EL COLEGIO DE LA FRONTERA NORTE
MAESTRIA EN ECONOMIA APLICADA
GENERACION 1992-1994

CONSIDERACIONES METODOLOGICAS PARA LA CREACION DE UN IMPUESTO AMBIENTAL

Tesis que para obtener el Grado de
Maestro en Economía Aplicada
presenta

ARTURO BOCARDO VALLE

COMITE DE EVALUACION
DIRECTOR DE TESIS: Dr. Roberto Sánchez Rodríguez.
LECTOR INTERNO: Mtro. Alejandro Valenzuela.
LECTOR EXTERNO: Dra. Silvia Adriana Pinal Calvillo.

Tijuana, Baja California. Julio 29 de 1994

RESUMEN

Considerando la importancia que la conservación de la salud humana y ambiental deben tener para el bienestar de una sociedad en su conjunto, se hace cada vez más necesario evaluar y regular el desarrollo económico basado exclusivamente en el crecimiento industrial. En consecuencia, deben buscarse alternativas de política que nos lleven a considerar de manera efectiva la preservación del medio ambiente, en cada decisión que lo involucre directa o indirectamente.

El propósito central de este trabajo, es el de estudiar la factibilidad de implementar un cargo a las empresas en forma de un impuesto ambiental, cuya función sea la de incentivarlas a tomar en cuenta dentro de sus costos de producción, los costos sociales implicados en sus emisiones contaminantes.

CONSIDERACIONES METODOLOGICAS PARA LA CREACION DE UN IMPUESTO AMBIENTAL

I N D I C E

CAP. I INTRODUCCION

1.1 EL MEDIO AMBIENTE COMO UN BIEN..... 4

1.1.1. EL CONCEPTO DE CONTAMINACION..... 6

1.2 EL NIVEL OPTIMO DE CONTAMINACION..... 7

1.3 NATURALEZA DEL PROBLEMA 10

1.4 HIPOTESIS, OBJETIVO Y METODO 13

CAP. II MARCO TEORICO.

2.1 ECONOMIA Y MEDIO AMBIENTE 15

2.2 EXTERNALIDADES 18

2.2.1 INTERNALIZACION DE LAS EXTERNALIDADES 22

2.3 INTERVENCION ESTATAL 27

CAP. III INSTRUMENTOS ECONOMICOS

3.1 DEFINICIONES 29

3.1.1 INSTRUMENTOS ECONOMICOS 29

3.1.2 INSTRUMENTOS REGULATORIOS 30

3.2 INSTRUMENTOS ECONOMICOS VS INSTRUMENTOS REGULATORIOS.. 31

3.3 SISTEMAS MIXTOS 33

3.4 DESCRIPCION DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS 34

3.4.1 CARGOS AMBIENTALES 34

3.4.2 SUBSIDIOS 35

3.4.3 PERMISOS AMBIENTALES 36

3.5 LA ELECCION DEL INSTRUMENTO 37

3.6 EXPERIENCIAS EN LA IMPLEMENTACION DE CARGOS AMBIENTALES 39

3.6.1 EL PROCESO DE CARGOS EN LOS E.U..... 42

3.6.2 EL PROCESO DE CARGOS EN EUROPA 51

3.6.2.1 EVALUACION DE LOS CASOS 61

3.6.2.2 ASPECTOS ECONOMICOS 62

3.6.3 MEXICO EN LA IMPLEMENTACION DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS 66

CAP. IV PLANTEAMIENTO DEL MODELO

4.1 CONSIDERACIONES PRACTICAS 73

4.1.1 INCERTIDUMBRE Y RIESGOS A LA SALUD 77

4.1.2 LA DETERMINACION DEL IMPUESTO 80

4.2 EFECTO DEL IMPUESTO AMBIENTAL SOBRE LOS BENEFICIOS DE LA EMPRESA..... 86

CAP. V ANALISIS Y RESULTADOS

5.1 APLICACION DEL MODELO 88

5.1.1 DETERMINACION FUNCIONAL DEL IMPUESTO 88

5.2 EJERCICIO DE SIMULACION 91

CONCLUSIONES 95

ANEXOS

BIBLIOGRAFIA

I. INTRODUCCION.

El marco de análisis bajo el que se ha contemplado a la industrialización de la frontera norte de México, le ha dado el crédito necesario para constituírse como uno de los sectores más existosos del país. Sobre todo, porque ha respondido a los principios básicos del programa de gobierno que le dio origen a mediados de la década de los sesenta[1]: la reducción del desempleo en esta área y la generación de divisas para México, a través del establecimiento de empresas extranjeras dedicadas al ensamblaje de materiales, llamadas maquiladoras. En la actualidad, más de 2000 plantas maquiladoras, empleando casi 600,000 personas, forman la segunda fuente de divisas en el país después de la industria petrolera[2].

Sin embargo, este proceso de industrialización se establece en una franca contradicción cuando se analizan los aspectos sociales y ambientales que lo sostienen. Diversos estudios que se han orientado hacia el análisis de los efectos causados a la salud

---

[1] Carrillo, Jorge, Transformaciones en la Industria Maquiladora de exportación, en las maquiladoras: Ajuste estructural y Desarrollo Regional, Bernardo González Aréchiga y Rocío Barajas B. (compiladores). El COLEF-Fundación Friedrich Ebert (1989).

[2] Environmental Plan for the Mexican-US Border Area. First Stage (1992-1994). Summary.

humana y ambiental, han determinado hasta ahora, que existe un consistente deterioro del medio en que se desenvuelve la industria maquiladora[3].

Dicho de otro modo, el desarrollo industrial planteado, ha traído consigo la presencia de actividades que afectan el entorno ecológico y la salud humana, de donde se desprende la necesidad de regular tales actividades y evaluarlas en el sentido de la preservación de los ecosistemas y la protección de sus habitantes.

El presente trabajo, tiene como fin el diseño de un instrumento de política económica que cumpla con esta necesidad y que a su vez constituya un mecanismo que lleve a la industria a internalizar parte del costo social que su actividad genera.

En relación a ésto, la propuesta de análisis que aquí se plantea, tiene que ver con el diseño de un impuesto ambiental basado en la cuantificación marginal de este daño, considerando además sus posibles efectos en la estructura de costos de la industria.

[3] Ver Sánchez, Roberto, Otra manera de ver a la maquiladora: Riesgos en el Medio Ambiente y en la Salud, en Subcontratación y empresas transnacionales, comp. de Bernardo González Aréchiga y J. Carlos Ramirez, El COLEF-Fundación Friedrich Ebert, México 1990.

La argumentación básica que sostiene a esta propuesta, surge de la capacidad de dicho instrumento para actuar eficientemente como un incentivo que modifica el comportamiento del sector industrial induciendolo a tener una actitud más racional en cuanto a la consideración del medio ambiente.

El trabajo se basa en un análisis referido a la contaminación del agua en la región fronteriza, especialmente en la ciudad de Tijuana, B.C. y en el ramo industrial que más predomina en esta zona: La industria maquiladora de componentes electrónicos. Esta rama constituye una de las más dinámicas en el desarrollo industrial registrando el 43% del total de la maquila fonteriza con las más altas tasas de crecimiento en los últimos años[4]. Por su parte, Tijuana (que comparte con Cd. Juárez el 56% de las maquiladoras establecidas en la región) ha sido parte estratégica de este crecimiento industrial. Para 1991, el número de plantas establecidas aquí llegó a 492, empleando 62,632 personas[5].

[4] Environmental Plan for the Mexican-US Border Area. First Stage (1992-1994). Summary.

[5] Richardson, Harry W. NAFTA and Urban Mexico. Paper Presented at the Western Regional Science Association Meeting, Tucson, Arizona (1994).

1.1 EL MEDIO AMBIENTE COMO UN BIEN

Una de las relaciones más antiguas y no por eso menos impresionante, es la que la naturaleza y el hombre han establecido desde hace muchos siglos. La primera, actuando como un bien conjunto que provee de insumos, no solo al sistema económico sino a la humanidad en su conjunto[6]. Por su parte, el hombre ha desarrollado su bienestar utilizando estos recursos en cada uno de sus procesos, ya sean de orden industrial o cotidiano.

Sin embargo, el hombre devuelve a la naturaleza estos insumos en forma transformada y alterada, implicando que ésta no tenga la capacidad de asimilarlos y reintegrarlos al orden que le corresponde.

De esta forma, entender el proceso de generación de desechos como un proceso natural de la actividad humana, es un avance en este esquema. El elemento esencial, no es si el hombre debe o no afectar al medio ambiente, ya que en la medida en que el ser humano

[6] Esta idea es original de Tom Tietenberg. El define al medio ambiente como un "ASSET" (para respetar el sentido de su descripción) que provee una variedad de servicios al sistema económico (empresas y familias). Tietenberg, Tom Environmental and Natural Resources Economics Glenview, Illunois (1984).

exista lo hará. Lo esencial es determinar el límite en que se sobrepasa la capacidad de asimilación del medio ambiente, convirtiéndose en un daño irreversible, con un elevado costo social.

La figura 1.1. muestra el sistema que se establece entre las actividades económicas y el medio ambiente. En ella puede observarse, como el medio ambiente ofrece insumos que se utilizan en las actividades productivas y a su vez recibe los desechos provenientes de ellas. En esta última acción, el medio ambiente actúa para transformar los residuos en sustancias menos peligrosas y para transportar y diluir los desechos provenientes de la actividad humana.

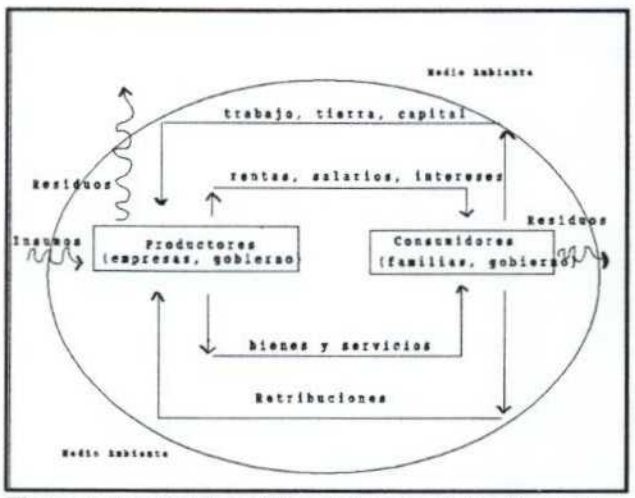


Figura 1.1 Actividades Económicas tradicionales y el Medio Ambiente

FUENTE: Ortolano, Leonard. Op.Cit

1.1.1 EL CONCEPTO DE CONTAMINACION.

Una visión aún más categórica del medio ambiente, es la que lo ha designado como un bien de capital[7]. Esta idea, le permite al medio ambiente ofrecer un conjunto de servicios esenciales para el desarrollo de la actividad humana, no solo económica, sino incluso social.

La tabla 1.1 describe las categorías de los bienes ambientales ofrecidos al ser humano. De modo que la sociedad estará dispuesta a pagar por ellos, a fin de tener un mayor acceso a su consumo o para evitar una reducción en su calidad y cantidad[8]. En consecuencia, la contaminación se define como los efectos adversos provocados a uno o algunos de los bienes y servicios ofrecidos por el medio ambiente al ser humano[9].

---

[7] Ortolano, Leonard, Enviromental Planning and Decision Making, pp. 27-28, 1984.

[8] Ortolano, Leonard, Op.Cit. pp. 28.

[9] Ibidem.

Tabla: 1.1. Categorías de Bienes Ambientales

Servicios para la preservación de la vida Un ambiente habitable y saludable, incluyendo aire limpio y agua pura.
Servicios de Recreación Espacios agradables para la recreación y renovación de la vida, tales como playas, Bosques, etc.
Insumos Materiales Insumos tales como el petróleo y leña para las diversas actividades económicas.
Servicios de Recepción de Desechos La Recepción de desechos tales como aguas residuales y ruido.

Fuente: Ortolano, Leonard. P.28. Modificada.

1.2 EL NIVEL OPTIMO DE CONTAMINACION.

En el apartado anterior, se ha mencionado uno de los puntos claves del análisis económico-ambiental, el nivel óptimo de contaminación. Como es de esperarse, la base fundamental de este esquema, se establece a través del conocimiento de la capacidad del medio ambiente para "autoregenerarse", considerando las fuerzas vivas que interactúan en el mismo plano ecológico.

La ciencia económica ha provisto al análisis ambiental de dos planteamientos muy valiosos para la implementación de políticas.

Uno de ellos se basa en el discutible esquema de costo-beneficios. Aquí la idea central se basa en establecer una evaluación cuantitativa de los costos y los beneficios que se reportan en la realización de un objetivo de política ambiental. Los beneficios que se obtienen con la solución de un problema (no especialmente de contaminación) se contrastan con los costos implicados (compra de equipo de control, gastos administrativos, etc.) de tal actividad. Esta idea es importante de aplicar cuando se piensa que para el caso de la contaminación, cuanto menos haya mejor. Esta visión sesgada, solo registra la evaluación correspondiente al miembro de los beneficios. Sin embargo, es claro que no toda problemática debe responder a este esquema. No siempre es posible cuantificar los beneficios de una actividad llevada a cabo y en consecuencia, ningún costo puede o debe ser comparado. El caso más relevante es cuando tratamos de evaluar una vida humana. Aquí los costos pueden ser irrelevantes.

El segundo planteamiento, se basa en el principio económico de la utilización eficiente de los recursos. Este principio, que de hecho está intrínsicamente ligado al esquema de costo-beneficio, parte de la consideración paradógica de que ciertos niveles de contaminación pueden ser tolerados por el medio ambiente, de acuerdo a las características físicas de éste. En este sentido, el elemento esencial lo constituye la determinación de los niveles

permisibles de afectación del medio ambiente, comúnmente conocidos como niveles óptimos de contaminación.

El caso del agua es particularmente interesante para explicar lo anterior. Ciertos procesos biológicos que toman parte en cursos de agua, le dan una determinada capacidad a ésta para regenerarse por sí misma. En consecuencia, si a un curso de agua no llegase ninguna fuente de contaminación (P.E. agua no tratada), esta capacidad natural no se está utilizando, implicando con ello una utilización ineficiente de recursos. Desde una visión económica, esta capacidad refleja un recurso disponible para la producción de bienes y servicios. Por tanto, esta capacidad debe ser utilizada hasta un punto en el que efectos indeseables estén por surgir. De esto se concluye la idea de que la contaminación puede no ser de un nivel igual a cero sino que incluso, puede ser "requerida" en un sistema económico[10].

Este último planteamiento, hace posible la elaboración de los estándares de tolerancia ambiental, en los que claramente se observa ésta consideración teórica. Sin embargo, es necesario aclarar que el establecimiento de cualquier estándar ambiental debe tomar en cuenta la capacidad del medio ambiente para reconstituirse

[10] Esto no necesariamente es así para contaminantes no degradables. Tietenberg, Tom. Op.Cit.

por sí mismo y no basarse en cambio, en un lineamiento de política que justifique solamente la generación de riqueza. En otras palabras, ceder en lo ambiental para ganar en lo económico, puede llevar a nuestro entorno a un daño irreversible y muy costoso.

1.3 NATURALEZA DEL PROBLEMA.

El crecimiento industrial en la frontera norte de México, ha estado continuamente marcado por un deterioro ambiental considerable. Lo anterior, que ha sido probado por diversos estudios, cobra especial relevancia cuando se asocia con recursos naturales sumamente escasos en la región. Este es el caso de Tijuana, en el que altas tasas de crecimiento industrial se han registrado y existen evidencias empíricas de contaminación de aguas por actividades industriales, principalmente de la maquiladora fronteriza, por ser la industria predominante en la región[11].

Un elemento útil para explicar esta situación, está dado por la ausencia generalizada de sistemas de tratamiento de aguas residuales (provenientes de los procesos productivos) en las empresas. Para 1992, de un total de 635 empresas establecidas en

[11] Ver trabajos del Programa de Investigación: Diagnóstico de la Contaminación, UABC.

Baja California, solo el 12.4% contaba con sistemas de tratamiento de aguas residuales[12]. El siguiente cuadro ilustra otros datos relacionados con este aspecto.

Total de Plantas Maquiladoras	635
Descargas de aguas residuales existentes	894
Descargas registradas	326
Empresas que cuentan con condiciones particulares de descarga	12
Empresas con sistemas de tratamiento de agua residual	79

Fuente: Rámirez, Alejandro, Op.Cit.

Desde luego que aún este 12.4% puede ser cuestionado, en el sentido de verificar si es un tratamiento adecuado para sus descargas residuales.

Otro elemento que destaca del cuadro, es que solo un 36.46% de las descargas de aguas residuales existentes, están registradas y a solo un 0.02% de las empresas se les han determinado condiciones particulares de descarga.

Todo lo anterior prueba entonces que no existe un incentivo para que las empresas adopten un sistema de tratamiento. De hecho,

[12] Rámirez Alejandro A. Prevención y Control de Aguas Residuales. SEDESOL/WEC. (1993).

aún cuando la legislación mexicana obliga a tener un tratamiento previo a las descargas de aguas residuales, su efectividad parece ser relativamente baja[13].

La afirmación anterior puede reflexionarse bajo el esquema en el que actualmente se analiza a la industria maquiladora; es decir, la evidencia de que existe un proceso evolutivo en las características de la misma, implementado por un cambio tecnológico y de industrialización[14]. Si este tipo de industria (que se caracterizó en sus inicios por ser poco compleja en sus procesos productivos) ha venido presentando cambios significativos desde los inicios de la década de los ochenta[15], cabe preguntarse entonces, por qué este proceso no ha sido extendido hacia las consideraciones ambientales. La respuesta, como ya se dijo, puede estar en la falta de mecanismos que incentiven a las empresas a valorar el medio que las rodea.

---

13 Art. 117,III de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Ley Nacional de Aguas. 1992.

14 Ver Hualde, Alfredo ET.AL. Ponencia para el seminario Internacional "Las maquiladoras en México,-presente y futuro del desarrollo industrial, Tijuna (México), mayo 1994.

15 Ver Carrillo, Jorge. Transformaciones en la Industria Maquiladora de exportación. Op. Cit.

1.4. HIPOTESIS, OBJETIVO Y METODO.

HIPOTESIS.

Mediante la realización de este trabajo, pretendo demostrar que las regulaciones ambientales existentes, no constituyen un incentivo para las empresas en el sentido de llevarlas a reducir sus descargas contaminantes a través de la adopción de tecnología de abatimiento. De aquí se desprende la necesidad de considerar un mecanismo que contribuya a internalizar los costos sociales asociados a la contaminación en la industria que la produce, actuando además como un incentivo para la adopción de tecnología de abatimiento.

OBJETIVO.

El objetivo central es por tanto, estudiar una metodología que considere el conjunto de elementos que deben participar para la creación e implementación de un impuesto ambiental. Adicionalmente, se busca predecir las implicaciones en los costos que una tasa impositiva dada provocará en la estructura productiva de algunas

empresas del sector maquilador.

METODOLOGIA.

Para logar ésto, se establece un procedimiento que determina la función de la tasa impositiva, considerando los costos marginales implicados en el abatimiento de niveles crecientes de contaminación ambiental. Tales costos marginales resultan de incorporar la tecnología disponible para abatir la contaminación, a cada nivel de emisiones resultante de los procesos productivos industriales. Una vez determinado la anterior, se desarrolla un escenario posible en el que actúan los costos de producción de las empresas y un nivel de impuesto determinado. La tarea aquí consiste en la determinación de las funciones de costos que representen a cada empresa, con el propósito de observar la transformación sufrida en ellos, una vez aplicado el impuesto.

La explicación detallada de cada uno de los procedimientos utilizados en este trabajo, se puede ver en los apéndices metodológicos que se encuentran al final del capitulo V.

II. MARCO TEORICO.

2.1 ECONOMIA Y MEDIO AMBIENTE

La ciencia económica ha jugado un papel significante al lado de las consideraciones ambientales. Desde los inicios de la revolución ambiental en 1960, la economía planteó la visión de los problemas ambientales como un elemento implicado en la teoría de las externalidades y su asociada falla de mercado. A partir de allí, la rama de la microeconomía se encargó de diseñar metodologías para suplir la ausencia de precios en ciertos recursos (ambientalmente) escasos, a través de la creación de sistemas de cargos unitarios y permisos ambientales que proveyeran las señales necesitadas para actuar económicamente en el uso de estos recursos.

Al principio, sin embargo, esta visión tuvo un impacto insignificante en la implementación de políticas ambientales. De cierto que las primeras estructuras de reglamentación ambiental que se implementaron, no consideraban el balance entre los costos y los beneficios implicados en los estándares establecidos. Incluso, se pueden encontrar estándares en los que se establece la eliminación

total de los contaminantes[1].

Para la década de los 80's, la evolución de la política ambiental sacó a relucir, de manera inevitable, los aspectos económicos. Esto debido a que las regulaciones ambientales implicaban costos y por lo tanto, habría que decidir sobre el alcance y desarrollo del control de la contaminación, de acuerdo al siguiente argumento: El nivel óptimo de control de la contaminación es alcanzado cuando el costo marginal de abatimiento y el costo marginal del daño son iguales[2]. La implicación de este argumento es que las políticas ambientales necesitan estar cuidadosamente diseñadas para tomar en cuenta los costos del control de la contaminación y los beneficios de un ambiente más limpio[3]. Esto no niega que puedan existir formas de contaminación, las cuales sería deseable eliminarlas completamente, pero esto generalmente se dará en casos realmente excepcionales. En la mayoría de los casos, los costos que implica la eliminación de la contaminación en forma total, superarán a los beneficios esperados, de modo que para

---

1 Clean Water act. E.U, (1972).

2 Smith, Stephen. (1993). Taxation and the Environment. Complementary Policies. OECD, Paris.

3 Ibidem.

reducir las emisiones contaminantes debe considerarse el punto en el que los costos de esta reducción puedan ser justificados en términos de los beneficios potenciales.

Una consecuencia importante de ésto, es que las políticas económica y ambiental no pueden estar separadas. La necesidad para una integración efectiva entre ambas debe ser reconocida y emprendida. Esto significa, que una manera de asegurar una eficiencia económica mayor, es desarrollar un uso más consistente de las fuerzas del mercado, a través de los llamados "instrumentos económicos".

El esquema general de la economía ambiental, caracteriza a la contaminación como un "mal" público, que resulta de los desechos asociados con la producción de bienes privados[4]. Se puede afirmar entonces que la fuente de los principios económicos básicos para analizar el problema de la contaminación ambiental, se encuentran en la teoría de las externalidades, por lo que se hace necesario recurrir a su explicación para entender la esencia de la

[4] Cropper, Maureen L. y Oates, Wallace E. Environmental Economics: A Survey. Journal of Economic Literature. vol. xxx (june 1992). Pág. 675-740.

contaminación y el surgimiento de los instrumentos económicos.

2.2 EXTERNALIDADES.

La preocupación principal de este trabajo, se basa en el problema asociado con el manejo eficiente de la calidad del agua. Dado que la única manera en la que la sociedad puede obtener agua limpia (o más limpia) es sacrificando otros bienes, el problema del manejo de la calidad del agua se convierte en uno de la asignación eficiente de los recursos escasos. Lo que distingue al manejo de la calidad del agua, es que la contaminación de ésta se trata de un clásico ejemplo de una externalidad no pecunaria[5]. Esto es, una externalidad existe cuando el bienestar de un agente económico depende directamente, no solo de sus actividades, sino también de aquellas que están bajo el control de otro agente[6]. Esto supone que las externalidades pueden ser positivas o negativas, de acuerdo al efecto que transmitan en el "receptor" de ella. Normalmente, este efecto se traduce en una señal implicada por un precio, que se

---

[5] Upton Charles, Optimal Taxing of Water Pollution. Water Resources Research, Vol. 4 No.5 (1968).

[6] Tietenberg, Tom. Op.Cit.

moverá de acuerdo al daño o beneficio que lo genere. Este tipo de externalidades reciben el nombre de pecunarias si el efecto es transmitido por un precio más alto. Sin embargo, el caso de la contaminación no se considera así debido a que el efecto que causa, no puede ser transmitido a través de precios y consecuentemente, el sistema de mercado por sí solo, no puede ser considerado para causar un efecto en el nivel socialmente deseable de la calidad ambiental, en este caso, del agua.

Si entendemos el funcionamiento de un mercado, habremos de saber que éste funciona en forma ordenada cuando el precio de un bien es igual al costo que supone para la sociedad el producirlo y cuando su valor para el comprador, es igual al beneficio que reporta para la sociedad[7]. Sin embargo, los costos y los beneficios implicados en la producción no siempre se reflejan totalmente en los precios de mercado.

La industria utiliza el medio ambiente como receptor de los desechos de su producción. Esto, además de afectar negativamente al ambiente, afecta directamente a la salud de las personas. Si la

[7] Fischer, Stanley ET AL, Economía, McGraw Hill, (1990).

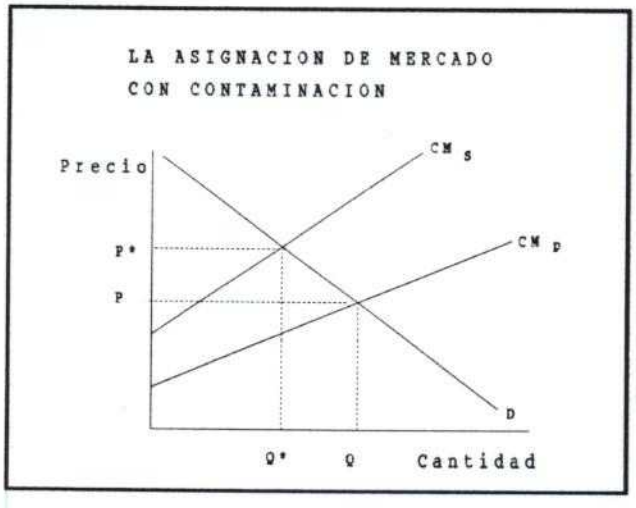
industria no paga los costos que implican estos vertidos, se tiene que el costo privado de funcionamiento de la industria es menor que el costo social, ya que no paga por el daño causado al medio ambiente y a la salud. Por tanto, los precios de mercado de sus productos muy probablemente son menores que el verdadero costo social de producción, que comprende todos los costos del daño ambiental. Esto provoca a su vez, una asignación ineficiente de los recursos, ya que se consume una cantidad excesiva de estos productos: el valor marginal de la última unidad producida, es menor que el costo social marginal de producción, por lo que debería reducirse ésta[8].

Este efecto puede ser visto a través de la gráfica 2.1, en la cuál se puede ver que la producción de una empresa inevitablemente incluye la generación de un efecto contaminante[9]. La demanda para el producto está dada por la curva **D** y el costo marginal privado de producción (sin considerar el control de la contaminación y el daño) está representado por la curva $\mathbf{CM_p}$. Por su parte, la sociedad también considera el costo de la contaminación y el costo

[8] Fischer, Stanley. Ibidem, pag.300.

[9] Tietenberg, Tom. Op.Cit.

de controlarla. Agregar estos costos marginales adicionales a la curva del costo marginal privado, resulta en la curva de costo marginal social CM_s. Si la empresa no tiene un control sobre su nivel de emisiones, su producción estaría dada en el punto **Q**, implicando que, bajo un esquema competitivo, este punto maximizaría la oferta privada. Sin embargo, es claro que este punto no demuestra eficiencia, puesto que el beneficio neto es maximizado en **Q*** y no en **Q** como está sucediendo. Además, es evidente que al nivel de producto **Q*** debe corresponderle un precio más alto, en este caso **P***.



Gráfica 2.1

Fuente: Tietenberg, Tom. Op.Cit. p.46.

La idea que se desprende de aquí, es que las externalidades

existen porque no hay mercados para ellas[10]. Es decir, se producen o se consumen bienes para los que no hay precios que regulen su utilización. Este es el caso típico de lo que se ha denominado "bienes libres" o públicos[11] (aire, agua, etc.). Así que las empresas se encuentran con un libre acceso a los recursos ambientales, llevando a cabo actividades contaminantes que, debido a la no consideración de los costos externos impuestos a otros agentes del sistema económico, resultan en niveles (socialmente) excesivos de contaminación.

2.2.1 INTERNALIZACION DE LAS EXTERNALIDADES.

La implicación económica del resultado anterior, es clara. Los agentes contaminantes necesitan enfrentarse a la imposición de un "precio" que iguale los costos marginales externos de sus actividades contaminantes para inducirlos a internalizar marginalmente los costos sociales impuestos[12]. Esto puede ser resuelto por el cobro de un impuesto sobre la contaminación, igual

---

[10] Fischer, Stanley. Op Cit. pag.300.

[11] Un bien público es aquél donde su consumo por un individuo, de ninguna manera previene a otro de consumirlo o disminuye su aprovechamiento.

[12] Baumol, William J. and Oates, Wallace E. The use of Standards and Prices for Protection of the Environment. Swed J. of Economics, No.1 (1971).

a t por unidad de contaminación vertida. En ese caso, cada empresa obtiene más beneficios reduciendo sus vertidos siempre que el costo marginal de la reducción de la contaminación en 1 unidad sea menor que el ahorro fiscal correspondiente, t. Cuando cada empresa ha elegido el nivel de eliminación que maximiza sus beneficios, el costo marginal de las reducciones adicionales será igual a t para todas las empresas.

Dado que el costo marginal de reducir la contaminación es igual para todas, se obtendrá automáticamente una reducción total de ella con el costo total menor posible, de la misma forma que el mercado perfectamente competitivo minimiza automáticamente el costo de producción[13]. En este punto, todas las empresas tienen incentivos para buscar y utilizar nuevas formas de reducir la contaminación aún más, con el propósito de reducir su nivel impositivo. Las empresas que no puedan reducir la contaminación por unidad de producto, pagarán unos impuestos relativamente altos. Por lo tanto, sus costos aumentarán, provocando aumentos de precios que llevarán a una reducción en el consumo de los productos contaminantes.

O bien, el precio buscado puede tomar la forma de un impuesto

[13] Baumol, William J. Op.Cit.

pigouviano y ser aplicado al agente contaminante de acuerdo a una función de daño social[14]. La premisa del impuesto pigouviano es que cuando una externalidad causa costos marginales sociales que divergen de los costos marginales privados, la estructura del mercado no puede reducir el nivel eficiente de producto. Arthur C. Pigou, economista británico, fue el primero en proponer (1932) que un impuesto igual a la diferencia entre el costo marginal social y el privado, guiaría al mercado a un resultado eficiente[15]. El impuesto hace la labor de internalizar las externalidades, bajo la forma de costos privados, afectando a su vez, el nivel de los beneficios obtenidos por la industria contaminante.

Aún cuando la teoría Pigouviana ha sido perpetuada, todavía existen serias dificultades prácticas para implementarse. En este sentido, se ha demostrado constantemente una inhabilidad para medir la función de daño marginal social, sobre todo porque no es fácil obtener una estimación razonable del valor monetario que este daño marginal causa[16]. Pero también debido a que el daño causado por la externalidad puede ser tan relativo y el número de personas

---

[14] Aquí es importante puntualizar, que la aplicación del impuesto debe hacerse en forma directa a la actividad contaminante y no a un producto o insumo relacionado. Cropper and Oates. Op.Cit.

[15] Barthold, Thomas H. Issues in the Design of Environmental Excise Taxes. Journal of Economic Perspectives-volumen 8, number 1, Winter 1994. Pág. 133-151.

[16] Baumol, William J. Op.Cit.

afectadas tan variante, que se necesitarían proporciones de alcance muy significativas. Además, la naturaleza intangible de muchas de las consecuencias más importantes -el daño a la salud- y la dificultad para determinar una cantidad monetaria equivalente para este daño marginal, complican severamente el análisis[17].

A este respecto, han surgido propuestas en las que se buscan métodos alternativos para determinar un precio al ambiente. Uno de ellos, es el propuesto por Baumol y Oates[18] en el que establecen una relación de apreciación al ambiente combinado con el procedimiento de estándares de calidad ambiental. En la práctica, sin embargo, puede verse que muchos sistemas de impuestos ambientales se alejan consistentemente de la teoría, lo que ha resultado incluso, en la existencia de un gran conjunto de instrumentos, que con el mismo propósito que éstos, logran un efectivo control de la contaminación. Por ejemplo, la Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)[19] distingue una clasificación de cinco cargos ambientales, basados en la distribución efectiva para el control de la contaminación. Tales

---

17 Ibidem.

18 William J. Baumol and Wallace E. Oates. The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. Sweed. Journal of Economics (1971).

19 Smith, Stephen (1993).Op.Cit.

cargos son:

- **Cargos a los efluentes**, pagados por las descargas al ambiente, basados en la cantidad y/o la calidad de los contaminantes descargados.

- **Cargos a los usuarios**, por los costos del tratamiento de los efluentes.

- **Cargos a los productos**, los cuales son asignados a la venta de productos cuyo proceso de manufactura o consumo implican necesariamente contaminación, o para los cuales un sistema de disposición ha sido asignado.

- **Cargos administrativos**, que incluyen cuotas de control y autorización a pagar por los servicios de la autoridad reguladora, tal es el caso de la implementación y ejecución de las regulaciones.

- **Impuestos diferenciados**, consisten en cargo por producto de efecto positivo y negativo, diseñados para alentar o desalentar el patrón de bienes y servicios asociados con efectos ambientales.

Desde luego que el conjunto de instrumentos económicos es más amplio. Pero las características de la contaminación del agua, le han otorgado un lugar privilegiado a los cargos o impuestos ambientales.

2.3 INTERVENCION ESTATAL.

La existencia de las fallas de mercado para asignar eficientemente los recursos, da pie a la argumentación general en favor de la intervención estatal. Como se ha visto, la presencia de externalidades no permite que los precios de mercado reflejen todos los costos y los beneficios sociales de la producción de los bienes. La intervención estatal puede llegar a mejorar el funcionamiento de la economía, si emite leyes que incentiven a las empresas a tratar sus deshechos antes de vertirlos. Debido a que las externalidades se producen porque faltan mercados, la intervención estatal puede estar dirigida a la creación de soluciones basadas en el mercado.

Dado que se afecta a una sociedad conjunta, la intervención estatal se justifica si éste actúa como agente determinante en el diseño y aplicación de políticas que internalicen estos costos a la

industria, a través de instrumentos para la creación de mercados. Sin embargo, ésto en la práctica resulta en un costo que lleva implícito toda regulación. Por lo tanto, una evaluación cuantitativa de los costos y los beneficios incurridos en la solución de un problema de contaminación debe ser el mecanismo que dicte la participación óptima del Estado[20]. Como se ha insistido, esta participación se debe a la aceptación tácita de que los mercados competitivos asignan los recursos eficientemente y en consecuencia, la reproducción de un funcionamiento similar a éste a través de un mecanismo "creado" (impuestos, permisos, etc.) en la ausencia de tal mercado, hará inminente su presencia.

[20] Mansfiel, Edwin. Microeconomics, Theory and Applications. Fifth Edition, (1985). p.503.

III. INSTRUMENTOS ECONOMICOS.

3.1 DEFINICIONES.

3.1.1 INSTRUMENTOS ECONOMICOS.

Los instrumentos económicos (o mecanismos de mercado) deben su nombre a la función que desempeñan. Las variables a las que afecta su implementación, tienen que ver con los costos y los beneficios de las acciones alternativas a los agentes económicos. Y aqui la palabra clave es "alternativas" ya que estos instrumentos reúnen la particularidad de influir en la toma de decisiones y el comportamiento de los agentes contaminantes de forma que se logren situaciones ambientales deseables, mismas que no se tendrían en la ausencia del instrumento. La idea fundamental de su aplicación es que deja a los actores libres para responder a ciertos estímulos en la forma que ellos consideren más benéfica, además de que el interés por la calidad ambiental pueda establecerse de manera permanente. Como es de esperarse, los incentivos se constituyen de forma monetaria, afectando los costos de operación de los agentes contaminantes así como los niveles de beneficios económicos registrados.

3.1.2 INSTRUMENTOS REGULATORIOS

Diferente a los instrumentos económicos, se tiene a los instrumentos regulatorios. Estos pueden presentarse como medidas institucionales dirigidas a influir directamente en el desarrollo ambiental de los agentes que contaminan, regulando los procesos o los productos usados, abandonando o limitando la descarga de ciertos contaminantes, y/o restringiendo actividades a ciertas horas, áreas, etc.[1]. Su particularidad está en la falta de opciones para el contaminador, ya que éste tiene que pagar o enfrentar procedimientos judiciales y administrativos. Estos instrumentos regulatorios que han recibido también el nombre de regulaciones de comando y control, han sido fuertemente criticados a lo largo del tiempo. Su ineficiencia en los últimos años para controlar la contaminación los ha puesto en tela de juicio, evidenciando sus limitaciones y la rigidez de su estructura, ya que entre otras cosas, se les ha considerado como el principal elemento para evitar la innovación en los métodos para control ambiental[2].

---

[1] Opschoor, J.B. and Vos, H.B.(1989) Economic Instruments for Environmental Protection. OECD, Paris.

[2] Stavins, Robert y Grumbly, Thomas. Cómo hacer que pague el que contamina. Revista Facetas No.102, Abril 1993.

3.2 INSTRUMENTOS ECONOMICOS VS INSTRUMENTOS REGULATORIOS.

Basado en la definición anterior, se puede deducir que los instrumentos regulatorios, pasan por alto diferencias sustanciales entre los agentes económicos responsables de la contaminación. En este sentido, los costos de reducir las emisiones a un cierto límite, pueden variar de una a otra industria y entre las empresas, ya que muchas de ellas pueden usar diferentes tecnologías, algunas de las cuales les puede ser posible reducir la contaminación más que a otras. La regulación de comando y control tiende a obligar a todas las empresas a actuar del mismo modo en lo que toca a la contaminación, y les asigna partes idénticas de la carga que el control de ésta implica, sin tomar en cuenta sus costos relativos[3].

Por lo tanto, aquellas empresas que se enfrentan a costos más altos para el control de la contaminación, no tienen la opción de pagar el costo asociado con el daño que causan sus emisiones en lugar de invertir en tecnología de abatimiento.

Por otro lado, cuando se actúa bajo una economía de mercado, el gobierno opera con información limitada acerca de los costos de

[3] Stavins, Robert y Grumbly, Thomas. Op. Cit.

los individuos y las empresas. Así que si pretende lograr una asignación eficiente del abatimiento de la contaminación a través de todo un sistema económico, el conocimiento de los costos para lograrlo es sumamente necesario. Esta es otra de las ventajas de los instrumentos económicos sobre los regulatorios, pues los primeros tienen la particularidad de permitir alcanzar el mismo nivel en la contaminación, distribuyendose mejor entre las empresas afectadas. Por lo que descentralizar las decisiones sobre el control de las emisiones contaminantes, del gobierno hacia el generador de las mismas, permite responder a éste último de acuerdo a su propia estructura de costos. Por supuesto que ésto no implica necesariamente, una minimización de costos de manera racional puesto que el agente contaminante puede no tener un conocimiento preciso de su estructura de costos; sin embargo, la probabilidad de que el gobierno lo tenga, siempre será menor. De manera que una política basada en los instrumentos de mercado requiere de menor información por parte de la autoridad central[4].

Otro aspecto que destaca de esta comparación, se refiere a que los instrumentos económicos constituyen un incentivo[5] para llevar

[4] Mansfield, Edwin. Microeconomics, Theory and Aplications. 5ta. edition. (1985).

[5] Sunman, Hilary. The Application of Charging Schemes for the Managemen of Water Pollution: Experience and Prospects. Natural Resources Forum-volume 17 number 2. May 1993. pp. 133-142.

la reducción de las emisiones contaminantes, incluso, a niveles que superen el establecido. Esto se debe a que, por cada unidad de contaminación que siga excediendo el límite predispuesto, el emisor pagará un impuesto correspondiente lo cual establece un mecanismo financiero para buscar inovaciones tecnológicas que reduzcan su contaminación.

Por último, un instrumento económico tal como un impuesto, necesariamente genera ingresos para la entidad gubernamental. Desde un punto de vista económico, ésto constituye un beneficio tangible, mismo que se puede traducir en inversiones para el control ambiental. El esquema regulatorio no contempla este punto básico.

3.3 SISTEMAS MIXTOS.

La distición entre sistemas de control ambiental basados en las regulaciones de comando y control y los basados en incentivos económicos, no siempre se establece claramente[6]. De hecho, lo que en la realidad puede encontrarse, son una serie de conjunciones entre ambos sistemas que dan pie a lo que se ha dado en llamar "Sistemas Mixtos"[7]. Este tipo de esquemas, surgen de manera

[6] Cropper, Maureen I. and Oates, Wallace E. Op.Cit.

[7] Opschoor, J. B. and Vos, H.B. Op.Cit.

particular, ante la presencia de políticas que, para lograr el cumplimiento de un estándar ambiental, utilizan los incentivos de carácter económico. Sin embargo, cuando para el cumplimiento de una regulación ambiental se permita flexibilidad en cuanto a la forma de lograrse, ésto debe considerarse como un caso más de los esquemas mixtos.

3.4 DESCRIPCION DE LOS INSTRUMENTOS ECONOMICOS.

El conjunto de instrumentos basados en el mercado es bastante amplio y consistente[8]. Sin embargo, no todos han logrado una relevancia en las discusiones teóricas al respecto. Los instrumentos que han recibido la mayor atención son, los ya mencionados cargos o impuestos ambientales, los subsidios y los permisos o "derechos para contaminar". De acuerdo a Opschoor y Vos, éstas categorías se describen de la siguiente manera[9].

3.4.1 CARGOS AMBIENTALES.

Se consideran como un precio pagado por las unidades de

[8] Ibidem.

[9] Ibidem.

contaminación. Mediante su implementación, es posible la reconversión de los costos sociales atribuídos a la contaminación, en costos privados que debe incurrir el agente contaminante. Al igual que cualquier otro sistema impositivo, el nivel de cargo ambiental establecido, determina la función que éste desempeña. En general, cuando el cargo es fijado a un nivel muy bajo, su efecto puede considerarse de carácter distributivo, ya que generará ingresos en su recaudación. Por el contrario, niveles más altos de impuestos, constituyen un mecanismo para desalentar actividades no deseables, a través de cambios en los costos y precios correspondientes[10].

3.4.2 SUBSIDIOS.

Este tipo de instrumento económico reviste la forma de asistencia financiera para incentivar al agente contaminante a lograr las medidas necesarias para reducir la contaminación. Pueden aparecer de tres diferentes formas:

Donaciones: Formas de asistencia financiera sin carácter de préstamo.

[10] Opschoor, J.B. and Vos, Hans B. Op.Cit.

Préstamos Blandos: Con tasas de interés por debajo de las del mercado.

Reducción de Impuestos: Exenciones o descuentos adicionales en la tasa impositiva de acuerdo a medidas tomadas para el control de la contaminación. Otra forma en la que aparece, es en la depreciación acelerada del equipo anticontaminente adquirido.

3.4.3 PERMISOS AMBIENTALES.

Bajo este tipo de instrumento, se crea un mercado artificial en el que los agentes económicos que contaminan, pueden comercializar a través de permisos que les otorgan el derecho de emitir una cierta cantidad de contaminantes. La idea es crear una oferta limitada de tales derechos y encarecerlos a través de las fuerzas del mercado. De manera que una empresa cuyos derechos por contaminar excedan sus descargas reales, puede asignar estos excesos (representados por un permiso para emitir más contaminación) a otra empresa que los requiera. El precio positivo que implica esta comercialización de los permisos, asegura que las

reducciones en las emisiones contaminantes se distribuyan de manera eficiente entre los agentes económicos[11].

La forma de su implementación inicial varía generalmente en dos sentidos. En primera estancia, la asignación de los permisos entre las empresas se hace por medio de una subasta en la que participan todas ellas, tratando de reunir un número considerable de los mismos. De lo contrario, la autoridad central puede "colocar" entre ellas el total de los permisos, de acuerdo a un criterio que permita alcanzar los objetivos ambientales propuestos.

3.5 LA ELECCION DEL INSTRUMENTO.

El criterio imperante en la selección de un instrumento económico, tiene que ver con las implicaciones que se generan a partir de su implementación. En este sentido, es necesario considerar, no solo los efectos que provocará en la rentabilidad de la industria afectada, sino los costos implicados en su operatividad. Por ejemplo, aún cuando los subsidios y los cargos ambientales producen el mismo incentivo para reducir la

[11] Smith Stephen, Op.Cit.

contaminación[12], los primeros aumentan los beneficios de la industria mientras que los segundos los disminuyen, por lo que en el largo plazo, el número de empresas que existen en el mercado, puede verse afectado positivamente bajo un sistema de subsidios[13]. La consecuencia que se desprende de aquí es clara: a una mayor actividad industrial le corresponderá un nivel mayor de contaminación total[14].

Por su parte, los permisos ambientales requieren de información completa acerca de los costos y los beneficios implicados en el control de la contaminación. Dar estos dos aspectos como condición inicial a su aplicación, los pone en franca desventaja con respecto a los cargos ambientales. Adicionalmente, se requiere de un extenso complejo administrativo capaz de regular los permisos a través del monitoreo, a fin de garantizar una reducción cuantitativa en los niveles de contaminación existentes. Sin embargo, la incertidumbre en los costos para lograr esta reducción, permite hacer una reflexión al respecto. Un sistema de cargos, aún cuando guarda incertidumbre en el impacto sobre la

---

12 Un subsidio de N$100 por cada unidad reducida en la contaminación, crea el mismo costo de oportunidad que un impuesto de N$100 por cada unidad excedida.

13 Cropper and Oates, Op.Cit.

14 Ibidem.

cantidad de las emisiones contaminantes, fija los costos marginales del control de éstas en los agentes que los provocan[15]. Así que desde el punto de vista de la incertidumbre, la elección debe responder al peso asignado a cada una de las situaciones.

Finalmente, debe mencionarse que toda efectividad de los permisos ambientales estriba en el mercado que se genere alrededor de ellos. De manera que existe una alta probabilidad de que su asignación entre las empresas contaminantes no siempre sea eficiente, permitiendo incluso concentraciones de la contaminación en determinadas zonas de actividad industrial.

3.6 EXPERIENCIAS EN LA IMPLEMENTACION DE CARGOS AMBIENTALES

Los cargos o impuestos[16] ambientales han tenido quizá su más larga historia y su mayor uso, en el área de control de

---

15 Smith, Stephen. Op.Cit.

16 El análisis fiscal señala una distinción entre cargos, los cuales son pagos por los que el otorgador recibe un beneficio a cambio, en proporción directa a la cantidad pagada, e impuestos, los cuales son pagos no compensados -esto es, no se retribuyen beneficios directos ni equivalentes al pago. Sin embargo, esta separación resulta ser ambigüa en muchos casos y por tanto, en este trabajo se utilizan ambos términos de manera indistinta. Para una mayor información al respecto, consultar William J. Baumol and Wallace E. Oates: "Economics, Environmental Policy and the Quality of Life". (1979).

contaminación de aguas. El esquema de cargos ambientales ha sido utilizado en los últimos 20 años principalmente en los países europeos y en los Estados Unidos. Estos sistemas, pueden ser separados en tres categorías no estrictamente definidas. a) Numerosos sistemas de contol de contaminación de agua utilizan una categoría denominada cargos a los efluentes, con el propósito de afectar a las fuentes de contaminación, en el sentido de que reduzcan sus descargas para alcanzar los objetivos de calidad en el agua, legislativamente establecidos. b) El aspecto dominante del segundo grupo de programas de cargos, es el uso de ellos con el fin de generar ingresos, que financien las acciones locales o regionales para alcanzar los estándares de calidad en el agua. c) Un tercer conjunto de programas, aplica cargos en conjunción con estándares en los efluentes que son previamente establecidos. Este tipo de sistema, mejor conocido como "sistema mixto", se caracteriza por utilizar las regulaciones directas con un tipo de instrumento económico. En este caso, ambos tipos de política coexisten para lograr un objetivo propuesto. En algunos casos, los cargos constituyen la parte fundamental de la política establecida (por ejemplo, el programa de cargos a los desechos de agua en Francia y Holanda). O bien, se mantienen como una herramienta opcional que opera cuando las regulaciones directas no lo hacen.

Aún cuando su mayor intensidad (en cuanto a implementación) se

refiere a la última década de los ochentas y principios de los noventas, existe evidencia suficiente para probar que los impuestos o cargos ambientales han sido propuestos desde los años sesentas, demostrando así, que no se trata exactamente de un tema "de nuestro tiempo"[17]. Lo que es indudable, es que la problemática que se vive actualmente[18] ha agudizado situaciones, al grado de buscar alternativas de política ambiental, destacando entre ellas los llamados instrumentos económicos. De modo que no se trata, solamente, de que los problemas de contaminación aún permanecen, sino que nuevas formas de contaminación y deterioro ambiental tienen que ser solucionadas, en vías de conseguir un desarrollo sustentado en la conservación de los recursos. En consecuencia, se requiere que las políticas económicas y ambientales no permanezcan separadas ante la necesidad de una integración efectiva entre ambas. Integración, que a su vez significa, una mayor eficiencia para ambas políticas.

La descripción que aquí se presenta, es una visión histórica

---

17 De hecho, la idea de los cargos a las emisiones data de 1932, año en que Pigou enfocó su atención en las posibilidades para intervenir en la estructura de precios con el propósito de internalizar las externalidades acasionadas por los agentes contaminantes.

18 En general, cada vez se detectan nuevas y más complejas formas de contaminación, atribuíbles a la combinación de nuevos insumos utilizados en la producción. OECD (1982), Control Policies for Especific Water Pollutants. Paris.

de los diferentes sistemas que se han empleado a lo largo de los años. La revisión no contempla una evaluación completa de la implementación de los sistemas, pues eso depende de estudios en los que se correlacionan variables y tales análisis no siempre son fáciles de llevar a cabo. De lo que se trata entonces, es de poner en evidencia que tales sistemas han existido desde hace muchos años y aún continúan siendo tema de discusión. Como podrá observarse, algunos estudios realizados no son mas que ejercicios teóricos que no llegaron a implementarse. Sin embargo, son más los casos empíricos que se han realizado, mostrando así, que su implementación es factible bajo ciertas circunstancias.

3.6.1 EL PROCESO DE CARGOS EN LOS ESTADOS UNIDOS.

El uso de cuotas en los Estados Unidos, tomó en sus inicios, la forma de cargos a las emisiones industriales vertidas en las instalaciones de tratamiento municipales. Tales cargos han llegado a ser relativamente comunes desde 1930, pero solo recientemente tomaron el carácter de cuotas a los efluentes. El rol básico de la mayoría de cargos en este sentido, ha sido el de cubrir los costos de operación de las plantas de tratamiento. Para simplificar el proceso administrativo, las autoridades municipales han repartido

los costos del tratamiento entre los usuarios, de acuerdo a una unidad fácilmente medible como lo es la toma de agua. Tales cargos, que no guardan ninguna relación con la calidad del agua que se descarga, son solo un incentivo para economizar en las tomas de agua, pero no para limpiar las emisiones que se desechan[19].

Lo anterior ha provocado, que al paso del tiempo exista un sobrecupo en muchas plantas de tratamiento municipales. Consecuentemente, varias autoridades locales han cambiado esta aplicación a cargos basados en la calidad de agua que se recibe en el alcantarillado. Los desechos normales, por los cuales las empresas pagan un cargo, son usualmente definidos en términos de un tope establecido en la demanda bioquímica de oxígeno, BOD por sus siglas en inglés[20]. Para los efluentes más altamente concentrados, la empresa debe pagar un cargo basado en el número de libras de la demanda bioquímica de oxígeno que exceden de lo normal. El cargo ha sido establecido, normalmente, en el orden de uno o dos centavos por libra de exceso. Tales cargos, proveen un incentivo directo a las empresas con efluentes altamente concentrados para reducir la cantidad y mejorar la calidad de sus emisiones.

---

19 Tietenberg, Tom. Op.Cit.

20 Considerando la capacidad asimilativa del agua para el contaminante, la demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad del oxígeno disuelto, necesario para purificar el contaminante. En algunos textos se puede hallar como demanda biológica de oxígeno.

Varias fórmulas de cargos diferentes son utilizadas bajo este esquema. Las diferencias son importantes, dado que se presentan a los usuarios como distintos incentivos y a las autoridades municipales, con diferentes responsabilidades en el monitoreo. Con este esquema, los impuestos de usuarios individuales no varían con el tamaño de sus desechos. Como resultado, no existe un incentivo para reducir las descargas realizadas al sistema municipal, pero tampoco existe la necesidad de incurrir en los costos que implica el monitoreo de las descargas de muchos hogares y empresas conectadas al sistema[21].

Aproximadamente desde los años 60's, Allen Kneese y otros han dirigido sus investigaciones a la propuesta de impuestos ambientales aplicados a los efluentes contaminantes[22]. Los objetivos pretendidos bajo el esquema de Kneese, son los de lograr una mayor calidad del agua y consecuentemente, generar ingresos a través del impuesto. El cargo se enfoca en la calidad del agua de acuerdo a uno o un grupo de indicadores de contaminación, tal como la demanda bioquímica de oxígeno. Las tasas impositivas se establecen separadamente para cada cuenca de río con el fin de

---

21 Baumol, William J. y Oates, Wallace E. Economics, Environmental Policy and the Quality of Life. Prentice-Hall Inc. (1979).

22 Allen V. Kneese and Blair T. Bower, Managing Water Quality: Economics, Technology, and Institutions (Baltimore, Johns Hopkins Univ. Press for resources for the future, 1968).

alcanzar el nivel deseado en la calidad del agua en esa cuenca. Los cargos iniciales se calculan usando información acerca de los costos marginales del control para cada fuente de contaminación en la cuenca y modelos hidrológicos adecuados, de forma que se pueda llegar al cargo "correcto".

Existen dos propuestas desarrolladas, que de alguna manera fueron creadas para corregir el esquema del Decreto Federal del Control de Contaminación de Agua (Federal Water Pollution Control Act) y su estándar en los efluentes, con el fin de incluir un esquema de cargos. Bajo ambas propuestas, los estándares en los efluentes permanecerían hasta 1983, año en el cual los estándares serían reemplazados por cargos a los efluentes. Uno de los programas fue propuesto por Meta Systems, una empresa consultora de Cambridge, Massachusetts. El otro, fue sugerido por Blair Bower y Allen Kneese[23].

Ambos sistemas difieren en sus propósitos. El primero está diseñado para alcanzar el mismo nivel de calidad que se lograría en un año determinado a través de estándares, pero utilizando un mecanismo de cargos. El esquema de Bower-Kneese tiene un propósito

[23] Blair T. Bower y Allen V. Kneese, Residuals-Environmental Quality Management: Economic, Technological, Ecological and Intitutional Aspects of Residuals Management. Washintong, D.C.

más limitado. Su idea, es establecer el principio de pagos por parte del contaminante en cuanto al uso de los recursos públicos y proveer incentivos para alcanzar niveles de abatimiento mayores a los logrados con los estándares.

En el programa de Meta Systems, una tasa de cargo unitario se establecería, separadamente, para cada cuenca de río. Se calcularía usando información acerca de los costos de abatimiento para los diferentes tipos de fuentes de contaminación, así como la hidrología y otras características de la cuenca en particular. El cargo pagado por una fuente individual, sería el producto de una tasa de cargo apropiada y la cantidad de contaminante que se descarga, medido por un índice de contaminación extrañamente llamado "biomass potential". Para minimizar el impacto financiero de los cargos, una porción de cada descarga (calculada así para no reducir el incentivo de abatimiento) estaría exenta del cargo.

El sistema Bower-Kneese es muy diferente. Aquí se plantea un cargo uniforme, aplicable en toda la nación. Los Estados tendrían la libertad de agregar cargos a la base nacional, con el fin de proveer flexibilidad local. Los cargos se aplicarían a las descargas que superaran las permitidas por los estándares anteriores. Al igual que el esquema Meta, la información de los costos de abatimiento proveerían la base para el nivel de la tasa

de cargos, utilizando un índice de descarga para medir la aplicación individual del impuesto. Los cargos variarían con las estaciones del año, ya que esto afecta la capacidad asimilativa del agua para el contaminante. Así mismo, este sistema propone como un caso especial, la aplicación de un cargo incrementado para aquellas descargas que excedan el máximo permitido por día (esto es con la idea de reducir las descargas continuas).

De acuerdo a sus proponentes, estos sistemas, el de Meta Systems y el Bower-Kneese, tendrían varios efectos benéficos en el programa federal de control de contaminación del agua. Según ellos, los cargos constituirían una nueva herramienta, que haría al programa más eficiente desde una perspectiva económica y más efectivo, dado que las fuentes de contaminación tendrían un incentivo económico inmediato para tomar decisiones en el control de la contaminación. Además, el programa se ajustaría de forma más exacta a la realidad dinámica del control de la contaminación, dado que se adaptaría más fácilmente a los cambios económicos y a las técnicas de abatimiento. Por último se esperaría que el programa fuera más útil para las decisiones de política futura ya que generaría información suficiente acerca de los costos de abatimiento.

Hacia finales de los años sesenta, destaca un artículo escrito

por Charles Upton de la universidad de Chicago, titulado *Optimal Taxing of Water Pollution*[24]. La metodología descrita por Upton es sumamente valiosa en el sentido de que incorpora alternativas de tratamiento de aguas contaminadas. Por una parte, considera el costo de proveer (por parte de la entidad gubernamental) el tratamiento de las aguas contaminadas, ofreciendo por otro lado, opción de que las aguas sean tratadas en el lugar de las descargas por parte del contaminante. Otro punto importante en su artículo, se refiere a la puntualización de que los impuestos ambientales pueden no ser operacional o políticamente posibles. Argumenta que un impuesto puede ser "políticamente no factible si no cubre los costos de operación". En otras palabras, si el impuesto óptimo no incrementa el ingreso suficientemente para cubrir los costos del tratamiento éste se puede considerar como políticamente infactible[25]. En tal caso, la autoridad puede recurrir a esquemas de no optimalidad usando sistemas de impuestos que incrementen el ingreso lo suficientemente para cubrir estos costos. Finalmente, Upton menciona que el impuesto propuesto está dirigido a influir el comportamiento de la empresa contaminante, a través de aplicarse a cada unidad de su descarga contaminante.

---

[24] Upton Charles, Optimal Taxing of Water Pollution, Water Resources Research, october 1968.

[25] Ibidem, pag.868.

A principios de 1970, Jerome E. Hass desarrolla uno de los primeros trabajos empíricos que se conocen en un artículo titulado *Optimal Taxing for the Abatement of Water Pollution*[26]. En su metodología, Hass utiliza el algoritmo de Dantzing-Wolfe como un método para alcanzar la configuración de tratamiento óptimo que logre la calidad de agua establecida a lo largo de una cuenca de río y que simultáneamente determine los impuestos óptimos para llegar a esta configuración, cuando la autoridad central desconoce las funciones de costos de tratamiento. Los datos utilizados son los del Miami River en Ohio[27]. Como es de esperarse, el problema medular se basa en el contenido de oxígeno disuelto en diferentes puntos del río. Adicionalmente, la idea de generar ingresos a través del sistema impositivo, está orientada hacia el subsidio de costos de tratamiento por parte de la autoridad central.

Lo que el estudio de Hass prueba es que la autoridad central puede encontrar una estructura óptima de impuesto en una manera razonable y sistemática, sin conocer los costos de tratamiento. Aún más, Hass demuestra que utilizando métodos de aproximación, es

---

26 Hass Jerome E., Optimal Taxing for the Abatement of Water Pollution. Water Resources Research, April 1970.

27 Dantzing, George and Philip Wolfe, the Decomposition Algorithm for linear Programs, Econometrica 29(4) 1961, Citado por Jerome E. Hass en Optimal Taxing for the Abatement of Water Pollution Water Resources Research, April 1970.

posible llegar a una decisión de política cuando la información es imperfecta.

De esa misma época datan dos propuestas legislativas de cargos ambientales, orientadas a lograr la calidad del agua a través de cargos en los efluentes de contaminación. Estos dos sistemas fueron diseñados en Maine a principios de 1970. El primero se le atribuye a A. Myrick Freeman y el otro se identifica con Orlando Delogu[28]. Ambos sistemas fueron diseñados para alcanzar un estándar de calidad del agua y proveer ingresos para subsidiar los costos administrativos y de infraestructura requerida para el control de la contaminación de aguas.

Bajo la propuesta de Delogu, los cargos se aplicarían a las descargas hechas en segmentos de la corriente, en las cuales los estándares de calidad fueran violados. Los cargos considerarían los costos de capital y operación para alcanzar el objetivo propuesto en la calidad del agua. Por su parte, la propuesta de Freeman establece que todas las fuentes excepto las municipales, pagarían un cargo de 10 ctvs. de dólar por libra de carbonos no carbonados, 3 ctvs. por libra de sólidos suspendidos y 25 ctvs. por millón de

[28] Delogu, Orlando E. "A Staturoly Approach to Effluent Charges", Maine Law Review vol.3 (1971).

Btu de energía termal. El sistemas permite la flexibilidad en las tasas impositivas de acuerdo al logro de los objetivos.

Ambos sistemas difieren consistentemente en su proceso administrativo. El esquema de Freeman se basa en el monitoreo de las descargas hechas al contaminante, mientras que el de Delogu deja esa función a la agencia estatal. Para asegurar la colección de los cargos, Freeman propone que el Estado puede alienar la propiedad de los que no cumplan, mientras que Delogu propone la sustracción de los cargos a través del Estado.

3.6.2 EL PROCESO DE CARGOS EN EUROPA.

Un caso poco citado en la literatura histórica de los instrumentos económicos, particularmente de cargos ambientales, es el de Checoslovaquia. Este sistema de cargos comienza con la década de los setentas y se basa en los efluentes de contaminación. Un cargo básico es considerado en la demanda biológica de oxígeno y los sólidos suspendidos, permitiendo flexibilidad dependiendo de la extensión en que se rebase el estándar de calidad establecido.

El efecto de incentivo del esquema de cargos de Checoslovaquia parece estar dirigido a inducir el tratamiento de las aguas

contaminadas en el lugar de la emisión[29]. Las cantidades de los cargos están basadas en los costos de operación de los sistemas de tratamiento disponibles. Desafortunadamente, para los fines de política que se persiguen, los cargos no reflejan los costos de capital de los sistemas de control de la contaminación y por tanto, no existen muchos incentivos para invertir en capital de tratamiento, o bien, inducir a un cambio en los procesos de producción[30].

Las particularidades del sistema checo se basan más bien en un esquema de ensayo y error, ya que si las tasas impositivas no logran los objetivos de calidad propuestos, se recurre a modificar el impuesto. El monitoreo como parte de este sistema, es aleatorio y se coordina por los inspectores de gobierno, aunque cada emisor debe auto-reportar información acerca de sus descargas.

Por el contrario, el caso más antigüo y más ampliamente publicado de cargos es el de la cuenca del río Ruhr, en la desaparecida Alemania del Oeste[31]. La cuenca del río Ruhr es uno

---

29 Baumol and Oates. Op.Cit.

30 Ibidem.

31 Existen algunos textos que establecen el inicio de este sistema en el año de 1976, doce años después del sistema de cargos en Francia y seis posterior al sistema Holandés. Sin embargo, la investigación bibliográfica realizada coincide más con esta idea.

de los centros industriales más concentrados del mundo. Allí se registra casi el 40% de la capacidad industrial de Alemania del Oeste e incluye entre el 70% y 90% de la producción total de carbón, coque, fierro y acero en ese país. El sistema hidrológico del distrito de Ruhr, construído de 5 pequeños ríos no solo provee de agua a 10 millones de personas en el área, sino que también funciona como parte asimilativa de los desechos de esta gran actividad industrial. Contrario a lo esperado, es decir, encontrar poca o ninguna forma de vida marina y efectos visuales y respiratorios severos, la calidad del agua es tal que la vida marina es abundante, permitiendose además la pesca y la recreación en este río[32]. Esto ha sido posible debido a un amplio sistema del control de aguas, establecido antes de la segunda guerra mundial. El distrito de Ruhr tiene 8 grandes asociaciones o autoridades que controlan la construcción y operación de todas las plantas de tratamiento, presas y estaciones de bombeo. En adición, estas asociaciones imponen cargos a los efluentes, los cuales dependen tanto de la calidad como de la cantidad de emisiones, proveyendo así incentivos directos a la industria para reducir las descargas contaminantes[33]. Los costos del tratamiento de aguas contaminadas

---

[32] Kneese y Bower. Op. Cit.

[33] Kneese y Bower explican en su texto *Managing Water Quality*, que el sistema de cuotas del caso Ruhr no es usual en cuanto no considera al cargo como igualado al costo marginal, en cambio está basado en una especie de costo medio.Op.Cit.

son atribuídos entre los emisores en base a una medida unitaria de dificultad y costo del tratamiento.

Los costos del monitoreo son mantenidos bajos, debido a que las asociaciones utilizan datos generales que son fáciles de administrar. Esto es, los niveles de descarga son inferidos de los datos de la producción en base a funciones de producción previamente establecidas.

Este sistema, que se puede considerar mixto, ya que combina regulaciones directas con un sistema de cargos a los efluentes, réune consideraciones de suma importancia.

En primer lugar, un sistema de cargos como el usado en el Ruhr reduce la incertidumbre que existe en el corto plazo, acerca de los niveles de calidad de agua que pueden lograrse con un sistema de cargos cuyo propósito sea únicamente orientado a lograr la calidad de agua[34]. Es decir,a través de la aplicación del cargo, no es necesario esperar el efecto que tiene en la decisión del emisor ni en la calidad del agua. Por el contrario, primero se establece una acción directa para el control de la contaminación a un nivel

[34] Diferente al esquema de cargos en Checoslovaquia, el sistema de cargos del Ruhr está considerado como un sistema de cargos para financiar medidas de control colectivo, William J. Baumol, Op.Cit.

deseado y luego el cargo para financiar esta acción.

Segundo, este esquema permite medidas de no contaminación o economías de escala que no son muy probables de ser utilizadas bajo sistemas que se basan en las acciones que toman los emisores individuales. Esto es, se considera que muchas veces, las acciones de tratamiento centralizadas, pueden ser económicamente más eficientes que las llevadas a cabo en la fuente de contaminantes individuales.

Por último, a pesar de que los cargos están dirigidos a incentivar las acciones de tratamiento de forma colectiva, tales cargos resultan en un incentivo a las fuentes individuales para controlar sus descargas[35].

La experiencia del Ruhr, que se extiende por muchas décadas, es sumamente valiosa y determinante; ella sugiere que, al menos en términos de la calidad de agua, altos niveles de actividad económica pueden ser consistentes con la protección del ambiente[36]. Pese a que en otras partes de Alemania aún no se consideran sistemas similares al del Ruhr, otros países europeos han

---

[35] Lo esencial es que el cargo debe variar con el tamaño de la descarga.

[36] Tom Tietenberg. Op.Cit.

instituído sistemas basados en éste. En forma particular, países como Holanda y Francia, han adoptado la política general de que el que contamina debe pagar[37]. De esta forma, se establecen sistemas de cargos ambientales a las fuentes contaminantes de aguas, ya sea que se trate del sector industrial o bien de fuente municipal. Estos casos son discutidos más adelante en este capítulo.

Otro caso de Europa, en cuanto a cargos ambientales, es el de Hungría. Este sistema, al igual que el del Ruhr, se puede considerar mixto, ya que los estándares establecidos a los efluentes están presentes. Es decir, los cargos se basan en el exceso de los estándares previamente establecidos. Los cargos reflejan los costos de alcanzar los niveles del estándar establecido, tomando en consideración la condición del agua que se recibe en las plantas de tratamiento[38]. Este sistema, que en sus inicios tuvo poco éxito, se basa en el muestreo que el gobierno realiza en las instalaciones de tratamiento. El resultado más exitoso de este esquema de cargos, es el gran desarrollo de sistemas de tratamiento que se suscitó años después de su implementación.

---

[37] Este principio conocido como *"Polluters-Pay-Principle" (PPP)* se discute en el marco del Tratado de Roma, extendiendose a la Comunidad Económica Europea. J.B. Opschoor y Hans B. Vos. Op.Cit.

[38] Este sistema de cargos guarda gran semejanza con el propuesto en este trabajo.

El caso de Francia es uno de los más completos en cuanto a sus agentes de aplicación. Creado en 1969 con el claro propósito de generar crecimiento en el ingreso gubernamental, se aplica a las empresas, hogares y a las instalaciones municipales. La pretensión de este sistema es la de financiar el gasto anual de las agencias a cargo de las cuencas de los ríos, considerando la construcción de redes de distribución y estaciones de tratamiento[39].

El sistema de cargos francés se basa en dos tipos de cargos. El primero está orientado en el consumo de aguas superficiales y subterráneas. El segundo, el cual es un cargo por contaminación, recae sobre todo aquel que contamina las aguas marítimas o de otro tipo.

Un punto importante en el caso de Francia, es el bajo incentivo que causan las bajas tasas a las cuales se aplican los cargos. Adicionalmente, cuando se ha intentado aumentar el incentivo, a través de niveles más altos en los cargos, la industria ha respondido con una fuerte oposición a esta medida.

En el año de 1972 y con el mismo propósito que el sistema

[39] J.B. Opschoor y Hans B. Vos. Op.Cit.

francés, se establece en Holanda un esquema de cargos con características muy similares. Esto es, combina un sistema de cargos ambientales con regulaciones directas, aplicándose a las empresas y a los hogares. Como parte de este programa, coexisten sustancialmente dos sub-sistemas:

a) Una tasa de cargos basada en la demanda biológica de oxígeno y que se aplica a las empresas y a los Comités de Agua que descargan en las aguas consideradas del Estado.

b) Las empresas y los hogares que descarguen en otras aguas, son sujetas a un cargo por parte de la autoridad competente, utilizando el ingreso captado para financiar los trabajos de tratamiento. La semejanza aquí con el caso de Francia, es que la autoridad competente, al igual que las agencias en el caso de Francia, calculan una tasa impositiva que equilibre sus presupuestos.

El sistema de cargos holandés se puede considerar exitoso, ya que ha tenido un fuerte impacto en industrias químicas, alimenticias y de tabaco. La contaminación del agua disminuyó en un 50% entre 1969 y 1975, sumándose un 20 por ciento más para el año de 1980. Según estudios de correlación realizados para el caso de Holanda, estas variaciones de abatimiento de contaminación en 14

sectores industriales, se explican, esencialmente, por los cargos aplicados a los efluentes[40].

Para concluir con los sistemas de cargos establecidos en Europa, citemos el caso de Italia.

Una vez más, este esquema es similar al sistema de cargos en Alemania. Es un sistema mixto, con el propósito de estimular al agente contaminante a cambiar su comportamiento hacia el ambiente. Es decir, su propósito es de "incentivo", y se busca generar una actitud más comprensiva del uso de los recursos y su contaminación. Existen dos tipos de cargos claramente diferenciados: a) un cargo al usuario para financiar el sistema de alcantarillado y tratamiento del agua y b) un cargo a los efluentes, orientado a que el contaminante alcance los límites de contaminación, establecidos bajo la llamada Ley de Merli. Por lo tanto, éste último cargo es de carácter de incentivo más que de incrementar el ingreso de la corporación gubernamental.

El cargo se establece sobre las descargas directas realizadas a los mantos de agua. En consecuencia, el criterio de aplicación se

[40] OECD. Economic Instruments for Environmental Protection. 1991.

basa en el volumen de desechos de agua descargados, considerando además, la variación en la calidad del agua de acuerdo con las características de la producción y los costos promedio de tratamiento. Un factor de descuento es considerado (el cual se incrementa con el tiempo), de manera que las industrias encuentren un incentivo para cumplir con los límites establecidos. Este factor de reducción representa el propósito de incentivo del cargo, ya que las empresas que no cumplen con lo establecido, reciben este factor nueve veces más alto.

Como dato importante de este sistema de cargos, la primera fecha establecida para cesar su implementación (después de haber cumplido su objetivo en los límites de la contaminación de agua) fue en 1986. Sin embargo, esta fecha ha sido postergada debido a que no se cumplieron las propuestas establecidas.

La razón para ello puede estar basada en lo siguiente. Se trata de un sistema de cargos a los efluentes, mas bien basado en la diferencia entre cumplir o no con el límite establecido. Es por esta razón, que el sistema puede considerarse como un esquema de cuotas por no cumplimiento, más que un sistema de cargos ambientales. Además, teniendo como fecha límite el año de 1986, los cargos se incrementaron sin considerar otros factores de tipo económico. Cabe agregar aquí, que el cargo está basado en

cantidades de desechos de agua asumidos y de ninguna forma medidos, ya que el monitoreo no tiene lugar en forma períodica.

El número de países Europeos que actualmente implementan cargos para lograr la calidad ambiental está creciendo cada vez más. Existe evidencia de países como Dinamarca y España que tienen contemplado regirse por este tipo de instrumentos, pero que aún sus sistemas no están en completa operación. Incluso, Dinamarca ha llevado el sistema de cargos hasta la regulación de los desechos sólidos descargados.

3.6.2.1 EVALUACION DE LOS CASOS.

Como se ha mencionado, no existe un análisis actualizado para cada uno de los sistemas implementados. Al parecer, los casos más relevantes son los de Alemania, Holanda y Francia existiendo variaciones sustanciales entre ellos. El caso francés ha sido, por ejemplo, uno de los más cuestionados en cuanto a su efectividad ambiental. Esto se argumenta así debido al poco exito que ha tenido en asegurar mejores tratamientos en las plantas municipales para este fin. En cambio, se le considera exitoso en su impacto sobre las descargas industriales contaminadas, pues éstas se redujeron en

un 30% de 1975 a 1984[41].

En Holanda se considera que el sistema de cargos ha tenido un impacto significativo en la contaminación de tipo orgánico proveniente de la actividad industrial. Esta se estima que disminuyó en un 66% entre 1970 y 1980. Aquí es importante puntualizar que un 60% de las empresas han adoptado tecnología de abatimiento, atribuible al cargo implementado[42].

Por su parte, Alemania ha mejorado su calidad de agua superficial gracias al sistema de cargos llevado a cabo. Pese a que su exito, se reveló 4 o 5 años después de implementarse su sistema, éste ha mantenido su efectividad en cuanto al cumplimiento de los estándares establecidos.

3.6.2.2 ASPECTOS ECONOMICOS.

El grado de mejoramiento observado en estos sistemas, puede deberse en principio, a los diferentes niveles a los que se

---

41 Sunman, Hilary, The Aplication of Charging Schemes for the Management of Water Pollution: Experience and prospects, Natural Resources Forum, volume 17 No.2 (1993).

42 Hta Bressers A Comparison of the Effectiveness of Incentives and Directives: The case of the Dutch Water Quality Policy, Policy Studies Review (1988). Citado en Hilary Sunman. Op.Cit.

establece el cargo. Se ha visto que en Francia los cargos han parecido estar muy bajos para causar el impacto necesario para reducir la contaminación. Aquí se ha tenido un ingreso debido a los cargos, el cual determina las acciones a realizar y que se establece de acuerdo al índice del costo de la vida. Fuertes críticas han surgido en el sentido de sus acciones, pues se cree que sería mejor que éstas determinaran a los cargos y no en la forma que actualmente se establecen. Los intentos por incrementar los cargos han sido rechazados por el mismo gobierno central, que se niega a llevar los cargos mas allá de la tasa de inflación[43].

En Holanda ésto funciona al contrario. Los altos cargos determinados por la inversión necesitada en la creación de nuevos sistemas de tratamiento, han tenido un impacto muy fuerte en el comportamiento de los industriales en cuanto a su actividad ambiental. Debe hacerse hincapié, que el verdadero sentido de este sistema no era afectar el comportamiento de los industriales sino construir un mecanismo para aumentar los ingresos gubernamentales, destinados a la construcción de nuevos y mejores sistemas de tratamiento.

En Alemania se tiene que los costos administrativos iniciales

[43] Sunman, Hilary. Op.Cit.

para llevar a cabo el sistema, sobrepasaron las expectativas, debido al monitoreo y a la variedad de contaminantes que el cargo contemplaba. El aumento del nivel de cargo ha incrementado a su vez los incentivos a los agentes contaminantes. La particularidad de este sistema es que sus estándares han permanecido muy estrictamente regulados y eso ha reducido la eficiencia del cargo, sin embargo, el incentivo provocado ha sido mayor con este esquema.

Las tablas 3.1 y 3 2 ofrecen un resumen de estos cargos.

Tabla 3.1

PAIS	TIPO DE CARGO
Alemania	A las descargas de agua
Francia	A las descargas contaminadas de agua
Holanda	A las aguas superficiales
Italia	A las descargas de agua
España	A las descargas de agua

FUENTE: Hilary Sunman, Op.Cit. modificada.

CUADRO 3.2

PAIS	CARGO	OBJETIVO	BASE DE CAMBIO	COBERTURA DE COSTOS	COMENTARIO
Francia	A las aguas contaminadas	Incrementar el presupuesto gubernamental a fin de proveer subsidios a la inversión en plantas de tratamiento para aguas municipales e industriales, así como cubrir - un subsidio para la operación de las mismas	El nivel de contaminación en kg/día con variaciones regionales. La contaminación medida incluye demanda de O_2, sólidos suspendidos y tóxicos. El cargo promedio es de 110 francos/dia/kg para demanda d O_2 1 P.E = 57g O_2/día.	Planta de tratamiento y administración.	Los niveles de cargo deben estar ligados al indice de precios al consumidor.
Holanda	A las aguas superficiales	Incremtar el presupuesto para cubrir los costos de inversión en la planta de tratamiento para aguas industriales y municipales.	Cargo basado en el volumen descargado multiplicado por PE de descarga 1 PE/33 g O_2/día. También pueden incluirse los metales pesados.	El presupuesto creció aproximadamente 200 M Fr, que representan el 20% de los costos en el presupuesto total.	El cargo es aplicado por los municipios de acuerdo al State Water Autority.
Alemania	A las descargas de agua	Como incentivo para cambiar la actitud del agente contaminante.	El cargo se incrementó a 80 marcos por unidad en 1990. 1 PE = 50 Kg. O_2 existe un amplio rango de otros contaminantes incluídos.	Inicialmente los altos costos administrativos. El cargo incrementó 500 m de marcos, 25% se usaron como ayuda para inversión industrial.	Fuerte estructura de incentivo, combinada con subsidios para invertir en plantas de tratamiento.

FUENTE: Hilary Sunman Op.Cit Modificada.

Nota: PE población equivalente

3.6.3 MEXICO EN LA IMPLEMENTACION DE INSTRUMENTOS ECONOMICOS.

México ha incluído, desde hace muchos años, ciertos instrumentos económicos en su regulación ambiental. Para el caso específico del agua, en 1973 (bajo el mandato del Lic. Luis Echeverría Alvarez) se publica la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental, en el que se despliega el reglamento para prevenir y controlar la contaminación de la misma. El artículo 5° de este reglamento, determina que a todas aquellas industrias establecidas y por establecerse debe facilitarse la "fabricación, adquisición e instalación de equipos y aditamentos que tengan por objeto evitar, controlar o abatir la contaminación del agua"[44] a través de la "exención o reducción de impuestos, la autorización para depreciar aceleradamente con fines fiscales los equipos sustituidos o de nueva adquisición y otras franquicias"[45]. De acuerdo a lo que se ha establecido hasta aquí, se trata de un subsidio bajo la forma de reducción de impuestos. Para 1991, la comisión Nacional del Agua establece el "derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales". El

---

[44] Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación del Agua. Ley General del Equilibrio Ecologico y la Protección al Ambiente. 7ta. edición. México (1993).

[45] Ibidem.

importe del derecho, que tiene el cáracter de un cargo ambiental, está en función del volumen de agua residual descargado, así como por la cantidad de kg de contaminante de demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST) que exceden a la norma establecida. La consideración técnica del importe, puede resumirse en la siguiente ecuación:

$$I = aV + bA + cB$$

donde:

V = Volumen de aguas residuales descargados.

A = La diferencia existente entre la concentración de DQO de la descarga y el nivel permisible.

B = La diferencia existente entre la concentración de los SST de la descarga y el nivel permisible.

a = Valor del parámetro correspondiente al volumen, expresado en $\$/M^3$.

b = Valor del parámetro correspondiente a la demanda bioquímiquímica de oxígeno, expresado en \$/kg de DQO.

c = Valor del parámetro correspondiente a los solidos suspendidos totales, expresado en \$/kg de SST.

Los valores de los parámetros a,b y c, están en función de la zona de disponibilidad en la cual se encuentra localizada la descarga.

El planteamiento de este sistema es muy parecido a los existentes en Alemania y al de algunas partes de Canadá. De igual forma, el cargo se establece por las diferencias existentes entre los estándares establecidos y las descargas contaminantes, considerando siempre los sólidos suspendidos y la demanda bioquímica de oxígeno, pero también aspectos relacionados con desechos que requieran tratamiento extra (cloración, control de olores, etc)[46]. Las fórmulas correspondientes a estos cargos, son las siguientes:

Distrito de Winnipeg

$$R = [f_s \frac{(S_i - s_n)}{S_n} + f_p \frac{(P_i - P_n)}{P_n}] R_n + \frac{(C_i + C_n)}{C_n} R_c + \frac{(X_i - X_n)}{X_n} R_x$$

donde:

R_i = Tasa suplementaria por 1000 galones.

f_s = Factor derivado de los costos de reducción de sólidos.

f_p = Factor derivado de los costos de reducción de DBO.

S_i = Sólidos suspendidos medidos en partes por millón (PPM) en el derrame industrial.

P_i = DBO medida en PPM en el derrame industrial.

X_i = Sustancias medidas en PPM en el derrame industrial que

[46] Bower y Kneese. Op.Cit.

requieren tratamiento adicional.

C_i = Demanda de cloro en PPM en el derrame industrial.

S_n = Sólidos suspendidos medidos en PPM en aguas residuales considerados como base.

P_n = BOD en PPM en las aguas residuales consideradas como base

C_n = Demanda de cloro en PPM en las aguas residuales consideradas como base.

X_n = Sustancias que requieren tratamiento adicional en PPM en aguas residuales consideradas como base.

R_n = Cargo unitario basado en el costo de tratamiento de aguas residuales consideradas normales.

R_c = Cargo unitario basado en los costos de cloración requerida.

R_x = Cargo unitario basado en los costos de tratamiento de cualquier sustancia que requiere tratamiento adicional.

el sistema emschergenossenschaf-lippeverband en Alemania.

$$D=-1\frac{S}{S_p}+\frac{1}{2}\frac{B}{B_p}+\frac{1}{2}\frac{(P-30)}{P_p}+F$$

donde:

D = Factor de dilución

S = Materiales sujetos a sedimentación medido en cm^3/l

S_p = S permitido en cm^3/l

B = DBO en mg/l después de la sedimentación

B_p = B permitido en mg/l

P = Permanganato de potasio usado en mg/l después de la sedimentación.

P_p = Uso permitido de P en mg/l

F = Toxicidad a los peces, determinado por el método de dilución.

La fórmula indica la cantidad de agua limpia requerida para diluir el efluente con el fin de evitar el daño a los peces.

Como puede verse, la similitud de los sistemas es tal, que incluso adolecen de los mismos problemas estructurales. Tanto los sistemas anteriores como el de México, refieren muy poca atención a los contaminantes con mayor efecto ambiental. Aunque es cierto que la demanda bioquímica de oxígeno es una medida indirecta para determinar la presencia de contaminantes no biodegradables, su medición tiende a ser muy poco segura, puesto que no considera los efectos destructivos de sustancias diferentes a las que demandan

oxígeno[47].

De hecho, una de las críticas más consistentes a este tipo de sistemas, ha sido elaborada por Kneese y Bower, con respecto al sistema de cargos en Alemania[48].

> "Desde el punto de vista de la teoría económica, existe una objeción a los procedimientos de cargos descritos -ellos violan el principio de la apreciación de los costos marginales. En un sistema donde se realizan colectivamente tratamientos a los desechos y otras medidas del manejo de la calidad para alcanzar determinada calidad, cada emisor de las descargas debería ser cargado con los costos incrementales que su desecho impone al sistema. Esto requeriría de la consideración de los desechos en términos de los costos diferenciales que imponen en el sistema -no en términos de un concepto de equivalencia física. Además, las descargas realizadas en diferentes puntos, imponen costos diferentes, lo cual significa que la capacidad asimilativa del efluente debe ser considerada no solo en el sistema básico y su operación, sino también en el esquema de cargos, utilizando un concepto de costo incremental en lugar de un costo promedio. El hecho de que los costos incrementales son afectados por los factores ambientales variables (tales como la temperatura y el flujo del efluente), debería estar reflejado en el sistema de cargos".

De modo que esta importante crítica, da pie a la posibilidad de llevar a cabo un planteamiento teórico que incorpore algunos

---

47 Bower y Kneese, Op.Cit.

48 Ibidem.

aspectos hasta ahora no considerados por los casos anteriores. Esto se realiza, en el capítulo siguiente, mediante el diseño de un modelo matemático basado principalmente, en la consideración de los costos marginales que se derivan del abatimiento de los posibles niveles de contaminación.

IV. PLANTEAMIENTO DEL MODELO.

4.1. CONSIDERACIONES PRACTICAS

Una manera de formalizar lo que se ha planteado hasta aquí, es a través de la formulación de un modelo matemático que exprese las implicaciones de los costos sociales causados por la contaminación del agua, a fin de ser reflejados en un impuesto ambiental.

La primera consideración que debe hacerse, se refiere a la especificación de una variable denominada "nivel ambiental" y que va a ser representada por $\overline{A}$, indicando que este nivel ambiental del agua, está normado por los estándares establecidos en la legislación mexicana respectiva. Para tal caso, $\overline{A}$ comprende cinco de los parámetros comprendidos en la norma oficial mexicana NOM-PA-CCA-031/93[1], y que tienen relación con la industria en

[1] Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-PA-CCA-031/93 que establece los límites maximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal. Publicado en el Diario Oficial el lunes 28 de junio de 1993.

electrónica[2]. La justificación de ésto, se debe a las razones expuestas en el capítulo 1. Debe señalarse, sin embargo, que el análisis no varía con la adecuación de diferentes parámetros.

La siguiente tabla muestra los parámetros referidos, expresados en términos de su concentración máxima permisible.

PARAMETROS	LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES	
	PROMEDIO DIARIO	INSTANTANEO
Aluminio (mg/l)	10	20
Níquel (mg/l)	4	8
Plata (mg/L)	1.0	2.0
Plomo (mg/l)	1.0	2.0
Sólidos Sedimentables (ml/l)	5.0	10.0
Solventes* (ml/l)	1.0	--

Fuente: NOM-PA-CCA-031/93

* Los solventes, aún cuando no aparecen en la norma oficial mencionada, se les asigna un estándar unitario.

Esto significa que, para este caso, el nivel ambiental estará

[2] Ver Sánchez, Roberto. Contaminación de la Industria Fronteriza: Riesgos para la Salud y el Medio Ambiente, p. 162. En Bernardo González A. y Rocío Barajas E. Las maquiladoras. Colef (1989). y Montalvo Corral, Carlos. Costo Ambiental del Crecimiento Industrial: El Caso de la Maquiladora Eléctrica en Tijuana, B.C. P.45. Cuaderno de trabajo Fundación Friedrich Ebert Stiftung. México (1992).

determinado por:

$\overline{A}$ = [10 mg/l de Aluminio + 4 mg/l de Níquel + 1 mg/l de Plata + 1 mg/l de Plomo + 5 ml/l Sólidos Sedimentables + 1 ml/l Solventes][3]

Por otro lado, **A** será el nivel resultante de las emisiones contaminantes de las empresas expresado como:

A = (X_1 mg/l de Aluminio + X_2 mg/l de Níquel + X_3 mg/l de Plata X_4 mg/l de Plomo + X_5 ml/l Sólidos Sedimentables + X_6 ml/l Solventes)

De manera que el nivel de impuesto dependerá de la diferencia existente entre el nivel ambiental y la descarga industrial **A** (expresada en términos de la concentración de los cuatro parámetros establecidos). Así:

$$t(A-\overline{A})$$

[3] Se ha elegido el promedio diario por ser más consistente con el análisis. La diferencia que surge cuando se utiliza el nivel instantáneo, tiene que ver con la operatividad temporal del impuesto.

donde:

t = Impuesto ambiental

y determinar una tecnología de abatimiento para lograrla[5]. Por lo tanto, los costos de esta tecnología para la empresa estarán en función de su nivel de emisiones **A**. Dicho de otra manera, los costos de la tecnología dependerán de las características de ésta, que se ajusten a las necesidades de la empresa. Así,

$$C_i\ (X_i) \qquad (1)$$

Significa que C_i es el costo de la tecnología de abatimiento, misma que está en función de las características del tratamiento del agua que esa tecnología ofrece (X_i). Debe señalarse aquí, que entre tales características, se encuentra el volumen de las descargas realizadas.

4.1.1 INCERTIDUMBRE Y RIESGOS A LA SALUD

Hasta ahora, se ha considerado que los niveles de contaminación de las emisiones realizadas por las empresas son determinísticos. Sin embargo, en un esquema de este tipo, deben considerarse las variaciones de los factores ambientales

[5] El supuesto de que la adquisición de tecnología de abatimiento es la única manera de lograr el nivel ambiental, contrasta con la alternativa de reducir los niveles de producción y así, indirectamente, las emisiones contaminantes realizadas. Esta decisión corresponderá a la empresa particularmente involucrada.

(temperatura, volumen del flujo, velocidad, etc) los cuales van a afectar consistentemente los niveles de contaminación descargados, implicando que el análisis se realize de manera estocástica[6].

Esto significa, que existe un rango de posibles daños en términos de los impactos en la salud humana y el ambiente que dependen no solo de los niveles de contaminación sino también de factores relacionados con el cuerpo receptor del agua contaminada y la potencial exposición del ser humano en éste. Para el caso de los parámetros analizados, se expresa un índice de riesgo para la salud humana y ambiental[7].

CONTAMINANTE	T R P
Aluminio	3:0:3
Níquel	3:4:3+
Plomo	3:2:3
Plata	5:3:3
Solventes	1:1:0[8]

Estos valores representan la tasa TRP (ver anexo C) expresada

[6] Ver Baumol, William J. y Oates, Walace E. The Theory of Environmental Policy. Externalities, Public Outlays and the Quality of Life. Prentice-Hall. Inc (1975).

[7] Para conocer con mayor detalle la funcionalidad de este índice, ver anexo c.

[8] Expresado como METYL-ISOBUTIL-KETONA.

como la toxicidad a los peces (T), el riesgo a la salud humana por ingerencia oral (R) y la permanencia en el ambiente (P). De modo que un valor más alto de la suma de los tres componentes, indica un mayor riesgo por parte del contaminante. Puede observarse así, que los metales registran altas tasas de riesgo ambiental y humano, llegando incluso a ser bioacumulables como lo muestra el signo (+) en el caso del níquel.

Pese a que la implicación de este daño depende de diversos aspectos, la probabilidad de su existencia debe considerarse cuando se detecten niveles más altos de concentración de estos contaminantes, que aquellos exigidos por la normatividad que opera.

De manera que se puede plantear un amplio rango de impactos considerados como una función de densidad de probabilidad. Sin embargo, los niveles ambientales son más fácilmente observables y medibles a través de los estándares, considerando además, que los riesgos a la salud estan implícitos en ellos. Por tanto, es necesario determinar un nivel estocástico (en realidad es una función de densidad de probabilidad) que sea condicional al nivel de abatimiento tomado, considerando el nivel de emisiones contaminantes de las empresas.

Bajo la consideración anterior, este factor estocástico será

llamado **α** y va a determinar en alguna medida, el nivel de contaminación **A** para cada descarga realizada por las empresas a través de un efecto provocado en las características del abatimiento[9]. Esto puede ser visto por la siguiente relación:

$$\alpha_i * X_i - A_i \qquad (2)$$

donde α_i es el factor estócastico para el nivel de contaminación **A** de la empresa **i** y **x** es el nivel de abatimiento dado por las características de la tecnología misma. En consecuencia, puede afirmarse lo siguiente: dado un nivel de abatimiento, los efectos en la calidad ambiental son inciertos debido a las variables estocásticas, lo que no permite asociar las descargas, directamente con los niveles ambientales[10].

4.1.2 LA DETERMINACION DEL IMPUESTO.

Para determinar el nivel de impuesto correspondiente a la

[9] Aunque el factor estocástico α no es determinado aquí, su consideración está basada en los modelos que determinan la conservación de la masa del contaminante. Por lo tanto, se requiere de una integración disciplinaria más amplia (hidráhulica, física, etc.) para conocer su valor en las diferentes situaciones ambientales.

[10] Segerson, Kathleen. Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control. Journal of Environmental Economics and Management 15, pp (87-98), (1988).

empresa **i**, se consideran las ecuaciones 1 y 2 para obtener la relación

$$C_i(X_i) = C_i(A_i/\alpha_i) \qquad (3)$$

Donde los costos de la tecnología de abatimiento para la empresa **i**, están expresados en función de su nivel de contaminación y su factor estocástico α. Este factor se incluye aquí, puesto que los costos incrementales son afectados por los factores ambientales[11].

De aqui se desprende que un cambio en la calidad de las descargas, tendrá que ser acompañado de un cambio en los costos. Es decir:

$$\frac{\partial C_i}{\partial A_i} = \frac{\partial C_i}{\partial X_i} * \frac{\partial X_i}{\partial A_i} = \frac{C_{i_x}}{\alpha_i} \qquad (4)$$

Debido a lo que se ha planteado con respecto a los costos de eliminar la contaminación, **A** será ajustado al nivel donde los costos de reducción de las emisiones contaminantes por una unidad adicional, igualen el nivel de impuesto. De forma que

[11] Kneese y Bower. Managing Water Quality. Op.Cit. P.251.

$$\frac{C_{i_x}}{\alpha_i} = t \qquad (5)$$

Donde el subíndice **x** indica la derivada parcial de **C** con respecto a **x** y **t** es el nivel de impuesto.

Puede verse aquí, que la elección del nivel de abatimiento depende de los costos pero también del factor estocástico α, ya que ésto permitirá al emisor decidir sobre su emisión contaminante.

El siguiente paso es establecer una función objetivo que minimize la suma de todos los costos para las empresas y el costo social de las emisiones que exceden el estándar determinado, medido por los costos del tratamiento en que debe incurrirse para la eliminación de estos excesos. Este apartado es referido como el problema del planeador social.

El problema del planeador social es el siguiente[12]:

$$MinZ = \sum_{i-1}^{n} C_i(X_i) + CT(\bar{A} - \sum_{i-1}^{n} A_i)^* + \lambda(X_i \alpha_i - A_i) \qquad (6)$$

[12] Puede observarse que el orden del nivel ambiental ha cambiado, ésto se debe a la perspectiva de la reducción requerida para llegar al estándar.

donde : λ es el lagrangiano para la restricción:

$$A_i \leq X_i \alpha_i$$

y CT es el costo de tratamiento unitario para un nivel dado de contaminantes.

Derivando (6) parcialmente con respecto a X_i se llega a:

$$C_{i_x} + \lambda \alpha_i - 0$$

de donde

$$C_{i_x} = -\lambda \alpha_i$$

Derivando con respecto a:

A_i

se obtiene

$$CT_{A_i} - \lambda = 0$$

de donde

$$-\lambda = CT_{A_i}$$

por tanto,

$$C_{i_x} = \alpha_i * CT_{A_i}$$

$$\frac{C_{i_x}}{\alpha_i} = CT_{A_i}$$

de (5) tenemos que

$$\frac{C_{i_x}}{\alpha_i} = t$$

por lo que

$$CT_{A_i} = t$$

Por lo que puede determinarse que el impuesto **t** cumple con las características necesarias para medir los costos sociales de las emisiones industriales.

Por el lado de la empresa, tenemos que el problema a resolver es:

SIN IMPUESTO

$$\min C_i(X_i)$$

de donde:

$$C_{i_x}=0$$

CON IMPUESTO

$$CT_{A_i}=t$$

$$\min C_1(X_1)+t(\overline{A}-\sum_{i-1}^{n} A_i)+\lambda(X_1\alpha_1-A_1) \quad (7)$$

Derivando parcialmente (7) con respecto a:

X_1

$$C_1X_1+\lambda\alpha_1=0$$

De donde:

$$C_1(X_1)=-\lambda\alpha_1$$

Derivando respecto a:

$$A_i$$

Obtenemos:

$$-t-\lambda=0$$

de donde:

$$-\lambda=t$$

Por tanto,

$$C_{1_{x_1}}=t\alpha_1$$

$$\frac{C_{1_{x_1}}}{\alpha_i}=t$$

lo cual establece el impuesto de equilibrio.

4.2 EFECTO DEL IMPUESTO AMBIENTAL SOBRE LOS BENEFICIOS DE LA EMPRESA.

La empresa maximiza sus beneficios de acuerdo a lo siguiente:

$$\prod = Pq - C(q) \qquad (A)$$

donde C(q) es la función de costos de producción de la empresa. Para determinar el efecto que el impuesto provocará en la estructura de beneficios de la empresa, el nivel de impuesto **t** es considerado en la función de costos de la misma.

$$\prod = Pq - C(q) - t \qquad (B)$$

De manera adicional, puede determinarse cual será la decisión de la empresa en cuanto a la adopción de tecnología, ya que podemos comparar (B) con la siguiente maximización.

$$\prod = Pq - C(q) - C_i \qquad (C)$$

Donde C_i es el costo de la tecnología de abatimiento amortizado a la tasa correspondiente.

V. ANALISIS Y RESULTADOS

5.1 APLICACION DEL MODELO

5.1.1 DETERMINACION FUNCIONAL DEL IMPUESTO

La consideración del modelo a este respecto, es que el impuesto (desde el punto de vista de la empresa) estará determinado por la razón entre los cambios marginales en el costo del tratamiento y el factor estocástico α. Por tanto, a cada nivel de abatimiento, le corresponderá un determinado costo marginal que debe ser igualado al monto de la tasa impositiva[1]. Como puede observarse, existen en realidad tres diferentes tasas impositivas, puesto que el tratamiento es diferente para cada tipo de contaminante. Estas, sin embargo, deben presentarse como una sola cantidad en el momento de ser correspondidas a la industria contaminante.

Las siguientes tablas muestran el monto del impuesto correspondiente a cada nivel de contaminación, visto como el abatimiento necesario para llegar al estándar ambiental establecido (ver pág. 75).

[1] Tanto las curvas de costos marginales como la explicación correspondiente a su obtención se encuentran en el anexo A de este capítulo.

SOLVENTES	
CONTAMINACION*	IMPUESTO EN DOLAR
1	10.56553
2	36.86032
3	85.33552
4	160.40530
5	265.90360
6	405.27450
7	581.67560
8	798.04210
9	1057.13000
10	1361.54500
11	1713.77000
12	2116.17500
13	2571.03800
14	3080.55100

* Expresada como ml/l arriba de la norma (NOM-PA-CCA-031/93). Fuente Directa.

SOLIDOS SEDIMENTABLES	
CONTAMINACION*	IMPUESTO EN DOLAR
22	48.85636
23	53.67324
24	58.76738
25	64.14415
26	69.80886
27	75.76673
28	82.02291
29	88.58246
30	95.45038
31	102.63160
32	110.13100
33	117.95330
34	126.10330
35	134.58570
36	143.40520
37	152.56620

* Expresada como ml/l arriba de la norma (NOM-PA-CCA-031/93). Fuente Directa.

METALES	
CONTAMINACION*	IMPUESTO EN DOLAR
1	11.673
2	37.467
3	87.114
4	164.285
5	273.054
6	417.090
7	599.768
8	824.230
9	1093.431
10	1410.172
11	1777.121
12	2196.833
13	2671.763

* Expresada como mg/l arriba de la norma (NOM-PA-CCA-031/93). Fuente Directa.

En base a estos resultados, es posible entonces, llegar a una determinación funcional de las tasas impositivas correspondientes a cada nivel de contaminación existente[2].

[2] La forma funcional del modelo está dada por:

$$\text{Ln Cmg} = \text{Ln a} + \text{b Ln x}$$

de donde:

$$\text{Cmg} = a * x^{b}$$

recuerdese que el Cmg del abatimiento es igual al impuesto t, para cada nivel de contaminación (o abatimiento requerido para llegar al estándar) x.

METALES

$$t = 8.2722607 * x^{2.248664}$$

SOLVENTES

$$t = 7.909809 * x^{2.252062}$$

SOLIDOS SEDIMENTABLES

$$t = 0.052496 * x^{2.208271}$$

donde:

t = nivel de impuesto en dólares

x = nivel de contaminación

5.2 EJERCICIO DE SIMULACION

Una manera de analizar la operatividad del impuesto, es a través de un esquema simulado en el que participan las empresas potencialmente contaminantes.

Supongamos que para el mes 1, se reportaron los siguientes niveles de contaminación en las pruebas correspondientes.

METALES 8 mg/l

SOLVENTES 7.5 ml/l

SOLIDOS SEDIMENTABLES 16 ml/l

Aplicando la forma funcional obtenida, se tiene que la tasa impositiva resultante es la siguiente:

t = N$5633.94[3]

Este valor aumentará los costos de producción en la misma proporción; sin embargo, debido a que gran parte de los costos totales son sumas cuantiosas, el método gráfico no permite ver ésta diferencia. Una manera más contundente de ver ésto, es a través del cambio en el nivel de beneficio obtenido durante ese periodo por las empresas analizadas[4]. La tabla 5.1 muestra los resultados en forma comparada, para el mismo periodo, incluyendo el impuesto.

[3] Al tipo de cambio 3.41 nuevos pesos por dólar.

[4] En el anexo B, el nivel de beneficios está explicado como las utilidades brutas de la empresa.

Tabla 5.1.

EMPRESA	BENEFICIOS	
	SIN IMPUESTO	CON IMPUESTO
1	95741	90107.06
2	1733651	1728017.06
3	17645	12011.06
4	8891	3257.06
5	69241	63607.06
6	0	- 5633.94
7	37362	31728.06
8	9877	4243.06

FUENTE: Directa.

Como puede observarse, las reducciones llegan a ser sustanciales. La empresa 8, por ejemplo, sufre una reducción en su nivel de beneficios aproximadamente del 50%, en tanto que la empresa 6 sufre una pérdida igual al monto impositivo. Si se considera que a niveles crecientes de producción se asocian niveles más altos de contaminación, es posible que muchas empresas puedan salir del mercado. La tasa impositiva resultante está vista desde la perspectiva de la autoridad competente. Desde el punto de vista empresarial, la decisión acerca de los costos del tratamiento previo a las descargas, será evaluado en función de la tasa impositiva esperada, considerando el factor estocástico α. Es decir, el empresario buscará la manera de que los costos que imponen sus descargas se encuentren favorablemente afectados por los factores ambientales que determinan a α.

El resultado anterior es ilustrativo para predecir el efecto que una política tal, como la que aquí se ha desarrollado, puede provocar en la estructura productiva de la industria. En general, puede afirmarse que con la tasa impositiva, a niveles iguales de producto, le corresponderán mayores costos totales de producción que los obtenidos en ausencia de impuesto. Debe recordarse aquí, que en el corto plazo una empresa competitiva maximiza su nivel de beneficios, eligiendo el volumen de producción correspondiente al punto donde se igualan el precio con el costo marginal. En consecuencia, como el impuesto contrae la curva de costos marginales, cuando las empresas igualen el precio con el costo marginal, la producción de la empresa, posterior al impuesto, será menor a cada precio antes del impuesto.

El desplazamiento de la curva de oferta que surge de lo anterior, llega a establecer un precio más alto para los productos de las empresas contaminantes. Sin embargo, este aumento en el precio no puede ser igual al monto impositivo, puesto que el mercado no se despejaría. Todos estos cambios, de hecho disminuyen la competitividad de una industria contaminante llevando a eliminar con ello algunas ventajas de tipo comercial.

La disminución del número de empresas en la industria, debido a la salida de algunas de ellas por la existencia de pérdidas

económicas, también va a repercutir sobre los niveles de empleo en la región. En este caso, la empresa 6 que sería la más propensa a salir del mercado, representaría una pérdida aproximada de 50 empleos. Por otro lado, habría que considerar también, que la presencia del impuesto ambiental desalentaría en alguna medida el flujo de capital externo, implicando con ello pérdidas de empleos potenciales.

Sin embargo, no debemos olvidar que todas estas consecuencias podrían ser mínimas ante un daño irreversible ocurrido al medio ambiente, en uno de sus componentes esenciales: el agua.

En el siguiente apartado, se plantean las conclusiones a las que permitió llegar el análisis desarrollado en este trabajo.

CONCLUSIONES.

Pese a las dificultades operativas que implica toda medición de un costo social, el presente trabajo demostró que es posible cuantificar una parte de las externalidades que la industria impone sobre la sociedad. El valor monetario de éstas, está dado en función de los costos de reducir la contaminación de acuerdo a la tecnología de abatimiento disponible en el mercado. Pudo

comprobarse así, que las tasas impositivas resultan significativamente altas aún para niveles bajos de contaminación. Esto pudo verificarse con la traslación de los costos de operación de las empresas, a partir de la internalización de los costos sociales en forma de costos privados. Aún cuando se trata solamente de un ejercicio de simulación, el resultado es relevante para diagnosticar efectos posibles en el esquema productivo industrial. Debe puntualizarse aquí, que para algunas empresas, considerar los costos de abatimiento en sus costos totales de producción, trae consigo una reducción significativa en su nivel de beneficios. Esto lleva a la conclusión de que ciertas plantas operan efectivamente, con beneficios extraordinarios.

En cuanto al riesgo de daño que implican los diferentes contaminantes emitidos por la industria analizada, debe destacarse que existe una marcada correspondencia entre su índice de daño y el nivel impositivo resultante. De modo que, a mayor índice de daño, mayor tasa impositiva por unidad de contaminación.

Con respecto a la implementación administrativa del impuesto, se partió del hecho de que existe ya un complejo sistema fiscal para las empresas. Este sistema puede ser utilizado de la misma manera, para realizar el cobro correspondiente a la tasa impositiva resultante. Este punto es importante de considerar cuando se

evalúen los costos administrativos de su implementación, pues en cualquier otro caso, habría que anteponer estos costos a los beneficios potenciales que se generan.

Otro aspecto que quedó demostrado en este trabajo, es que el instrumental económico resulta determinante para analizar los problemas ambientales y establecer soluciones de política que ayuden a resolverlos. Sin embargo, no debe dejarse de lado que este tipo de análisis tiende a subestimar la realidad cuando se presentan factores poco factibles de cuantificar. En tal caso, son otros los criterios que deben emplearse para tomar soluciones prácticas. El trabajo señaló cierto cuestionamiento al respecto, sobre todo en la revisión acerca del esquema económico de costo-beneficio.

Por último, es necesario dejar abierto el abanico de cuestionamientos que surgen de un instrumento de política como el planteado aquí. Muchas críticas afirman que un impuesto ambiental es como el pago de un derecho por contaminar, es decir, una manera lícita de afectar al medio ambiente. Mi punto crítico es que de cualquier forma el medio ambiente se afecta y no es otra cosa, mas que la decisión del empresario la que puede llevar a un verdadero orden ecológico. Lo cierto es que el impuesto hará que esta decisión, en algún momento, sea llevada a cabo. Por otro lado,

habría que determinar cuál sería la reducción en la contaminación lograda por un instrumento de este tipo (efectividad ambiental) y a cuánto podrían escender los niveles de captación fiscal por parte de la entidad gubernamental. Sería adecuado también, llevar el estudio hacia los factores externos a la industria, para determinar el efecto en las fuerzas del mercado de sus productos.

Conforme el problema exista, habrá un reto que vencer para todo aquel humano que le preocupe el futuro de nuestra existencia.

ANEXO A

METODOLOGIA PARA LA OBTENCION DE LAS CURVAS DE COSTOS MARGINALES DE ABATIMIENTO

COSTOS DEL TRATAMIENTO

Los costos de los procesos de abatimiento están expresados en dólares, de acuerdo a los precios de mercado vigentes (1994). La tabla A.1 muestra los costos de las tecnologías disponibles para cada tipo de tratamiento, expresados en función del flujo de tratamiento (Galones por minuto, GPM). Para el caso del tratamiento de solventes, existen tres tipos de proceso que se articulan, normalmente, para formar lo que se conoce como "tren de tratamiento". Esto permite homogenizar los costos, de acuerdo a un flujo similar en cada tratamiento.

En el tratamiento especificado para metales, puede observarse que el flujo está expresado en galones por día (GPD). Sin embargo, esto no altera el análisis de manera esencial debido a que la determinación de los costos es independiente para cada tipo de tratamiento y consecuentemente, como se verá enseguida, existe un impuesto correspondiente a cada tipo de contaminante.

DETERMINACION DE LOS COSTOS MARGINALES

Debido a que en el mercado, los costos de tratamiento están en función del flujo, fue necesario crear una metodología que expresara el cambio en los costos debido a un cambio en la calidad del tratamiento para adecuarse al plantamiento del modelo. Esto se puede explicar de la siguiente manera: Si dos empresas tienen el mismo flujo de salida, todo parecería indicar que adquiriendo el nivel de tecnología adecuado para el tratamiento de ese flujo, ambas resolverían sus problemas de contaminación. La variación entre plantas , por sus procesos e insumos, demuestra que lo anterior no es necesariamente cierto. Lo que interesa en todo caso, es la concentración de contaminantes que existe para cada planta, dado un mismo flujo de agua. En este sentido, la eficiencia de la tecnología de tratamiento, junto con esta concentración, determinarán las veces que el proceso de tratamiento debe repetirse para alcanzar el estándar ambiental. Debe aclararse que este número de veces que el proceso debe repetirse, es un concepto teórico, ya que en la realidad no es posible utilizar, por ejemplo 1.75 veces un tratamiento. Sin embargo, este concepto es sumamente útil para determinar el cambio marginal en el costo de tratamiento.[1]

Considerando lo anterior, el mecanismo que determina el número

---

[1] (1) Por simplicidad se ha supuesto que el proceso se reutiliza, aunque también puede ser factible la agregación de un proceso más. El concepto, en ambos casos, es igualmente válido para los efectos de costo marginal.

de veces que debe incurrirse en el proceso de tratamiento está dado por la siguiente expresión[2] :

$$N = \frac{\ln E - \ln S}{\ln(1-R)}$$

Donde

E= Estándar

R= Eficiencia del tratamiento

S= Salida, determinada por la calidad del agua que resulta del proceso productivo

N= Número de veces que se utiliza el tratamiento.

Una vez obtenida N, es posible establecer una forma funcional de los costos de tratamiento. Para tal efecto, se debe considerar una depreciación lineal del capital a 10 años y costos de operación iguales al 10% anual del valor del capital adquirido, que incluyen la energía utilizada y el mantenimiento[3]. Al llevar estos costos

---

[2] Esta formulación procede de lo siguiente:

$$S*(1-R)^{N} \leq E$$

$$\ln[S*(1-R)^{N}] \leq \ln E$$

$$\ln S + N\ln(1-R) - \ln E$$

[3] Estos aspectos se establecen en las condiciones de venta.

hasta una temporalidad mensual, ambos resultan ser iguales. Así, la función del costo total de tratamiento, queda de la siguiente manera:

$$CT = \text{Costo de Depreciación} + (\text{Costo de Operación})^N$$

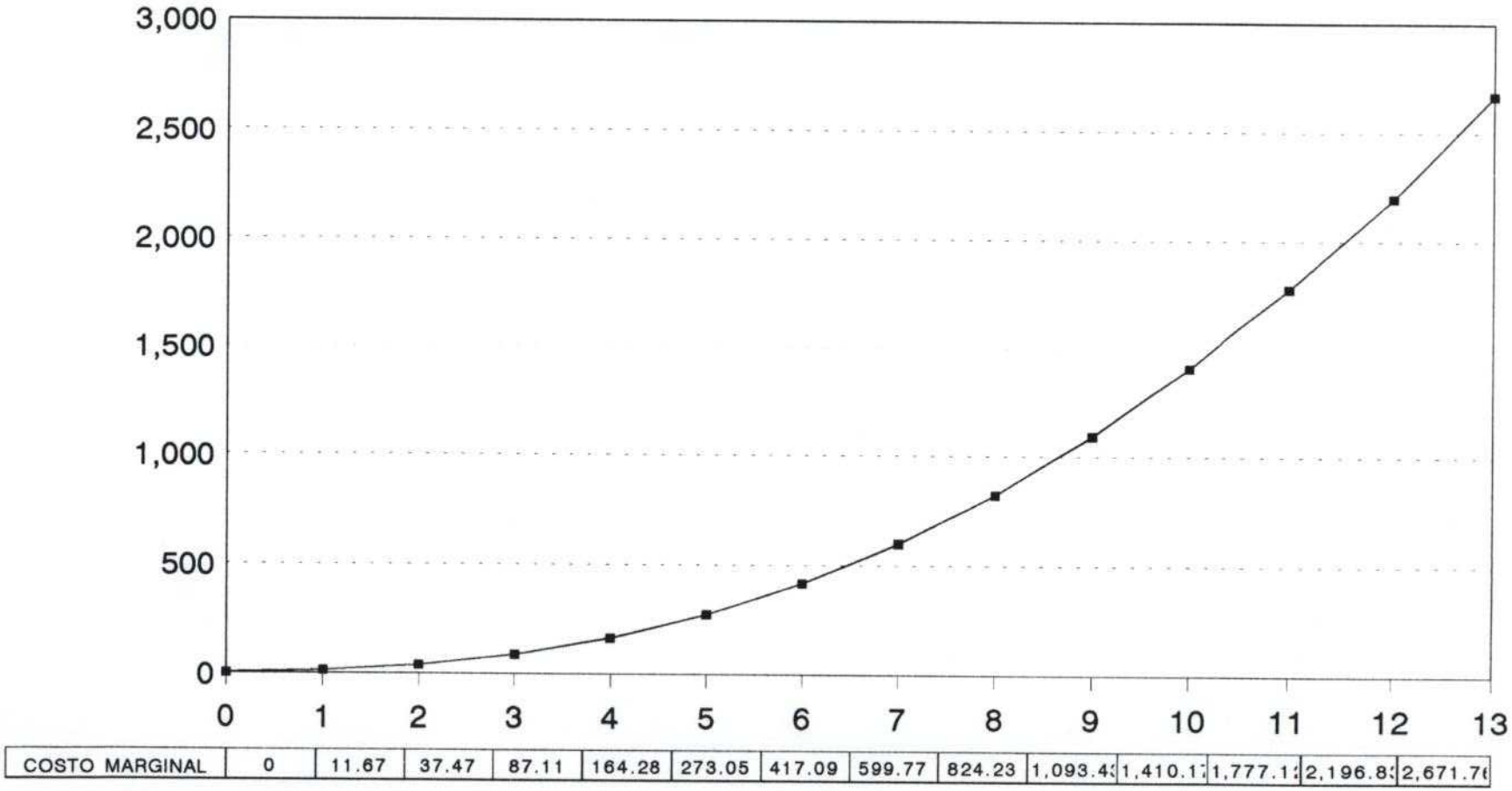
Es claro que la depreciación es irrelevante para los costos marginales, pués éstos dependen solo de la variación en los costos de operación. El hecho de que los costos de operación estén en forma exponencial, elevados a la N, tiene que ver con la eliminación del efecto de economías de escala[4] y con el supuesto de la reutilización del proceso de tratamiento.

Las siguientes gráficas ilustran en cada caso, el comportamiento de los costos marginales para cada uno de los tratamientos correspondientes. Los costos están basados en un flujo de 100 GPM excepto para metales en el que se establecen para un flujo de 7000 GPD. Cabe aclarar aquí, que los metales, al ser tratados en forma conjunta y estar sujetos a distintos estándares, la consideración hecha se basa en el logro del estándar menor, pues ésto asegura a su vez, llegar a los de menor restricción. Por lo tanto, el costo se basa en el estándar del plomo.

---

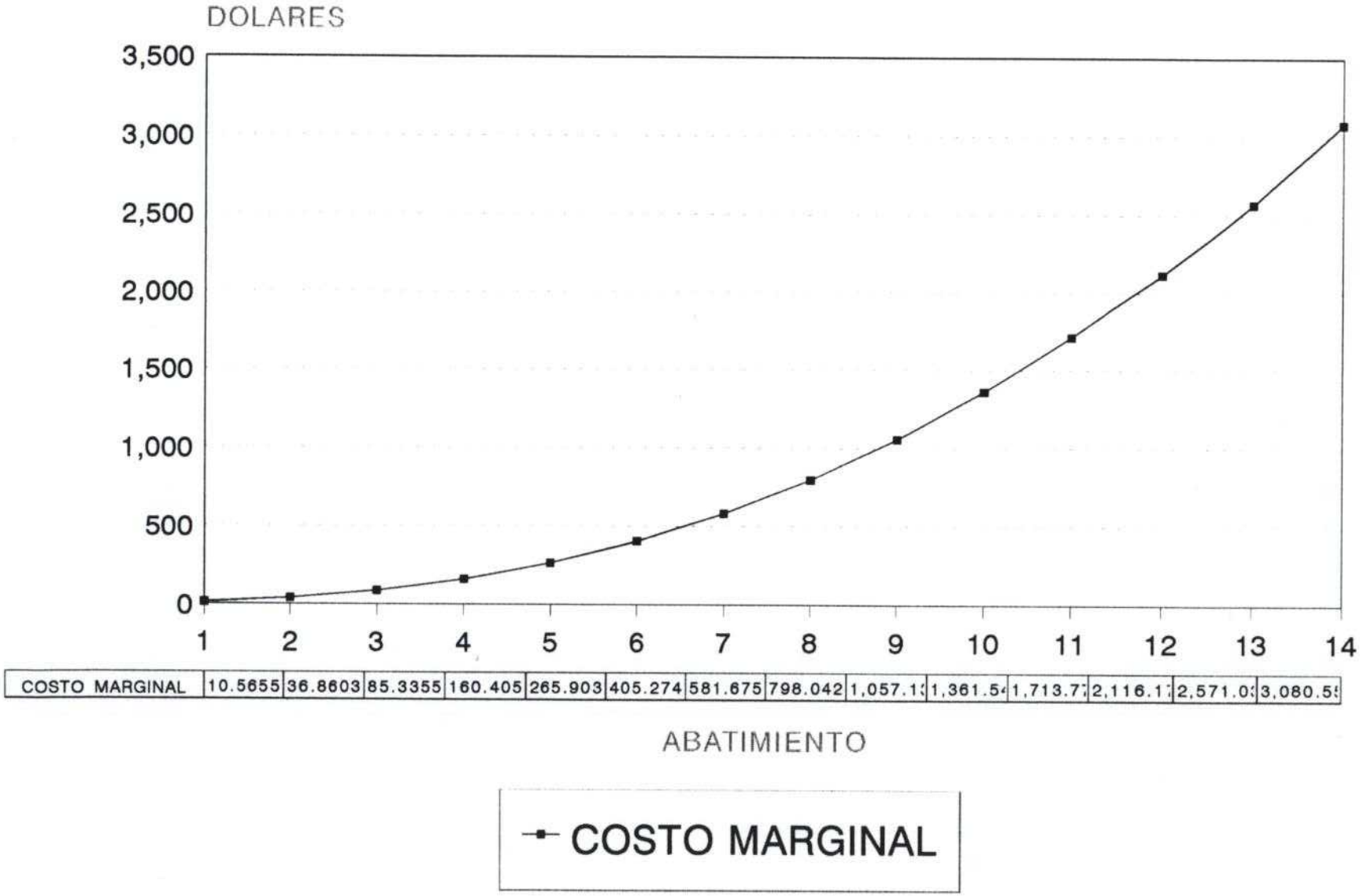
[4] Ver Ferguson C.E. y Gould J.P. Teoría Microeconómica. F.C.E. México (1975) p.p. 214-217.

CURVA DE COSTOS MARGINALES
TRATAMIENTO PARA METALES

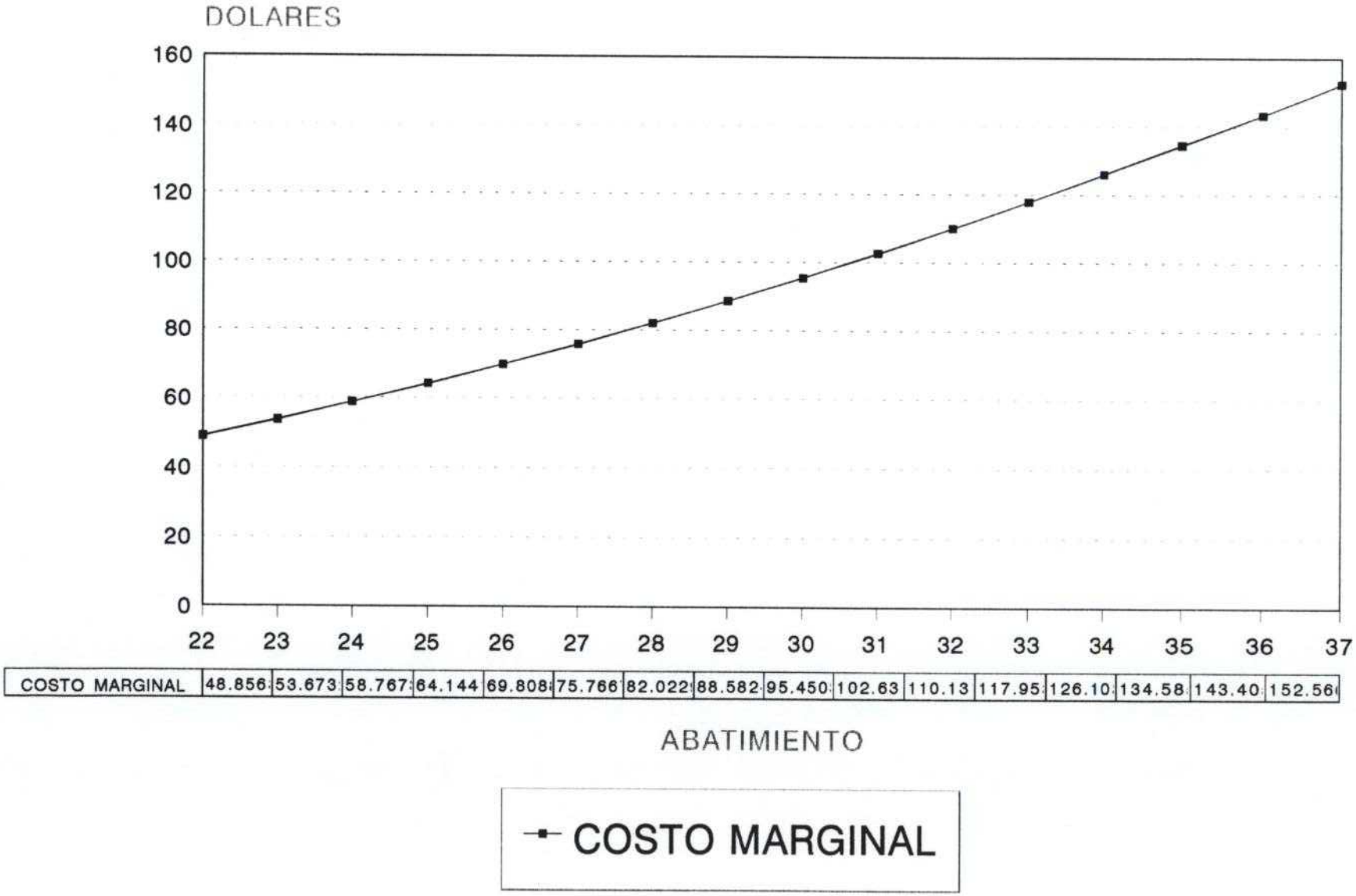


COSTO MARGINAL	0	11.67	37.47	87.11	164.28	273.05	417.09	599.77	824.23	1,093.4	1,410.1	1,777.1	2,196.8	2,671.7

CURVA DE COSTOS MARGINALES
TRATAMIENTO PARA SOLVENTES



CURVA DE COSTOS MARGINALES
TRATAMIENTO PARA SOLIDOS



COSTO MARGINAL	48.856	53.673	58.767	64.144	69.808	75.766	82.022	88.582	95.450	102.63	110.13	117.95	126.10	134.58	143.40	152.56

TABLA A.1

TRATAMIENTO ESPECIFICADO PARA SOLVENTES

CARBON ACTIVADO

FLUJO EN GPM	ft	TANQUE $	MEDIO $/ft3	COSTO DEPRECIA		COSTO DE OPERACION	MENSUAL
10	5	2400	110	2950	24.58333	295	24.58333
35	20	5200	80	6800	56.66666	680	56.66666
100	50	14200	80	18200	151.6666	1820	151.6666

ULTRAVIOLETA

FLUJO EN GPM	COSTO DEPRECIACION		COSTO DE OPERACION	MENSUAL
10	2500	20.83333	250	20.83333
60	9200	76.66666	920	76.66666
130	15600	130	1560	130
260	26400	220	2640	220
520	44600	371.6666	4460	371.6666

OZONIZACION

FLUJO EN GPM	COSTO DEPRECIACION		COSTO DE OPERACION	MENSUAL
10	450	3.75	45	3.75
50	950	7.916666	95	7.916666
75	1500	12.5	150	12.5
100	2100	17.5	210	17.5
150	2700	22.5	270	22.5

TRATAMIENTO ESPECIFICADO PARA METALES

FLOCULACION - COAGULACION - FILTRO DE PRENSA

FLUJO EN GPM	COSTO DEPRECIACION		COSTO DE OPERACION	MENSUAL
800	20000	166.6666	2000	166.6666
1500	35000	291.6666	3500	291.6666
7000	100000	833.3333	10000	833.3333

TRATAMIENTO ESPECIFICADO PARA SOLIDOS SEDIMENTABLES

SEDIMENTACION - FILTRACION

FLUJO EN GPM	COSTO DEPRECIACION		COSTOS DE OPERACION	MENSUAL
100	35714	297.6	3750	297.6

FUENTE: Estimaciones realizadas segn datos proporcionados por la empresa BIO-TEC. Especificación en US Dólares.

ANEXO B

METODOLGIA PARA LA OBTENCION DE LA CURVA DE LOS COSTOS DE PRODUCCION POR EMPRESA.

La información está cubierta por series de tiempo, de acuerdo al Cuestionario para la Estadística Mensual de la Industria Maquiladora de Exportación, que se rinde de forma mensual, por parte de las empresas, al Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Las series de tiempo varían entre los años de 1992 y 1993, para todos los meses del año. A continuación se describen los apartados considerados de tal cuestionario, que describen la estructura de costos por empresa.

IDENTIFICACION DEL ESTABLECIMIENTO.

Esta parte considera el nombre, ubicación y giro de la empresa. Como se ha establecido, la selección de la información se realizó para la industria en electrónica.

SALARIOS, SUELDOS Y PRESTACIONES PAGADOS DURANTE EL MES.

Aquí se registra el pago a los empleados de la empresa, divididos por categorías. Entre ellas se encuentran las siguientes:

obreros, técnicos de la producción y empleados administrativos. Así mismo, se considera el monto de las prestaciones sociales. El dato final que se emplea en el análisis, es la suma total de estos aspectos.

MATERIAS PRIMAS UTILIZADAS DURANTE EL PROCESO DE MAQUILA.

El agregado es la suma de las materias primas y auxiliares nacionales e importados así como los envases y empaques nacionales e importados.

GASTOS DIVERSOS EFECTUADOS EN MEXICO.

Los rubros específicos que se deben traducir del total de gastos diversos, contemplan el alquiler de maquinaria, equipo y transporte del país, la renta de los edificios y terrenos, energía eléctrica comprada, servicios de comunicación, servicios profesionales prestados por terceros a la empresa, trámites aduanales de exportación e importación, fletes y acarreos, mantenimiento y reparación de edificios y maquinaria, al igual que los gastos no especificados en los rubros anteriores. Los gastos no especificados, en algunos cuestionarios fueron ampliamente

detallados, lo que sirvió para detectar el gasto en el consumo de agua y si tienen algún gasto en aspectos ambientales.

UTILIDADES BRUTAS.

Las utilidades brutas resultan de la diferencia entre los ingresos y los costos de operación. Los costos de operación comprenden los salarios, las materias primas totales y los gastos diversos. Por parte de los ingresos, se comprobó que resultan ser iguales a las exportaciones realizadas.

VALOR AGREGADO.

Es el valor generado en el país por el proceso de maquila. Se consideran los costos de operación y las utilidades brutas. Sin embargo, para el caso de las materias primas, solo se consideran las materias primas y los envases y empaques de origen nacional.

EXPORTACIONES.

Este apartado registra el monto total de las exportaciones de los productos maquilados, de acuerdo con los documentos aduanales.

Para obtener el valor de las exportaciones, se suman los insumos importados y el valor agregado en el país. Mediante un proceso matemático, pudo comprobarse que las exportaciones se consideran como los ingresos obtenidos.

CANTIDAD DE PRODUCTO.

Para obtener este resultado, se requirió consultar la Cédula de Actualización de la Industria Maquiladora de Exportación, que se rindió con información anual del proceso de maquila a la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). En uno de los apartados de la Cédula mencionada, se registra el valor de las exportaciones junto al volumen de producto anual. La razón de estas dos cantidades, resulta en el precio unitario de los productos importados. Este precio obtenido, se utiliza para obtener la cantidad de producto a partir del valor de las exportaciones mensuales, registradas en el cuestionario.

VALOR DEL CAPITAL.

Se obtuvo información de la misma Cédula con respecto al capital nacional y extranjero. Para obtener el nivel de aportación del capital al nivel de producción, la suma total del capital se

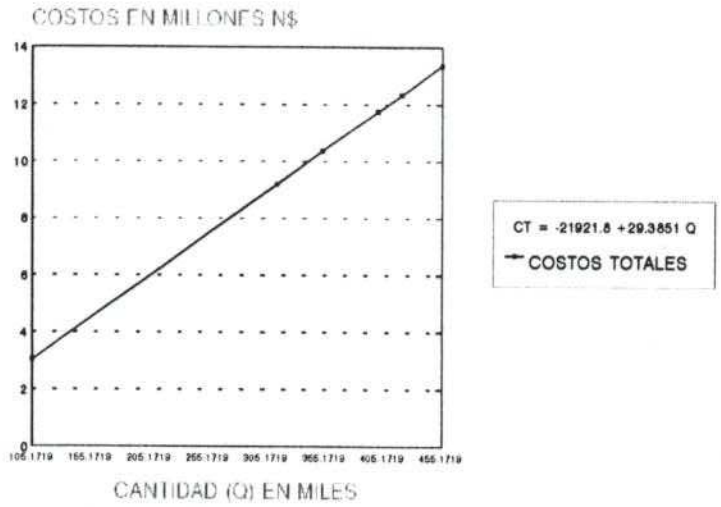
dividió entre 156, lo que significa una depreciación de 13 años de vida útil.

FUNCION DE COSTOS DE LA EMPRESA.

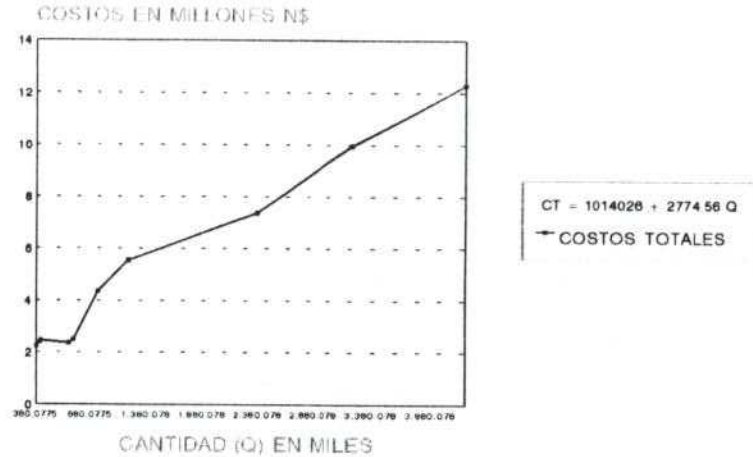
Se obtiene de regresionar el Nivel de Producto (Q) como variable independiente y los Costos Totales (CT) como variable dependiente. Los costos totales, llevan implícitos los costos de operación mencionados y el nivel de capital que se agrega al proceso de producción mensual.

Las siguientes gráficas describen el comportamiento de los costos totales obtenidos en cada nivel de producto, para cada una de las empresas analizadas.

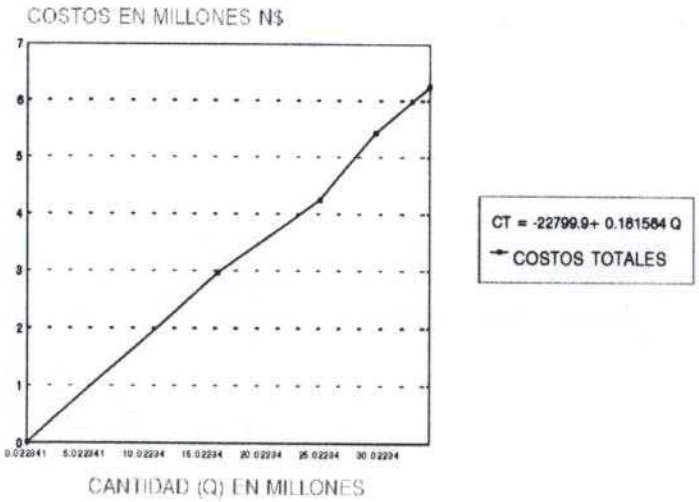
COSTOS TOTALES
EMPRESA 1



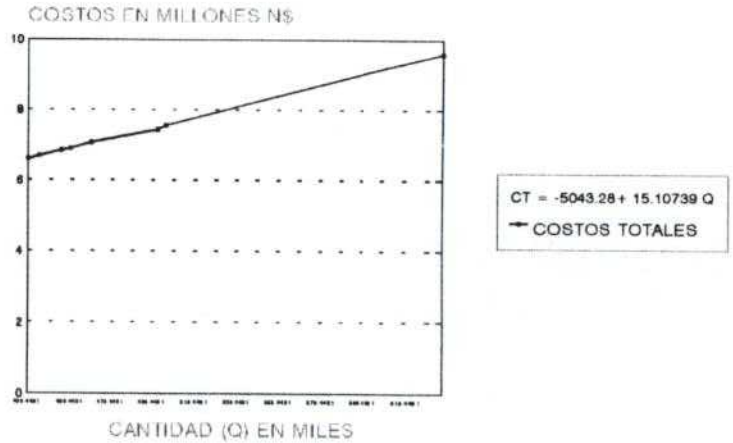
COSTOS TOTALES
EMPRESA 2



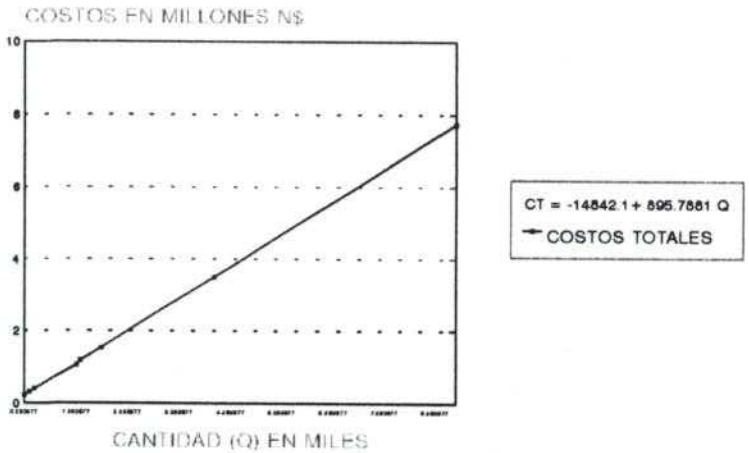
COSTOS TOTALES
EMPRESA 3



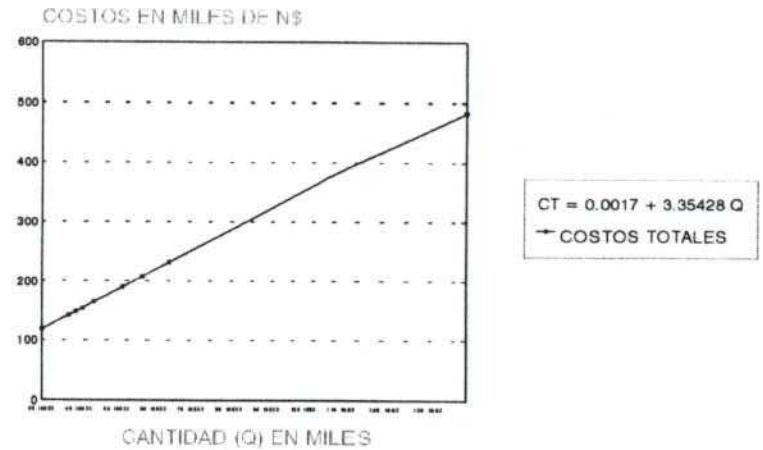
COSTOS TOTALES
EMPRESA 4



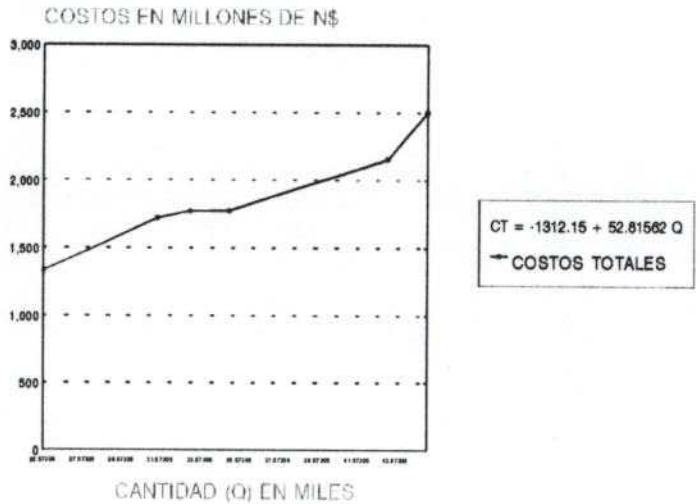
COSTOS TOTALES
EMPRESA 5



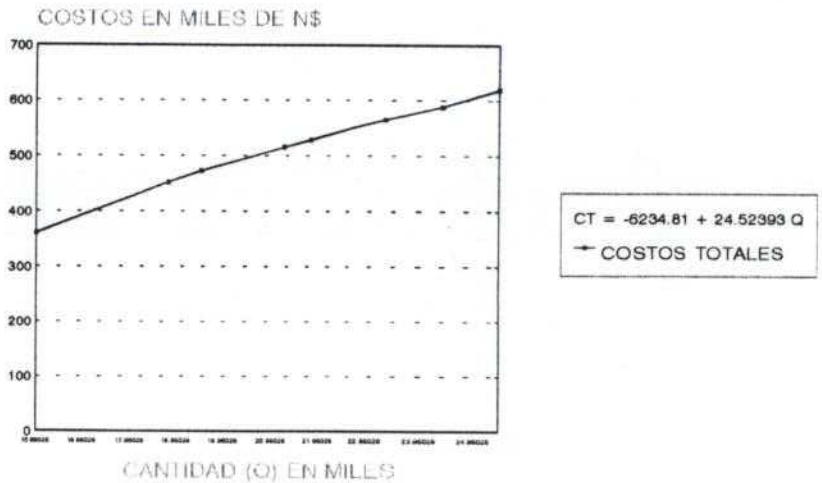
COSTOS TOTALES
EMPRESA 6



COSTOS TOTALES
EMPRESA 7



COSTOS TOTALES
EMPRESA 8



ANEXO C

INDICE DE DAÑO.

BASADO EN LA METODOLOGIA DE OECD Y GESAMP (GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECT OF MARINE POLLUTION)[1].

OBJETIVO.

Construir un índice de daño basado en la tasa de concentración mínima, a la cual el contaminante produce un efecto adverso en el ambiente. El índice refleja los efectos divididos en tres categorías:

TOXICIDAD: Mínima concentración a la cual el contaminante tiene un efecto adverso en el ambiente acuático. La tasa que se presenta numéricamente es igual al logaritmo negativo en base 10 de la concentración expresada en g/l.

RIESGO: Delimitado por la salud humana en consideración a la ingestión oral directa del contaminante. Es decir, su valor representa la cantidad en gramos del contaminante mínima requerida para afectar la

---

[1] OECD. Control Policies for Especific Water Pollutants, Paris (1982).

salud de un ser humano con peso promedio dado en kg. De nueva cuenta, el valor es igual al logaritmo negativo de la cantidad expresada en g/kg.

PERSISTENCIA: Basado en la vida media probable de la substancia en el ambiente acuático. Este valor es numéricamente igual al logaritmo de la vida media expresado en días, con un límite máximo de 3.

La tasa total se denominará TRP y debe entenderse de la siguiente forma: un valor más alto de los 3 componentes, significará un mayor daño potencial a partir de la presencia de una concentración particular de una substancia. Las substancias prácticamente no peligrosas, se expresarán con una tasa de 0:0:0.

Para destacar el riesgo de un contaminante en cuanto a su efecto cancerígeno, una c es agregada despues del valor determinado de R.

Para el caso en que una substancia sea considerada como bioacumulable, es decir una substancia que puede "trasladarse" desde el ambiente acuático a cualquier organismo vivo, ésta será señalada por el símbolo +.

TABLAS

TOXICIDAD

Concentración mínima del contaminante que provoca un efecto adverso en el ambiente acuático	Valor de toxicidad en la tasa total TRP	Clasificación de la concentración de acuerdo a la tasa GESAMP.
1 g/l = 1 g/l 100 mg/l = 10^{-1} g/l 10 mg/l = 10^{-2} g/l 1 mg/l = 10^{-3} g/l 100 Mg/l = 10^{-4} g/l 10 Mg/l = 10^{-5} g/l 1 Mg/l = 10^{-6} g/l 100 ng/l = 10^{-7} g/l	0 1 2 3 4 5 6 7	0 No peligroso 1 Prácticamente no tóxico 2 ligeramente tóxico 3 moderadamente tóxico 4 altamente tóxico

donde M = 1 000 000
n = 1000 000 000

Fuente: OECD. OP.Cit.

RIESGO

Cantidad del contaminante que provoca daños a la salud por el consumo oral del mismo	Valor R en la tasa total TRP	cantidad letal (*) para un peso de 70 kg [humano]
1000 mg/kg 1 g/kg 100 mg/kg 10^{-1} g/kg 10 mg/kg 10^{-2} g/kg 1 mg/kg 10^{-3} g/kg 100 Mg/kg 10^{-4} g/kg 10 Mg/kg 10^{-5} g/kg 1 Mg/kg 10^{-6} g/kg 100 ng/kg 10^{-7} g/kg	0 1 2 3 4 5 6 7	70 g 7.0 g 700 mg 70 mg 7.0 mg 700 mg 70 mg 7.0 mg

(*) derivado de la multiplicación de la cantidad X 70 kg.
Fuente: OECD Op.Cit.

PERSISTENCIA

Persistencia en días del contaminante en el ambiente acuático, de acuerdo a su vida media	Valor de P en la tasa total TRP [= log.de la vida media (días)]
1 día	0
10 días	1
100 días	2
1000 días	3 valor máximo

Fuente: OECD. Op.Cit.

TABLA ALTERNATIVA (SISTEMA GESAMP)[2]

1. BIOACUMULACION

\+ Bioacumulado y propenso a producir un daño a la vida acuática o a la salud humana.

0 no conocido para ser significantemente bioacumulado

z corta retención en el orden de una semana o menos

t propenso a producir contaminación de mariscos

---

2 Ibidem. p.84.

2. DAÑO A LOS RECURSOS VIVOS.

tasas

4	altamente tóxico	< 1 ppm
3	moderadamente tóxico	1 - 10 ppm
2	ligeramente tóxico	10-100 ppm
1	prácticamente no tóxico	>= 100-1000 ppm
0	no tóxico	1000 ppm

3. DAÑO A LA SALUD HUMANA, POR INGERENCIA ORAL

tasas

4	altamente peligroso	< 5 mg/kg
3	moderadamente peligroso	5-50 mg/kg
2	ligeramente peligroso	50-500 mg/kg
1	prácticamente no peligroso	500-5000 mg/kg
0	no peligroso	>= 5000 mg/kg

4. EFECTO EN LUGARES DE RECREACION

tasas

xxx altamente censurable debido a su persistencia, olor, o características irritantes o venenosas; playas propensas a ser cerradas.

xx moderadamente censurable debido a las características anteriores, pero con efectos a corto plazo que llevan a una interferencia temporal con el uso de las playas.

x ligeramente censurable, no interfiere con el uso de playas

0 sin problemas

BIBLIOGRAFIA

Alegría, Tito, 1992, Reestructuración Urbana en las ciudades fonterizas, ponencia presentada en COLEF II, Colef, Tijuana, B.C.

Barthold, Thomas A. 1994, Issues in the Design of Environmental Excise Taxes, Journal of Economic Perspectives, volume 8, number 1, pages 133-151.

Baumol, W.J., and W.E. Oates, 1979, Economics Environmental Policy and the Quality of Life. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Baumol, W.J., and W.E. Oates, 1975, The Theory of Environmental Policy, Externalities, Public outlays, and the quality of life, Prentice-Hall, Inc.

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1971, the Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, Swedish Journal of Economics No.1, pages 73-85.

Chiang, Alpha C., 1987, Métodos Fundamentales de Economía Matemática, McGraw-Hill, México.

Clomer, R.W., Philip E. Graves and Robert L. Sexton, 1988, Intermediate Microeconomics, Harcourt Brace Jovanovich, Inc, Orlando, Florida.

Environmental Plan for the Mexican-US, Border Area, First Stage (1992-1994), Summary.

Environmental Protection Agency, 1980, Development Document for Efluent Limitations Guidelines and Standards for the Electrical and Electronic Components, United States.

Ferguson, C.E. y J.P. Gould, 1987, Teoría Microeconómica, Fondo de cultura económica, México.

Fischer Stanley, Dornbusch Rudiger y Schmalensee Richard, 1990, Economía, McGraw-Hill, México.

González Aréchiga, Bernardo y Rocío Barajas Escamilla, 1989, Las Maquiladoras: Ajuste estructural y desarrollo regional, Fundación Friedrich Ebert, México (documentos de trabajo).

Hass, Jerome E., 1970, Optimal Taxing for the Abatement of Water Pollution, Water Resources Research, volume 6, No. 2, pages 353-365, New York.

Kneesse, Allen V., 1964, The Economics of Regional Water Quality Management, Resources for the future, Inc.

Kneesse, A.V., and B.T. Bower, 1968. Managing Water Quality: Economics Technology and Institutions, John Hopkins University Press for Resources for the future, Baltimore, Md.

Kneese, Allen V., Robert U. Ayres, Ralph C. d'Arge, 1970, Economics and the Environment, Resources for the future, Inc. pages 1-15.

Kreps M., DAvid, 1990, A Course in Microeconomic Theory. Princenton University Press, New Jersey.

Laplante, Benoit, 1990, Producer Surplus and Subsidization of Pollution Control Device: A Non-Monotonic Relationship, The Journal of Industrial Economics, volume XXXlX, No.1, pages 15-23.

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, 1993, Ediciones Delma, México.

Ley de Ecología y Protección al Medio Ambiente para el Estado de Baja California, 1992, Editorial Bahia, Baja California.

Mansfield, Edwin. 1985, MICRO-ECONOMICS, theory and applications, W.W. Norton & Company, Inc. USA.

Montalvo Corral, Carlos, 1992, Costo Ambiental del Crecimiento Industrial: El caso de la Maquiladora Electrónica en Tijuana, B.C., Fundación Friedrich Ebert, México, (documentos de Trabajo).

OECD, 1993, Taxation and the Environment, Complementary Policies, Paris.

OECD, 1982, Control Policies for Specific Water Pollutants, París.

OECD, 1985, the Macro-Economic Impact of Environmental expenditure, París.

Ortolano, Leonard, 1984, Environmental Planning and Decision Making, John Wiley & Sons, Inc. Nueva York.

Perrings, Charles, 1990, Economy and Environment, A theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems, Cambridge University Press, New York.

Richardson, Harry W., 1994, Nafta and Urban México, Paper presented at the Western Regional Science Association Meeting, Tucson, Arizona.

Sanchez R., Roberto, 1990, "Otra manera de ver la maquiladora: riesgos en el medio ambiente y la salud" en Subcontratación y empresas trasnacionales. Apertura y restructuración en la maquiladora, comp. de Bernardo GONZALEZ-ARECHIGA y José Carlos RAMIREZ, El Colef-Fundación Friedrich Ebert, México.

Sánchez R. Roberto, 1990, El medio Ambiente como fuente de conflicto en la Relación Binacional México-Estados Unidos, El COLEF, Tijuana, B.C.

Sánchez, Roberto y Francisco Lara, 1992, El manejo del agua en la región de los dos Nogales. Consideraciones Sociales y Ambientales, ponencia presentada en COLEF II, COLEF, Tijuana, B.C.

Segerson, Kathleen, 1988, Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control, Journal of environmental Economics and management, 15, 87-98.

Sunman, Hilary, 1993, The application of charging Schemes for the management of water pollution: Experience and prospects, Natural Resources Forum, volume 17, pages 133-141.

Stavins, Robert y Thomas Grumbly, 1993, Cómo hacer que pague el que Contamina, Facetas No.102, pag. 15-19.

Tietenberg, Tom, 1992, Environmental and Natural Resource Economics. Scott, Floresman and Company Glenview, Illinois.

Upton, Charles, 1968, Optimal Taxing of Water Pollution, Water Resources Research, vol. 4, No. 5, pages 865-875.

Varian, Hal R., 1986, Análisis Microeconómico, W.W. Norton & Company, Inc. Barcelona.

World, Bank, 1978, Environmental Considerations for the Industrial Development Sector, USA.