

## 2. DESTINO Y PROCESOS DE TRANSPORTE AMBIENTALES

### 2.1. Agua

La degradación de la atracina en el agua dependerá de su capacidad para verse sometida a reacciones químicas, fotoquímicas y microbianas. Su transporte en o desde el agua puede ser el resultado de la volatilización, adsorción en los sedimentos o la materia suspendida, y afluencia. Cada uno de estos mecanismos se analiza a continuación, excepto la afluencia (la cual es discutida en la Sección 2.3.), junto con los datos de bioconcentración y persistencia.

#### 2.1.1. Hidrólisis química.

La hidrólisis de la atracina en medios acuosos ha sido tema de estudio de diversos autores. Armstrong *et al.* (1967) encontraron que la hidrólisis de la atracina en sistemas acuosos amortiguados siguió a la cinética de primer orden, usando datos reunidos en ámbitos de pH 1 - 4 y 11 - 13. Las vidas medias de hidrólisis en estos ámbitos fueron las siguientes:

Valor de pH	Vida media en días (a 25°C)
1	3,3
2	14
3	58
4	240
11	100
12	12,5
13	1,5

Usando una representación gráfica de Armstrong *et al.* (1967), la vida media de la hidrólisis de atracina con un pH 7 sería de aproximadamente 10 000 días. Con un pH de 3,9, la vida media es apenas superior a los 200 días, sin embargo, se observó que la adición de suelo esterilizado a este sistema de pH hizo que la tasa de la hidrólisis aumentara 10 veces. Por lo tanto, se demostró que la hidrólisis de la atracina podría ser catalizada significativamente. Se encontró que la hidrólisis produce hidroxiatracina como producto de degradación.

Li y Felbeck (1972) encontraron que la hidrólisis de la atracina en un ámbito de pH de 1 - 4 aumenta con la temperatura (es decir, con pH 4 y temperaturas de 12, 25 y 40°C, las vidas medias de la hidrólisis fueron 1 352, 244 y 49 días, respectivamente). Más significativo

aún fue el hecho de que, con pH 4, la adición de una pequeña cantidad (2%) de ácido húmico (obtenido de suelos) como catalizador aumentó notablemente la velocidad de hidrólisis. A temperaturas de 12, 25 y 40°C, la vida media en presencia del ácido húmico fue de 11.34, 1.73 y 0.70 días, respectivamente. De nuevo, la hidroxiatracina fue el producto de degradación. Khan (1978) estudió el efecto catalítico del ácido fúlvico sobre la hidrólisis acuosa de la atracina; el ácido fúlvico está presente de manera natural en suelos y en muchas aguas superficiales. Se encontró que la velocidad de hidrólisis aumentaba con el aumento de las concentraciones de ácido fúlvico y con el aumento de la temperatura. Con una concentración de ácido fúlvico de 0.5 mg/ml con pH y temperaturas diversas, se identificaron las vidas medias detalladas a continuación:

Vida media en días			
pH	25°C	40°C	60°C
2.9	34.8	11.8	3.5
4.5	174	41.7	12.3
6.0	398	95.5	21.9
7.0	742	199	38.9

El único producto identificado de la hidrólisis fue la hidroxiatracina. Perdue (1983) proporcionó un modelo que explica la hidrólisis de la atracina e incluye el equilibrio de la catálisis ácido-base y de la partición del ácido húmico.

Plust *et al.* (1981) examinaron la hidrólisis de la atracina a 25 y 39.9°C en un ámbito de pH de 0.4 - 3.1 y encontraron velocidades similares a las de Armstrong *et al.* (1967) y de Li y Felbeck (1972). Además, encontraron que únicamente eran importantes las catálisis ácida, básica o de amortiguación de la hidrólisis; las reacciones no catalizadas o catalizadas por agua no contribuyeron a la hidrólisis (vida media > 267 000 días). Wolfe *et al.* (1976) también encontraron velocidades de hidrólisis de la atracina compatibles con las informadas por Armstrong *et al.* (1967). Fernández-Quintanilla *et al.* (1981) encontraron que los valores extremos de pH (0.1 ó 14.0) hidrolizaban completamente la atracina en 3 - 4 días, mientras que valores de pH de 1.1 ó 13.0 requirieron hasta 21 días para la hidrólisis completa.

### 2.1.2. Fotodegradación.

El espectro UV de atracina se ha graficado (Gore *et al.* 1971; Sadtler Research Laboratories, Inc., 1970), y muestra una absorben-

cia muy pequeña en una escala ambientalmente significativa de  $\geq 290$  nm. Pape y Zabik (1970) examinaron en la fotólisis de la atracina en agua, etanol, metanol y butanol, bajo condiciones de laboratorio. La fotólisis no ocurrió con longitudes de onda  $> 300$  nm. A 253,7 nm, la atracina se fotodescompuso en hidroxiatracina en solución acuosa, mientras que el análogo correspondiente alquiloxi se formó en la solución de alcohol. Ruzo *et al.* (1973) determinaron constantes de velocidad para la fotólisis de la atracina a 300 nm en soluciones de metanol y butanol; sin embargo, los resultados tienen escasa importancia ambiental. Wolfe *et al.* (1976) notaron que la fotólisis directa de la atracina es tan baja que es muy probable que no tenga importancia ambiental.

Varios autores han estudiado la fotólisis fotosensibilizada de la atracina. Burkhard y Guth (1976) compararon las velocidades de fotólisis de la atracina en solución acuosa pura (250 mL de 10 mg/L) y con un sensibilizador de acetona (1 mL/100 L) a 15°C y con irradiación de  $\geq 290$  nm. Se encontró que la degradación era una reacción de primer orden, con una vida media de 25 horas sin el sensibilizador y 4,9 horas con el sensibilizador. Después de seis horas de irradiación, los productos de descomposición identificados fueron dos des-alquil-, el des-N,N'-dialquil-, y los análogos hidroxilados de la atracina. Tanaka *et al.* (1981) examinaron la fotólisis de la atracina en solución acuosa (30 ppm) y la compararon con la fotólisis con adición de 0,2% de dos agentes activos en la superficie. La fotólisis se llevó a cabo a 50°C usando una lámpara de sol de 300 nm durante un período de 135 minutos. Después de la irradiación, la solución acuosa había perdido 8% de la atracina, mientras que las soluciones con los sensibilizadores tensoactivos habían perdido 6 y 17% de la atracina, respectivamente. Khan y Schnitzer (1978) encontraron que la fotoestabilidad de la atracina en ácido fúlvico fue mayor que la de una solución acuosa de atracina sin ácido fúlvico. La vida media de la fotólisis, en solución acuosa de ácido fúlvico, se encontró que era mayor con un pH bajo que con uno más alto. La fotólisis de la atracina en agua dio por resultado hidroxiatracina, pero también tres productos n-desalquilados en presencia de ácido fúlvico al 0,01%. Rejto *et al.* (1983) expusieron una solución de atracina sensibilizada con colorante a la luz solar durante varias horas e identificaron la atracina des-etilada y la 2-cloro-4-(isopropilamino)-6-acetamido-5-triacina y los productos primarios de fotodegradación. Kotzias *et al.* (1982) notaron que la fotólisis de agua más  $\text{NO}_2$  o  $\text{NO}_3$  a  $> 290$  nm da por resultado al radical OH, que puede reaccionar con la atracina.

### 2.1.3. Degradación microbiana.

La descomposición microbiana de la atracina en el por microorganismos del suelo ha sido mucho más estudiada que la degradación

microbiana en medios acuáticos. Los datos presentados en la sección 2.3.2. indican que la atracina puede ser degradada por microorganismos.

Los datos disponibles con relación al medio acuático sugieren que no es probable que la degradación microbiana de la atracina sea el mecanismo principal por el que se pierde del agua. Wolf y Jackson (1982) examinaron la descomposición microbiana de la atracina en un sistema sedimento-agua y observaron que la atracina marcada en la cadena al parecer era degradada a CO<sub>2</sub> con una mayor velocidad que el material marcado en el anillo. Geller (1980) comparó la degradación de la atracina en soluciones estériles por mecanismos no biológicos contra soluciones a las que agregó poblaciones bacterianas provenientes de suelos, agua y lodo. Los resultados sugieren que la atracina fue ligada por las bacterias más que degradada.

#### 2.1.4. *Volatilización.*

En la literatura disponible no se localizaron datos específicos sobre la volatilidad de la atracina en medios acuosos. Como se indica en la sección 2.3., la atracina tiene cierta volatilidad de las superficies del suelo.

#### 2.1.5. *Adsorción/absorción.*

La adsorción de la atracina sobre partículas o sedimentos acuosos puede ser un mecanismo de transporte importante. En una revisión de los datos disponibles, Wolf y Jackson (1982) concluyeron de que la atracina es distribuida en grados variables, entre una fase de solución acuosa y una fase de adsorción en sedimentos. Puede esperarse que los sedimentos con pH más bajo y niveles más altos de carbono orgánico total adsorban mayores cantidades de atracina que los sedimentos con pH más alto y niveles más bajos de carbono orgánico. Las condiciones del ambiente acuático (pH, contenido de materia orgánica, contenido mineral, temperatura) determinaran el porcentaje de atracina presente en la solución contra el porcentaje adsorbido. WSSA (1979) notaron que la adsorción no es irreversible, y que la desadsorción llega a ocurrir dependiendo de las condiciones ambientales.

#### 2.1.6. *Bioconcentración.*

Numerosos autores han estudiado la bioconcentración de la atracina en organismos acuáticos. Se considera improbable que la atracina se acumule notablemente en las cadenas alimenticias acuáticas (Sanborn *et al.*, 1977). En un ecosistema de río en laboratorio, Lynch

*et al.* (1982) encontraron que los factores de bioconcentración para cangrejos de río, peces y almejas fueron generalmente  $< 50$ . Macek *et al.* (1976) informaron que la atracina no se acumuló en la trucha de arroyo, la carpa lerda y el pez luna de agallas azules expuestos durante 43 - 44 semanas. Se ha informado que, en un modelo de ecosistema terrestre-acuático, los factores de bioconcentración para atracina en alga, caracol y pez fueron de apenas 75,6; 7,5 y 11,0, respectivamente (Sanborn *et al.*, 1977). Además, Gunkel y Streit (1980) informaron que los niveles bajos de atracina se acumulan en peces y que, una vez que los peces expuestos son colocados en agua limpia, pierden rápidamente la atracina acumulada. Ellgehausen *et al.* (1980) determinaron factores de bioconcentración para atracina en alga, dáfnidos y peces gato de 51: 1,8 y 2,1, respectivamente, en un ecosistema modelo simplificado. En pruebas realizadas por Streit (1979), la captación de atracina por el caracol *A. fluviatilis* al parecer fue relativamente rápida, con factores de bioconcentración que llegaron a  $> 300$  dentro de 12 horas, en aguas que contenían una concentración constante de atracina.

Kenaga (1980) predijo valores de factor de bioconcentración para la atracina, con base en el valor del  $K_{oc}$  y la solubilidad en agua, de 7 y 86, respectivamente, que son compatibles con los datos experimentales.

### 2.1.7. Persistencia

Maier-Bode (1972) aplicó la atracina a un estanque y encontró que se degradaba a velocidades similares a las de la simacina. En dos semanas, permanecía apenas 10% de la concentración original, y después de ocho semanas, quedaba en el agua  $< 1,5\%$ . Después de varios días, se detectaron concentraciones más altas en sedimento que en agua, y la degradación en el sedimento fue más lenta que en el agua.

Jones *et al.* (1982) examinaron las velocidades de desaparición de la atracina de dos sistemas de estuario agua-sedimento obtenidos de la bahía Chesapeake y compararon las velocidades de persistencia en suelos locales bajo condiciones de laboratorio. La vida media de la atracina en el agua resultó de aproximadamente 3 - 12 días, mientras que la vida media en el sedimento fue de aproximadamente 15 - 20 días. Se determinó que la vida media en suelos locales era de aproximadamente 1 año. Los autores también indicaron que en un estudio de Ballantine *et al.* (1978) se midió una vida media para la atracina de 30 días en sedimentos de la bahía Chesapeake.

Weidner (1974) agregó la atracina a diversas aguas subterráneas del estado norteamericano de Nebraska y midió las velocidades de degradación bajo condiciones de almacenamiento en laboratorio para simular las condiciones de esa agua subterránea, como son los efectos por ausencia de luz o aire. Se encontró que la velocidad de

degradación dependía de la concentración, la temperatura de almacenamiento y, en menor medida, la fuente del agua. Las muestras almacenadas a 10°C mostraron una degradación menor que las almacenadas a 25°C. La adición de sedimento del suelo al agua aumentó la degradación. Después de 15 meses de almacenamiento, las muestras consistentes únicamente en agua contenían hasta 80% de la atracina original.

## 2.2. Aire

En la literatura disponible no se localizaron datos pertinentes acerca del destino y el transporte de la atracina en la atmósfera. La fotólisis directa de la atracina puede no ser significativa, según se advierte en la sección 2.1.2., ya que el espectro de luz ultravioleta muestra escasa absorción en la escala ambientalmente significativa de > 290 nm. La fotodegradación es más probable en presencia de un fotosensibilizador.

Cupitt (1980) sugirió que la adsorción de las sustancias químicas en los aerosoles atmosféricos serán un mecanismo razonable de remoción en la fase de vapor sólo para las sustancias químicas con presiones de vapor de saturación  $< 10^{-7}$  mm Hg. La presión de vapor de la atracina es de  $3.0 \times 10^{-7}$  mm Hg a 20°C y de  $5.7 \times 10^{-8}$  mm Hg a 10°C (WSSA, 1979). Esto indica la posibilidad de adsorción bajas temperaturas.

## 2.3. Suelo

El destino y el transporte de la atracina en el suelo se han estudiado de manera más completa que en agua y aire. A continuación se analizan los diversos mecanismos de destino y transporte, junto con la persistencia de la atracina en el suelo.

### 2.3.1 *Degradación microbiana*

Varios investigadores han demostrado que la atracina puede ser degradada por microorganismos específicos. Kaufman y Kearney (1979) presentaron una revisión completa de la degradación microbiana de los herbicidas de S-triacina. Tres mecanismos de biodegradación se han identificado en la descomposición de la atracina en el suelo: desalquilación, ruptura del anillo e hidroxilación. La desalquilación es al parecer el principal mecanismo implicado en la degradación microbiana de la atracina. En estudios con microbios, se demostró que la atracina marcada en la cadena con  $^{14}\text{C}$  se transforma en  $^{14}\text{CO}_2$ , con el átomo marcado radiactivo en los grupos de etil

o propil (Skipper y Volk, 1972). También se demostró la formación de  $^{14}\text{CO}_2$  a partir de sistemas microbianos tratados con atracina marcada con  $^{14}\text{C}$  en el anillo, sin embargo, sólo se han formado niveles bajos de  $^{14}\text{CO}_2$ . lo cual indica que el anillo de S-triacina es hasta cierto punto resistente al ataque microbiano (Skipper y Volk, 1972). Bajo condiciones anaeróbicas la degradación no es extensa [0.02-0.59% de mineralización de la atracina marcada en el anillo (Goswami y Green, 1971)].

Aunque se ha demostrado en forma convincente la descomposición microbiana de la atracina, diversos autores plantean que tal degradación en el suelo no es tan importante como la degradación química (Leininger, 1970; Skipper *et al.*, 1967; Skipper y Volk, 1972; Geller, 1980; Goswami y Green, 1971).

### 2.3.2. *Hidrólisis química.*

La hidrólisis química de la atracina a la hidroxiatracina no fitotóxica ha sido considerada por muchos autores como un mecanismo principal y, quizá, predominante, de la destoxificación de la atracina en suelos (Armstrong *et al.*, 1967; Harris, 1967a; Skipper *et al.*, 1967; Skipper y Volk, 1972). Otros autores han postulado también que la degradación no biológica de la atracina es la vía primordial de su desaparición en suelos (Zimdahl *et al.*, 1970; Goswami y Green, 1971; Dao *et al.*, 1979; Obien y Green, 1969).

El único producto de hidrólisis identificado es la 2-hidroxiatracina, como se indica en la Sección 2.1.1. A partir del modelo de Perdue (1983), se puede sacar en conclusión que la velocidad de hidrólisis en suelos va a depender del pH (catálisis ácido-base) y del contenido de materia orgánica (catálisis por ácido húmico).

### 2.3.3. *Fotólisis.*

El significado de la fotodescomposición de la atracina en suelo es difícil de evaluar ya que no se han realizado experimentos diseñados para determinar la importancia bajo condiciones agrícolas actuales. WSSA (1979) ha sugerido que la pérdida de la atracina de suelos a causa de la fotodescomposición tiene poco significado bajo la mayor parte de las condiciones de campo. La fotólisis sólo es probable que ocurra en la superficie del suelo, ya que el material incorporado no está expuesto a la irradiación.

La fotólisis fotosensibilizada de la atracina en espectros ambientalmente significativos se ha demostrado en el laboratorio según se advierte en la Sección 2.1.2. La presencia de los ácidos húmico o fúlvico en el suelo podría sensibilizar a la atracina en la superficie del suelo y permitir que ocurra un grado desconocido de fotodegradación.

#### 2.3.4. Lixiviación.

La lixiviación está correlacionada de manera inversa con la adsorción del herbicida en el suelo y los componentes del suelo. La literatura disponible y relativamente abundante en que se considera a la adsorción y la lixiviación de la atracina indica que el tipo de suelo y las condiciones pueden causar variaciones significativas en la lixiabilidad de la atracina. Los valores del Koc medidos en el suelo, de 163 (Rao y Davidson, 1982) y 216 (Brown y Flagg, 1981), sugieren que el transporte en el suelo es solo moderado.

Helling (1970) y Sanborn *et al.* (1977) revisaron los datos de lixiviación y adsorción de la atracina, y llegaron a la conclusión de que la movilidad de esta sustancia en suelos al parecer depende de factores entre los que se incluyen el contenido de materia orgánica, el pH, la temperatura, el contenido de humedad y el contenido de mineral. Los estudios de columna del suelo y de cromatografía en capa fina en el suelo indican que la atracina tiene movilidad moderada o intermedia (Rao y Davidson, 1979; Harris, 1967b; Helling y Dragun, 1981; Weber y Whitacre, 1982). Las investigaciones de campo indican que la mayor parte de la atracina permanece en los 15 - 30 cm superiores (Wu, 1980; Hall y Hartwig, 1978; Agapov y Tulupova, 1980; Tabagua, 1975).

#### 2.3.5. Afluencia.

La afluencia es un mecanismo de transporte que ocurre cuando el volumen de lluvia (o de irrigación) excede la capacidad de infiltración de agua del suelo, lo cual permite que el agua fluya sobre la superficie del suelo y hacia las corrientes y otros lugares. La atracina aplicada a suelos puede disolverse en el agua afluyente o ser transportada por el sedimento de la afluencia en un estado de absorción/adsorción. Numerosos investigadores han estudiado los niveles de atracina en aguas de afluencia de los campos a los cuales se había aplicado (Ritter *et al.*, 1974; Ellis *et al.*, 1977; Spalding *et al.*, 1979; Hall *et al.*, 1972; Muir *et al.*, 1978; Gaynor y Volk, 1981; Muir y Baker, 1976; Wu, 1980; Triplett *et al.*, 1978; White *et al.*, 1967; Wu *et al.*, 1983; Rohde *et al.*, 1981; Burwell *et al.*, 1974). La pérdida de atracina en la afluencia, como porcentaje de la atracina aplicada, varió en los estudios recién citados desde <1% hasta un valor tan alto, como 75%. Esta pérdida por afluencia estuvo influida por las diferentes prácticas de labranza, topografía, tipo de suelo, características de drenaje, intensidad de lluvia y tiempo transcurrido después de la aplicación de la atracina, así como por otros factores. Sin embargo, la pérdida de atracina a causa de afluencia en condiciones agrícolas normales y de lluvia generalmente fue de aproximadamente 1%.

### 2.3.6. Volatilización.

WSSA (1979) informa que no se comprende plenamente la importancia de la volatilización de la atracina desde el suelo y que los datos disponibles indican que la volatilización desde las superficies del suelo ocurrirá hasta cierto punto bajo condiciones ambientales favorables.

Foy (1963) encontró que la atracina depositada en planchetas de níquel no se evaporaba significativamente a 25°C bajo una campana con ventilador en el laboratorio, pero la exposición de estas planchetas a lámparas de luz infrarroja con de 52 - 61°C hizo que 95% de la atracina se volatilizara en 16 horas. Jordan *et al.* (1970) informaron que las pérdidas de atracina de las planchetas de metal a causa de volatilización a temperatura ambiente fueron de 2% en cinco horas, 8% en 7 días y 61% en 36 días.

Kearney *et al.* (1964) encontraron que, dependiendo del tipo de suelo estudiado, 18 - 32% de la atracina aplicada se volatilizaba en 48 horas a 35°C y 27 - 52% de la atracina aplicada se volatilizaba desde los suelos a 45°C. Además, la atracina fue hasta cierto punto menos volátil desde suelos secos que desde suelos húmedos. Kearney *et al.* (1964) estudiaron planchetas de níquel y relataron pérdidas de 80% dentro de 24 horas a 25°C y de 95% a 35°C, también en 24 horas.

Burt (1974) estudió la volatilidad de la atracina de superficies de vidrio, plantas y suelos, para lo cual hizo pasar aire por arriba de las superficies y recolectó la atracina volatilizada en una columna de Florisil. La volatilidad desde las superficies del vidrio aumentó con la temperatura (20 - 40°C) y la velocidad del aire (0.2 - 2.0 L/min). Además, se encontró que la concentración era significativa, ya que 70% de una aplicación de 1 mg de atracina se volatilizó en dos días, mientras que 10% de una aplicación de 1 000 mg se volatilizó en el mismo período de tiempo. Se encontró que una formulación comercial de atracina (Aatrex) se volatilizaba aproximadamente 10% más que la atracina de grado técnico. La materia de plantas secas perdió 18 - 27% de la atracina aplicada en 48 horas a 40°C con una velocidad de aire de 2 L/min. La pérdida media de atracina en 10 muestras de suelo a 40°C durante 48 horas y velocidad de aire de 2 L/min fue 11% de la cantidad aplicada.

### 2.3.7. Persistencia.

Son muchos los autores que han estudiado la persistencia de la atracina en suelos (Sironi *et al.*, 1973; Muir y Baker, 1978; Hall y Hartwig, 1978; Wu, 1980; Khan *et al.*, 1981; Rohde *et al.*, 1981). Sheets (1970) ha escrito una revisión de la persistencia del herbicida

atracina, y WSSA (1979) ha resumido los datos de persistencia general concernientes a la atracina. En lo que se refiere a la persistencia de la atracina en el suelo, se pueden elaborar las siguientes generalizaciones. La atracina persiste más tiempo bajo condiciones de sequedad y frío u otras que no favorezcan al máximo la actividad química o biológica. La persistencia aumenta con la profundidad del suelo, y la descomposición es más rápida en el verano que en el invierno. El crecimiento de las plantas que toleran la atracina puede acelerar la desaparición de la sustancia. La atracina en gránulos persiste más tiempo que sus presentaciones en polvo humectable. La mayoría de los cultivos de rotación se pueden plantar un año después de las aplicaciones de atracina, excepto en climas áridos y semiáridos.

### 3. EXPOSICION

#### 3.1. Agua

La atracina se ha detectado en muchas aguas naturales de los Estados Unidos y Canadá. En el cuadro 3-1 se resumen muchos de los estudios disponibles en los que se evaluó la atracina en aguas de superficie y subterránea. Al parecer, la atracina detectada está presente como resultado de la aplicación a cultivos y subsecuente afluencia y/o lixiviación como lo advierten muchos de estos estudios. Horman *et al.* (1979) evaluaron corrientes de agua de Europa central drenadas de tierras de cultivo en las que se usó la atracina, en 1976-1977, y encontraron concentraciones  $> 10$  ppb, aunque generalmente menores que las encontradas en los Estados Unidos.

Numerosos investigadores examinaron los niveles de atracina en aguas de afluencia de campos a los cuales se había aplicado (Ritter *et al.*, 1974; Ellis *et al.*, 1977; Spalding *et al.*, 1979; Hall *et al.*, 1972; Muir *et al.*, 1978; Gaynor y Volk, 1981; Muir y Baker, 1976; Wu, 1980; Triplett *et al.*, 1978; White *et al.*, 1967; Wu *et al.*, 1983; Burwell *et al.*, 1974). La pérdida de atracina en la afluencia, como porcentaje de la atracina aplicada, varió de  $<1$  - 75%. El nivel de atracina en las aguas de afluencia al parecer estuvo influida por las prácticas agrícolas, la topografía, el tipo de suelo, las características del drenaje, la intensidad de la lluvia y la duración de la lluvia después de la aplicación, así como otros factores.

La atracina se ha detectado en agua potable procesada. Setzler (1980) encontró niveles de atracina de 3,3 - 16,4 ppm en las aguas de la ciudad de Tiffin (Ohio, E.U.A.). Dicho autor informó que los niveles fueron similares a los medidos en la fuente de agua de esa ciudad (Río Sandusky), lo cual indica que el proceso de tratamiento del agua eliminó poco la atracina. Richard *et al.* (1975) detectaron la atracina en agua potable procesada de diversas ciudades del estado norteamericano de Iowa. De las aguas de 11 ciudades sometidas a prueba, ocho de ellas tenían niveles detectables de atracina, siendo las mayores concentraciones las de 483 ppb. La efectividad del tratamiento del agua para eliminar la atracina fue estudiada en Des Moines. Se encontró que el tratamiento de aguas, usando incluso la filtración con carbono activado, era ineficaz para extraer cantidades considerables de atracina. Keith *et al.* (1976) detectaron atracina en el agua potable de Ottumwa (0.1 ppm) y en tres muestras de agua potable de Nueva Orleans (4,9 - 5,4 ppm).

La base de datos STORET de EPA E.U.A. informa sobre el análisis, para determinar atracina, de 1 544 muestras de agua entera (agua más sedimento). La concentración media fue de 2,7 ppm, en una

TABLA 3-1

Detección de la atricina en varias aguas de superficie y subterráneas en Estados Unidos y Canadá

Localización de la evaluación	Datos de evaluación	Concentraciones de atricina	Comentarios	Referencia
15 ríos de Ohio	medidos de mayo a mediados de julio de 1980	0.1-45.7 ppm	Un alto porcentaje de tierras agrícolas en el área de evaluación es tratado con atrazina. Más de 28% de las muestras probadas tenían niveles de atrazina > 5 ppm.	Seizer, 1980
14 pozos de irrigación en Nebraska	1 de agosto de 1978	0.06-3.12 ppm	Se recolectó el agua bajo tierras agrícolas im-padas en que se usaba atricina como un herbicida en maíz.	Spalding et al., 1980
18 pozos de irrigación Rio Pawlueri, Rhode Island	Agosto de 1978 Junio a septiembre de 1977	<0.003-6.96 ppm 3.1-400 ppm	Lo mismo que arriba. La atricina fue detectada sólo en sedimentos del río. No fue detectada en el agua. Detección positiva en 20 muestras de sedi-mentos.	Spalding et al., 1979 López-Avila y Hites, 1980
Aguas de superficie de cuencas importantes en Iowa	Abril a septiembre de 1974	<0.1-42 ppm	Los niveles de atricina disminuyeron con el tiempo, después de la aplicación y lluvias subsecuentes.	Richard et al., 1975
Rio Mississippi en Nueva Orleans, Louisiana	Febrero de 1979	no se cuantificó	La atricina fue detectada en la columna acuática sub-superfície.	Overton et al., 1980
Aguas subterráneas en Nebraska, bajo áreas productoras de maíz	1979-1980	0.2-0.8 ppm	Los niveles de atricina en los pozos de agua sub-terránea bajo los campos tratados aumentaron hasta en 0.7 ppm. Alrededor de 0.07% de atricina apli-cada a los campos se en-contró que había filtrado a 1.5 m bajo la superfi-cie, al final de la tem-porada de crecimiento.	Wehr et al., 1981
Rio Rhode, Maryland	1976-1979	<0.01-2.19 ppm	Más altas concentraciones de atricina fueron detec-tadas en la interfaz de microsuperficie que en las aguas de sub-superficie. La atrazina es de uso común como herbicida en la región.	Wu, 1981

TABLA 3-1 (cont.)

Localización de la evaluación	Datos de evaluación	Concentraciones de atracina	Comentarios	Referencia
11 cuencas agrícolas en la región canadiense de los grandes lagos	Mayo de 1975 a Abril de 1977	0.0-1.2 ppm (concent. media)	La atracina fue detectada en 9.34% de las muestras recolectadas en distintas cuencas en que se usaron diversos plaguicidas	Coote <i>et al.</i> , 1982
92 rios de Canadá que fluyen hacia los Grandes Lagos	11-15 de julio de 1977	1.0-3.3 ng/g (concent. media)	La atracina fue detectada en 77% de todas las muestras analizadas.	Simons <i>et al.</i> , 1973
Cuenca del suroeste de Ontario	1973-1975	0-34.7 ppm	La atracina estuvo presente en 89% de todas las muestras de aguas de los riachuelos analizados. 30% de las tierras cultivadas de la cuenca fueron tratadas con herbicidas de S-triacina.	Frank <i>et al.</i> , 1979a
Cuencas de los rios Grand y Saugeen en Canadá	NI	NI	Alrededor de 0.6% de los campos en que se aplico atracina al parecer fueron detectados en las desembocaduras de los rios.	Frank, 1981
237 pozos agrícolas en Ontario	1969-1978	0-22.4 ppm	La atracina fue detectada en 50 de los pozos probados. Las concentraciones generalmente estuvieron en la escala de 0.1 ppm a 1 ppm.	Frank <i>et al.</i> , 1979b
5 rios en Quebec	1974-1975	0.01-26.9 ppm	Los rios drenan tierras agrícolas. Las pérdidas de atracina via agua de desague fueron estimadas en 0.1-2.9% del total aplicado.	Muir <i>et al.</i> , 1978

NI = NO INFORMADO

escala de 0-190 ppm. Otras 3 554 muestras de agua entera arrojaron una concentración media de 0.42 ppm, en una escala de 0-200 ppm. Los niveles de atracina en 753 muestras de lodo tuvieron una concentración media de 0.2 mg/kg, en una escala de 0-100 mg/kg.

### **3.2. Alimento**

Son pocos los datos disponibles acerca del monitoreo de los niveles de atracina en alimentos. Carey *et al.* (1978) detectaron atracina (en una concentración <0.01 ppm) en apenas 1 de 99 muestras de semilla de maíz recolectadas en el campo en 1971 como parte del National Soils Monitoring Program. En el siguiente año de este programa, Carey *et al.* (1979) no detectaron la atracina en las muestras de semilla de maíz. Hasta la fecha no se ha incluido la atracina como contaminante en cualquier alimento del Total Diet Study de la FDA (E.U.A.) de alimentos preprocesados; dicho estudio se inició en 1964.

### **3.3. Inhalación**

En la literatura disponible, no se localizaron datos pertinentes acerca del monitoreo de los niveles de atracina en aire. Wu (1981) monitoreó los niveles de atracina en muestras de precipitación de agua de lluvia (lo cual incluye el depósito seco). Las muestras se recolectaron en recipientes de acero colocados en la azotea de un edificio alto del Chesapeake Bay Center for Environmental Studies. Se recolectaron 68 muestras durante el estudio, de 1977-1978. Los agricultores locales usaron la atracina durante el período de prueba. La concentración más alta del herbicida encontrada en el agua de lluvia fue de 2.19 ppm, detectada en mayo de 1977, cuando se estaba rociando atracina en los campos locales. Resulta sorprendente que se hayan detectado niveles medios altos de atracina en el agua de lluvia durante los meses de invierno; en febrero de 1977 y 1978, se midieron concentraciones medias de atracina de 50 y 11 ppb, respectivamente. El autor de este estudio sugiere que la presencia de atracina en el agua de lluvia durante el invierno indica que, una vez que la atracina es liberada en la atmósfera, puede permanecer en ella durante periodos relativamente prolongados y ser transportada a lugares muy distantes.

### **3.4. Dérmica**

En la literatura disponible, no se localizaron datos acerca del monitoreo de la atracina en la piel de trabajadores norteamericanos.

## 4. FARMACOCINETICA

### 4.1. Absorción

Como se describe más detalladamente en la sección 4.3., después de la ingestión de atracina esta sustancia y sus metabolitos estuvieron presentes en la orina (Bakke *et al.*, 1972a; Erickson *et al.*, 1979) y el cadáver (Bakker *et al.*, 1972a) de animales tratados, lo cual indica que la atracina fue absorbida a través del tracto gastrointestinal.

### 4.2. Distribución

Catorce ratas con peso de 310 a 420 g, recibieron por sonda 0,53 mg de  $^{14}\text{C}$ -atracina marcada en el anillo (Bakke *et al.*, 1972a). Diariamente se midió la radiactividad de la orina y las heces. Se sacrificaron a cuatro ratas al cabo de 2, 4 y 8 días de la dosis única de atracina y se determinó el nivel de radiactividad en los cadáveres. Dos de las ratas estuvieron alojadas en jaulas de vidrio para metabolismo y se determinaron la cantidad de  $\text{CO}_2$  radiactivo en el aire exhalado, así como el nivel de radiactividad en orina, heces y cadáver. Después de 72 horas de la dosis única de atracina, 15,8% del marcador permanecía en el cadáver, y  $<0,1\%$  del propio marcador se recuperó en el  $\text{CO}_2$  exhalado. Los autores consideran que el nivel muy bajo del  $^{14}\text{CO}_2$  exhalado, indica que estas ratas no pudieron metabolizar el anillo de triacina. Bakke *et al.* (1972a) informaron que, 2-8 días después de la exposición a atracina, la grasa y músculo tenían niveles muy bajos de radiactividad respectivamente 0,5 - 0,1 ppm y 0,6 - 0,5 ppm, mientras que los niveles a lo largo del mismo período fueron mayores en hígado (3,5- 1,7 ppm), riñón (4,0-1,7 ppm) y aparato digestivo (5,8-0,9 ppm). Los niveles de radiactividad presentes en el encéfalo (1,6-1,1 ppm), el corazón (2,5-1,4 ppm) y pulmón (3,0-2,0 ppm) después de 2-8 días de la exposición oral fueron intermedios.

### 4.3. Metabolismo

En homogenados de hígado de rata, la atracina al parecer se vio sometida a n-desalquilación en la fracción microsómica y a conjugación con glutatión en la fracción soluble (Dauterman y Muecke, 1974). La conjugación de la atracina con glutatión requirió un grupo cloro en la posición 2- del anillo, y fue catalizada por la S-transferasa del glutatión, enzima purificada del hígado de ratón (Guddewar y Dauterman, 1979). La función del glutatión en hígados de pollo *in vitro* se limitó a la conjugación mediada por la enzima (Foster *et al.*,

1979). La atracina experimentó hidrólisis y n- desalquilación parcial cuando se incubó con la fracción 105 000 g soluble. También ocurrió descloración.

#### 4.4. Excreción

En las primeras 72 horas después de la exposición oral a  $^{14}\text{C}$ -atracina marcada en el anillo (véase la sección 4.3.), se encontró 20,3% del marcador en las heces y 65,5% en la orina (Bakke *et al.*, 1972a). Del 85 al 95% del carbón radiactivo se recuperó en la orina, en las primeras 24 horas (Bakke *et al.*, 1972a), y los autores sugieren que la ammelina y/o la 2-cloro-4,6-diamino-s-triacina fueron los metabolitos terminales en la rata. En un resumen de disertación sin datos, se informó que la atracina aumentó la excreción de ácido mercaptúrico (Meydani, 1982).

En otro estudio, a cerdos miniatura Pittman-Moore de (2-4 meses de edad y peso de 30 - 50 libras) anestesiados con pentobarbital, se les administraron por sonda, 0,1 g de atracina comercial (80W) en etanol (Erickson *et al.*, 1979). La orina se recolectó durante 46 horas y se la analizó por cromatografía de gas/espectrometría de masa. La atracina y sus metabolitos, entre los cuales se identificó a la dietilatraccina, estuvieron presentes en la orina sólo durante las primeras 24 horas posteriores a la exposición oral al herbicida. La excreción por vías ajenas a la urinaria no se estudió en el experimento de Erickson *et al* (1979).

En un resumen, Thacker (1971) informa que más de la mitad de la radiactividad apareció en la orina en las primeras 48 horas después de administrar (no se especifica la vía) dosis de atracina marcada en el anillo a ganado ovino y bovino. Sin embargo, cuando se alimentó una oveja y dos ratas con residuos de plantas cultivadas en suelos que contenían  $^{14}\text{C}$ -atracina se obtuvo la excreción de 100 y 88-93% de  $^{14}\text{C}$  en las heces (Bakke *et al.*, 1972b). En el resumen no se mencionan otros datos.