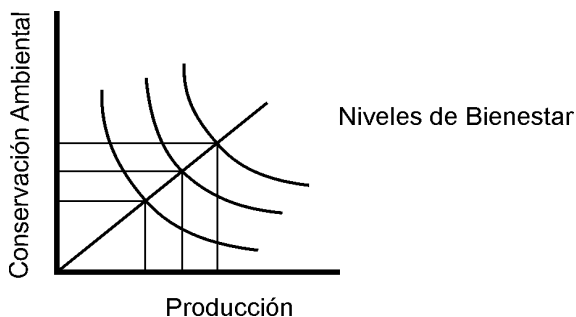


Figura 14 – Curvas de Indiferencia de la Sociedad (Adaptado de Baumol, W.J. Y Oates, W.E., 1971)

En la Teoría del Consumidor las curvas de indiferencia permiten que se obtenga un punto ideal cuando se considera adicionalmente la Línea de Restricción Presupuestaria (figura 15), cuya inclinación corresponde al precio relativo de los bienes. Sin embargo, eso no es posible cuando no se dispone del precio relativo para la sociedad. Se considera que cada unidad familiar tenga una idea razonable de lo que será su renta monetaria en un determinado período y de los bienes y servicios que pretende comprar.

La tarea, que se presenta en cualquier unidad familiar, es la de consumir su limitada renta monetaria de forma que maximice su bienestar económico en la compra de productos necesarios para su supervivencia. Naturalmente, ningún individuo es exitoso en esta tarea. De cualquier forma, el esfuerzo, más o menos consciente, es por alcanzar la satisfacción máxima con una renta monetaria limitada y determinar la demanda por bienes y servicios.

Además de eso, el mapa de indiferencia en sí, no informa sobre la viabilidad de alcanzarse éste o aquel nivel de bienestar, apenas muestra la escala de preferencias de la sociedad.

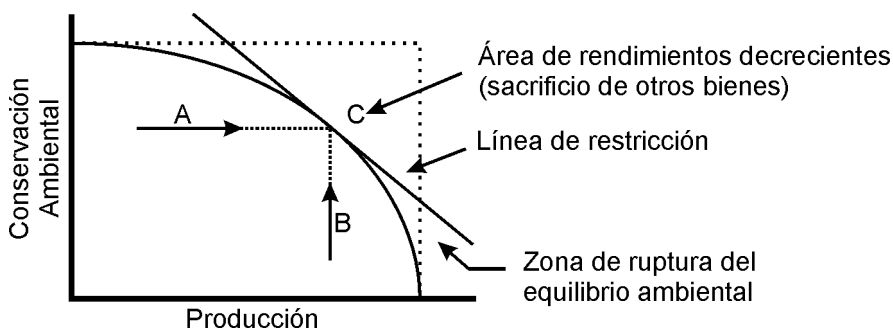


Figura 15 – Curvas de Transformación (Adaptado de Baumol, W.J. y Oates, W.E., 1971)

La Curva de Transformación de la figura 15 representa la mayor cantidad posible de uno de los bienes para cierta cantidad del otro. Por eso puede ser entendida básicamente como representativa de las restricciones impuestas por el estándar tecnológico vigente. Situaciones representadas por puntos interiores a la curva son casi ideales, pues corresponden a cantidades de producción y conservación ambiental menores que las que pueden ser obtenidas en cuanto a situaciones representadas por puntos exteriores a la curva, que, aunque sean deseables, no son posibles de conseguir.

El formato de la Curva de Transformación corresponde a la suposición de rendimientos decrecientes, o sea, a la suposición de que a medida que la cantidad de uno de los bienes aumenta es necesario sacrificar cada vez más la cantidad del otro para obtenerse una unidad adicional. Otra posibilidad es la de dar al estándar tecnológico, un coeficiente fijo relacionando el quantum de producción al nivel de conservación del ambiente, eso es la Curva de Transformación Rectilínea.

Admitimos que el Ambiente presenta capacidad limitada de mantenerse en equilibrio frente a un nivel de agresión creciente requerido por crecientes niveles de producción según cierto Standard tecnológico y que, alcanzado el punto de ruptura del equilibrio o el nivel de deterioro, se reduzca y retorne a la capacidad de auto regeneración.

Esas observaciones indican la forma más apropiada de la Curva de Transformación considerando Conservación Ambiental y Producción en un segmento aproximadamente rectilíneo y poco inclinado en la parte izquierda y un segmento cóncavo, rápidamente descendente, en la parte derecha, como en la figura 16.

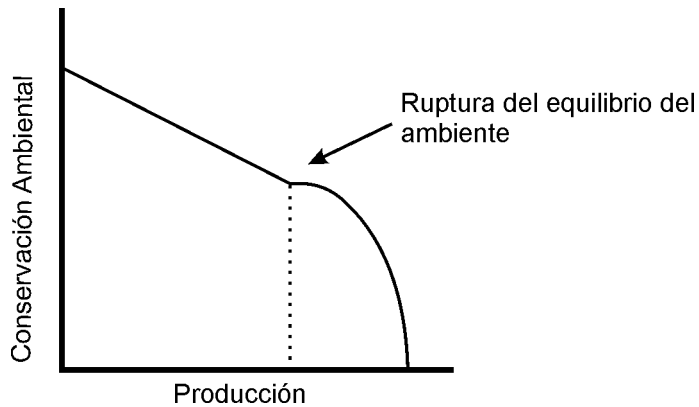


Figura 16 – Curva de Transformación Modificada (Adaptado de Baumol, W.J. y Oates, W.E., 1971)

Hecho el mapa efectivo de preferencias de la sociedad en la forma como éstas se presentan políticamente y el estándar tecnológico adoptado, la situación ideal es representada por el punto A en la figura 17. Hay, sin embargo, una serie de razones para no esperar que el punto A represente la situación ideal. Esas razones están básicamente relacionadas a la distribución de la renta y a la relativa incapacidad del proceso político de alcanzar las preferencias de los segmentos mayoritarios.

Con las imperfecciones relacionadas a la concentración de renta y al proceso político de selección de la sociedad, se puede comparar el resultado obtenido anteriormente con una situación ideal (representada por curvas trazadas). Utilizando técnicas de producción adecuadas para la conservación del ambiente y distribuyendo más equitativamente la producción obtenida, la sociedad, como un todo, disfrutaría de mayor producción y conservaría más el ambiente.

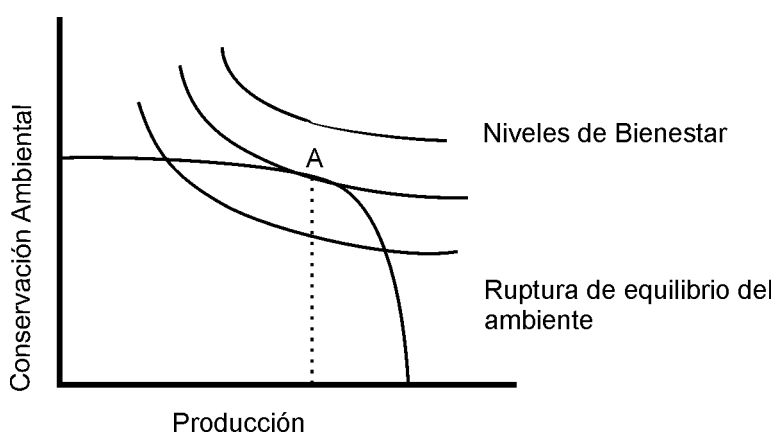


Figura 17 – Elecciones de la Sociedad (Adaptado de Baumol, W.J. y Oates, W.E., 1971)

Una cuestión central para la Economía del Ambiente se relaciona a la formulación de un modelo teórico adecuado para la interacción entre las variables de flujo: producción, agresión, autorregeneración y la variable del stock- nivel de deterioro.

La Teoría Económica hace una distinción fundamental entre variables de flujo y variables de stock. Los primeros son impuestos referidos al tiempo, tales como inversión, cantidad demandada, cantidad producida, exportaciones e importaciones. Las otras, al contrario, se refieren al nivel o cantidad cuya modificación a lo largo del tiempo ocurre como consecuencia de variables de flujo relacionadas al patrimonio, deuda, saldo bancario, población y cantidad de mineral de un yacimiento.

La formulación matemática del proceso de autorregeneración del Ambiente se constituye de:

T - período de auto regeneración del ecosistema;

R_t - capacidad de auto regeneración en el período t ;

A_t - nivel de agresión en el periodo t , como consecuencia de actividades de utilización, extracción y lanzamientos sólidos, líquidos y gaseosos;

D_t - nivel de deterioro del ecosistema en el período t .

Las relaciones establecidas anteriormente pueden ser representadas gráficamente como en la figura 18, a continuación. La primera representa la capacidad de auto regeneración (R_t) como función decreciente del nivel de deterioro (D_t). La Segunda muestra como niveles de agresión (A_t) inferiores o superiores a la capacidad de autorregeneración (R_t) se reflejan en el nivel de deterioro (D_t).

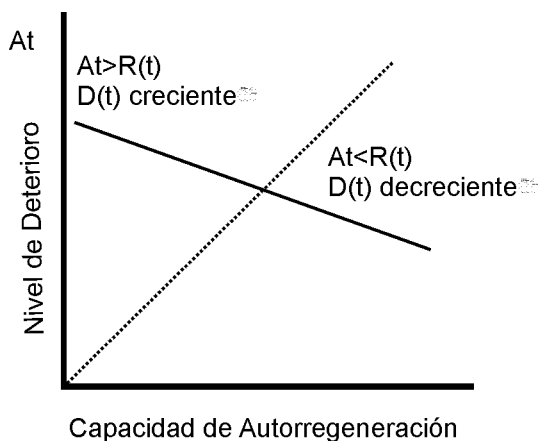


Figura 18 – Agresión, Autorregeneración - Nivel de Deterioro (Adaptado de Baumol, W.J. y Oates, W.E., 1971)

El análisis está basado en periodos de autorregeneración de cada ecosistema considerado, cuya dimensión es obviamente variable. La relación usualmente establecida en la literatura entre producción creciente y conservación ambiental decreciente toma por base cierto patrón tecnológico fijo, caracterizándose, por lo tanto, como análisis de corto plazo. Esas observaciones limitan fuertemente el significado del análisis.

De cualquier forma, si los niveles de agresión son crecientes y causados por niveles de producción más elevados, tendremos:

$$\text{Ecuación 1} \rightarrow A_t = A_t[Y_t]$$

La ecuación es una función creciente, donde Y_t representa el nivel de producción en el período t , considerando fijo el patrón tecnológico.

Existe una tendencia para alcanzarse el límite de la capacidad de autorregeneración y superarlo. Así, a partir de ese punto, el Ambiente entrará en desequilibrio creciente, distanciándose cada vez más del equilibrio inicial sin converger hacia otra situación de equilibrio. Eso ocurrirá aunque el nivel de agresión sea constante, siempre que sea superior a la capacidad de autorregeneración. Una vez que el Ambiente haya reducido su capacidad de autorregeneración debido al deterioro, su conservación demandará una reducción del nivel de agresión a niveles iguales o inferiores a esa capacidad reducida.

Algunos modelos matemáticos admiten, para mayor simplicidad, que la capacidad de autorregeneración sea constante. Un nivel de agresión constante, mayor a la capacidad de absorción del Ambiente no resultaría en deterioro linealmente creciente a lo largo del tiempo como usualmente se admite. Al contrario, una vez que la capacidad de autorregeneración decrece a medida que el nivel de deterioro crece, esa situación resultaría en un nivel de deterioro creciente e impuestos crecientes. La capacidad de autorregeneración, por lo tanto, es función decreciente del nivel de deterioro.

$$\text{Ecuación 2} \rightarrow R_t = R_t[D_t]$$

El nivel de deterioro alcanzado es el resultado de los períodos en que la capacidad de autorregeneración fue superada por el nivel de agresión. Si en cierto período la capacidad de autorregeneración fuera superada por el nivel de agresión, el resultado será la elevación del nivel de deterioro, pero si el nivel de agresión es inferior a la capacidad de autorregeneración, el resultado será la disminución del nivel de deterioro en medida equivalente a la autorregeneración líquida realizada. Ésta, realizada en cierto periodo, resulta de la capacidad de autorregeneración y del nivel de deterioro hasta el límite de esa capacidad. En este caso la variable de interés es la capacidad de autorregeneración. Esquemáticamente, se tiene:

$A_t > R_t$ - nivel de deterioro creciente

$A_t = R_t$ - nivel de deterioro constante

$A_t < R_t$ - nivel de deterioro decreciente (regeneración)

Así, el nivel de deterioro alcanzado es función de las diferencias entre el nivel de agresión y la capacidad de autorregeneración, período tras período. El ambiente que nunca tuvo su capacidad de autorregeneración superada por el nivel de autorregeneración permanece con nivel de deterioro nulo, preservando su calidad inicial (fig. 19).

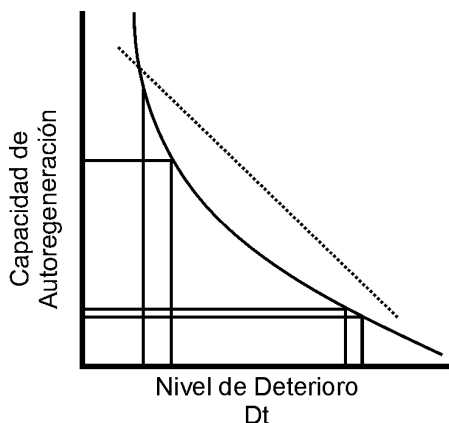


Figura 19 – Capacidad de Autorregeneración Nivel de Deterioro
(Adaptado de Baumol, W.J. y Oates, W.E., 1971)

Si las agresiones son mayores que su capacidad de absorberlas, pero sin gran intensidad y muy espaciadas en el tiempo, es posible que los excedentes de autorregeneración sobre el nivel de agresión, observados en varios períodos, hayan sido suficientes para reducir a niveles despreciables el nivel de deterioro actual, determinado según la diferencia entre, por una parte, nivel de agresión y capacidad de autorregeneración en cada periodo pasado y, por la otra, la distribución en el tiempo de las rupturas causadas por niveles de agresión superior a las capacidades corrientes de autorregeneración:

$$\text{Ecuación 3} \rightarrow Dt = Do + S\{f[At - Rt]\}$$

Donde:

- Do - representa el nivel inicial de deterioro, posiblemente nulo, y
- S {f [At - Rt]} - se refiere al resultado acumulado de las acciones antrópicas sobre el ambiente.

POLÍTICA ECONÓMICA DEL AMBIENTE

TEORÍAS DE LA POLÍTICA ECONÓMICA

La Teoría Neoclásica no es enteramente satisfactoria para tratar los problemas del medio ambiente. Las dificultades provienen de los siguientes aspectos:

- El análisis económico neoclásico está basado en los valores monetarios del mercado. Y, por lo tanto, el ambiente no tiene precio en este mercado;
- El principio de soberanía del consumidor es uno de los conceptos básicos de la construcción del sistema neoclásico. La demanda de los bienes y servicios provenientes del medio ambiente no es considerado;
- El patrimonio natural no es tampoco considerado, una vez que el análisis destaca, preponderadamente, los flujos.

Las críticas contra la utilización de la Teoría Neoclásica respecto al ambiente provocaron diferentes reacciones entre los economistas. Algunos piensan que, siendo la teoría objetada en sus principios básicos, ella debe dar lugar a las nuevas proposiciones. Otros piensan que vale la pena adaptar el instrumental económico de la Teoría Neoclásica, a pesar de que se tengan dudas sobre la obtención de resultados positivos, para todos los casos y situaciones en la práctica.

El enfoque Marxista está basado en el análisis de las características globales y tiene en cuenta tres elementos de forma simultánea: el hombre, la sociedad y el ambiente. Según este enfoque, el análisis de los problemas ambientales debe ser, necesariamente, interdisciplinario y basarse en el principio de la explotación racional del medio natural, esto es, de modo más ventajoso para el conjunto de la sociedad.

Si la producción corriente y el patrón tecnológico de esa producción fuesen determinados exclusivamente por variables del mercado, cualquier política ambiental, y en particular una política de desarrollo auto sustentado, se tornaría inviable. La búsqueda incesante de producción creciente y el ejemplo de tecnologías que agreden el Ambiente llevarán inexorablemente al punto de ruptura del equilibrio ambiental. Esa constatación torna evidente que, para la Economía del Ambiente, tanto el nivel de producción, su composición y localización, así como las técnicas de producción utilizadas, son variables fundamentales.

En los análisis económicos, las externalidades y los bienes públicos la mayoría de las veces son consideradas. Para la eficiencia de un mercado perfectamente competitivo no se considera que estos fenómenos puedan existir, justamente porque ellos constituyen fuentes de ineficiencias del mercado. Éste es el punto central de la teoría económica del ambiente: la manera de tratar las ineficiencias del mercado para alcanzar el punto ideal de eficiencia distributiva de la economía que define las bases de las políticas del ambiente.

En un mercado de competencia perfecta, el equilibrio de la distribución de recursos corresponde a una situación donde nadie puede mejorar su posición sin que otro se sienta perjudicado (Óptimo de Pareto). En tal economía, el óptimo de Pareto coincide con la posición de equilibrio de mercado: puntos que igualan precios y costos marginales, si no se verifica la presencia de ningún efecto externo. En la presencia de imperfecciones, como por ejemplo aquéllas vinculadas al ambiente, al automatismo no se puede verificar, a no ser que sean utilizados ciertos mecanismos de internalización de efectos externos, siempre que el sistema de precios no sea capaz de captarlos.

Por ejemplo, cuando los residuos son lanzados al ambiente ocurre una modificación en lo que éste ofrece, lo que a su vez va a provocar reducción en el bienestar de los individuos y afectar la posibilidad de producción de las empresas. Evidentemente, el sistema de precios del mercado no está preparado para captar esas alteraciones. Esto puede ser hecho forzando su creación a través de tasas, subsidios u otro mecanismo económico y, también, a través de la intervención del poder público, mediante la imposición de normas de conducta con el establecimiento de un sistema de multas.

INSTRUMENTOS DE PROTECCIÓN AMBIENTAL

La restauración del mercado, cuyo funcionamiento fue dificultado por la presencia de externalidades puede ser obtenida a través de una reducción de éstas, haciendo con que los costos impuestos sean asumidos por los agentes productores. Eso significa que las externalidades pueden ser reducidas por la internalización de los costos.

La internalización por la tributación consiste en imponerse un impuesto/tasa, al productor, basado en el tipo de contaminación que él provoca con la producción del bien: Principio del Contaminador - Pagador, o sea, el costo directo o indirecto de la descontaminación debe ser reflejado en los costos de producción y de consumo de bienes y servicios responsables por la contaminación. De esa manera, el productor no puede más considerar los costos marginales (sociales) como nulos. Él tendrá todo el interés en situarse en el punto donde el costo marginal del efecto externo (contaminación) sea

igual al costo marginal de la depuración, una vez que, fuera de esa instancia, su situación será siempre menos ventajosa. En este punto, él pagará un impuesto equivalente a la cantidad de contaminación que haya producido. En el sentido de garantizar la distribución ideal (y sin considerar las cuestiones de equidad), no es necesario distribuir el dinero recaudado por el impuesto a los que están sufriendo los daños.

A partir de la década del 70, comenzó a haber fuertes presiones para el establecimiento de instituciones sociales que fuesen responsables por la calidad ambiental y para que éstas pasasen a cumplir metas ambientales socialmente deseables. De esa forma, fueron creados varios instrumentos que permiten cumplir metas socialmente deseables.

Estos instrumentos se dividen en dos grupos:

Instrumento de Comando y Control (ICC) o de Reglamentación Directa, por el cual se imponen obligaciones legales o reglamentarias a través de una intervención estatal, de modo que los agentes de las externalidades respondan de forma directa a ciertas normas o patrones de emisión, o de forma indirecta a regulaciones de equipamientos, procesos, insumos o productos. Las normas impuestas pueden ser, básicamente, de tres tipos:

1. Normas de calidad del ambiente - establecen criterios respecto a la calidad del medio receptor de la contaminación y a la cantidad máxima de contaminación aceptable en este medio;
2. Normas de lanzamiento - inciden directamente en las emisiones de las actividades contaminantes;
3. Normas de puntos finales - procuran reglamentar la contaminación producida por las características de los puntos finales.

Las normas ambientales no presuponen en sí mismas ningún mecanismo económico. Sin embargo, desde el punto de vista económico, este sistema tiene relación con el principio de internalización del efecto externo pues, en general, en el caso de las infracciones a las normas, una multa es aplicada.

Estas multas pueden ser encaradas con pagos por los contaminadores para tener el derecho de transgredir las normas.

La gran dificultad de aplicación del instrumento de comando y control en el Brasil se relaciona:

- A la escasez de los recursos dirigidos hacia las agencias ambientales, necesarios para la aplicación de las leyes y de las sanciones previstas;
- A la fragilidad del sistema de penalidades, incentivando al infractor a mejorar su sistema;
- A la gran complejidad de las leyes, previendo situaciones específicas;
- A la falta de coordinación entre las agencias ambientales y el gobierno

Instrumento Económico (IE) o de Mercado, por el cual se permite que las partes negocien entre sí un nivel ideal de externalidad para la sociedad, sin ninguna intervención. Actúan directamente en las emisiones, a través de tasas o certificados negociables, o indirectamente a través de impuestos, premios o subsidios a insumos y productos. Los instrumentos económicos pueden ser de dos tipos: en la forma de premios y de precios.

1. Instrumentos en forma de premios que requieren un compromiso de recursos del tesoro;
2. Instrumentos en la forma de precios que producen fondos fiscales;

Los instrumentos (incentivos) que actúan en forma de premios son básicamente el crédito subsidiado, las exenciones de impuesto y otras facilidades contables para efecto de reducción fiscal. La aplicación de éstos es adecuada en casos específicos de sectores con impacto económico significativo y que tengan necesidad de ajustes de emergencia. Verifique los ejemplos, en el Cuadro 1, de los tipos de incentivos fiscales a nivel internacional.

Cuadro 1 – Incentivos fiscales o control de la contaminación del aire
(Mendes y Seroa da Motta, 1997).

País	<u>Reducción de impuestos</u>	<u>Depreciación acelerada</u>	Créditos y Subsidios
Australia	Prevención y control de la contaminación		
Austria	Conservación de la energía doméstica		
Barbados	Energía solar sector turismo		Tecnologías ambientales – sector turismo.
Bélgica	Inversiones ambientales correctas		
Canadá		Conservación de energía. Actividades de control en establecimientos pre 1974.	
China	Mejoría de la eficiencia energética		Mejoría de la eficiencia energética
Colombia	Deducciones en el impuesto de renta e impuesto sobre el valor agregado para inversiones en control de contaminación		Inversiones en control de la contaminación industrial.
Dinamarca			Eficiencia energética. Fuentes no-renovables de energía.
Estados Unidos	Interés en la deuda de los estados y gobiernos locales del impuesto de renta		Créditos no renovables para inversiones en el sector energético
Finlandia		Inversiones en control de la contaminación	
Francia		Control de la contaminación Conservación de energía. Vehículos eléctricos.	
Holanda		Prevención de la contaminación	
Jamaica	inversiones en control en las zonas libres		
Japón	control de la contaminación	Eficiencia energética. Control de contaminación	

México	equipamientos de control y prevención de la contaminación fuera de las tres ciudades más congestionadas	equipamientos para control de contaminación	
Noruega	exención del impuesto sobre inversiones para actividades de control de contaminación		
Portugal	Descuentos en el impuesto sobre el valor agregado para fuentes alternativas de energía y monitoreo y control de la contaminación. Reducción en el impuesto de renta de gastos personales con fuentes renovables de energía. Reducción de impuestos para protección ambiental (caso a caso)		subsídios para inversiones en protección ambiental (caso a caso)
Suiza	gastos con mejoras de la eficiencia energética en las industrias	equipamientos de economía de energía	
Turquía	gastos con nuevas tecnologías (inclusive ambientales)		
Venezuela	inversiones en control de la contaminación industrial		

Los instrumentos (incentivos) económicos vía precios son mecanismos de mercado que orientan los agentes económicos a valorar los bienes y servicios ambientales de acuerdo con su escasez y su costo de oportunidad social. Para eso, se actúa en la formación de los costos privados, o en el caso de ausencia de mercados, se crean mecanismos que establecen un valor social. En suma, se adopta el Principio del Contaminador Usuario Pagador. El objetivo, de la actuación directa sobre los precios, es la internalización de los costos ambientales en los costos privados que los agentes económicos aplican en el mercado en actividades de producción y de consumo.

En resumen, el uso de incentivos económicos promovería no solamente la mejoría ambiental sino también la mejoría económica, a través de la mayor eficiencia productiva y equidad. Los cuadros 2, 3, 4 y 5 presentan algunos instrumentos económicos específicos, como impuestos sobre emisión de contaminantes del aire, impuestos sobre el carbono emitido, multas por no considerar los estándares y certificados, que son verificados a nivel internacional.

El establecimiento de mecanismos de gravamen sobre emisiones de contaminantes atmosféricos presentan diversas ventajas, destacándose su flexibilidad, los costos tradicionales relativamente bajos y la posibilidad de aumento de la recaudación fiscal (cuadro 2). La aplicación de éstos es más apropiada donde sea posible monitorear las emisiones a un costo razonable, donde los contaminadores puedan, técnicamente, reducir las emisiones y así mudar de comportamiento y donde haya potencial para la innovación tecnológica en el proceso productivo.

Cuadro 2 – Tasas sobre Emisión de contaminantes del Aire (Mendes y Seroa da Motta, 1997).

País	Instrumento	Taxa (US\$)	Destino da receita
Francia	Emisiones ácidas (SO ₂ , NO _x , H ₂ S, N ₂ O e HCl)	22,27/ton	N/d
Japón	SO _x con variación regional	0,57-5,28/Nm ³	Compensación de daños a la salud
Portugal	SO ₂ , NO _x	N/d	Control de la calidad del aire
Suecia	NO _x de productores de energía	5,51/kg NO ₂ emitido	Retornadas para productores, con base en la producción real de energía
Estados Unidos	Sobre diversos contaminantes	Superior a 19,23/ton	Control de la calidad del aire
Colombia	Tasas pigouvianas	N/d	N/d
República Checa	Tasa básica sobre contaminación	Varía por faja	N/d
China	Tasa experimental sobre SO ₂	0,035/kg	Préstamo para inversiones en control

Obs. N/d – no tiene destino o valor específico.

La adopción de mecanismos de reducción de la emisión de gases de "efecto invernadero", impuestos sobre carbono y similares (que serían responsables por el calentamiento global a mediano plazo) han atraído a diversos países, especialmente en el ámbito de la OCDE- Organización para Cooperación Económica y Desarrollo, (Cuadro 3).

Cuadro 3 – Tasas sobre Carbono y Similares
(Mendes, y Seroa da Motta, 1997).

País	Tasa (US\$)	Base de Incidencia
Dinamarca	18,10/ton de CO ₂	Aplicada sobre todas las fuentes de CO ₂ y excepto combustible, gas natural, aviación, navegación, refinerías y bio combustibles. 50% del reembolso para empresas registradas, excepto con gastos con diesel para motores.
Finlandia	7,33/ton CO ₂	Fue el primer tributo específico sobre emisiones de CO ₂ en Europa (1990). Exención para combustibles de aviación y algunos vehículos a motor. El impuesto es cobrado de acuerdo con el contenido de CO ₂ siendo incorporado como una sobretasa por tonelada de carbono contenida en la combustión
Holanda	Diversos valores por combustible	Impuesto ambiental sobre combustible (1988) que sustituye un sistema de multas cuya recaudación servía para cubrir gastos específicos con el medio ambiente. A partir de 1992 los ingresos recaudados dejarán de ser revertidos para gastos ambientales, pasando a incorporar el presupuesto general.
Noruega	Diversos valores por combustible	Impuesto sobre emisiones de CO ₂ , SO ₂ y plomo, por volumen de combustible con diferenciación por franjas de contenido de contaminantes. Quemadas de gas y aceite en plataformas también tasadas (desde 1992);
Suecia	Diversos valores por combustible	Impuesto sobre CO y Nox. Impuestos sobre superfluos con alícuotas diferenciadas para productos conteniendo mayores cantidades de contaminantes como benceno, plomo, fósforo y azufre.

Las multas por no atender a patrones de emisión de contaminantes son distribuidas también sobre la contaminación del aire (cuadro 4).

Cuadro 4 – Multas por Desempeño para la Contaminación del Aire
(Mendes, y Seroa da Motta, 1997).

País	Violación	Multa proporcional a
Estados Unidos	Responsabilidad por daños ambientales. Penalidad por la no conformidad de emisiones para vehículos	Valor del daño causado. Grado de no encuadramiento en los patrones. US\$ 2000/ton más compensaciones
Canadá	violación de protección ambiental	Se cobra una sobretasa a los establecimientos que emiten más contaminantes que el nivel permitido por las autoridades y es dado un incentivo fiscal a los establecimientos que emitan menos que lo establecido en la autorización.
Corea del Sur	Emisión superior a los estándares.	Tasa básica (por fajas) + tasa de control por volumen de contaminantes superior al padrón. Varía con el tipo de contaminantes (toxicidad), región y grado de reincidencia. Instituido en 1983 y revisado en el '87 y '91
China	Emisión superior a los estándares.	Tasas bajas solamente sobre la mayor sustancia contaminante, muchas veces inferior al costo marginal de control. Con eso, el instrumento acaba teniendo apenas efecto sobre la recaudación fiscal, al contrario de servir como un incentivo a los cambios de comportamiento
Rusia	emisión superior de los estándares	217 tasas básicas por tipo de contaminante y volumen emitido en tres franjas de acuerdo con límites establecidos. Instituido en 1991, alteraciones en 1992 y 1993.
República Checa	sobretasa para emisión superior de los estándares	Se cobra una tasa básica, aumentada en 50% si la fuente emite más que los límites determinados por ley. Cinco contaminantes principales (sólidos en suspensión, SO ₂ , NO _x , CO y HC) y otros 80 contaminantes reunidos en tres grupos para fines de gravamen son considerados. La tasa a ser paga por cada contaminador es la sumatoria de las tasas unitarias cobradas por contaminante. Hasta fines del '92, las tasas eran cobradas sobre la ganancia de las empresas. Actualmente, la base de cálculo de la tasa básica es la misma que la de los impuestos regulares (costos operacionales) y la sobretasa es calculada sobre las ganancias.

Cuadro 5 – Certificados transnacionales para la contaminación del aire
(Mendes y Seroa da Motta, 1997).

Estados Unidos	<p>Derechos de producción y consumo de gases que afectan la capa de ozono, con base en los términos del Protocolo de Montreal. Los certificados de Producción fueron cedidos a los productores existentes, con base en sus niveles de producción de 1986. Los certificados de consumo fueron distribuidos entre los productores y los importadores.</p> <p>Programa de Lluvia Ácida – los establecimientos contaminadores reciben certificados (un certificado para cada tonelada de SO₂) basados en su consumo histórico de combustible y en meta de reducción de contaminación preestablecida.</p> <p>Programa de Combustible oxigenado, donde certificados son emitidos y negociados para refinерías e importadores que trabajen con este combustible (que contamina menos).</p> <p>Programa de Créditos para Vehículos de Baja Emisión – emite certificados para fabricantes que vendan vehículos con bajos niveles de emisión.</p>
Canadá	<p>No adopta un sistema formal de mercado de certificados, sino el Programa De Control de las Lluvias Ácidas y de los CFC's que contienen algunos elementos similares.</p>
Alemania	<p>El tipo de mecanismo que es utilizado es "offsets", o sea, compensaciones que son permitidas para sustancias sujetas al código del aire (TA Luft). Nuevas palabras pueden establecerse en un área ya saturada, mientras que sean adquiridos certificados suficientes, emitidos a partir de la adopción de medidas de control de contaminación superior a los estándares mínimos exigidos.</p>
Chile	<p>Sorteo de autorizaciones de tráfico de ómnibus en determinadas vías. Un sistema de certificados para la emisión de particulares (PM-10) por fuentes fijas en la capital también fue propuesto en los últimos años, basado en un sistema de compensaciones ("offsets").</p>

Algunos ejemplos de aplicación de los certificados negociables para la reducción de gases de "efecto invernadero":

- La política de comercio de emisiones ("emissions trading") en los Estados Unidos, introducida por el EPA en 1986;
- El Clean Air Act, también americano, que contiene los siguientes mecanismos (especies de certificados negociables);
- La burbuja o "Bubbles" imaginaria circunscribiendo el contaminador que tiene un límite total de contaminación que no debe ser sobrepasado, acaba por llevar a la negociación de certificados dentro de la propia empresa contaminadora, permitiendo que una unidad reduzca sus emisiones, en cuanto otra parte de la misma compañía pase a producir mayor cantidad;

- La Red o "Netting" (modalidad particular de la Burbuja) en el caso de expansión o modificación de una instalación, libera la empresa del proceso de autorización, a partir de que pruebe que pueda alcanzar los mismos resultados de emisiones a través de compensación interna;
- Las compensaciones u "Offsets" permiten que nuevas fuentes de emisiones (industrias) sean instaladas, a partir de que se obtenga una reducción de las emisiones de las fuentes existentes (industrias existentes) a una cantidad igual a la que sería emitida por las industrias nuevas. Este mecanismo lleva a negociaciones internas (caso de la misma empresa) o a acuerdos externos;
- El Banco o "Banking" posibilita guardar los créditos de la reducción de las emisiones para poder utilizar a continuación, o depositar los certificados en un banco, facilitando la creación de un mercado de crédito.

El procedimiento inverso a la imposición de un impuesto, esto es, el pago de un subsidio, tendrá el mismo efecto en la internalización del efecto externo. El subsidio deberá ser del mismo valor unitario que el impuesto, para una determinada cantidad ideal de producción. Para un productor racional, la decisión de contaminar significa verse obligado a pagar un impuesto o renunciar al subsidio.

Existen los auxilios directos e indirectos que representan la ayuda (parcial y/o total) que el poder público aporta contra la contaminación. Los auxilios directos son subvenciones que el Poder Público revierte a los contaminadores para que éstos cubran una parte o la totalidad de los gastos con aplicación de medidas, contra contaminaciones, impuestas por las reglamentaciones existentes. Estos auxilios son interesantes durante el período inicial de implantación de la política de protección al ambiente. Pero es preciso considerar que su eficiencia es un tanto reducida y que estas medidas no son ecuánimes.

Los auxilios indirectos son los diversos incentivos utilizados por las políticas de protección del ambiente, como las facilidades de créditos para la adquisición de equipamientos anticontaminación, los beneficios fiscales (reducción de los impuestos directos e indirectos), el financiamiento de

investigaciones para el desarrollo de nuevos procesos no contaminantes. Estos tipos de medidas son muy bien aceptados por los industriales, pero presentan los inconvenientes de ser poco eficaces, no incitativas y no ecuanímes. Su utilización solamente sería indicada para los casos en que el obstáculo a la mejoría del ambiente es el costo de capital.

Una manera de hacer que todos los usuarios de recursos ambientales paguen el costo integral sería la inclusión sistemática de los costos ambientales en la contabilidad de renta nacional y en las evaluaciones de proyectos de inversión por parte del gobierno.

Los proyectos de inversión del gobierno no serían la única área de impacto. Otras políticas también serían afectadas. Un aspecto de la política fiscal, recibiendo cada vez más atención, es la posibilidad de orientar el peso de la tributación de los impuestos sobre el trabajo y el capital hacia impuestos sobre emisiones o sobre extracción de recursos naturales. Al elevar el costo de adquisición de capital y de suplir la mano de obra, los impuestos tradicionales tienen un efecto no deliberado de desestimular esas actividades. Como la transición hacia nuevas actividades económicas que exigirán una inversión considerable, la cooperación activa de mano de obra, el desestímulo a la inversión y a la oferta de mano de obra pueden ser contraproducentes.

Tanto leyes internacionales como nacionales deberían prever la recuperación completa de los daños causados por incidentes ambientales. No solamente el lugar contaminado sería, en lo posible, recuperado, como aquéllos que sufrieron pérdidas comprobadas serían plenamente compensados.

Tornar explícitos los costos ambientales que estaban escondidos es apenas un lado de la moneda, el otro es eliminar los subsidios inadecuados. Todos los subsidios que fuesen incompatibles con los principios del costo integral deberían ser eliminados. Otro instrumento de política que tiene virtud de poder recaudar recetas y, al mismo tiempo, reestructurar los incentivos, se refiere a la remoción de los subsidios que estimulan el tipo de comportamiento que privilegia ganancias de corto plazo al costo de ganancias de largo plazo.

Cuando ocurren incidentes ambientales y se hace necesaria una limpieza, se sugiere que la parte responsable pague los costos. Muchas organizaciones pueden no tener activos para realizar bien el trabajo. La insuficiencia de activos para cubrir los costos de los daños acarrea dos problemas: por un lado, la limpieza efectuada puede no ser adecuada y, por el otro, la parte responsable puede no tener el incentivo adecuado para actuar con el cuidado necesario, una vez que se puede eximir legalmente por un costo menor que el de los daños causados.

El seguro ambiental puede ser la solución para los dos problemas. Los activos de los grupos de aseguradoras son grandes, además de eso, para mantener sus costos bajos, tienen el incentivo para proveer el monitoreo de los clientes que pagan los premios.

POLÍTICA ECONÓMICA Y LA CONSERVACIÓN DE LOS RECURSOS AMBIENTALES

La conservación de los recursos naturales provoca tres cuestiones diferentes. Primero: ¿es posible, cuando utilizamos un recurso, crear otro de igual valor?, ¿cuánto costaría el consumo más lento del recurso? y ¿cuál sería el sacrificio impuesto a las generaciones futuras por nuestro consumo actual?

Las respuestas a cada una de estas preguntas pueden ser enfocadas por la teoría de la conservación calculándose, para cada intervalo del planeamiento, los impuestos de uso de recursos. Los instrumentos de la política de conservación pueden ser: la Educación (que desempeña un inmenso papel en la difusión de las prácticas conservacionistas), el Zoneamiento Económico-Ecológico, la Reglamentación del uso de los recursos, las fuerzas económicas (tasa de interés, precios, propiedades y su arrendamiento, el crédito, la tributación, los mercados) y las Instituciones Sociales.

En la economía de los recursos, el análisis económico se distingue conforme se trate de: economía Privada o de la Economía Social de Conservación.

En la Economía Privada de Conservación se investiga la forma por la cual los usuarios individuales de recursos deciden sobre la distribución de los impuestos de uso en el tiempo.

En la Economía Social de Conservación, se investiga porqué y en qué condiciones surgen conflictos entre una distribución intertemporal de impuestos de uso, originados por decisiones de usuarios individuales de los recursos, y una distribución que se puede considerar como más conveniente para los intereses de un grupo social.

Ante la imposibilidad de alcanzar el estado de conservación de la economía social, que eleve al máximo, en el tiempo, los ingresos líquidos sociales, se admite el estado ideal de "conservación", como la distribución, en el tiempo, de los impuestos de uso que elevan al máximo el valor actual de la renovación de los ingresos líquidos. Los métodos para la determinación teórica del estado ideal, tanto para la economía privada como para la economía social, son análogos.

En la procura del establecimiento del ideal económico, es frecuente tener que escoger entre ciertos perjuicios en algunos sectores que son de mayor o menor amplitud y probabilidad. En el establecimiento del estado ideal de conservación, en la economía social, ocurre comúnmente que la irreversibilidad económica del agotamiento, de ciertas clases de recursos renovables, se caracteriza por tener una zona crítica en la cual la disminución de la tasa de renovación torna irreversible el proceso. La zona crítica puede ser definida de acuerdo a una tasa de renovación o de acuerdo a una tasa correspondiente de uso.

Los riesgos de la irreversibilidad hacen que deban ser previstas las pérdidas mínimas, pero, más probables, para el mantenimiento del stock mínimo seguro de conservación. Este stock mínimo presenta, en la práctica, formas variables de conservación conforme la naturaleza del recurso. Por ejemplo, en la conservación del suelo, puede ser definido como aquél que evita la formación de surcos o hendiduras o tiene una tasa máxima de erosión; en la conservación de las forestas, como una tasa máxima de quema, en porcentaje

del área por año o con el mantenimiento de una determinada asociación de plantas; en el pastoreo, de acuerdo a una cantidad mínima de materia orgánica, en toneladas por hectárea y por año, que permanece en el suelo después de la temporada de pastoreo.

MÉTODOS Y PROCESOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS RECURSOS Y DAÑOS AMBIENTALES

TEORÍAS DE VALORACIÓN ECONÓMICA

Los métodos de valoración económica ambiental son técnicas específicas para cuantificar (en términos monetarios) los impactos económicos y sociales de los proyectos, cuyos resultados numéricos permitirán una evaluación más amplia.. "Los beneficios de un proyecto son los valores de producción con incremento de bienes y servicios, donde se incluyen servicios ambientales, que se hacen posibles por el propio proyecto. Por otro lado, los costos representan los valores incrementados de los recursos reales usados en el proyecto. De este modo, los beneficios y costos de proyecto se descuentan a lo largo del tiempo para volverlos pausibles de comparación" (Hufschmidt et al., 1983). Teniendo en manos los resultados comparables, expresados en la misma unidad de medida (unidades monetarias), puede hacerse una evaluación de la preponderancia de un factor o del otro (beneficio o costo) para tener subsidios técnicos y escoger la mejor opción, inclusive en términos sociales.

Las bases intelectuales de esos procedimientos se encuentran en la teoría neoclásica, economía del bienestar. (Hufschmidt et al., 1983). Mueller (1996) afirma que la economía ambiental neoclásica se desarrolló en dos ramas virtualmente independientes: a) la teoría de la contaminación y b) la teoría de los recursos naturales. Ambas desarrollaron tratamientos teóricos particulares para recursos naturales renovables y no renovables. Entretanto, la teoría de la contaminación utiliza tanto modelos de equilibrio general como parcial para analizar la problemática ambiental. Muller reconoce que "a pesar de las metodologías y de los artificios sofisticados (métodos de valoración ambiental)...todavía suceden muchos problemas, la mayoría resultante de

la complejidad de las interrelaciones entre la economía y el medio ambiente en el mundo real, dificultados por la insistencia de la teoría neoclásica de medir todo en términos monetarios".

De modo general, los métodos de valoración económica ambiental son utilizados para estimar los valores que las personas atribuyen a los recursos ambientales, con base en sus preferencias individuales.

La valoración económica no es necesariamente expresada en términos monetarios, aunque, sin duda, eso sea lo deseable.

Se debe tener en cuenta que, frecuentemente, la obtención de estimativas monetarias no contribuye para la percepción global de las implicaciones de cierto costo de acción, considerando el ambiente.

Valorar monetariamente los impactos económicos y sociales de grandes proyectos, como usinas hidroeléctricas, puede ser virtualmente imposible en lo que se refiere a ciertos aspectos específicos, a no ser que se admitan hipótesis simplificadoras, a través de las cuales pueden ser simulados escenarios alternativos.

Además, los impactos no pueden ser considerados solamente en lo que atañe a la implantación y operación de emprendimientos. Se debe tomar en cuenta también, cuando sea el caso, los impactos indirectos, consecuentes del uso de los bienes y servicios producidos. Un análisis de la generación de energía hidroeléctrica, por ejemplo, debería considerar en oposición a los daños ambientales, consecuentes de la construcción y de la operación de usinas, los beneficios ambientales obtenidos por la sustitución de otras formas energéticas, especialmente carbón, leña y petróleo.

Dos dificultades principales se interponen a la estimación del valor del ambiente y, en especial, a los costos de acción antrópica sobre éste.

En primer lugar, se enfrenta una incapacidad teórica de la Economía para disputar con la cuestión, porque tanto la teoría del valor trabajo, como la teoría neoclásica, son insuficientes en el trabajo humano. La consecuencia

teórica de eso es que apenas el Ambiente Construido? En la primera, se afirma que el valor tiene origen exclusivo y posee valor y toda acción antrópica sobre el Ambiente Natural representa, por tanto, aumento de valor. Esa implicación es claramente aceptable. En cuanto a la segunda, el valor sería determinado en el mercado, por la interacción entre oferta y procura. Los estudiosos que siguen ese abordaje reconocen las fallas del mercado en la valoración del Ambiente, lo que en realidad es el caso general.

La Economía Ambiental así como la Economía de la Educación y la Economía de la Salud, enfrenta dificultades relacionadas a la enorme complejidad de los objetos de análisis y a la virtual imposibilidad de obtener modelos confiables para representar la secuencia dinámica de todos los efectos consecuentes de cierta alteración inicial.

No se debería esperar mediciones económicas precisas y definitivas, en el estado actual del conocimiento, aunque sea internacionalmente reconocido que las tentativas en ese sentido pueden contribuir para orientar mejor la política económica y, en especial, la propia política ambiental.

La cuestión referente a la valoración del ambiente puede ser así formulada: ¿las especies vivas y el medio físico en que vive la humanidad poseen valor por sí mismos o el valor es solamente una relación entre sujeto y objeto? Esa cuestión puede ser presentada de forma más radical como: ¿En ausencia de la humanidad, aun así el ambiente presentaría algún valor?

Se observa entre los economistas una fuerte tendencia a responder afirmativamente a respecto de la existencia de valor independiente de los usos y de las preferencias de la especie humana. Sin embargo, si, por un lado, existe un expresivo consenso en cuanto a la existencia del valor del ambiente por sí mismo, por el otro, su expresión en términos monetarios es un problema que está lejos de recibir solución general.

Conforme se presenta en Tolmasquin et al. (2000), la literatura especializada de la Economía Ambiental desagrega el valor económico del Recurso Ambiental (VERA) en valor de uso (VU) y valor de no uso (VNU).

$$\rightarrow VERA - (VUD + VO) + VNU$$

– Valor de Uso (VU) - valor que los individuos atribuyen a un recurso ambiental por su uso presente o por su potencial de uso futuro. El valor de uso puede ser subdividido en tres categorías

– Valor de Uso Indirecto (VUI) - valor que los individuos atribuyen a un recurso ambiental cuando el beneficio de su uso proviene de funciones ecosistémicas. Por ejemplo, la contención de erosión, el acumulo de carbono en las forestas tropicales.

– Valor de Opción (VO) - valor que los individuos están dispuestos a pagar para mantener la opción de hacer uso algún día, de forma directa o indirecta, del recurso ambiental. Por ejemplo, el beneficio de los fármacos desarrollados con base en propiedades medicinales, todavía no descubiertas, de plantas de forestas tropicales.

– Valor de no Uso (VNU) - valor de existencia (VE), es el valor que está disociado del uso (todavía representa el consumo ambiental) y deriva de una posición moral, cultural, ética o artística, en relación a los derechos de existencia de especies no humanas, o de preservación de otras riquezas naturales, cuando éstas no representen uso actual o futuro para el individuo. Un ejemplo claro de este valor es la gran movilización de la opinión pública, para la preservación de los osos panda o de las ballenas, en regiones en que la mayoría de las personas nunca podrá estar o hacer cualquier uso de su existencia.

Es importante destacar que las personas atribuyen a los valores arriba descritos, la evaluación que hacen de la singularidad y de la irreversibilidad de la destrucción del medio ambiente, asociadas a la incertidumbre de la extensión de sus efectos negativos.

La Figura 20 presenta una síntesis de la clasificación dada a los valores del medio ambiente.

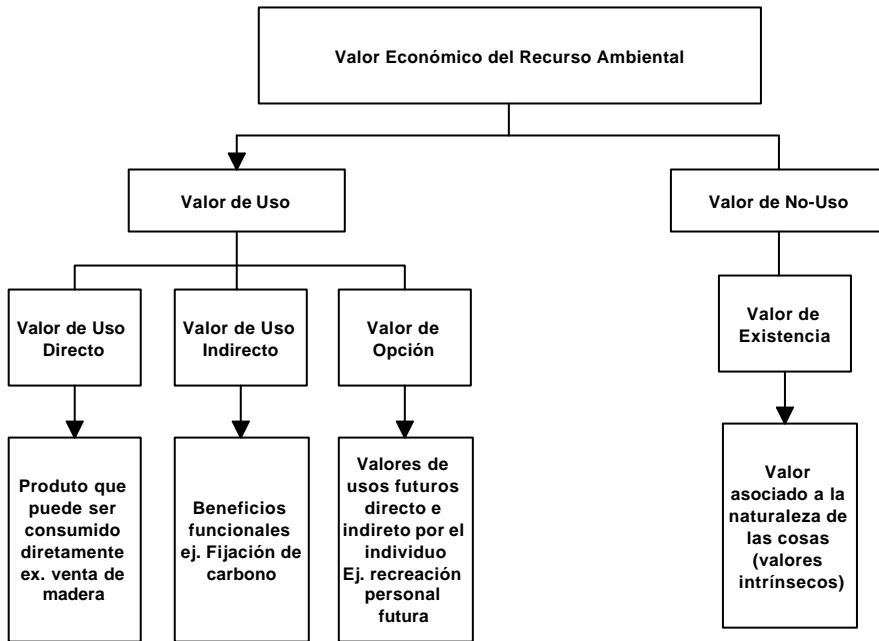


Figura 20 – Taxonomía del Valor Económico del Medio Ambiente (Tolmasquim et al., 2000.)

Es fundamental resaltar que el deterioro del Ambiente disminuye temporaria o definitivamente su capacidad de desempeñar sus funciones. Éstas pueden ser agrupadas en tres categorías: proveer materiales y energía; proveer bienes y servicios naturales; asimilar detritos (residuos).

Las funciones son concurrentes entre sí, no apenas en cuanto categorías, pues en cada caso os usos alternativos dentro de cada categoría son innumerables y algunas veces mutuamente excluyentes. Por lo tanto, las distribuciones que se hacen de los recursos de la naturaleza, además de ser en general irreversibles, representan necesidad de estudios e investigaciones en el sentido de levantar y evaluar sus impactos, de tal forma que los valores de uso directo, de Opción y de Existencia, sean considerados.

Las decisiones sobre el Ambiente pueden ser analizadas según el principio del Costo de Oportunidad, que incurre siempre en una decisión tomada sobre el uso de algún recurso disponible. En este caso, el "recurso disponible" es exactamente el Ambiente con su capacidad actual de desempeñar sus funciones. En una situación hipotética de selección sin incertidumbre y sin riesgos, sería posible ordenar las alternativas de uso del ambiente de acuerdo con el retorno social de cada una. El costo de oportunidad de una decisión sería, entonces, representado por la mejor oportunidad no seleccionada. Siendo valiosa y clara, la idea de costo de oportunidad no puede ser aplicada directamente a los procesos de decisión, porque la información es siempre incompleta y las situaciones, típicamente, contienen riesgos e incertidumbres que deben ser considerados.

La selección del horizonte temporal constituye otra cuestión relevante, una vez que los usos actuales del ambiente, al modificar las condiciones de vida, modifican el patrón de interacción entre los sistemas natural y social constituyendo una secuencia de efectos a lo largo del tiempo.

Debido a la falta de conocimiento científico capaz de establecer con seguridad la cadena de impactos a lo largo del tiempo, pueden usarse otras técnicas de decisión que consisten en considerar escenarios específicos, a los cuales les son atribuidas probabilidades, optándose por la decisión ideal según algún criterio preestablecido. Sin embargo, el hecho de que los efectos se distribuyan en el tiempo hace que, además de establecer sus valores económicos, sea necesario calcular sus valores actuales.

La forma de valoración oscilará necesariamente entre evaluaciones predominantemente tecnocráticas y evaluaciones colectivas, considerando las comunidades necesarias. Las evaluaciones basadas en las comunidades interesadas tienden a alejarse de lo que sería ideal desde el punto de vista de lo tecnocrático, pues esas evaluaciones reflejan aspectos culturales, políticos y sociales.

El objetivo de la valoración económica de un recurso ambiental consiste en verificar cuánto mejoró la cantidad de bienes y servicios ambientales, sea en la apropiación por uso o no.

Cabe al analista que evalúa explicar con exactitud los límites de los valores estimados y el grado de validez de sus mediciones para el fin deseado. La adopción de cada método dependerá (Seroa da Motta, R. 1998):

- Del objetivo de la valorización;
- De las hipótesis asumidas;
- De la disponibilidad de datos y
- Del conocimiento de la dinámica ecológica del objeto que está siendo valorado.

A continuación se encuentra una revisión de los métodos para valoración económica de impactos ambientales, basada en la estructura conceptual elaborada durante la realización del Proyecto: "Metodología de Valoración de la Externalidades Ambientales de la Producción Hidroeléctrica y Termoeléctrica, con el objeto de incorporarlo en el planeamiento de largo plazo del sector Eléctrico" para la Eletrobrás por el Programa de Planeamiento Energético/COPPE/UFRJ (Tolmasquim et al., 2000).

La facilidad de utilización y la robustez de los resultados de cada método dependen en gran parte de la calidad de los datos disponibles. Algunos son basados en datos de mercado, pudiendo ser tomados como medidas de los beneficios o pérdidas consecuentes del cambio en el recurso ambiental y, además, más fáciles de obtener.

El método de la Productividad Marginal busca medir los cambios en la productividad de sistemas resultantes de cambios en las condiciones ambientales, frecuentemente evaluadas a precios del mercado. Este abordaje es útil para evaluar impactos ambientales que afectan la productividad de la actividad pesquera, forestal, agrícola y de otros servicios.

Los gastos de reposición consideran los gastos adicionales para la reposición, reparo o mantenimiento de activos físicos como consecuencia de los impactos ambientales o gerenciamiento inapropiado, siendo aplicable solamente en situaciones en que la magnitud del daño puede ser dimensionada y la medida correctiva es posible. Aplicaciones en correcciones de daños a suelos agrícolas se utilizan en este abordaje.

Los gastos de reubicación son una variante de los gastos de reposición. Aborda el costo de redistribuir una actividad productiva cuya eficiencia operacional, en el local de origen, haya sido perjudicada por el cambio de la calidad del medio ambiente. Una aplicación típica se refiere a la mudanza de poblaciones en la construcción de represas, cuyos costos deben intentar incluir, cualitativamente, aspectos psicológicos y sociales de la reubicación.

Los métodos arriba citados, cuando son aplicados, presentan algunas limitaciones, pues subestiman el valor total del recurso ambiental en los casos donde los valores de opción y existencia son significativos, siendo así, apenas son captados los valores de uso (directo o indirecto) del recurso ambiental. En relación a los gastos de reposición, la vitalidad del resultado encontrado depende de la inclusión de todos los costos considerados relevantes y de todos los factores considerados en la reposición de un recurso ambiental.

Los gastos de prevención y mitigación evalúan el daño causado por la degradación ambiental, de acuerdo con los gastos que las personas hacen, en la tentativa de evitar un daño ambiental u otras actividades ofensivas al bienestar humano o al medio ambiente. El estudio de las técnicas alternativas de gerenciamiento del suelo para aumentar la productividad agrícola demuestra el uso de este método. Por ejemplo, el valor gastado por un estanciero para prevenirse contra la erosión del suelo y las pérdidas con la agricultura no debe ser mayor que los costos utilizados para la construcción de diques.

Los gastos de protección consisten en identificar los comportamientos económicos que reflejen indirectamente el valor pagado para protegerse de algún daño ambiental. Un ejemplo clásico es el de la demanda por materiales para aislamiento acústico en la vecindad del aeropuerto de Heathrow, en Londres. Este abordaje puede menoscabar el daño, pues en este caso, el aislamiento acústico podría ser obtenido apenas parcialmente y, asimismo, en recintos cerrados.

En la existencia de mercados específicos para productos y servicios ambientales, mercados sustitutos o hipotéticos son utilizados para medir directamente la demanda de la calidad ambiental. En este caso, las preferencias podrán ser relevadas a través de situaciones reales donde bienes y servicios ambientales son afectados por impactos ambientales, en los cuales los individuos hacen una selección entre el impacto ambiental y otros bienes o rentas. Para este tipo, de preferencia, se utilizan los métodos de costo de viaje y de precios hedónicos. Sin embargo, existen casos en que los impactos ambientales no pueden ser valorados de ese modo, ni indirectamente a través de comportamiento del mercado. La alternativa es construir mercados hipotéticos para varias opciones de reducción de daños ambientales y realizar cuestionamientos directos acerca de los impactos, usando el método de valoración contingente. Esta alternativa revela la preferencia asociada a través de mercados hipotéticos.

El método de costo de viaje es aplicable para lugares de acceso público, por lo tanto sin indicación de propensión a pagar por parte de los usuarios. Se busca derivar una curva de demanda usando los costos de desplazamiento hasta el lugar, como "proxy" para los precios de entrada, determinando de esa forma el valor del bien o servicio ambiental.

La identificación del uso efectivo de locales de recreación/diversión/acceso público puede ser medido normalmente durante las visitas de turistas que son entrevistados en las áreas de diversión, buscando informaciones referentes al local de estancia del visitante, distancia recorrida, frecuencia y costo del viaje de las visitas. Este método se presenta como una metodología muy práctica cuando hay un control de flujo turístico para áreas naturales, como parques nacionales, estatales o municipales.

El método de precios hedónicos busca medir los impactos ambientales identificando sus efectos sobre los precios de las propiedades. Se basa en el concepto de que el valor de una propiedad está directamente relacionado al flujo futuro de beneficios de ella esperado. Ha sido ampliamente aplicado en la evaluación de impactos sobre residencias, pero puede ser también utilizado para propiedades rurales y otras. Este método requiere un inventario

de datos minuciosos, como informaciones sobre atributos, referentes a la propiedad, además de los ambientales, que influyen en su precio. Se torna difícil la utilización, pues los precios de propiedades no internalizan las futuras mejoras (o perjuicios) ambientales. Es posible, también, que los precios de la propiedad sean subestimados por razones fiscales para reducir los valores de impuestos incidentes.

El método de valoración contingente es aplicable en situaciones en que no haya datos disponibles del mercado, lo que es común en impactos ambientales. Se basa en el presupuesto de que los consumidores pueden determinar y revelar su disposición en pagar por bienes o servicios para los cuales no existe mercado, si son colocados delante de un mercado hipotético. Un ejemplo de utilización para la determinación de la demanda por bienes ambientales en California es descrito por Kahn y Matsusaka (1997), con Niklitschek y Leon (1996) enfocando una aplicación en el caso de contaminación en playas en América del Sur.

El método de la valoración contingente ha merecido atención creciente como instrumento para la evaluación de impactos ambientales, permitiendo incluso la evaluación de los valores de opción y valores de existencia de los bienes/servicios ambientales, que no podrían ser obtenidos por otros medios, como la diversidad genética. La aplicación de esta técnica no es común y tiene costos elevados de investigaciones.

Las preferencias reveladas en las investigaciones reflejan las decisiones, que los agentes tomarían de hecho en el caso de que existiera un mercado para el bien ambiental descrito, que serán expresadas en valores monetarios. Esos valores son obtenidos a partir de informaciones recopiladas en un cuestionario que revela la disposición de pagar de los individuos para garantizar la mejoría de bienestar o cuánto estarían dispuestos a aceptar en compensación para soportar una pérdida de bienestar, además de datos socioeconómicos e informaciones sobre el conocimiento de los entrevistados con respecto de la cuestión ambiental. Algunas limitaciones afectan la confiabilidad del método, pero pueden ser minimizadas por el perfil del cuestionario y de la muestra.

IMPACTOS AMBIENTALES Y PROCESOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA

Los impactos ambientales pueden ser clasificados en dos grandes grupos:

- Impactos Naturales, comprendiendo los fenómenos de la propia naturaleza, como terremotos, inundaciones, incendios naturales, activación de volcanes y tifones.
- Impactos Antrópicos, consecuentes de la acción del hombre sobre la naturaleza, que corresponden a los impactos provenientes de actividades de producción y consumo que modifican el Ambiente, como implantación de industrias, proyectos de urbanización, construcción de usinas hidroeléctricas, uso de agrotóxicos y vehículos automotores.

Los impactos naturales y antrópicos, en principio, son pasibles de medición económica, aunque algunos aspectos, especialmente los más subjetivos o abstractos, sean más difíciles. Para una amplia comprensión, el concepto de impacto ambiental puede ser representado como en el gráfico de la figura 21. En el eje vertical se representa la calidad ambiental, variando de pésima a excelente, y en el eje horizontal, la variable tiempo. La curva de las condiciones ambientales "sin acción antrópica" declina apenas levemente, variación que resulta de la propia dinámica de la naturaleza. Sin embargo, a partir del momento en que comienza la acción antrópica, se inicia el proceso de deterioro de la calidad ambiental y se obtiene una nueva curva representando las condiciones ambientales "con acción antrópica". Esta nueva curva tiene una pendiente mucho mayor en comparación con la anterior.

El proceso de valoración económica de bienes e impactos naturales, representado en la figura 22, presupone inicialmente la decisión político-administrativa de instrumentar entidades y órganos gubernamentales a proceder a la evaluación. La creciente concientización general, a respecto de la acelerada degradación del ambiente, así como del consumo exhaustivo de recursos naturales, sirve de base para esa decisión.

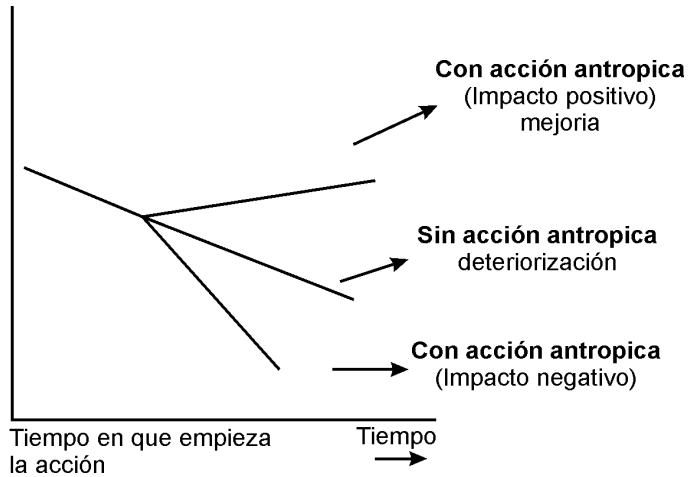


Figura 21 – Conceptos de Impacto Ambiental (Adaptado de Baumol, W.J. e Oates, W.E., 1971)

El referido proceso consiste básicamente en el establecimiento de una relación entre un agente valorador (sujeto) y un bien o fenómeno a ser valorado (objeto).

El objeto de valoración puede ser de naturaleza muy variada, como por ejemplo: reservas naturales; daños a la salud, y pérdidas de cantidad y/o calidad de producción. En cada caso es necesario caracterizar adecuadamente el objeto de valorización para que no surjan equívocos en cuanto a la interpretación de los análisis y de los cálculos. Esta caracterización generalmente abarcará informaciones sobre localización, épocas, períodos, porte, influencia, unidad de medida y elemento.

Por otro lado, se tiene el agente valorador, preferentemente un equipo multidisciplinar, que se vale de un soporte valorativo, constituido de métodos y técnicas, experiencias anteriores, datos e informaciones. La relativa insipiente de los métodos y técnicas disponibles, juntamente con la escasez de experiencias en ese tipo de trabajo, constituyen gran dificultad en el caso brasileño.

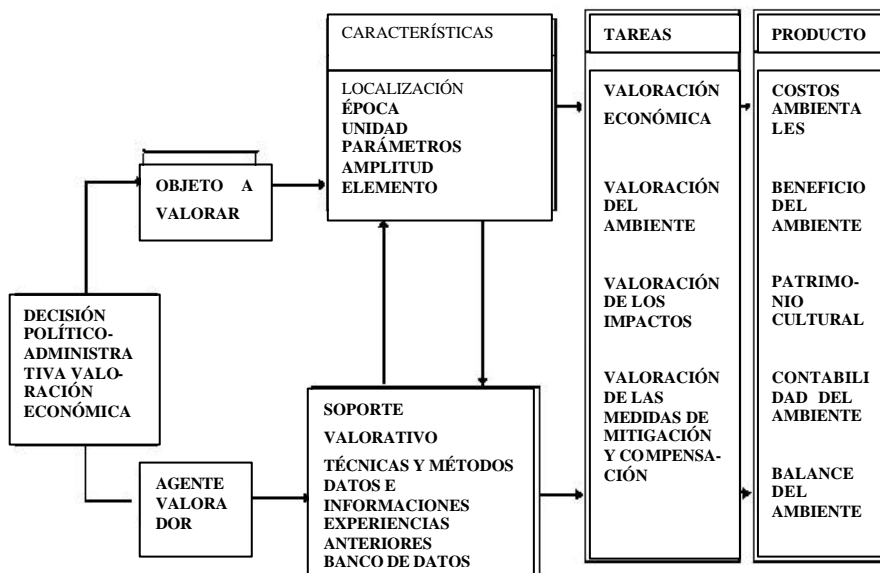


Figura 22 – Proceso de Valoración Económica del Ambiente (Adaptado de Bechmann., 1982)

La valoración económica comprende tres tipos básicos de tareas: valoración del ambiente, en particular de los recursos naturales; valoración de los impactos sobre el ambiente, sean éstos positivos o negativos, y valoración de medidas mitigadoras y compensatorias.

Esos tres tipos de tarea son estrechamente relacionados, los métodos y técnicas utilizados no son necesariamente diferentes sino que el objeto es de naturaleza diversa en cada caso.

Ciertamente, los principales productos obtenidos a través de la valoración son estimaciones de costos y beneficios ambientales. El planeamiento ambiental, de mediano y largo plazo, demanda informaciones sobre la evolución anterior y la contabilidad del ambiente, como un todo, tornándose de gran valor en ese sentido.

El análisis de costo-beneficio tiene una larga tradición en lo que se refiere a la evaluación de proyectos. En la evaluación social de proyectos, el gran problema reside en identificar y cuantificar adecuadamente los beneficios sociales, una vez que los costos son, de modo general, fácilmente obtenibles. Sin embargo, cuando el ambiente es considerado, la situación se torna aun más compleja.

Donde:

B_p representa los beneficios totales del proyecto;

C_p representa los costos totales, y

C_o representa los costos ecológicos.

Los costos ecológicos equivalen a los beneficios que pueden ser obtenidos si el proyecto no fuese realizado, beneficios de preservación, y deben ser medidos por el valor económico total de los daños ambientales del proyecto. Cuando los beneficios superan los costos, el proyecto es viable, por otro lado, si el total de los costos es superior al de los beneficios, el proyecto no debería ser realizado.

La simplicidad de la fórmula, sin embargo, es engañosa. La cuantificación de los términos, en la gran mayoría de los casos, es de naturaleza compleja y polémica. Frente a esas dificultades, algunos autores sugieren que el análisis de costo-beneficio sea considerado como un principio general capaz de orientar procedimientos que busquen basar las decisiones referentes al ambiente, pues son raras las situaciones en que es capaz de proveer información concluyente con un nivel razonable de aproximación.

Una visión general sobre la valoración económica de daños ambientales de las principales fuentes de contaminación, según áreas de perjuicio, es presentada en el cuadro 7.

Obviamente, el cuadro no tiene la pretensión de ser exhaustivo. Además de eso, se debe resaltar que los costos de contaminación o degradación ambiental no se limitan simplemente al examen y valoración de los daños

en sí. Ya en la década del 70, el Council on Environment Quality (EUA) sugería que los cálculos incluyesen (además de los costos de los daños): costos de traslado, escape o depósito; costos de planeamiento y fiscalización; costos de eliminación.

De esa forma, se puede observar que los costos necesarios para impedir los impactos indeseables, sea parcial o totalmente, deberían también ser considerados.

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS DAÑOS AMBIENTALES DE FUENTES CONTAMINADORAS (Adaptado de Bechmann, 1982)

1) COSTOS DE CONTAMINACIÓN: contaminación por gases de escape, procesos industriales, demoliciones, construcciones, pulverizaciones, combustión, minería, otros.

Área de Perjuicios/Elementos para cálculo

Daños Para La Salud

Enfermedades respiratorias, atención ambulatoria, internaciones, faltas al trabajo, gastos médico hospitalarios, costos de rehabilitación, invalidez temporaria o permanente, jubilación precoz, muerte en edad económicamente activa.

Daños Materiales

Deterioro de edificaciones, deterioro de monumentos, costos adicionales de manutención, de reposición, de restauración y de limpieza.

Daños en Animales

Pérdida de peso, aumento de abortos, infecciones de la piel, resecaión del cuero, trastorno del ciclo sexual, pérdidas de rendimiento de carne o leche, exterminio en masa, desaparición de especies.

Daños en Culturas Agrícolas

Pérdidas de productividad, pérdida de calidad, rechazo de productos, pérdida de mercados, deficiencia genética de semillas.

Daños para la Flora

Muerte de forestas, costos de mantenimiento y replantación de forestas, utilización de adobo y correctivos y pérdida de calidad de la madera. Erosión del suelo, desaparacimiento de especies, disminución de las actividades turísticas unidas a las forestas, reducción de las actividades de diversión unidas a las forestas, riesgos de inundaciones y avalanchas.

2) COSTOS DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA: Contaminación por desechos domésticos, industriales y contaminación por agrotóxicos

Prejuicios de Actividad Pesquera

Extinción de especies, pérdida de productividad, pérdidas de ingresos, reducción de diversiones, influencia sobre la calidad de los peces, rechazo por el mercado.

Costos de Abastecimiento de Agua

Deterioro del agua de superficie y del agua subterránea, costos de tratamiento, tamaño de las estaciones de tratamiento, captación a largas distancias, técnicas onerosas de purificación.

Perjuicio en la Diversión y en el Reposo

Reducción de la demanda, desaparición de actividades, costos de saneamiento, reducción del tiempo de uso o permanencia, efectos sobre la producción y el comercio de artículos de diversión.

3) **COSTOS DE LA CONTAMINACIÓN DEL SUELO:** Causados por contaminantes de actividades agrícolas, mineras, urbanas e industriales.

Acidificación, Radioactividad y Sustancias Nocivas en los Alimentos

Ocurrencia de lluvia ácida, necesidad de correctivos, pérdida de productividad, variación de la calidad de los productos, disminución de renta de los agricultores, perjuicios en las florestas, contaminación del agua subterránea, perjuicios debido a la contaminación de alimentos.

Depósitos de Basura e Instalaciones Abandonadas

Depósitos de basura saturados o clandestinos, material de minería, escombros de construcciones e instalaciones abandonadas.

4) **COSTOS DE LA CONTAMINACIÓN SONORA:** Niveles de ruido perjudiciales al hombre o a otros seres vivos, provenientes del tráfico, actividades industriales y comerciales, mineras y construcciones.

Pérdida de Productividad y Pensiones Consecuentes de la Contaminación Sonora

Pérdida de capacidad de trabajo de operadores de equipamientos, reducción de productividad, deficiencia auditiva, jubilaciones consecuentes de la contaminación sonora, estrés.

Desvalorización de Inmuebles

Pérdida de valor de inmuebles debido a exceso de ruido, disminución del valor de los alquileres, alteración de la ocupación del suelo.

Gastos para Medidas de Protección

Gastos de las industrias con edificaciones, instalaciones de equipamientos, gastos con remedios, búsqueda de reposo, internaciones y falta de trabajo, gastos habitacionales con mudanzas para lugares distantes e instalaciones acústicas, gastos públicos con protección contra ruido en carreteras, ferrocarriles y aeropuertos.

LA DIMENSIÓN ECONÓMICA DE LA CONTAMINACIÓN

El actual y creciente interés por la contaminación puede dar la impresión de que hubo un súbito deterioro del medio ambiente que no se hizo presente antes de la década de 70. Ese no es el caso, pues la contaminación acompaña la historia de la acción del hombre. Pero el impacto de la contaminación sobre la calidad ambiental es algo más reciente, lo que es explicado básicamente por tres fenómenos globales, la explosión demográfica, conglomerados y congestionamientos urbanos, el avance tecnológico y el crecimiento económico. Estos tres fenómenos, que algunos clasifican de puntos globales de la contaminación y degradación del ambiente, están interrelacionados de tal forma que la explosión demográfica presiona el aumento de producción y éste está asociado a alternativas tecnológicas en constante innovación.

Desde el punto de vista económico se clasifican los problemas ambientales en tres dimensiones:

La primera dimensión se relaciona con la producción y el consumo. La contaminación y la degradación ambiental están directamente asociadas, no solamente a los volúmenes de producción y de consumo, sino, principalmente, a la manera de consumir y producir. Los residuos son inevitables en el proceso productivo y de consumo, también los niveles de éstos y la consecuente contaminación dependen de la ecuación tecnológica de la producción y del comportamiento del consumo.

Se sabe que existe una relación entre el uso de la tecnología y la contaminación. Es relativamente fácil hacer una transposición a partir de la observación de que la única manera de impedir la contaminación es eliminar, por ejemplo, el uso del automóvil. Esa es una lógica muy sencilla. Terminar con el automóvil en una "sociedad motorizada" es una utopía. La contaminación, la producción y el consumo, a pesar de sus estrechas relaciones, no están combinados en proporciones fijas. Por la sencilla alteración de procesos de producción, y por la innovación tecnológica, es posible aumentar la producción con una escala decreciente de contaminación correspondiente.

Una de las funciones de la economía es colaborar para entender mejor ese proceso. Para el caso de los Estados Unidos, por ejemplo, la degradación del medio ambiente no puede ser explicada por los actuales niveles poblacionales, tampoco por los presentes impuestos de crecimiento demográfico. También se puede ponderar que no fue el crecimiento económico en sí el que causó el problema ambiental, sino la manera como fue admitida y conducida la forma de dicho crecimiento. Lo importante es identificar maneras que posibiliten alterar las relaciones entre el crecimiento de la población, el crecimiento económico y la contaminación. Ese crecimiento es fundamental y ayudará a formular políticas para controlar y mejorar la calidad del ambiente.

La Segunda dimensión económica de la contaminación trata a respecto de las teorías económicas sobre el comportamiento humano. Parte de la teoría económica se ocupa en analizar el comportamiento de los tomadores de decisiones económicas (las unidades que toman decisiones en un sistema económico son las empresas, los gobiernos y los consumidores) cuando ellos están motivados por la ganancia y por el lucro y cuando ellos están sujetos a los señales económicos producidos por la economía de mercado. Esa teoría es necesaria para explicar por qué la contaminación ocurre en una economía de mercado. Indica que la contaminación aparece de forma general porque los incentivos económicos y estímulos de comportamiento, de las empresas y de los consumidores, son inapropiados a tal punto que exageran en la súper utilización, el mal uso y el abuso del medio ambiente.

Ese tipo de enfoque será extremadamente útil para la evaluación de alternativas políticas de mejoría de la calidad ambiental. Tanto así que uno de los objetivos del sector público es modificar o controlar el comportamiento de las unidades económicas y de consumo. Teniendo en vista que los residuos arrojados en el ambiente son producidos por esas unidades decisorias del sistema económico, es preciso examinar con mucho cuidado cómo son afectadas las estructuras de incentivo por las políticas de control de la contaminación. Por eso el conocimiento de la economía tiene su valor en asesorar la implantación de una política efectiva de control ambiental en el sentido de inducir cambios de comportamiento en las unidades decisorias, producción y consumo para una dirección y magnitud deseadas.

Las selecciones en un sistema económico son la tercera dimensión económica de la contaminación. La economía es vista como el estudio de las selecciones que son hechas entre los deseos ilimitados y los recursos escasos y limitados. Deseo ilimitado significa que el individuo podría tener todo lo que desea por un costo cero, sin esfuerzo. Escasez significa que el individuo no puede tener todo. Cuando los deseos son confrontados con la escasez, algunos de los deseos probablemente no puedan ser satisfechos completamente. Los recursos escasos deberían ser distribuidos en sus usos alternativos para satisfacer los deseos y las necesidades.

Bajo el punto de vista ambiental, las selecciones deben ser hechas en función de los niveles de calidad ambiental escogidos y deseados. La economía se torna relevante para analizar la efectividad de esas selecciones, o la distribución eficiente de los recursos escasos, en vista de la mejoría de la calidad ambiental.

Así como el individuo, la sociedad como un todo enfrenta problemas de selección frente a sus escasos recursos disponibles. Esto se torna verdadero cuando una sociedad decide cuál es el nivel de control de contaminación o calidad ambiental que desea alcanzar. Enfocando el problema ambiental bajo esta óptica, queda claro que la meta es a corto plazo. Los costos para alcanzar un completo control de la contaminación son probablemente mayores que lo que una sociedad desearía frente a otros problemas sociales y económicos prioritarios.

Por otro lado, parece claro que existe un creciente deseo de no convivir con los insoportables niveles de contaminación actuales. Control de contaminación, como cualquier otra cosa, impone escoger qué niveles de contaminación se desean. La escala de selección varía entre una contaminación cero y un control nulo de la producción. La selección, ciertamente, no es de fácil decisión política, ya que eso abarca un amplio conflicto de intereses entre grupos, personas y también entre países en el escenario mundial. Mientras el análisis económico no pueda hacer esas selecciones para la sociedad, por lo menos podrá iluminar u orientar el problema de búsqueda a través de las concepciones de beneficios y costos, costos de oportunidad y nivel ideal de control de contaminación.

Adicionalmente, las selecciones deben ser hechas para alcanzar un nivel de calidad ambiental fijado. Por ejemplo, si está delante de diferentes opciones de selecciones tecnológicas disponibles para el control de la contaminación. La opción tecnológica es un paso que puede ser dado para reducir o controlar el desecho de residuos en el ambiente. Así, la eficiencia de control de contaminación varía con las opciones tecnológicas. Consecuentemente, es extremadamente importante la selección de las opciones tecnológicas que disminuyen el costo para un determinado nivel de control de la contaminación. No siendo así, el control de la contaminación costará más que lo necesario.

INDICADORES ECONÓMICOS PARA DECISIÓN DE VIABILIDAD Y RENTABILIDAD ECONÓMICA

El proceso de desarrollo es un proceso con múltiples fines: económicos, políticos, sociales, de seguridad nacional, ecológicos, etc. Éstos están estrechamente relacionados entre sí y son diferentes de país a país. Su unidad básica es el proyecto de inversión. El desarrollo es el resultado económico de la suma de los proyectos a nivel nacional. El proyecto, por lo tanto, es su dinámica propulsora.

Cuando un organismo público identifica y aprueba un proyecto para estudio posterior, él es un reflejo de ciertos objetivos estatales. El examen de los aspectos técnicos de un proyecto (materia prima, coeficiente de insumo, equipamiento y actividad compleja) implica en la estimativa opcional sobre cuán comprometidos están los recursos escasos, en la evaluación de su impacto para el desarrollo y en las características que puedan ser delineadas y, si posible, medidas.

El payback es el indicador más sencillo y conocido. Muestra el número de períodos necesarios para recuperar los recursos gastados en la implantación del proyecto. Es un indicador de gran aceptación en los medios empresariales y no exige información externa al proyecto. Su orientación básica es de orden financiero. La ventaja de este criterio es su sencillez y cálculo inmediato. Los proyectos son ordenados según el número de períodos

necesarios para recuperar las inversiones; cuanto menor el payback, tanto mejor el proyecto. Otra justificativa para la gran aceptación de este indicador es el hecho de que provee una idea de liquidez y seguridad de los proyectos. Cuanto menor el payback, mayor la liquidez y menor el riesgo envuelto.

La realización de inversiones de esa naturaleza depende básicamente de la tasa de retorno esperada además de la existencia de innovación a ser utilizada. Esta es una variable fundamental porque funciona como un criterio de selección.

El indicador del valor presente líquido (VPL) es un criterio más riguroso y exento de fallas técnicas. Corresponde a la suma algebraica de los valores de flujo de un proyecto, actualizadas las tasas adecuadas de descuento. El proyecto será viable si presenta un VPL positivo. En la selección entre proyectos alternativos, la preferencia recae sobre aquél con mayor VPL positivo, o sea, cuando el valor descontado de los beneficios sea superior al valor descontado de los costos.

$$VPL = \sum_{j=0}^n \frac{X_j}{(1+i)^j}$$

Donde:

j = n° de períodos considerados (año)

X_j = elementos de flujo de caja (ingresos y gastos) en el período j (\$)

i = tasa de descuento

La tasa interna de retorno (TIR) es aquella tasa de interés que iguala a cero el valor presente líquido de un proyecto. Luego, es la tasa de descuento que iguala el valor presente de los beneficios de un proyecto al valor presente de sus costos. Este indicador es uno de los más utilizados como parámetro de decisión. El criterio adoptado dice que un proyecto es viable y debe ser considerado como alternativa para ejecución si su tasa interna de retorno es igual o mayor que el costo de oportunidad de los recursos para su implantación. A través del TIR, es posible imaginar un proyecto equivalente tal que los beneficios crezcan a la misma tasa.

El criterio de la relación costo-beneficio (B/C) es el que más problemas presenta; a pesar de ello, es bastante utilizado. Este indicador consiste en la relación entre el valor presente de los lucros o beneficios (VPLB) y el valor presente de los costos (VPLC) según la regla, un proyecto debe presentar un B/C mayor que la unidad para que sea viable y, cuanto mayor sea esta relación, más atrayente será el proyecto.

$$\frac{VPL_B}{VPL_C} = \frac{\left[\frac{\sum_{j=0}^n B_j}{(1+i)^j} \right]}{\left[\frac{\sum_{j=0}^n C_j}{(1+i)^j} \right]}$$

Donde:

j = n^o de períodos considerados (años)

B_j o C_j = elementos del flujo de caja (beneficios y costos) en el período j (\$)

i = tasa de descuento (%)

Existen varias versiones para este indicador. Algunos colocan en el numerador el valor de los lucros brutos y en el denominador, el valor presente de los gastos con la implantación. Otros colocan en el numerador, el valor presente de todas las parcelas del costo de implantación, recomposición y hasta de operación. Las formas de cálculos de relación B/C son las mas diversas posibles y en general, las respuestas difieren, dependiendo de manipulaciones algebraicas de las parcelas de beneficios y costos.

Los métodos de análisis: costo-efectividad, costo-utilidad y costo-beneficio difieren básicamente en la forma en cómo son medidas las consecuencias de un servicio o programa.

El costo-efectividad es una forma de evaluación que mide las consecuencias del programa en unidades físicas, como "años de vida". Ninguna consideración es hecha sobre el valor de esas consecuencias, dado que, implícitamente, se supone que el resultado es justificable por sí mismo.

El costo-utilidad es un método de análisis que procura evaluar las consecuencias de una acción con un valor relativo de sus resultados. La medida es entonces ajustada por un índice de utilidad de las alternativas; normalmente se usa calidad de años de vida ganados.

El costo-beneficio es un análisis que mide el valor de las consecuencias en términos monetarios. Potencialmente, este tipo de evaluación es el más amplio de los tres. En la práctica, la utilización de la técnica de costo-beneficio es más difícil de ser realizada porque incorpora el concepto de "costos sociales".

LA NATURALEZA DE LOS BIENES Y SERVICIOS PARA EVALUACIÓN SOCIAL DE LA VIDA

Muchos de los efectos ambientales resultan de la carencia de infraestructura y de fallas técnicas en la preparación del proyecto. Otras pérdidas resultan de la falta de información confiable sobre las consecuencias indirectas de los proyectos. Así no importa cual sea la causa principal de la no incorporación de las externalidades en la formulación y ulterior evaluación de los proyectos; la colectividad tendrá que pagar un precio elevado para intentar remediar las decisiones erradas tomadas en el pasado. El precio social asume varias formas como, por ejemplo, la disminución en la calidad de vida de las ciudades, mayores gastos con salud y seguros y pérdida de la capacidad productiva de la población.

El control de la contaminación ambiental es un proceso históricamente reciente. No está todavía totalmente maduro. Incluye dos tipos de costos: el costo de las instalaciones y el de la reglamentación. El primer tipo proviene de los controles de las emisiones junto a su propia fuente, generalmente en las fábricas e industrias. Son internalizados por el sector privado, generalmente por el propio contaminador, y comprenden los gastos

con filtros, equipamientos técnicos especializados, investigaciones y pérdidas relativas de potencia y energía, entre otros. Los costos de reglamentación, a su vez, son absorbidos por el sector público y comprenden todos los recursos necesarios para desarrollar y hacer cumplir las normas sobre los límites máximos de contaminación, recursos con personal y equipamientos especializados.

Además de las pérdidas en las actividades productivas, en la ecología y en los bienes materiales, la contaminación ambiental tiene consecuencias más serias en la salud y en el bienestar de la población. La emisión de humo, gases y demás residuos contaminantes causan enfermedades respiratorias y de otros tipos, además de otras enfermedades y muchas lesiones, con efectos temporarios o permanentes en la capacidad productiva de los individuos y en los gastos con salud y prevención de molestias. La gran cuestión, en toda la evaluación de proyectos, es cómo cuantificar el valor de las pérdidas de salubridad y de vidas humanas en determinados tipos de propuestas productivas.

La ética y la moral se sustentan en la premisa social del orden necesario a través del equilibrio normativo de la sociedad y en la premisa metafísica de que el valor de la vida es absoluto y, por eso, cualquier curso de acción o proyecto que causase, directa o indirectamente, el sacrificio de una única vida debería ser abominado. Sin embargo, nuevas fábricas son implantadas con eliminación de residuos, que, eventualmente, causarían enfermedades, invalidez, lesiones y pérdidas de vidas. El sistema parece tener su lógica en un índice bajo de mortalidad.

Un enfoque materialista para el cálculo del valor económico de la vida, de la invalidez y de la pérdida de la salud de un individuo procura identificar cómo los demás individuos - y no apenas sus parientes y amigos próximos - son afectados. Con este razonamiento, conocido como del valor "presente líquido sacrificado", cada individuo se corresponde a un "proyecto" con duración limitada, que en los períodos iniciales (infancia y adolescencia) exige inversiones por parte de la sociedad (alimentación, educación, vivienda, etc.) para, en los períodos siguientes, proveer beneficios líquidos (valor de su

producción menos todos los gastos de mantenimiento bajo la forma de alimentación, asistencia médica, etc.). Se trata de un abordaje radical de racionalismo económico, que "sacrifica" la vida humana, pariente próximo del concepto de "capital humano", para agrupar la estrategia educacional. Merece ser mencionado, con esta restricción, porque muchos lo aceptan como fase de razonamiento de evaluación.

Los llamados bienes de mercado son aquéllos destinados al consumo, a través del mecanismo de los precios. Se orientan para satisfacer necesidades sociales o creadas por la propaganda, sin hacer del consumidor su destino final. Su producción puede implicar un sacrificio para los demás individuos. A medida que todos estos bienes y servicios provean utilidad bien definida para los consumidores, el valor de esta utilidad tendrá como referencial objetivo, los precios de mercado.

La categoría propuesta corresponde a los llamados "bienes públicos o colectivos". Tales bienes, o servicios, no son divisibles, en el sentido de que el consumo de un individuo no perjudica las posibilidades de consumo de los demás.

El hecho de no ser eliminado, por el acto de consumo, trae algunas dificultades a la medición de los beneficios sociales inherentes al consumo de estos bienes. Como no es posible medir la cantidad consumida por cada individuo, cada consumidor tiende a subestimar naturalmente los beneficios, de tal modo que, si existiese un mercado, su precio no sería muy diferente de cero. Si las preferencias no son expresadas de forma visible, no podemos cuantificar directamente los precios y, por lo tanto, no disponemos de este importante parámetro para el cálculo de los beneficios. El sistema de mercado no puede ser usado para evaluar beneficios que no son vendidos.

En cuanto a la oferta de los bienes de mercado, es financiada por el propio ingreso con la venta de estos bienes al precio de mercado y son los estímulos o desestímulos de mercado que van determinar el flujo de producción; por otro lado, como los bienes públicos no consiguen un precio muy diferente de cero, la generación de ingresos a través del sistema de mercado es

insuficiente para estimular al sector privado a producir. Por esta razón, cabe al sector público producir directamente o financiar la producción de estos bienes para la colectividad.

La mayoría de las veces, los bienes públicos no son de consumo voluntario, los beneficios pueden ser usufructuados independientemente de quien haya financiado su producción.

Los bienes "semipúblicos", que reúnen calidad de otros dos tipos, son divisibles de la misma forma que los bienes de mercado, pero su producción o consumo tiene efectos de los más intensos en toda sociedad. Destacamos el ejemplo típico de la educación, donde el consumo directo (alumno) es perfectamente identificado; así es posible cuantificar, vía precio, parte de los beneficios de su mayor educación. Bajo este aspecto, la educación podría ser operada como el sistema de mercado. Sin embargo, la mejora del nivel de educación produce beneficios amplios y diversos para toda la sociedad y el beneficio global es muy superior a la sumatoria de los beneficios individuales. Por lo tanto, a través de esta línea de razonamiento, el sujeto central del desarrollo no es la mercadería, el mercado, el capital, el sector privado o el Estado, sino el ser humano y los demás seres vivos en sus múltiples dimensiones. Según la directiva de la declaración de la ONU, todos y cada uno de los ciudadanos son convocados a participar del desarrollo. Cada uno es llamado a ayudar en la producción de lo suficiente y hasta de lo decente para todos.

Pero, aunque sea de fundamental importancia, la aprobación crítica y creativa del conocimiento no es suficiente para que se instale una conciencia ecológica colectiva. Los hombres pueden tener conocimiento, pueden hasta ser críticos y creativos, pero, si son egoístas, colocarán sus conocimientos y usarán sus capacidades apenas para atender a su individualismo posesivo - como usar sus conocimientos para tener más (individualismo-oportunismo) - , pues tener más (propiedad) significa tener más fuerza y poder que los otros (competición) y poder satisfacer todos sus deseos (consumismo). Estos son valores de la sociedad capitalista. Ésta es la lógica del capitalismo.

Al contrario, se debería pautar en los valores de la sociedad, de la cooperación, del respeto, del compromiso con el prójimo, de la participación, de la responsabilidad social. Si la participación es estimulada, las personas van desarrollando su capacidad de criticar y fundamentar su crítica, de seleccionar y asumir la responsabilidad de su selección, de respetar y hacerse respetar, de comprender la fragilidad de las acciones individuales y la fuerza, de crear soluciones para los impasses con que se enfrentan, de disciplinarse y organizarse colectivamente para alcanzar lo pretendido, de evaluar sus propias posibilidades y sus propios límites, de conquistar autonomía y de comprometerse cada vez más con la sociedad global, de percibirse como parte de una totalidad natural y social, cuya preservación depende de todos y de cada uno.

Según Sherrill (1993), "El análisis económico, descuenta beneficios y costos futuros más que los presentes, pues la sociedad tiende a dar más valor a los beneficios presentes que a los futuros y a preferir que los costos sean pagados mañana más que hoy. Esto de modo general".

Esclarece que en relación al medio y a los recursos biológicos, esta manera de pensar es errada. Prosigue: "la tasa de descuento da valor al capital en términos de su costo de oportunidad de hoy, es un referencial de mercado que no se aplica a decisiones de largo plazo, como es el caso de inversión de recursos biológicos, y ni debe orientar decisiones de naturaleza cualitativa. El mercado no trabaja con el valor real, apenas con fuerzas de oferta y demanda".

Los recursos naturales, normalmente, no son evaluados como capital natural y no figuran en la contabilidad nacional. En la evaluación del PIB, la renta basada en la utilización de recursos naturales no es incorporada, como tampoco son consideradas las pérdidas en el stock de recursos generados por esa renta.

Si algún día, en la evaluación del PIB, imputasen como pérdida las áreas deforestadas, los incentivos a la conservación serán vistos de otra forma.

BIBLIOGRAFÍA

- BECHMANN, A. Princípios de valoração de impactos ambientais. Trad. Iria Juchem. In: Handbuch der umweltvertraglichkeitsprufung. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 1988. v. 331, p.3-9, out. 1982.
- BAUMOL, W.J. e OATES, W.E. The use of standards and prices for protection of the environment. In: BOHN, P. e KNEESE, A. V. The economics of environment. MacMillan Press, 1971
- BUARQUE, C. A desordem do processo - o fim da era dos economistas e a construção do futuro. 2a. ed São Paulo: Paz e Terra, 1990. 186 p.
- CIMA- Comissão Interministerial para a Preparação da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento O Desafio do Desenvolvimento Sustentável. Relatório do Brasil para a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Brasília: CIMA, 1991.
- DALES, J. H. Pollution, property and prices: an essay in policy-making and economics. Toronto, University of Toronto Press, 1968, 111 p.
- DOBB, M. Economia do bem-estar e economia socialista. Trad. Pedro Morais Barbosa. Póvoa de Varzim, Portugal: Europa - América, 1976. 287 p.
- DORST, J. Antes que a natureza morra: por uma ecologia política; tradução Rita Buongiorno, 393p. São Paulo, Edgard Blücher, 1973.
- GOMES, G. M. Duas ou três lições de economia do meio ambiente para países subdesenvolvidos. Revista Brasileira de Economia. v. 33, n.1, p. 107-138, jan-mar. 1979.
- GRERASSIMOV, I. et alii. Homme, société et environment. Paris: Ed. du Progrés, 1975, 479 p.
- GUAZELLI, M.R. O problema da poluição sob o ângulo econômico. In: Ambiente, 6 (1): 60 - 64, São Paulo, 1992.

- HUFSCHMIDT, Maynard M.; David E. JAMES; Anton D. MEISTER; Blair T. BOWER e John A. DIXON. *Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*. Baltimore, EUA: Johns Hopkins University Press, 1983, 338 p.
- KAHN, M.; MATSUSAKA, J.G., 1997. Demand for environmental goods: evidence from voting patterns on California initiatives. *Journal of Law & Economics*. Vol: 40, N. 1, April, p: 137-173.
- KAPP, W. *Les couts sociaux dans l'économie de marché*. Paris: Flammarion. 1976, 375, 479 p.
- KREINER, A. AND MUNASINGHE, M., 1991. Managing environmental degradation and natural disasters an overview. In: KREINER, A., MUNASINGHE, M. (Editors). *Managing natural disasters and the environmental*. World Bank. Environmental Department, p. 3-6.
- LEE, J., GOODLAND, R. *Desenvolvimento econômico e meio ambiente*. *Revista Finanças e Desenvolvimento*. Washington v.6, n. 4, p.36-39, jan.-mar. 1979.
- LUTZ, E. & MUNASINGHE, M. *Contabilizando o meio ambiente*. *Revista Finanças e Desenvolvidos*, Washington v.1 1, n.1, p. 19-21, mar. 1991.
- MADEIRA, J.L. *Poluição Psicossocial*. In: *Recursos Naturais, Meio Ambiente e Poluição - Contribuições de um ciclo de debates*. IBGE. V2. *Meio Ambiente e Poluição*. 383 - 395. Rio de Janeiro, 1977.
- MANSFIELD, E. *Microeconomia*. Trad. Edgard da Mota Freitas. Rio de Janeiro: Campos, 1978, 466 p.
- MARGULIS, S. (ED) *Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos* BrasMia: IPEA, 1990. 238 p.
- MATTOS FILHO, A. *Poluição Psicossocial Aspectos Médico-Sociais*. In: *Recursos Naturais, Meio Ambiente e Poluição - Contribuição de um ciclo de debates*. *Meio Ambiente e Poluição*. 413 - 419 Rio de Janeiro, 1977.
- MEISTER, 1977. Citado por BUARQUE, 1990.

- MENDES, F.E.; SEROA DA MOTTA, R. Instrumentos Econômicos para o controle ambiental do ar e da água: Uma resenha da experiência internacional. Rio de Janeiro, IPEA: Texto para discussão no 479. RJ, 1997.
- MILLS, 1978. Citado por BUARQUE, 1990
- MUELLER C.C. Economia e Meio Ambiente na Perspectiva do Mundo Industrializado: Uma Avaliação da Economia Ambiental Neoclássica. São Paulo: Estudos Econômicos, v.26 (2), 261-304, 1996.
- NIKLITSCHK, M.; LEON, J., 1996. Combining intended demand and yes/no responses in the estimation of contingent valuation models. *Journal of Environmental Economics & Management*. Vol: 31, N. 3, Nov, p: 387-402.
- NOVAES, M.R. Poluição Psicossocial. In: Recursos Naturais, Meio Ambiente e Poluição - Contribuições de um ciclo de debates. IBGE. V2. Meio Ambiente e Poluição. 383 - 395. Rio de Janeiro, 1977.
- ODUM, E.P. Ecologia. Tradução Christopher J. Tribe. Rio de Janeiro. Discos CBS 434 p. 1985.
- PEARCE, D. (ED). *Blueprint 2: greening the world economy*. London: Earthscan Publ., p.232, 1976.
- RAMADE, F. *Elementos de Ecologia Aplicada*. Ediciones Mundi - Prensa, 581p. Madri - Espanha, 1977.
- RIEDEL, 1981. Citado por BUARQUE, 1990.
- SACHS, 1977. Citado por BUARQUE, 1990.
- SEROA DA MOTTA, R. *Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais*. IPEA/MMA/PNUD/CNPq. Brasília, 1998.
- SEROA DA MOTTA, R. *Mecanismos de Mercado na Política Ambiental Brasileira*. In: *Perspectivas da Economia Brasileira*. Rio de Janeiro, IPEA, 1991.

- SHERRILL, E.I. A questão da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável da Região Amazônica. Tese de Mestrado, 120p. UFRJ. Rio de Janeiro, 1993.
- SLIWIANY, M.R. Estatística Social: Como medir a qualidade de vida. Araucária Cultural, 1987.105 p.
- SUNKEL, O., LEAL, J. economía y medio ambiente en la perspectiva del desarrollo. El Trimestre Economico LII México, n. I, Jan. 1985.
- TABAK, F. Poluição Psicossocial - Causa ou Efeito? In: Recursos Naturais, Meio Ambiente e Poluição - Contribuições de um ciclo de debates. IBGE. V2. Meio Ambiente e Poluição. 397 - 404. Rio de Janeiro, 1977.
- TOLMASQUIM, M. T. et al. Metodologias de Valoração de Danos Ambientais Causados pelo Setor Elétrico. PPE/COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2000.
- WARR, b. O que há de errado com a economia? Trad. Edmond Jorge. Rio de Janeiro: Zahar, 1975. 203 p.

CONCLUSIONES

Conocer a fondo las consecuencias ambientales de un proyecto, en el entorno de una determinada área, es precisamente el objetivo de las evaluaciones de impacto

Lo que se ha puesto de manifiesto es que, al trabajar en las evaluaciones de impacto ambiental, la percepción de los problemas ambientales es diferente, más encajada y más concreta. Esto ya sería suficiente para justificar estos estudios, que cumplen los objetivos y reúnen las características de la temática ambiental:

- interdisciplinaria, además de multidisciplinaria, en el estudio de los problemas;
- percepción global e integrada de la problemática ambiental;
- enfoque dirigido en la búsqueda de soluciones eficaces a problemas concretos y complejos.

En los proyectos hay un notable número de factores ambientales que es preciso considerar y, además, evaluar a algunos de ellos. Sobre los mismos se ha indicado una muestra en los capítulos anteriores. La forma de actuar sería:

- identificación de los factores ambientales a través de cualquier método específico;
- aplicación de métodos de predicción de efectos. En esta fase hay que estudiar las implicaciones correspondientes a cada factor ambiental, en cada uno de los grandes componentes o sistemas del medio (atmósfera, hidrosfera, litosfera, biosfera, utilización de recursos naturales y componente social). Se opera, principalmente, con un "indicador de impacto", que siempre es el contaminante que se emite en mayor cantidad o el elemento determinante de la problemática específica del área de estudio;
- aplicación de un modelo o técnica de interpretación;
- evaluación final de los impactos geobiofísicos;

- estudio costo-beneficio incluyendo la valoración de externalidades;
- evaluación global del impacto ambiental del proyecto

En los países en vías de desarrollo pueden reducirse los costos adicionales de salvaguarda y protección del medio si se aplican estándares ambientales, de acuerdo con la etapa de desarrollo del país y los requisitos del proyecto. Éstos no tienen por qué ser tan rígidos como en los países desarrollados, en los que son frecuentes las grandes concentraciones industriales.

Mediante estos estudios ambientales podrán trabajar, en gran número y de forma verdaderamente interdisciplinaria, aquellos profesionales de las distintas áreas que integran estos estudios multi e interdisciplinarios: economistas, ingenieros, físicos, químicos, ecólogos, biólogos, sociólogos, geógrafos, abogados, médicos, etc.

- Se espera que esto sea una realidad, en un futuro muy próximo, para así poder avanzar sobre el vasto campo que hay por delante.