

Revista Energética

**Energy
Magazine**

**Año 19
número 3
sep.-dic. 1995**

**Year 19
number 3
Sept.-Dec. 1995**



**Tema: Desarrollo Energético y Protección
Ambiental**

**Topic: Energy Development and Environmental
Protection**

Olaide

Metodología para Estimar los Costos Ambientales de la Generación Termoeléctrica con Carbón Mineral

Rafael Schechtman*

RESUMEN

Los costos ambientales que resultan de la producción de electricidad representan uno de los principales costos externos. En el caso de las centrales termoeléctricas, los costos asociados a los impactos en la salud de la población, propiedad y medio ambiente natural son particularmente importantes. Por tanto, la determinación de estos costos y su incorporación al costo de generación, por lo menos para la selección de alternativas de generación eléctrica, es fundamental, para que las futuras decisiones con respecto a la expansión del parque generador brasileño tenga como base la minimización de los costos del costo total de las alternativas, incluyendo los costos convencionales y los ambientales.

En este artículo técnico se describe una metodología para estimar los costos ambientales que provienen de las emisiones aéreas de las centrales termoeléctricas. La metodología abarca modelos de dispersión atmosférica de los efluentes aéreos para calcular las concentraciones anuales de contaminantes al nivel del suelo y las relaciones dosis-respuesta

para relacionar esas concentraciones con los daños a la salud, la propiedad y el medio ambiente natural.

Todavía se discuten la validez y limitaciones de los modelos, técnicas y coeficientes utilizados en la cuantificación de los costos ambientales y las potenciales dificultades en su aplicación, para el caso de las centrales termoeléctricas brasileñas, en la ausencia de los datos necesarios.

1. INTRODUCCIÓN

La penetración de las centrales termoeléctricas en la oferta de generación en el Brasil dependerá, en gran parte, de las condiciones ambientales en la planificación del sector eléctrico, especialmente aquellas que afectan el aprovechamiento del potencial hidroeléctrico de la región amazónica.

De acuerdo con el Plan 2015 (ELETROBRAS, 1993), esas condiciones podrán generar tres diferentes escenarios de oferta relacionados con el aprovechamiento hidroeléctrico de la región: i) una alternativa de refe-

* Grupo de Estudios de Impactos Ambientales, Centro de Tecnología, Programa de Planificación Energética, COPPE/UFRJ, Brasil

rencia, con reducidas restricciones al aprovechamiento de la región; ii) una alternativa de atraso de cinco años en el aprovechamiento del potencial; y iii) una alternativa de prohibición en la Amazonía, contemplando la prohibición total del potencial de la región. El Cuadro 1 representa la capacidad de las centrales termoeléctricas prevista por el Plan 2015 para las dos alternativas extremas, i) y iii), para el caso del Escenario Macroeconómico II antes visto por el Plan. El Cuadro 1 muestra el número de centrales que deberán ser instalados en el caso de las dos alternativas, suponiendo un tamaño promedio de 350 MW para cada central.

Conforme se indica en el Cuadro 1, en el caso de la alternativa prohibición en la Amazonía, a partir del quinquenio 2005, se inicia un acelerado programa de instalación de termoeléctricas en el país, culminando con la operación de cerca de 190 centrales en 2025. Para el caso de la alternativa menos restringida, este inicio se daría solamente a partir del

quinquenio 2020, llevando a la operación de 95 unidades en 2025. Consecuentemente, la concretización de cualquiera de las alternativas, o de una intermedia, requerirá, como en otros países con un parque termoeléctrico importante, la discusión de los costos ambientales implicados por esta tecnología de generación.

2. CONCEPTUALIZACIÓN DE LOS COSTOS AMBIENTALES

Los costos ambientales, o de degradación ambiental, de la producción de electricidad representan uno de sus principales costos externos, o costos de externalidades negativas. Por externalidades se entienden los impactos negativos traídos por una tecnología de generación cuyos costos no son incorporados al precio de la electricidad y, consecuentemente, no son cargados al consumidor, siendo solventados por terceros o por la sociedad en su conjunto. Las externalidades abarcan otros impactos, tales como los sociales, políticos, macroeconómicos, etc., que no son tratados

aquí, ya que el presente artículo se limita a estudiar los costos de los impactos sobre la salud humana, la propiedad y el medio ambiente natural.

Las externalidades provienen de imperfecciones de mercado, por las cuales las empresas contaminantes, en su análisis de factibilidad, atribuyen un valor reducido, si no nulo, a los recursos ambientales. Entretanto, además de servir de destino final a la contaminación, el medio ambiente ofrece múltiples servicios, incluyendo la sustentación de la vida humana, recreación, valor estético, etc. Todos estos servicios poseen un valor económico, una vez que los individuos están dispuestos a pagar para tener mayor acceso a ellos o para evitar la reducción de su cantidad o calidad (Lave y Silverman, 1976).

A pesar de ese valor económico intrínseco, por ser de dominio público, gran parte de estos recursos no son transados. Esta falta de propiedad lleva entonces a la percepción general de que el precio es nulo para el uso privado como receptor de residuos de empresas, municipalidades o de individuos. Para el agente contaminante, en vista de que el precio del servicio proporcionado por el medio ambiente es reducido, se ampliará su uso hasta que el costo marginal de la eliminación de los desechos sea cero, aunque para otros individuos el valor marginal de los otros servicios de medio ambiente sea significativo.

Una solución de equilibrio para el conflicto económico entre los usos privados y públicos del medio ambiente exige, por tanto, una mediación que, en general, ocurre a través de la interferencia gubernamental, contemplando el establecimiento

Cuadro 1. Evolución de Capacidad de Centrales Termoeléctricas Brasileñas

Alternativa	Año					
	2000	2005	2010	2015	2020	2025
Referencia:						
Potencia Instalada (GW)	6,5	6,5	6,5	6,5	13,3	33,2
No. de unidades (*)	19	19	19	19	38	95
Prohib. de Amazonia:						
Potencia Instalada (GW)	6,8	7,4	9,0	21,8	42,3	66,6
No. de unidades (*)	19	21	26	62	121	190

Fuente: Escenario II, Plan 2015 (ELETROBRAS, 1993). Considerando centrales termoeléctricas de 350 MW.

de políticas que regulen el uso privado del medio ambiente. En los Estados Unidos y en Europa, algunas de estas políticas ya son aplicadas, como por ejemplo, a través del establecimiento de límites para emisiones contaminantes basados en criterios económicos o la emisión de bonos negociables de permiso para contaminar. Además, se están considerando otros enfoques, tales como la aplicación de impuestos directos sobre las emisiones.

El objetivo final de esas políticas busca incorporar los costos ambientales para poder lograr un nivel social óptimo para el uso eficiente de los recursos ambientales. Según la teoría del bienestar económico (ver Fisher, 1992), en este nivel óptimo, el beneficio marginal de emisión de contaminantes para cada agente que contamina debe ser igual a la suma de los costos marginales que la contaminación incurre a los individuos. Interpretado de otra forma, el costo marginal de control de emisiones debe ser igual para todos los agentes contaminantes y, simultáneamente, igual a la suma de los beneficios marginales para todos los individuos derivados de la reducción de la contaminación.

La Figura 1 ilustra este concepto. En esta figura, el eje horizontal representa el nivel de contaminación y el vertical una unidad monetaria para los costos. Las curvas CA y CC se refieren, respectivamente, al costo ambiental para la sociedad que proviene de la degradación del medio ambiente y al costo social del control de emisiones, en función del nivel de contaminación. Cada nivel de contaminación está relacionado con un costo social total, CT, suma

de CA y CC. Luego, una política para minimizar el costo total implica minimizar la suma de los costos CA y CC, lo que ocurre para un nivel de contaminación P^* , a un costo C^* . Se demuestra matemáticamente que, en este punto, las derivadas de CA y CC son iguales en magnitud y tienen signos opuestos. Como se muestra también en la Figura 1, el objetivo de minimización del costo social admite que, en el punto óptimo, habrá algún nivel de contaminación con su costo de degradación asociado.

La determinación de este nivel óptimo de contaminación requiere el conocimiento de funciones de costo de control y de costo de degradación ambiental. La función de costo de control, a pesar de presentar dificultades prácticas en su determinación, puede ser basada en los costos de equipos y medidas de control de emisiones o de la mitigación de los impactos ambientales. Esta determinación es objetiva y depende de la estimación del costo del stock de tecnologías y de medidas disponibles.

La determinación de función de costo de degradación, a su vez, involucra la valoración de bienes y servicios de uso público, no siempre transados en el mercado. Para esos bienes, la función refleja la percepción de la sociedad sobre los beneficios proporcionados por el medio ambiente o el valor máximo que los particulares están dispuestos a pagar para utilizar el medio ambiente o el valor mínimo aceptado por ellos como compensación por la pérdida de ese usufructo. Obviamente, esos valores son bastante subjetivos y varían de un individuo a otro y de una sociedad a otra.

En los países más ricos, por ejemplo, donde hay disponibilidad de tecnologías de control y un nivel de vida que asegura que se satisfacen plenamente las necesidades básicas del individuo, la disposición de pagar por los beneficios del medio ambiente es ciertamente mayor que en los países más pobres, donde las tecnologías de control son escasas y caras, y

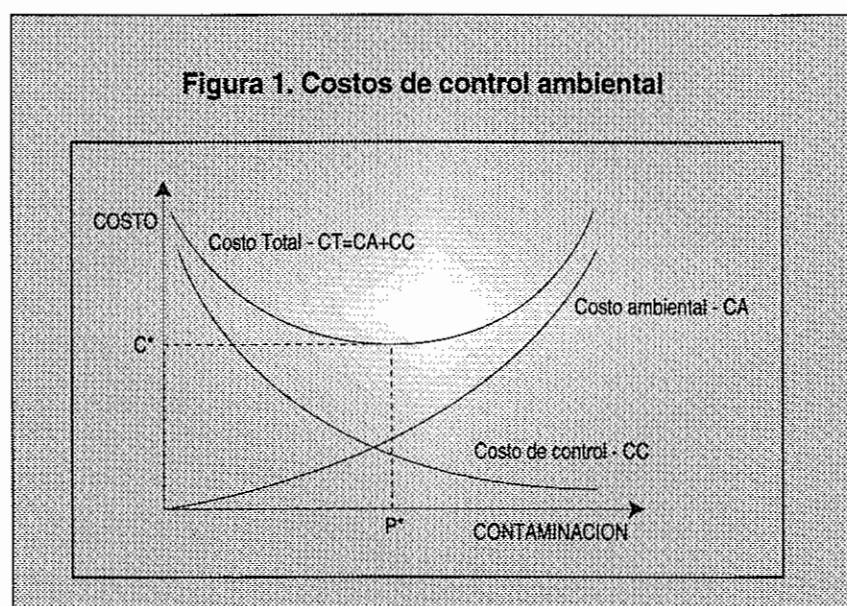
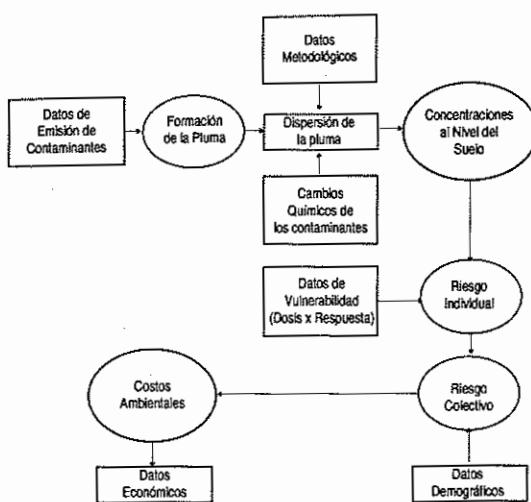


Figura 2. Metodología para la determinación de costos ambientales



las condiciones de vida son más precarias.

Otro punto importante es que el costo marginal de degradación crece a medida que aumenta el nivel de degradación del medio ambiente. Una mejora en las condiciones de un ambiente degradado, en general, trae mayores beneficios que un ambiente con un nivel menor de degradación.

Esos son factores relevantes a ser considerados en el establecimiento de políticas ambientales. Políticas muy restringidas, que incurren costos de control superiores al valor de los beneficios generados, ciertamente resultan en una asignación ineficiente de los recursos económicos de la sociedad.

Por lo tanto, solamente se puede asegurar una formulación correcta de políticas ambientales con base en una determinación del costo de degradación ambiental concebido por la so-

ciedad. Una amplia gama de métodos ha sido empleada para este propósito. Algunos utilizan mediciones cualitativas y otros están basados en la monetarización de los costos. Estos últimos, a pesar de ser complejos y controvertidos, han tenido una utilización creciente, ya sea porque permiten el establecimiento de mecanismos económicos de control de contaminación o de niveles máximos para las emisiones relacionadas con los costos de las tecnologías existentes, o porque resultan en una medida que es común a los costos internos convencionales de generación eléctrica, posibilitando una comparación directa entre los costos globales (internos más ambientales) de diferentes alternativas de generación.

3. METODOLOGÍA PARA DETERMINACIÓN DE LOS COSTOS AMBIENTALES

Este artículo propone una metodología basada en métodos de aná-

lisis de probabilidad estadística de riesgos, ya consagrados en estudios de los impactos negativos potenciales de plantas nucleares y de plantas químicas y petroquímicas, para estimar los costos ambientales de las emisiones aéreas de centrales termoeléctricas. La metodología engloba: modelos de dispersión atmosférica de los efluentes aéreos emitidos, para calcular las concentraciones medias anuales de contaminantes a nivel del suelo; modelos basados en relaciones dosis-respuesta, para relacionar las concentraciones medias anuales a los daños ambientales; y las técnicas para la estimación económica de los daños. Las diversas etapas que componen esa metodología y las informaciones requeridas en cada una de ellas se encuentran ilustradas en la Figura 2 y son descritas a continuación.

3.1 Caracterización de las Emisiones

La primera etapa de la metodología contempla la caracterización de emisiones aéreas de la central, identificando las substancias nocivas emitidas y cuantificando sus tasas de emisión. Esas emisiones son determinadas a partir del conocimiento del régimen operacional de la central, de la composición de combustible y la capacidad de retención de equipos de control de la central.

3.2 Determinación de Dispersión de Contaminantes

Por medio de modelos de dispersión atmosférica, se determinan la dispersión de contaminantes después de su entrada en la atmósfera y la distribución en el espacio y en el tiempo de las concentraciones al nivel del suelo.

Para una emisión que pueda ser considerada continua, la concentración instantánea al nivel del suelo, a una distancia x de la fuente emisora puede ser calculada mediante la ecuación 1 (Gifford, 1968):

$$C(x, y, z=0) = \frac{10^6 Q}{2\pi x u \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-1/2(H/\sigma_z)^2 - 1/2(y/\sigma_y)^2 \right]$$

donde:

C = concentración a nivel del suelo, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Q = tasa de liberación de contaminantes, kg/s

H =altura efectiva de liberación de contaminantes, m

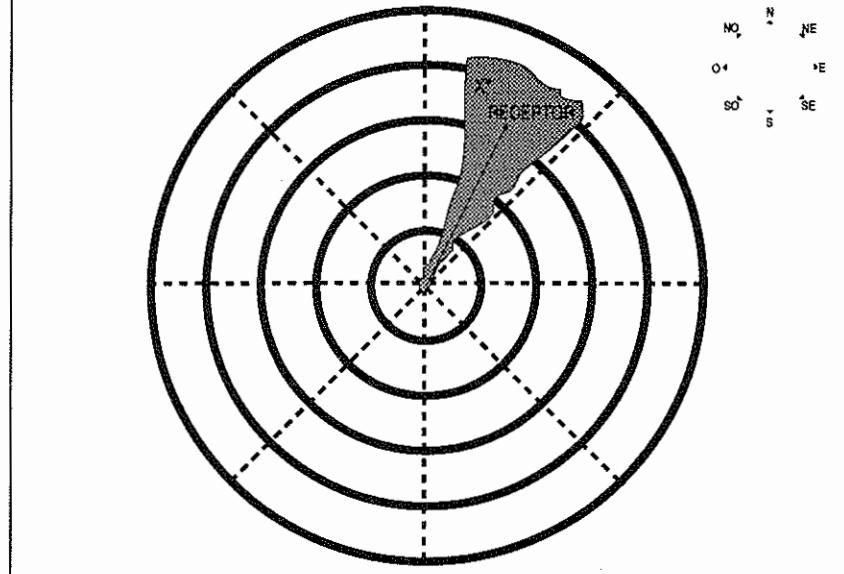
u = Velocidad del viento, m/s

σ_y, σ_z = desviaciones estándares de la distribución Gaussiana en las direcciones transversal al viento (y) y vertical (z), m.

La ecuación 1 es válida para emisiones continuas de larga duración y para terreno plano, de forma que la distribución de contaminantes puede ser considerada como una pluma Gaussiana. Para la determinación de impactos ambientales, el mayor interés reside en el cálculo de la concentración media anual a nivel del suelo, para cada contaminante y en cada punto del espacio. Se determina esa concentración tomando en cuenta las concentraciones instantáneas para el período de un año, a través de la integración de la ecuación 1 para todas las velocidades de viento, u , y las desviaciones estándares σ_y y σ_z , que ocurren a lo largo de este tiempo. Esta integración es bastante compleja y para entenderla, se puede adoptar una integración numérica aproximada, basada en una discretización espacial de la región alrededor de la central, como se muestra en la Figura 3.

Esa integración numérica resulta en la siguiente expresión, ecuación 2:

Figura 3. Esquema de discretización espacial utilizado en el cálculo de la concentración anual media



$$\bar{C}_{\text{anual}}(x^*, i) = \sum_{i=1}^n f_i(u) \left[\sum_{j=1}^n g_j(\sigma_y, \sigma_z, \left(\frac{\pi}{2\pi n} * \int_{-\pi}^{\pi} C(x, y, 0) dy \right)) \right]$$

donde

$\bar{C}_{\text{anual}}(x^*, i)$ = concentración media anual, a nivel del suelo, en un sólo bloque de la matriz espacial distante x^* de la fuente emisora, localizado en el sector i de la rosa de los vientos ($i = N, NE, E, SE, etc.$), $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{-año}$.

$f_i(u)$ = distribución anual del viento según dirección i .

$g_i(\sigma_y, \sigma_z)$ = distribución anual de las desviaciones estándares σ_y, σ_z según la dirección i .

n =número de divisiones de la rosa de los vientos

$$y_1 = x \sin(2\pi/n)$$

En general, la determinación de la concentración media abarca un radio de cerca de 150 km, donde los efectos de contaminación a nivel del suelo

son más relevantes. A partir de esta distancia, la incorporación de los contaminantes en las nubes pasa a ser dominante, siendo más importante los impactos transfronterizos, tales como lluvia ácida.

3.3 Determinación del Riesgo Incremental Individual

A partir de las concentraciones anuales medidas y de los datos de vulnerabilidad que relacionan las concentraciones con sus potenciales daños a la salud humana (muertes y enfermedad), a la propiedad (estructuras, construcciones, plantaciones, etc.) y al medio ambiente natural, se puede determinar el incremento de riesgo de daños producidos por los contaminantes. Esos datos de vulnerabilidad generalmente emplean relaciones dosis-respuesta (DR).

Las relaciones dosis-respuesta son obtenidas de estudios toxicológico-

cos que relacionan cuantitativamente la dosis con los efectos causados por agentes químicos. Se adopta el principio de que existe una relación causal entre el grado de exposición (dosis) a un agente y la existencia de un mecanismo capaz de causar un efecto (respuesta).

Además de considerar que existe una relación entre la concentración del contaminante y sus efectos nocivos, la utilización de coeficientes dosis-respuesta agrega las siguientes hipótesis adicionales: no existe límite por debajo del cual no hay efectos; no

existen efectos sinérgicos de los diversos tipos de contaminantes; y los efectos de los contaminantes son cumulativos.

Ejemplos de coeficientes dosis-respuesta para contaminantes típicos de centrales termoeléctricas se ilustran en el Cuadro 2 para daños en la salud y en el Cuadro 3 para la pérdida de productividad de algunos cultivos agrícolas.

El riesgo incremental de daño es entonces calculado como:

$$\Delta r_j(x^*, i) = C(x^*, i) DR_j(C(x^*, i))$$

donde:

$\Delta r_j(x^*, i)$ = riesgo incremental individual al daño j, en el punto x^* , del sector i.

$DR_j(C(x^*, i))$ = coeficiente dosis-respuesta del efecto j, para una concentración del contaminante $C(x^*, i)$.

3.4 Determinación de Riesgo Incremental Total

El crecimiento del riesgo total o colectivo, en cada bloque de la matriz, es determinado por la suma del riesgo individual $\Delta r_j(x^*, i)$, por la población y bienes patrimoniales y ambientales contenidos en el bloque. Para eso, se utilizan datos demográficos y de inventarios de propiedades y bienes ambientales existentes en la región de interés. El riesgo incremental total, $\Delta R_{jk}(x^*, i)$, para cada localidad k de la región de interés, se calcula mediante la integración numérica de los riesgos individuales de los bloques de la matriz que corresponden a las localidades. O sea,

$$\Delta R_{jk} = \sum_i \sum_{x^*} \Delta r_j(x^*, i) p_k(x^*, i)$$

donde $p_k(x^*, i)$ representa la población, bienes patrimoniales o ambientales existentes en el punto x^* del sector i.

3.5 Valoración de los costos ambientales

El costo de degradación asociado a cada tipo de daño causado por los contaminantes es obtenido multiplicando el incremento del riesgo colectivo de ocurrencia del daño por el valor económico atribuido a este incremento de riesgo.

Cuadro 2. Coeficientes dosis-respuesta para efectos sobre la salud humana

Efecto	Contaminante			
	SO ₂	SO ₄	Part.	O ₃
Mortalidad				
Rango de edad (años)				
18-44	1,5	15	3	6
45-64	6,0	60	3	6
>64	35,0	350	3	6
Morbilidad				
Bronquitis	100	1000	360	0
Sistema respiratorio inferior	50	500	0	0
Tos	100	1000	0	0
Resfriado	90	900	0	0
Neumonía	13	500	0	0
Enfermedad aguda	4	45	0	600

Fuentes: ECO NORTHWEST, 1987, ECO NORTHWEST, 1993

Cuadro 3. Coeficientes dosis-respuesta para efectos sobre cultivos agrícolas (% de pérdida/ $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{-año}$)

Cultivo	Contaminante		
	SO ₂	SO ₄	O ₃
Maíz	0,005	0,005	0,050
Trigo	0,012	0,012	0,125
Avena	0,012	0,012	0,125
Cebada	0,012	0,012	0,125
Alfalfa	0,019	0,019	0,118
Papas	0,035	0,035	0,350

Fuente: ECO NORTHWEST, 1987.

En el caso de bienes y servicios que poseen valor de mercado (por ejemplo, productos agrícolas, estructuras metálicas, materiales de construcción), se puede estimar el costo de degradación directamente, multiplicando el riesgo incremental de pérdida de esos bienes y servicios por sus precios de mercado. Sin embargo, existen algunas críticas con relación a este procedimiento. Primero las imperfecciones del mercado pueden distorsionar los valores adoptados para esos bienes o servicios. Segundo, los valores de mercado no siempre consideran el valor de opción de un recurso ambiental, por ejemplo, la opción de preservar un recurso para su uso futuro, o su valor de existencia, o sea, la disposición de preservar un bien de modo que se pueda proyectar su uso en el futuro. Tercero, como este procedimiento se basa en resultados de modelos dosis-respuesta, no es capaz de considerar acciones de los agentes económicos para disminuir o mitigar los efectos negativos de la contaminación, por ejemplo el uso de los fertilizantes para compensar la pérdida de productividad o el tratamiento de estructuras y construcciones para prevenir su deterioro.

En el caso de bienes o servicios de uso público o que no posean valor transable, la valoración debe realizarse a través de técnicas de inferencia indirecta. Esas técnicas utilizan observaciones individuales de la contaminación para calcular indirectamente sus costos. Una de esas técnicas es la estimación indirecta a través de los mercados de recurrencia. Los mercados de recurrencia son aquellos que comercializan los bienes y servicios substitutos o complementarios de los analizados. Ejemplos de estas técnicas de investigación inclu-

yen: técnicas hedonísticas o de preferencia revelada tales como el valor del salario y el de la propiedad; técnicas de investigación de opinión, que involucran técnicas psicométricas para estimar un bien o servicio no transable a través de investigaciones de la disposición de particulares de pagar por mantener un bien o servicio o asumir su pérdida (Fisher, 1982).

Una área de especial dificultad es la que se refiere a la valoración del riesgo incremental de muertes y enfermedades que provienen de la contaminación, debido a las implicaciones éticas y morales de este asunto. Es importante resaltar que no se trata de atribuir un valor monetario a estos riesgos, tales como el valor de una vida o la pérdida de salud de un individuo. Se trata realmente de estimar cuánto está la sociedad dispuesta a pagar por reducir el incremento de sus riesgos de muerte o enfermedad o para evitar el aumento de la incidencia de estos riesgos; por ejemplo, si la sociedad estuviese dispuesta a contribuir US\$10 por año, por habitante, en exámenes preventivos contra ataques cardíacos, el riesgo individual promedio de muerte por esta causa sería

1/100.000 por año (es decir, 1 de cada 100.000 habitantes muere por año debido a un ataque cardíaco), entonces el valor atribuido a la reducción de un riesgo incremental de 1/100.000 por año sería de US\$10 por año y por tanto la sociedad estaría dispuesta a pagar US\$10 millones (US\$ 10 ÷ 1/100.000) por vida estadística salvada.

Con el fin de ilustrar, el Cuadro 4 presenta valores atribuidos a los riesgos incrementales de enfermedad y de muerte en estudios realizados para los Estados Unidos.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En los países desarrollados, con un importante parque termoeléctrico, como en los Estados Unidos y un algunos países de Europa, la determinación de los costos ambientales de centrales termoeléctricas y su internación se ha convertido en una práctica usual. Esta internación se efectúa mediante la combinación de diversos mecanismos en sus legislaciones ambientales: la fijación de impuestos cobrados a las concesionarias por la can-

Cuadro 4. Valores de Incremento de riesgo de diferentes eventos de contaminación de aire

Evento	(US\$/evento)
Muerte	$4,0 \times 10^6$
Neumonía	$4,5 \times 10^3$
Bronquitis	$4,5 \times 10^3$
Enfermedades del aparato respiratorio inferior	$4,5 \times 10^3$
Enfermedades agudas	$4,5 \times 10^3$

Fuentes: Ottinger, 1992 y ECO NORTHWEST, 1993.

tidad de contaminantes emitidos; la limitación de emisiones a través de la concesión de certificados de emisiones negociables entre concesionarias; y la aplicación de instrumentos regulatorios que requieren la instalación de sistemas de control de emisiones o el cambio de combustibles en función de los costos ambientales de termoeléctricas. Todos estos mecanismos tienen como objetivo alcanzar el nivel óptimo social, donde el valor marginal de los beneficios económicos de la emisión de los contaminantes es equivalente al costo marginal de contaminación para la sociedad. Se nota en estos países cada vez más, la aplicación de instrumentos de mercado para sustituir los antiguos instrumentos de coerción y control.

En el Brasil esta práctica aún no tiene vigencia, y la legislación ambiental sobre generación termoeléctrica utiliza básicamente instrumentos de coerción y control, a través del establecimiento de normas similares a los de los países desarrollados que lograrán elevados niveles de contaminación ambiental debido a la quema de combustibles fósiles. El uso de esos instrumentos sin el conocimiento del costo ambiental de las centrales puede llevar a una asignación ineficiente de recursos sociales, ya sea con costos de control inferiores a los costos ambientales de las centrales o la situación inversa.

El sector eléctrico, a su vez, realiza su planeación tomando en cuenta apenas los costos convencionales de las centrales, aún cuando considera en sus proyectos medidas de control o de mitigación de sus impactos ambientales. Esta práctica, también puede llevar a una asignación ineficiente de recursos, ya que el pro-

grama de expansión del sector resulta de una solución óptima que no incorpora los costos ambientales de alternativas de generación.

Es por tanto fundamental el desarrollo de metodologías para la estimación de costos ambientales de generación de electricidad, tanto para uso de los organismos reguladores en su perfeccionamiento de la legislación ambiental, como para el uso del sector eléctrico en la elaboración de planes de expansión del sistema de generación.

En el caso de Brasil, la aplicación de esas metodologías aún requieren superar ciertas brechas. Los modelos de dispersión atmosférica tienen su utilización ya consagrada a nivel mundial, produciendo resultados de relativa precisión. Su correcta aplicación, sin embargo, requiere la existencia de datos meteorológicos que, en el país, son recolectados solamente en algunas pocas localidades.

Otra área importante se refiere a los estudios toxicológicos para la determinación de relaciones dosis-respuesta de los contaminantes. La utilización de los resultados de los estudios de otros países presenta restricciones con respecto a su adecuación a las condiciones brasileñas, especialmente la salud de la población. La existencia de condiciones ya precarias provocadas, por ejemplo, por desnutrición o por otras condiciones-sociales, pueden afectar sobremanera las relaciones adoptadas.

Finalmente, la determinación del valor de los bienes y servicios ambientales no transables, válidos para la sociedad brasileña, no es una tarea sencilla. Prácticamente no existen es-

tudios en el país que posibiliten estimar tanto la incidencia de los impactos ambientales como los gastos sociales para prevenirlos. En general estos datos existen solamente en países desarrollados, donde las decisiones se toman con base en un análisis de tipo riesgo x beneficio (por ejemplo, Estados Unidos, Reino Unido y Canadá).

5. BIBLIOGRAFIA

1. Eco Northwest, Estimative of Environmental Costs and Benefits for Five Generating Resources, 1986, EUA.
2. Eco Northwest, Generic Coal Study, Quantifications and Valuation of Environmental Impacts, 1987, EUA.
3. Eco Northwest, Economic Analysis of the Environmental Effects of the Coal-fired Electric Generator at Boardman Oregon, 1993, EUA.
4. ELETROBRAS, Plan 2015. Estudios Básicos, Proyectos 2 al 5, 1993.
5. Fisher, C.A. y Smith, V.K. Economic Evaluation of Energy's Environmental Cost with Special Reference to Air Pollution, *Annual Review of Energy*, 7:1-35, 1982, EUA.
6. Gifford Jr, F.A., "An Outline of Theories of Diffusion in the Lower Layers of the Atmosphere", Capítulo 3, *Meteorology and Atomic Energy*, 1968, Atomic Energy Commission, Report TID-24190, NTIS, junio de 1968, EUA.
7. Lave, L.B. y Silverman, L.P., "Economic Costs of Energy-Related Environmental Pollution", *Annual Energy Review*, 1:601-628, 1976, United States.
8. Ottinger, R.L., *Environmental Costs of Electricity*, Pace University Center for Environmental Legal Studies, Oceana Publications, 1991.

Methodology for Assessing the Environmental Costs of Coal-Fired Power Generation

Rafael Schechtman*

SUMMARY

Environmental costs stemming from the production of electric power account for one of its main external costs. In the case of thermoelectric stations, the costs associated to health impacts on the population, property, and natural environment are especially significant. Therefore, the determination of these costs and their incorporation into the cost of generation, at least for the purpose of selecting power generation alternatives, is essential so that future decisions regarding the expansion of Brazilian power generation facilities can be based on cost-minimization of the total cost of the alternatives, including conventional and environmental costs.

The present technical article describes a methodology to estimate environmental costs stemming from atmospheric emissions of thermoelectric stations. The methodology includes models of atmospheric dispersion of effluent discharged into the air aimed at calculating the annual ground-level concentrations of pollutants, the dosage-response ratio relating these concentrations with

damage to health, property, and the natural environment.

The validity and limitations of the models, techniques, and coefficients used in the quantification of environmental costs and potential difficulties in their application in the case of Brazilian thermoelectric stations, when the necessary data are lacking, are still debatable.

1. INTRODUCTION

The incorporation of thermoelectric stations in Brazil's power generation supply mix will largely depend on environmental conditions in electric power planning, especially those that affect the tapping of the Amazon region's hydropower potential.

According to Plan 2015 (ELETROBRAS, 1993), these conditions could generate three different supply scenarios with respect to the region's hydropower development: i) a reference alternative, with slight constraints on developing the Amazon's hydro regime; ii) an alter-

* Technology Center, Energy Planning Program, COPPE/UFRJ, Brazil

native with a five-year lag in developing this potential; and iii) an alternative involving prohibition in the Amazon region, which envisages totally forbidding tapping the Amazon's potential. Table 1 represents the capacity of thermoelectric stations forecast by the Plan 2015 for the two extreme alternatives, that is, i) and ii), for the Macroeconomic Scenario II previously provided for by the Plan. Table 1 also shows the number of stations that should be installed in the case of both alternatives, assuming 350 MW as the average size of each station.

As indicated in Table 1, the prohibition alternative in the Amazon region involves fast-tracking, as of the five-year period 2005, the installation of thermoelectric stations in the country, culminating with the operation of close to 190 stations by the year 2025. For the least restrictive alternative, this would only begin as of the five-year period 2020, leading to the operation of 95 units by the year 2025.

Therefore, the materialization of any one of these two alternatives or that of an intermediate option will require, as in other countries with many thermoelectric facilities, the discussion of environmental costs stemming from this power generation technology.

2. CONCEPTUALIZATION OF ENVIRONMENTAL COSTS

Environmental costs or costs due to environmental deterioration as a result of power generation is one of the major external costs, or costs of negative externalities. By externality one means negative impacts stemming from a power generation technology, whose costs are not incorporated into the price of electricity and therefore are not charged to consumers, since they are covered by third parties or by society as a whole. Externalities that cover other impacts such as social, political, macroeconomic, and other impacts are not dealt with here, since the article focuses on the costs of impacts on

human health, property, and natural environment.

Externalities stem from market imperfections as a result of which the polluting companies, in their feasibility studies, attribute a slight, if not null, value to environmental resources. Beyond its use as the final destination of pollution, the environment however provides multiple services, including sustaining human life, providing leisure and aesthetic value, etc. All these services have an economic value, once the individuals are willing to pay for them so as to ensure greater access to them or to avoid reducing their amount or quality (Lave & Silverman, 1976).

Despite their intrinsic economic value, these resources are not tradable because they belong to the public domain. This lack of ownership therefore leads to a widespread perception that their price is null for their private use as the recipient of wastes from companies, municipalities, or individuals. For the polluter, since the price of the service provided by the environment is low, use of the environment will expand until the marginal cost of waste disposal is zero, although for other individuals the marginal value of other environmental services is significant.

One solution for striking a balance in the economic conflict between private and public use of the environment involves mediation which generally takes place through government intervention, ensuring the establishment of policies that regulate the private use of the environment. In the United States and Europe, some of these policies are applied by setting ceilings for the

Table 1. Evolution of Capacity of Brazilian Thermoelectric Stations

Alternative	Year					
	2000	2005	2010	2015	2020	2025
Reference:						
Installed capacity (GW)	6.5	6.5	6.5	6.5	13.3	33.2
No. of units (*)	19	19	19	19	38	95
Amazon prohibition:						
Installed capacity (GW)	6.8	7.4	9.0	21.8	42.3	66.6
No. of units (*)	19	21	26	62	121	190

Source: Scenario II, Plan 2015 (ELETROBRAS, 1993)

* Assuming 350-MW thermoelectric stations

emission of pollutants on the basis of economic criteria or the issuance of negotiable bonds for the permission to pollute. Other means are being considered such as direct tax levies on emissions.

The final purpose of these policies is to incorporate environmental costs so as to reach an optimal social level for the efficient use of environmental resources. According to the theory of economic welfare (see Fisher, 1992), at this optimal level, the marginal benefit of emission of pollutants for each polluting agent should be equal to the sum of the marginal costs that pollution entails for individuals. In other words, the marginal cost of controlling emissions should be equal for all polluting agents and, at the same time, equal to the sum of the marginal benefits for all individuals stemming from the reduction of pollution.

Figure 1 illustrates this concept. The horizontal axis represents the level of pollution and the vertical axis the monetary unit for the costs. The CA and CC curves indicate the environmental cost for society as a result of environmental deterioration and the social cost of controlling emissions, respectively, depending on the level of pollution. The level of pollution is related to a total social cost CT , which is the sum of CA and CC. Afterwards, a policy to minimize total cost implies minimizing the sum of the two costs CA and CC, which is what occurs for a pollution level P^* at a cost C^* . It is mathematically demonstrated that, at this point, the CA and CC derivatives are identical in magnitude and of opposite signs. As indicated in Figure 1, the purpose of minimizing the social

cost admits that, at the optimal level, there will be some amount of pollution with its related cost of deterioration.

The determination of this optimal level of pollution requires knowledge about the control cost functions and environmental degradation cost. The control cost function, despite displaying practical difficulties in its determination, can be based on the costs of equipment and measures for emission control or environmental impact mitigation. This determination is objective and depends on estimating the cost of the stock of technology and available measures.

Determination of the function of the cost of deterioration, in turn, involves the appraisal of goods and services for public use, which are not always traded on the market. For these goods, the function reflects the perception of society on the benefits brought by the environment or the maximum value that individual are

willing to pay for using the environment or the minimum accepted by them as a compensation for the loss of this use. Obviously, these values are quite subjective and fluctuate from one individual to another and from society to another.

In the wealthier countries, for example, where control technologies are available and the standard of living ensures that the basic needs of the individual are fully met, the willingness to pay for environmental benefits is definitely higher than in poorer countries, where control technologies are scarce and expensive and living conditions more precarious.

Another important aspect is that the marginal cost of degradation grows as the level of environmental deterioration increases. An improvement in the conditions of a deteriorated environment generally brings greater benefits than in an environment with a lower level of deterioration.

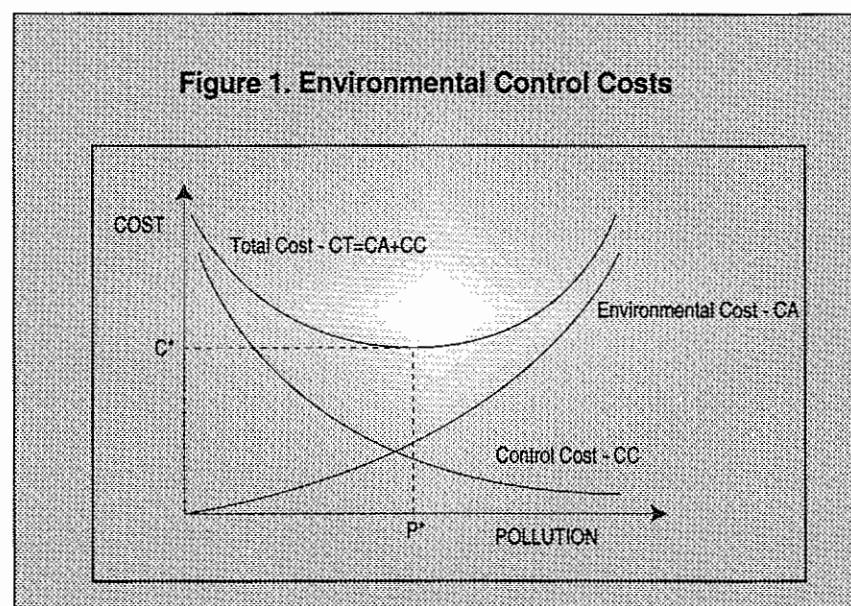
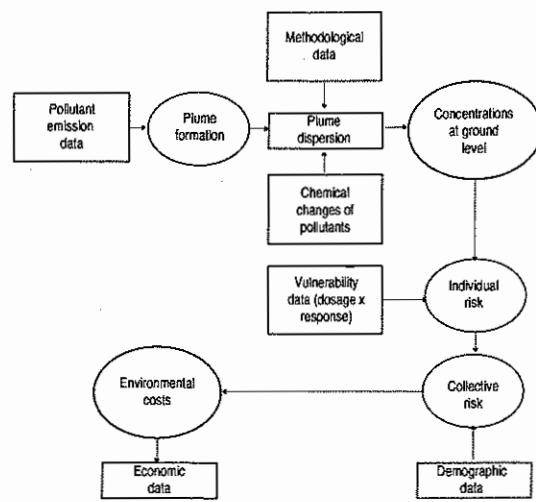


Figure 2. Methodology for determining environmental costs



These are relevant factors to be considered in the establishment of environmental policies. Very restrictive policies, involving control costs that are higher than the value of the benefits that are generated, undoubtedly result in an inefficient allocation of society's economic resources.

Therefore, a correct formulation of environmental policies is only possible on the basis of an estimation of the cost of environmental degradation conceived by society. A wide range of methods have been used for this purpose. Some use qualitative measurements and others are based on the monetarization of costs. The latter, despite their complexity and the controversy that surrounds them, are being used increasingly, either because they permit the establishment of economic pollution control mechanisms or ceilings for the emissions related to the costs of existing technologies or because they provide a measure that is shared

by conventional internal costs of electric power generation, facilitating a direct comparison between global costs (internal plus environmental costs) of different power generation alternatives.

3. METHODOLOGY FOR DETERMINING ENVIRONMENTAL COSTS

This article proposes a methodology based on methods that analyze the statistical probability of risk, which have already been tested in studies on the potential negative impacts of nuclear plants and chemical or petrochemical plants to estimate the environmental costs of the atmospheric emissions of thermoelectric plants. The methodology covers: atmospheric dispersion models for discharges of air pollutants to calculate the annual average concentrations of pollutants at ground level; models based on the dosage-response ratio to link annual average concen-

trations to environmental damage; and techniques for the economic appraisal of damage. The various phases comprising this methodology and the information required in each one of them are illustrated in Figure 2 and described below

3.1 Characterization of Emissions

The first phase of the methodology envisages the characterization of atmospheric emissions from the station, identifying toxic substances emitted and quantifying their rates of emission. These emissions are determined on the basis of knowledge of the station's operating regime, fuel mix, and the station's capacity to maintain control equipment.

3.2 Determination of Pollutant Dispersion

By means of atmospheric dispersion models, the dispersion of pollutants after their entry into the atmosphere and the distribution in space and over time of pollutant concentrations at ground level are determined

For an emission considered to be continuous, the instantaneous concentration at ground level, at an x distance of the emitting source, can be calculated on the basis of the following equation 1 (Gifford, 1968):

$$C(x, y, z=0) = \frac{10^6 Q}{2\pi u \sigma_x \sigma_z} \exp[-1/2(H/\sigma_z)^2 - 1/2(y/\sigma_y)^2]$$

where

C = concentration at ground level, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Q = pollutant discharge rate, kg/s
H = effective height of pollutant discharge, m

u = wind velocity, m/s

σ_y, σ_z = standard deviations of the Gaussian distributions in directions transversal to the wind (y) and vertical to the wind (z), m

Equation 1 is valid for continuous emissions over long periods of time and flat terrain, so that the distribution of pollutants can be viewed as a Gaussian plume. To determine environmental impacts, the primary interest lies in calculating the annual average concentration at ground level for each pollutant and in each point in space. This concentration is determined taking into account the instantaneous concentrations for a one-year period, through the integration of Equation 1 for all wind velocities, u , and the standard deviations σ_y and σ_z , which occur throughout this period. This integration is highly complex and to understand it, one can adopt an approximate numerical integration based on the space discretization of the region around the station, as indicated in Figure 3.

This numerical integration leads to the following equation 2:

$$\bar{C}_{annual}(x^*, i) = \sum_{i=1}^n f_i(u) \left[\sum_{i=1}^n g_i(\sigma_y, \sigma_z) \left(\frac{n}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \int_{-\infty}^{\infty} C(x, y, 0) dy \right) \right]$$

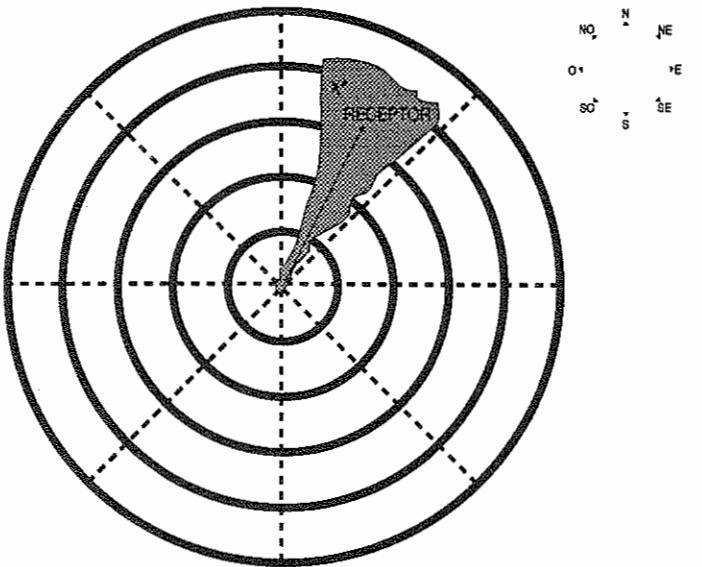
where

$\bar{C}_{annual}(x^*, i) = \sigma_y, \sigma_z$ annual average concentration at ground level in one single square of space grid at an x^* distance from the emitting source, located in i sector of the compass card ($i = N, NE, E, SE, \dots$), $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per year.

$f_i(u)$ = annual distribution of wind according to direction i

$g_i(\sigma_y, \sigma_z)$ = annual distribution of the standard deviations σ_y, σ_z according to direction i

Figure 3. Spatial discretization scheme used in calculating annual average concentration



n = number of subdivisions of the compass card

$$y_1 = x \sin(2\pi/n)$$

In general, determination of the average concentration covers a radius of close to 150 kilometers, where the pollution effects at ground level are more important. From this distance, the incorporation of pollutants into clouds is prevalent, with transboundary impacts such as acid rain becoming more significant.

3.3 Determination of Individual Incremental Risk

On the basis of annual average concentrations and vulnerability data that link concentrations to their potential damages to human health (death and disease), property (structures, buildings, plantations, etc.), and the natural environment, the increased risk of damage stemming from the pollutants can be deter-

mined. These vulnerability data generally use dosage-response ratios (DR).

The dosage-response ratios are obtained from toxicological studies that quantitatively relate the dosage with the effects caused by the chemical agents. The principle adopted is that there is a causal relationship between the degree of exposure (dosage) to an agent and the existence of a mechanism capable of causing an effect (response).

In addition to the consideration that there is a relation between the concentration of the pollutant and its toxic effects, the use of dosage-response coefficients adds the following hypotheses: there are no limits below which no effects are apparent; there are no synergic effects of the different types of pollutants; and the effects of the pollutants are cumulative.

Examples of dosage-response coefficients for typical pollutants from thermoelectric stations are illustrated in Table 2 for damage to health and in Table 3 for the loss of productivity of some crops.

The incremental risk of damage is therefore calculated as follows; equation 3:

$$\Delta r_j(x^*, i) = C(x^*, i) DR_j(C(x^*, i))$$

where

$\Delta r_j(x^*, i)$ = individual incremental risk to damage j, at point x^* of sector i.
 $DR_j(C(x^*, i))$ = dosage-response coefficient of effect j, for a pollutant concentration $C(x^*, i)$.

3.4 Determination of Total Incremental Risk

Growth of total or collective risk in each square of the grid is determined by the sum of individual

risk $\Delta r_j(x^*, i)$, for the population and property and environmental assets contained in the square. For this purpose, demographic data and inventories of properties and environmental assets in the region of interest are used. The total incremental risk $\Delta R_{jk}(x^*, i)$ for each locality k of the region of interest is calculated on the basis of the numerical integration of the individual risks of the squares of the grid belonging to the localities, that is;

equation 4:

$$\Delta r_{jk} = \sum_i \sum_{x^*} \Delta r_j(x^*, i) p_k(x^*, i)$$

where $p_k(x^*, i)$ is the population, properties, and environmental assets existing at point x^* of sector i.

3.5 Appraisal of Environmental Costs

The cost of deterioration related to each type of damage caused by the pollutants is obtained by multiplying the collective incremental risk of the damage occurring by the economic value attributed to the risk increment.

In the case of goods and services that have a market value (for example, farm products, metal structures, building materials), the cost of deterioration can be estimated directly, multiplying the incremental risk of loss of these goods and services by their market prices. This procedure, however, is the subject of criticism. First, market flaws can distort the values adopted for these goods or services. Second, market values do not always consider the option value of an environmental resource, that is, the option to keep a resource for future

Table 2. Dosage-Response Coefficients for Human Health

Impact	Pollutant			
	SO ₂	SO ₄	Part.	O ₃
Death				
Age range (years)				
18-44	1.5	15	3	6
45-64	6.0	60	3	6
>64	35.0	350	3	6
Disease				
Bronchitis	100	1000	360	0
Lower respiratory tract	50	500	0	0
Cough	100	1000	0	0
Cold	90	900	0	0
Pneumonia	13	500	0	0
Acute disease	4	45	0	600

Sources: ECO NORTHWEST, 1987, ECO NORTHWEST, 1993

Table 3. Dosage-Response Coefficients for Impacts on Crops (% loss/ $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{year}$)

Crop	Pollutant		
	SO ₂	SO ₄	O ₃
Corn	0.005	0.005	0.050
Wheat	0.012	0.012	0.125
Oat	0.012	0.012	0.125
Barley	0.012	0.012	0.125
Alfalfa	0.019	0.019	0.118
Potatoes	0.035	0.035	0.350

Source: ECO NORTHWEST, 1987.

use or its value as stock or the willingness to keep an asset envisaging a future use for it. Third, as this procedure is based on the results of dosage-response models it is not capable of considering the actions of economic agents to reduce or mitigate the negative effects of pollution, for example, the use of fertilizers to compensate for the loss of productivity or the treatment of structures and constructions to prevent their deterioration.

In the case of goods or services for public use which have no tradable value, the appraisal should be done by means of indirect inference techniques. These techniques use individual observations of pollution to indirectly estimate their costs. One of these techniques is the indirect appraisal through recurrence markets. Recurrence markets are those that market substitute or complementary goods and services. Examples of these techniques include: hedonistic or revealed preference techniques such as salary value or property value; opinion research techniques that involve psychometric techniques to estimate the value of a nontradable good or service through research on the individual willingness to pay for maintaining a good or service or to assume the cost of its loss (Fisher, 1982).

An especially difficult area is the appraisal of incremental risk of death and disease stemming from pollution, due to its ethical and moral implications. It is important to emphasize that no monetary value, such as the value of a life or the loss of health of an individual, is being attributed to these risks. What really is at stake here is an estimate of the value society is willing to pay to

reduce the increment of its risk of death or disease or to avoid the increase of the incidence of these events. For example, if society were willing to contribute US\$10 per year per inhabitant in preventive checkups against heart attacks, the individual average risk of death from this cause would be 1/100,000 per year (that is, 1 out of each 100,000 inhabitants die of a heart attack per year), then the value attributed to reducing the incremental risk of 1/100,000 per year would be US\$10 per year and therefore society would be willing to pay US\$10 million ($\text{US\$10} \div 1/100,000$) per statistical life saved.

For illustrative purposes, Table 4 provides the values attributed to the incremental risks of death and disease in studies conducted for the United States.

4. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

In developed countries, with a large share of thermoelectric stations, such as the United States or some European countries, determining the environmental costs of thermoelectric

stations and their internalization is becoming a common practice. This internalization is due to a combination of various mechanisms in their environmental legislation: levying taxes on concession holders for the amount of pollutants emitted; limiting emissions through the granting of emission certificates that are negotiable between concession holders; and the application of regulatory instruments that require the implementation of emission control systems or the change of fuel depending on the environmental costs of thermoelectric stations. All these mechanisms are aimed at achieving an optimal social level, where the marginal value of the economic benefits of emitting pollutants is equal to the marginal cost of pollution for society. In these countries the application of market instruments to substitute former coercive and monitoring instruments is increasingly widespread.

In Brazil this practice is not yet in force and environmental legislation on thermoelectric generation basically focuses on coercive and control instruments, the establishment of environmental standards that

Table 4. Values for risk increase of different air pollution events

Event	(US\$/event)
Death	4.0×10^6
Pneumonia	4.5×10^3
Bronchitis	4.5×10^3
Lower respiratory tract diseases	4.5×10^3
Acute diseases	4.5×10^3

Source: Ottinger, 1992 y ECO NORTHWEST, 1993.

are similar to those of developed countries which will achieve high levels of environmental pollution due to the burning of fossil fuels. The use of these instruments, without the knowledge of the environmental cost of the stations, can lead to the inefficient allocation of social resources: either with control costs that are lower than the environmental costs of the stations or vice-versa.

The electric power sector, in turn, implements its planning hardly taking into consideration the conventional costs of the stations, even when it considers environmental impact control or mitigation measures in its projects. This practice can also lead to an inefficient investment of resources, since the sector expansion program comes from an optimal solution that does not incorporate the environmental costs of generation alternatives.

It is therefore essential to develop methodologies to estimate the environmental costs of electric power generation both for use by regulatory agencies in enhancing environmental legislation and for use by the electric power sector in preparing the expansion plans of its power generation system.

In the case of Brazil, the application of these methodologies still require filling in certain gaps. Atmospheric dispersion models have already been accepted worldwide, producing relatively accurate results. Their correct application, however, requires meteorological data that, in the country, are only collected in a few localities.

Another important area focuses on toxicological studies for determining the dosage-response ratios of the pollutants. The use of the results stemming from studies of other countries involve constraints due to the difficulty of adapting them to Brazilian conditions, especially with respect to health of the population. The prevalence of precarious conditions stemming from malnutrition, for example, as well as other social conditions, can greatly affect the ratios adopted.

Finally, estimating the values of environmental goods and services that are valid for Brazilian society is not a simple task. There are virtually no studies in the country that facilitate estimating both the incidence of environmental impacts and the social expenditures required to prevent them. In general, these data are only available in developed countries, where decisions are taken on the basis of the risk x benefit analysis (for example, United States, United Kingdom, and Canada).

5. REFERENCES

1. Eco Northwest, Estimative of Environmental Costs and Benefits for Five Generating Resources, 1986, U.S.A.
2. Eco Northwest, Generic Coal Study, Quantifications and Valuation of Environmental Impacts, 1987, U.S.A.
3. Eco Northwest, Economic Analysis of the Environmental Effects of the Coal-fired Electric Generation at Boardman, Oregon, 1993, U.S.A.
4. ELETROBRAS, Plano 2015, Estudos Básicos, Projetos 2 a 5, 1993.
5. Fisher, C.A., and Smith, V.K., "Economic Evaluation of Energy's Environmental Costs with Special Reference to Air Pollution," *Annual Review of Energy*, 7:1-35, 1982, U.S.A.
6. Gifford Jr., F.A., "An Outline of Theories of Diffusion in the Lower Layers of the Atmosphere," Chapter 3, *Meteorology and Atomic Energy*, Atomic Energy Commission, Report TID-24190, NTIS, July 1968, U.S.A.
7. Lave, L.B., and Silverman, L.P., "Economic Costs of Energy-Related Environmental Pollution," *Annual Review of Energy*, 1:601-628, 1976, U.S.A.
8. Ottinger, R.L., *Environmental Costs of Electricity*, Pace University Center for Environmental Legal Studies, Oceana Publications, 1991.