

Influencia de los procesos de depuración sobre la toxicidad de las aguas residuales textiles

M. Crespi (1)
M.ª M. Vilaseca (2)

RESUMEN

La toxicidad de algunos productos utilizados en los procesos de tintura y acabado de los artículos textiles es muy elevada.

En este trabajo se determina la toxicidad frente a la *Dafnia Magna* de algunos productos químicos utilizados en la Industria Textil. También se estudia la influencia de los procesos de depuración sobre la toxicidad de las aguas residuales textiles.

RESUME

La toxicité de quelques produits utilisés dans les processus de teinture et d'ennoblissement des articles textiles est très élevée.

Dans ce travail on détermine la toxicité vis-à-vis de la *Dafnia Magna* de quelques produits utilisés dans l'Industrie Textile. On étudie aussi l'influence des processus d'épuration sur la toxicité des eaux résiduaires textiles.

SUMMARY

The toxicity of some of the products, employed in dyeing and finishing processes textiles articles, is very high.

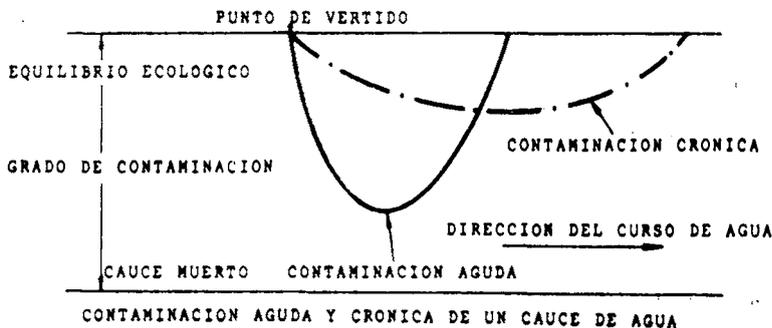
This paper deals with the determination of toxicity against *Dafnia Magna* of some of the chemical products employed in Textile Industry. Also the influence of the process of purification on the toxicity of textile waste waters is studied.

1. INTRODUCCION

La carga contaminante de las aguas residuales se determina habitualmente a través del análisis de diversos parámetros químicos como: la demanda química de oxígeno, la demanda bioquímica de oxígeno, el color, contenido de grasas y aceites, fenoles, metales pesados, materias en suspensión, etc. Esta forma de proceder no siempre es suficiente para determinar el impacto sobre la biocenosis del biotopo, ya que para ello es necesario conocer

(1) Dr. Ing. Martín Crespi Rosell. Jefe de los Laboratorios de Control de la Contaminación Ambiental del Instituto. Profesor Agregado de «Química Textil» en la EUITI de Terrassa.

(2) Licda. C. Biológicas. Mercedes Vilaseca Vallvé. Laboratorios de Control de la Contaminación Ambiental del Instituto.



además su toxicidad. Esto es así, porque al verter unos efluentes residuales a un cauce de agua, se produce una contaminación crónica del mismo que en ausencia de otro vertido desaparecerá después de un cierto tiempo, por degradación química y biológica, dilución o por fotodegradación de los productos vertidos; ahora bien, si uno o varios de los productos vertidos son tóxicos para los organismos acuáticos, se producirá además una contaminación aguda que puede ser más grave que la anterior, ya que por lo general pequeñas cantidades de un elemento tóxico son suficientes para afectar la biocenosis del cauce.

Este hecho ha sido reconocido y aceptado por las autoridades competentes de diversos países, hasta el punto que la toxicidad junto con la demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y materias en suspensión son los principales parámetros que intervienen en las fórmulas para determinar los cánones de vertido en varios países europeos. A continuación y a modo de ejemplo se indican las fórmulas utilizadas en Francia y Alemania (ref. 1,2):

$$C. \text{ Vertido (1)} = M.E.S. \times a + \frac{DQO + 2DBO_5}{3} \times b + ST \times C$$

$$+ \text{Toxicidad} \times d \text{ (Equitox)}$$

$$UC (2) = Q \left[0,45 (S-0,1) + \frac{0,55}{80} (DQO-15) + \frac{0,1}{2} (T_B + T_P) \right]$$

Los primeros datos sobre el empleo de organismos vivos para establecer los efectos toxicológicos de un agua contaminada provienen de los trabajos que Penny y Adams (ref. 3) realizaron sobre peces, hace ya más de 100 años, al examinar el río Leven en los U.S.A. que había sido contaminado por unos vertidos procedentes de una industria de tintorería. En el primer tercio de nuestro siglo varios investigadores trabajaron en este campo (ref. 4, 5, 6, 7). El primer gran esfuerzo para establecer un método normalizado que permitiera determinar la toxicidad de las sustancias hacia los peces, fue realizado por Hart, Dondoroff y Greenbank (ref. 8). Los procedimientos publicados por estos investigadores tuvieron una aceptación inmediata, constituyendo la base de los trabajos que se han publicado posteriormente, así como de

los métodos de toxicidad normalizados, publicados por primera vez por la ASTM Standards (ref. 9) en 1959 y la APHA (ref. 10) en 1960.

La meta final de los estudios de toxicidad es determinar las concentraciones admisibles de diversas sustancias en los cursos de agua de modo que se mantenga un desarrollo normal de la vida acuática (animal y vegetal). No obstante, esta pretensión aunque razonable, todavía está lejos de poder alcanzarse por múltiples razones. En primer lugar debido a que la toxicidad se ve afectada por diversos factores como: el pH, la temperatura, la concentración de oxígeno y de anhídrido carbónico disuelto, sólidos disueltos totales, etc. Por otra parte, a menudo surgen efectos de antagonismo o de sinergismo entre los productos contaminantes del cauce. Algunos tóxicos actúan muy lentamente sobre los organismos acuáticos, por ejemplo disminuyendo la velocidad de nado de los peces, la resistencia a las enfermedades, la tasa de reproducción, etc., lo cual puede originar la desaparición de la especie después de varias generaciones a partir del momento que apareció el producto contaminante.

Por todo ello, los ensayos de toxicidad deberían realizarse en el seno mismo del cauce receptor y abarcar varias generaciones aunque en la mayoría de los casos ésto no es posible.

1.1. Selección de organismos a estudiar

Los bioensayos se pueden realizar sobre un extenso número de organismos acuáticos, entre los más usuales cabe destacar los: peces, crustáceos, moluscos, insectos, vertebrados y algas. La selección de una u otra especie, se fundamenta en las siguientes consideraciones:

- a) Su sensibilidad hacia el contaminante, o factores ambientales bajo control.
- b) Su distribución geográfica, abundancia y accesibilidad a lo largo del año.
- c) Su importancia ecológica, recreacional y económica.
- d) La facilidad con que se pueden mantener y reproducir en el laboratorio.
- e) El estado físico en que se encuentran, libres de parásitos y enfermedades.

1.2. Clasificación de los métodos de ensayo

Los bioensayos pueden clasificarse:

- a) De acuerdo con la forma de dosificar la solución de ensayo en: estáticos, semicontinuos, y dinámicos.
- b) De acuerdo con su duración en: ensayos de corta, media y larga duración.
- c) De acuerdo con el propósito que se persigue en: ensayos de sensibilidad relativa, toxicidad relativa, tasa de crecimiento, etc.

En los bioensayos estáticos, el producto tóxico se añade al medio de ensayo de una sola vez, al principio de la prueba. En los semicontinuos, los organismos se transfieren a una nueva solución del contaminante a intervalos periódicos de tiempo, generalmente cada 24 horas. En los dinámicos se añade un volumen determinado de agua de dilución y de producto tóxico, ya sea en forma continua o periódica, de manera que se asegure un flujo continuo de contaminante a través del recipiente que contiene los organismos del ensayo.

Los bioensayos de corta duración constan de dos partes, la primera es exploratoria y sirve para determinar la concentración de tóxico que se deberá emplear en la segunda y definitiva. Estos ensayos tienen como fin establecer los valores de la LC 50, EC 50, LC 50 incipiente y la EC 50 incipiente, así como apuntar las concentraciones de contaminante que se deberán usar en los ensayos de media y larga duración. También se emplean para indicar los niveles máximos de polución que pueden tolerar los organismos durante exposiciones muy cortas.

Las pruebas de media duración se utilizan cuando, para determinar la LC 50 incipiente se requiere mayor tiempo, para estudios de etapas concretas de la existencia de organismos de larga vida, y para indicar la concentración de tóxico que deberá emplearse en los bioensayos de larga duración. Las pruebas de larga duración son casi siempre dinámicas, y sus objetivos son valorar la MATC, la SC, o la obtención de datos para determinar los AF que permitan la estimación de la MATC y la SC para aguas de distintas zonas.

Los bioensayos dinámicos son los más adecuados cuando: los productos polucionantes que se estudian presentan una elevada DBO, son inestables o volátiles. Y cuando los organismos que se ensayan, tienen elevadas tasas de metabolismo, lo que haría difícil mantenerlos en buenas condiciones en un ensayo estático. También deben emplearse si la supervivencia de los animales en una solución preparada recientemente, es significativamente menor que el tiempo de supervivencia en una solución preparada 48 h. antes.

Los productos químicos que en una mezcla de contaminantes son los responsables de su toxicidad aguda, pueden ser pero no necesariamente, los responsables de su toxicidad crónica, que podrá aparecer cuando el agua se ha diluido lo suficiente para que desaparezca su toxicidad aguda. La toxicidad crónica puede ser letal después de un largo período de tiempo, o puede que impida solamente funciones no mortales para los organismos, como por ejemplo su apetito, crecimiento, capacidad reproductora, capacidad de supervivencia, etc.

Los bioensayos de toxicidad aguda no revelarán estos efectos, ni tampoco indicarán con seguridad la concentración a la que podrían aparecer. No obstante, el conocer la concentración del contaminante a la que aparece la toxicidad aguda, es muy útil para prevenir rápidas mortandades de organismos en un cauce, provocadas por el vertido de aguas contaminadas, aunque la exposición de los animales a esta polución sea relativamente corta.

1.3. Interpretación de los resultados

Los bioensayos de toxicidad aguda son útiles para determinar la concentración letal para los organismos, establecer grados de toxicidad relativa, o seleccionar las especies más sensibles, pero las concentraciones que en ellos se determinan no representan condiciones de seguridad para el medio natural, ya que, los organismos expuestos a concentraciones mucho menores, durante largos períodos de tiempo, pueden morir o quedar alguna de sus funciones dañada. Uno de los casos más dramáticos, es cuando queda impedida la capacidad reproductora de alguna especie clave de la biocenosis; en tal caso desaparecerá la especie y probablemente la mayor parte de los organismos de la biocenosis relacionados con ella.

Con el fin de prevenir estos problemas, varios investigadores han propuesto tasas de dilución para vertidos industriales, basadas en los ensayos de toxicidad aguda (ref. 11, 12). También se han empleado factores de apli-

cación AF para obtener concentraciones de producto tóxico no perjudiciales, al multiplicarlos por la LC (ref. 13, 14), no obstante, se han obtenido desviaciones importantes según la naturaleza química del producto, lo cual indica que estos AF varían con el producto tóxico. Reconociendo este hecho, la National Technical Advisory Committee on Water Quality Requirements for Aquatic Life, ha agrupado en tres grupos, diversos productos tóxicos con sus correspondientes AF (ref. 15).

2. PARTE EXPERIMENTAL

2.1. Elección del método de ensayo

Existen una gran variedad de métodos para determinar la toxicidad de un compuesto, o mezcla de ellos, como ya se ha comentado en la introducción. De entre estos métodos se ha elegido uno teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Debe ser un método suficientemente reproducible para poder comparar la toxicidad de los diferentes productos ensayados.
- No debe ser muy costoso en medios materiales, ni demasiado largo.
- Los organismos acuáticos que se utilicen han de poderse obtener con facilidad.
- La especie utilizada debe ser una de las más sensibles a los elementos tóxicos.

Al habernos propuesto determinar la toxicidad de varios productos utilizados en la industria textil, se ha tenido que elegir un método de ensayo de corta duración, por lo tanto, de toxicidad aguda. También se valoró que los organismos utilizados en el ensayo no fueran excesivamente sensibles a la concentración de oxígeno disuelto, ya que de esta manera se podría utilizar el mismo método para detectar la disminución de la toxicidad en los procesos de depuración que se describirán posteriormente.

Al valorar todas estas consideraciones, se ha elegido el ensayo de toxicidad normalizado por el I.R.C.H.A. que utiliza la *Daphnia Magna* Straus 1820.

2.2. Productos estudiados

Se ha determinado la toxicidad de varios productos químicos utilizados en la tintura del poliéster, comprendiendo sales inorgánicas, ácidos orgánicos, dispersantes, igualadores y transportadores de tintura. Así mismo se ha valorado la toxicidad de varios oligoelementos que se utilizan en los ensayos de biodegradabilidad de tensioactivos aniónicos (ref. 16).

También se ha determinado la toxicidad de unos efluentes residuales de tintura del poliéster cuyas características se indican a continuación:

Efluente A:

Aguas residuales procedentes de la tintura del poliéster a H.T. conteniendo productos biodegradables.

Rojo Brillante Forón ERL%: 0,005 g/l.

Acido ricinoleico sulfonatosódico (ROS): 0,5 g/l.

Derivado polioxietilenado de cadena grasa (OLI3OE): 0,7 g/l.

Acido acético del 99,5%: 0,3 cc/l.

Sulfato amónico: 0,7 g/l.
Solución de fosfatos: 2 cc/l.
TOC: 651 mg/l.
DQO: 2350 mg/l.
DBO₅: 890 mg/l.

Efluente B:

Aguas residuales procedentes de la tintura del poliéster a H. T. preparadas con un producto dispersante no biodegradable.

Rojo Brillante Forón ERL: 0,005 gr/l.
Dinaftalen metanosulfonato sódico (DMSS): 0,7 g/l.
Derivado polioxietilenado de cadena grasa (OLI3OE): 0,7 g/l.
Acido acético del 99,5%: 0,3 cc/l.
Solución de fosfatos: 2,3 cc/l.
TOC: 837 mg/l.
DQO: 2745 mg/l.
DBO₅: 558 mg/l.

Efluente C:

Aguas residuales procedentes de la tintura del poliéster con un transportador biodegradable, diluidas con aguas de aclarado.

Rojo Brillante Forón ERL: 0,002 g/l.
Acido ricinoleico sulfonatosódico (ROS): 0,2 g/l.
Derivado polioxietilenado de cadena grasa (OLI3OE): 0,2 g/l.
Acido acético del 99,5%: 0,1 cc/l.
Benzoato de butilo: 0,5 g/l.
Tween 80: 0,25 g/l.
Solución de fosfatos: 2 cc/l.
TOC: 723.
DQO: 2330.
DBO₅: 1239.

Efluente D:

Aguas residuales procedentes de la tintura del poliéster con un transportador volátil y no biodegradable, diluidas con aguas de aclarado.

Rojo Brillante Forón ERL: 0,002 g/l.
Acido ricinoleico sulfonatosódico (ROS): 0,2 g/l.
Derivado polioxietilenado de cadena grasa (OLI3OE): 0,2 g/l.
Acido acético del 99,5%: 0,1 cc/l.
Triclorobenceno: 0,5 g/l.
Tween 80: 0,25 g/l.
Solución de fosfatos: 1,5 cc/l.
TOC: 550,5 mg/l.
DQO: 1835 mg/l.
DBO₅: 389 mg/l.

En la tabla 1 se indican las características contaminantes de los productos utilizados para preparar estos efluentes.

Estos cuatro efluentes se han sometido a sendos tratamientos de depuración, uno fisicoquímico de coagulación-floculación y otro biológico de fangos

activados, después de los cuales se ha determinado su toxicidad. Las condiciones en que se han efectuado los tratamientos se indican a continuación:

Tratamiento de coagulación-floculación:

Concentración de sulfato de aluminio 800 mg/l.

Concentración de hidróxido de cal 250 mg/l.

Concentración de polielectrolito catiónico 8 mg/l.

pH 7,5.

Agitación rápida 100 rpm., 3 minutos.

Agitación lenta 20 rpm., 10 minutos.

Decantación 3 horas.

TABLA 1

Producto	Utilización como	DQO	DBO	Biodegradable	Toxicidad CI-50-24 h.
ROS	Dispersante	120,7%	72,8%	SI	48 mg/l
OLIOE	Igualador	205,3%	42,5%	SI	25 mg/l
Ac. Acético	Acido	103 %	76 %	SI	—
DMSS	Dispersante	142,7%	4,7%	NO	970 mg/l
Benzoato de Butilo	Transportador	217,9%	170,1%	SI	8,2 mg/l
Triclorobenceno	Transportador	93 %	0 %	NO	2,4 mg/l
Tween 80	Emulsionante	194,2%	32,9%	—	—

Tratamiento biológico de fangos activados:

Se ha realizado en una planta piloto de cinco litros de capacidad. La carga másica U y la carga hidráulica V que se ha aplicado en la depuración de cada efluente se indican en la tabla 2.

TABLA 2

Efluente	Carga másica U	Kg. DBO ₅	Carga hidráulica V	Kg. DBO ₅
		Kg. microorganismos		10 m ³
A				
B		0,4		16,8
C		0,27		11,1
D		0,6		24,7
		0,19		7,7

2.3. Resultados

En la tabla 3 se indica la toxicidad frente a la Daphnia Magna de los diferentes productos estudiados.

En la tabla 4 se relaciona la toxicidad de los efluentes procedentes de la tintura del poliéster antes y después de ser tratados por los procesos de depuración indicados anteriormente.

TABLA 3

Producto	Concentración de la solución ensayada	CI50 - 24 h. en %		Valor equitox	Disoluciones en CONC. 10 g/l	
		En %	En mg/l		CI50 - 24 h. en %	Valor equitox
(NH ₄) ₂ SO ₄	25 g/l	2,15	537,5	46,51	5,37	18,62
K ₂ Cr ₂ O ₇	0,1 g/l	0,49	0,49	204,08	0,0049	20408,1
Solución de oligoelementos	(1)	9	—	11,1	—	—
NH ₄ Cl	3 g/l	8,2	246	12,19	2,46	40,63
K ₂ H ₂ PO ₄	1 g/l	62	620	1,61	6,2	16,1
MgSO ₄ 7H ₂ O	0,25 g/l	—(7)	—	—	—	—
K Cl	0,25 g/l	—(7)	—	—	—	—
Fe SO ₄ . 7H ₂ O	0,002 g/l	—(7)	—	—	—	—
Extracto de levadura	0,3 g/l	—(7)	—	—	—	—
NaOOC - CH ₃ (2)	25 g/l	11,75	2937,5	8,51	29,37	3,40
NaOOC - H (3)	25 g/l	21	5250	4,76	52,5	1,90
Rojo Brillante Forón ERL	1 g/l	11,5	115	8,69	1,15	86,9
DMSS (4)	10 g/l	9,7	970	10,31	9,7	10,31
OL 130E (5)	0,1 g/l	25	25	4,00	0,25	400
ROS (6)	0,1 g/l	48	48	2,08	0,48	208
REAX 83A	5 g/l	25,5	1275	3,92	51	1,96
REAX 85A	5 g/l	25	1250	4,00	50	2,00
REAX 80C	5 g/l	15,5	775	6,45	31	3,22
TWEEN 80	0,1 g/l	—(7)	—	—	—	—
Benzoato de Butilo (8)	0,1 g/l	8,2	8,2	12,1	0,082	1210
Difenilo (8)	0,1 g/l	6	6	16,6	0,06	1660
1, 2, 3 + 1, 2, 4 Triclorobenceno (8)	0,05 g/l	2,35	—	42,5	0,0235	4250
1, 2, 3 Triclorobenceno (8)	0,1 g/l	2,35	2,35	42,5	0,0235	4250
1, 2, 4 Triclorobenceno (8)	0,1 g/l	2,4	2,4	41,6	0,024	4160
Ftalato de Dimetilo (8)	0,1 g/l	—(7)	—	—	—	—
Ftalato de Dimetilo	10 g/l	2,35	235	42,55	2,35	42,55
Salicilato de dimetilo (8)	0,1 g/l	46,5	46,5	2,15	0,46	215

TABLA 4

Efluente	Toxicidad	Disminución de la toxicidad	
		Fangos activados	Coagulación química
A	4,34 equitox/m ³	99,4%	70 %
B	2,22 »	90 %	52,2%
C	66,67 »	100 %	77,3%
D	333,3 »	99,1%	84,6%

2.4. Discusión

Las soluciones de cada uno de los compuestos se han preparado con agua bidestilada y se ha ajustado su pH a $7 \pm 0,2$ unidades, para que su posible toxicidad no fuera debida al pH de la solución, sino exclusivamente a su configuración química. Debido a que los ensayos se han realizado sobre disoluciones de diferente concentración; en la tabla 3 se incluye una columna con el valor equitox que tendría una solución de 10 g/l de cada compuesto; de este modo se pone de manifiesto las grandes diferencias de toxicidad que presentan los productos ensayados.

El valor del TLm 96 del 1, 2, 4 triclorobenceno, obtenido de la bibliografía (ref. 17, 18), está de acuerdo con la CI50-24 h. que se ha obtenido en los ensayos. En cambio, el TLm 96 para el ácido acético, es de 100-10 mg/l, mientras la CI50-24 h. para el ácido acético neutralizado con sosa cáustica es de 2937,5 mg/l; esta gran diferencia en los valores de la toxicidad, es probable que se deba a los iones hidronio libres aportados por el ácido acético cuando no se neutraliza la solución.

El cromo hexavalente es más tóxico frente a las dafnias, que el cromo trivalente, ya que se ha hallado una CI50-24 h. para el dicromato potásico de 0,49 mg/l, mientras que una concentración de 0,33 mg/l de cromo trivalente sólo disminuye en un 16% su reproducción (ref. 19). Olson (ref. 19) indica que una concentración de 0,2 mg/l de cromo seis afecta la supervivencia de los alevines de salmón.

El dicromato potásico es el producto que ha presentado una mayor toxicidad de todos los ensayados. También son tóxicos en concentraciones muy bajas la mayoría de los transportadores de tintura y algunos productos dispersantes e igualadores.

En un estudio realizado en el IRCCHA (Institut National de Recherche Chimique Appliquée), por encargo de la Agence de Bassin Rhin-Meuse sobre 111 productos contaminantes, se ha encontrado que el 80 % de los productos presentan una toxicidad sobre la Daphnia Magna muy parecida a la ejercida sobre los peces.

La disminución de la toxicidad de los cuatro efluentes estudiados se consigue mejor aplicando un tratamiento de depuración de fangos activados, que con un tratamiento de coagulación-flaculación. Este aspecto conviene tenerlo presente por dos motivos:

a) El efluente D antes de su tratamiento presenta una toxicidad de 333,3 equiox/m³. Después del proceso de depuración biológico, ésta se ha reducido a 3 equitox/m³, mientras que al aplicar el proceso de coagulación-floculación se ha reducido a 52 equitox/m³.

Para que esta toxicidad residual de los efluentes ya tratados no causara la muerte a la mayoría de los organismos vivos del cauce receptor, los vertidos una vez diluidos deberían presentar una toxicidad menor de 1 equitox/m³. Esto equivaldría a efectuar una dilución aproximada de 4 veces para el efluente tratado biológicamente y 60 veces para el efluente tratado por coagulación. En este segundo caso suponiendo una empresa de ennoblecimiento textil con unos vertidos de 3.000 m³/día, trabajando a dos turnos, representaría que el cauce al que se efectúa el vertido tiene que tener un caudal mínimo de 3,2 m³/seg. Algunos de nuestros ríos en épocas de estiaje, apenas llegan a este caudal.

b) Si se adoptara en España un canon de vertido como otros países de la Comunidad Económica Europea, se debe tener presente que la toxicidad tiene una influencia notable en el mismo. Así para una industria como la indicada en el apartado a), si tenemos en cuenta que en Francia durante el año 1978 en una zona del litoral, cada equitox/m³ y año pagaba un canon de 18 ptas. Con un tratamiento de coagulación-floculación (3.000 m³/día, 52 equitox/m³) el canon anual por toxicidad sería de 2.808.000 ptas., mientras con el proceso de fangos activos sería solamente de 162.000 ptas.

2.5. Conclusiones

a) Es muy importante conocer la toxicidad de los productos que se vierten con las aguas residuales, ya que algunos de ellos son tóxicos en concentraciones tan pequeñas como 0,49 mg/l. para el dicromato potásico, o 2,35 mg/l. para el triclorobenceno, 6 mg/l. para el difenilo, etc. Estas concentraciones son tan bajas que no tienen reflejo en la DQO y DBO₅ de los vertidos y por ello podrían pasar inadvertidos, pudiendo ocasionar la muerte de los organismos vivos donde se efectúe el vertido, por lo que su efecto sería más perjudicial que un vertido con un elevado contenido en DQO y DBO₅ o color por citar alguno de los parámetros más controlados en los vertidos industriales.

b) Parece ser que la toxicidad de los ácidos acético y fórmico se debe fundamentalmente al aporte de iones hidronio, ya que cuando son neutralizados hasta pH 7, su toxicidad disminuye extraordinariamente.

c) La disminución de la toxicidad de las aguas residuales procedentes de la tintura del poliéster que se consigue en una planta biológica de fangos activados es superior a la conseguida por coagulación química.

d) Si no se utiliza un proceso de depuración adecuado, los efluentes de elevada toxicidad aún después de ser tratados en una planta depuradora pueden ser suficientemente tóxicos para producir la muerte a los organismos acuáticos en cauces de poco caudal.

e) La elección del proceso de tratamiento de las aguas residuales puede tener una incidencia económica importante sobre el canon de vertido pagado por toxicidad, si se implantara en nuestro país.

f) La toxicidad debería ser uno de los parámetros fundamentales a considerar en los vertidos de aguas residuales.

3. AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al Plan de Reestructuración de la Industria Textil Algodonera, por la financiación de los estudios realizados.

4. ABREVIATURAS

LC 50:

Concentración letal para el 50 % de los organismos.

LC 50 incipiente:

Concentración de tóxico que permite vivir indefinidamente al 50 % de la población.

EC 50 y EC 50 incipiente:

Concentración efectiva, se utiliza cuando se estudia otro efecto distinto de la letalidad.

MATC:

Máxima concentración de tóxico admisible para no causar daños significativos.

SC:

Concentración de seguridad para que no se produzcan efectos dañinos durante una o varias generaciones.

AF:

Factor de aplicación $AF = MATC/LC\ 50$ incipiente.

TLm:

Límite de tolerancia media es equivalente a la LC.

MES:

Materias en suspensión.

DQO:

Demanda química de oxígeno.

DBO:

Demanda bioquímica de oxígeno.

ST:

Sólidos totales.

UC:

Unidades de contaminación.

Q:

Caudal de aguas residuales en $m^3/día$.

S:

Materias sedimentables en ml/l.

TB:

Toxicidad frente a las bacterias.

Tp:

Toxicidad frente a los peces.

BIBLIOGRAFIA

1. M. G. ROOS. Législation en France sur les eaux residuales. II Ciclo de Conferencias sobre Contaminación y Tratamiento de los Vertidos de la Industria Textil, Into. Inv. Textil, mayo 1979, Terrassa.
2. J. L. MALDONADO. Actualidad y futuro en el proceso de encolado textil. Conferencia pronunciada en la AEQCT en Barcelona, el 6-10-1977.
3. C. PENNY, C. ADAMS, 4th., Report, Royal Comittee Pollution of Rivers in Scotland, Vol. 2., Evidence, London 1863.
4. J. KUPZIS, Z. Fischerei, 1902, 9,1.
5. D. L. BELDING. Trans. Am. Fisheries Soc. 1927, 57-100.
6. P. STEINMANN. Handbuch Binnenfischerei Mitteleuropas. Vol. 6; n.º 3 Schweizbart'sche, Verlagsbuchhandlung. (Erwin Näge Gumgh), Stuttgart 1928.

7. M. M. ELLIS, U. S. Bureau of Fisheries Bull. 1937.
8. W. B. HART, P. DOUDOROFF, J. GREENBANK. Waste Control Lab. Atlantic Refining Co. Philadelphia, 1945.
9. ASTM. ASTM Standard, Part. 10 American Society for Texting Materials, D-1345-59, 1959.
10. APHA. Standard Methods for the Examinations of Water an Wastewater. Part. VI ³th. ed. American Public. Healt Association, New York, 1960.
11. W. B. HART, P. DOUDOROFF, J. GREENBANK. The evaluation of the toxicity of industrial wastes, chemicals and other substances to fresh water Fishes Waste Control Laboratory Atlantic Refining Co. Philadelphia 1945.
12. G. E. WARREN, P. DOUDOROFF. The development of methods for using bio-assays in the control of pulp mill waste disposal, TAPPI, 1958.
13. D. I. MOUNT, C. STEPHAN. A method for establishing acceptable toxicant limits for fish Malathion and the butoxyethanol ester of 2-4 D. Trans. Amer. Fish. Society 1967.
14. D. I. MOUNT. Chronic toxicity of copper to fathead minnows. *Pimephales promelas*, Water Res. 1968.
15. NTAC Water Quality Criteria. Report of the National Technical Advisory Committee to the Secretary of the Interior, 1968. FWPCA, U. S. Dep. Interior U. S. Government Printing office I-X.
16. B.O.E. Boletín Oficial del Estado Español, núm. 53, 1969, 3 mayo.
17. NIOSH. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. U. S. Department of Healt, Education and Welfare Rockville, Maryland, 20852, 1976.
18. SANDOZ. Hojas de seguridad.
19. EPA Quality Criteria for Water. U. S. Enviromental Protection Agency, Washington D. C. 20460, 1976.