

Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55)

por
E.D. Ongley

GEMS/Water Collaborating Centre
Canada Centre for Inland Waters
Burlington, Canadá

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites.

M-56
ISBN 92-5-303875-6

Reservados todos los derechos. No se podrá reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenarla en un sistema de recuperación de datos o transmitirla en cualquier forma o por cualquier procedimiento (electrónico, mecánico, fotocopia, etc.), sin autorización previa del titular de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización, especificando la extensión de lo que se desea reproducir y el propósito que con ello se persigue, deberán enviarse a la Dirección de Información, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Roma, Italia.

© **FAO 1997**

La presente versión electrónica de este documento ha sido preparada utilizando programas de reconocimiento óptico de texto (OCR) y una revisión manual cuidadosa. No obstante la digitalización sea de alta calidad, la FAO declina cualquier responsabilidad por las eventuales diferencias que puedan existir entre esta versión y la versión original impresa.

Indice

[Prefacio](#)

[Agradecimientos](#)

[CAPÍTULO 1 - CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS: INTRODUCCIÓN](#)

[La calidad del agua, un problema mundial](#)
[Definición de la contaminación de fuentes no localizadas](#)

[Clases de fuentes no localizadas](#)

[Ámbito del problema](#)
[Efectos de la agricultura en la calidad del agua](#)

[Tipos de efectos](#)
[Efectos del riego en la calidad del agua superficial](#)
[Repercusiones en la salud pública](#)
[Datos sobre la contaminación agrícola del agua en los países en desarrollo](#)

[Tipos de decisiones que deben adoptarse en la agricultura para combatir la contaminación de fuentes no localizadas](#)
[El problema de los datos](#)

[CAPÍTULO 2 - CONTAMINACIÓN PROVOCADA POR LOS SEDIMENTOS](#)

[Los sedimentos, en cuanto contaminantes físicos](#)
[Los sedimentos, en cuanto contaminantes químicos](#)
[Procesos básicos: precipitación y escorrentía](#)
[Conceptos básicos](#)

[Coeficiente de aporte de sedimentos](#)
[Coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos](#)

[Medición y previsión de las pérdidas de sedimentos](#)

[Modelos de previsión](#)
[Aporte de sedimentos](#)
[Problemas de escala](#)

[Recomendaciones](#)

CAPÍTULO 3 - LOS FERTILIZANTES, EN CUANTO CONTAMINANTES DEL AGUA

[Eutrofización de las aguas superficiales](#)

[Contribución de la agricultura a la eutrofización](#)
[Fertilizantes orgánicos](#)

[Química ambiental](#)
[El dilema de las fuentes localizadas y no localizadas](#)
[Control de los efectos producidos por los fertilizantes en la calidad del agua](#)

[Fertilizantes minerales](#)
[Fertilizantes orgánicos](#)
[Gestión de los fangos](#)

[Aspectos económicos del control de la escorrentía de fertilizantes](#)
[Acuicultura](#)
[Problemas de restauración de los lagos eutróficos](#)

CAPÍTULO 4 - LOS PLAGUICIDAS, EN CUANTO CONTAMINANTES DEL AGUA

[Evolución histórica de los plaguicidas](#)
[Dilema Norte-Sur sobre los aspectos económicos de los plaguicidas](#)
[Destino y efectos de los plaguicidas](#)

[Factores que influyen en la toxicidad de los plaguicidas en los sistemas acuáticos](#)
[Efectos de los plaguicidas en la salud humana](#)
[Efectos ecológicos de los plaguicidas](#)
[Factores naturales que provocan la degradación de los plaguicidas](#)

[Supervisión de los plaguicidas en las aguas superficiales](#)

[Gestión y control de los plaguicidas](#)

[La experiencia europea](#)

[Registro de plaguicidas](#)

[El ejemplo danés](#)

[Plaguicidas y calidad del agua en los países en desarrollo](#)

CAPÍTULO 5 - RESUMEN Y RECOMENDACIONES

[Necesidad de internalizar los costos a nivel de las explotaciones](#)

[Ordenación nacional integrada de la calidad del agua](#)

[Metodología de evaluación](#)

[Capacidad ambiental](#)

[El problema de los datos sobre la calidad del agua](#)

[Índices de calidad del agua para su aplicación a esta problemática en el sector de la agricultura](#)

[Análisis económico del costo de la contaminación del agua atribuida a la agricultura](#)

[Tecnología de la información y toma de decisiones](#)

[Utilización de los objetivos de calidad del agua](#)

[La FAO y el programa sobre contaminantes orgánicos persistentes](#)

[Los plaguicidas en los países en desarrollo](#)

REFERENCIAS

ANEXO 1 - INVENTARIO DE PLAGUICIDAS

Prefacio

La contaminación ambiental es un grave problema de alcance mundial. Cuando se especifican las fuentes de contaminación del agua, la agricultura ocupa, cada vez con mayor frecuencia, un lugar destacado. En la medida en que las iniciativas se orientan a corregir los abusos cometidos contra sus recursos hídricos, se hace más necesario determinar las causas de la degradación de la calidad del agua y cuantificar la contribución de los numerosos factores de contaminación. Mientras que la investigación no permita disponer de información suficiente para determinar las causas y orígenes, continuarán multiplicándose las opiniones contradictorias, y los programas destinados a acabar con la contaminación o a reducirla serán menos eficaces y eficientes en el uso de unos recursos limitados.

Es conocido que las actividades agrícolas pueden contribuir al deterioro de la calidad del agua mediante la descarga de varios materiales: sedimentos, plaguicidas, abonos animales, fertilizantes y otras fuentes de materia orgánica e inorgánica. Muchos de estos contaminantes llegan a los recursos superficiales y subterráneos como consecuencia de fenómenos muy generalizados de escorrentía y percolación y, por lo tanto, se conocen con el nombre de fuentes "no localizadas". La identificación, cuantificación y supresión de la contaminación es más difícil en esos casos que cuando ésta procede de fuentes "localizadas".

La FAO tiene como mandato mejorar la nutrición y elevar los niveles de vida, y, en la aplicación de este mandato, promueve el desarrollo agrícola y la seguridad alimentaria nacional. La FAO está igualmente comprometida con el desarrollo sostenible y, por ello, ha dado prioridad al desarrollo agrícola sostenible. En este contexto, la Organización reconoce el papel fundamental del agua en el desarrollo agrícola y ha adoptado un ambicioso Programa Ordinario de fomento y ordenación de los recursos hídricos. Una de las esferas de actividad de este programa es el control de la calidad del agua, que supone, entre otras cosas, la lucha contra la contaminación causada por las actividades agrícolas, con especial referencia a las fuentes de contaminación no localizadas.

Es precisamente en el marco de las actividades de ese Programa Ordinario donde se inicia la preparación de este documento de "directrices" sobre el control y gestión de la contaminación del agua como consecuencia de las actividades agrícolas. El objetivo es determinar la naturaleza y repercusiones

de la influencia de la agricultura en la calidad del agua, y establecer un marco de referencia para las medidas prácticas que deberán adoptar los profesionales y autoridades competentes con el fin de combatir la contaminación del agua.

La Organización reconoce que la preparación de las directrices no es más que el comienzo de un largo proceso de ayuda a los Estados Miembros para que adquieran la capacidad nacional necesaria y puedan poner en práctica programas para combatir la contaminación del agua provocada por la agricultura. La presente publicación se difundirá ampliamente entre los Estados Miembros y organizaciones nacionales e internacionales pertinentes. Se espera que a raíz de ella se convoquen seminarios regionales y nacionales, con movilización de fondos extrapresupuestarios para este fin.

La Organización agradece la aportación del Canada Centre for Inland Waters, Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, y la competente ayuda del Dr. E. Ongley en la preparación de este documento.

Agradecimientos

Esta publicación es resultado del empeño de la FAO de promover la ordenación integrada de los recursos hídricos en el marco del desarrollo sostenible y la seguridad alimentaria. Este marco se consolidó a raíz de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de 1992, y de los contactos con otros programas sobre recursos hídricos de organismos especializados de las Naciones Unidas como el PNUMA, la OMS y el Sistema Mundial de Vigilancia del Medio Ambiente/Recursos Hídricos.

El autor desea agradecer la asistencia de numerosos profesionales de la FAO, por su estímulo y cooperación en la elaboración de la estructura y en la localización de referencias. En particular, merecen especial agradecimiento los valiosos aportes de los doctores Arumugam Kandiah, Hans Wolter y Robert Brinkman, de la Dirección de Fomento de Tierras y Aguas. El Dr. Desmond Walling de la Universidad de Exeter, tuvo la gentileza de examinar la versión provisional del manuscrito y aportó útiles comentarios y sugerencias para mejorarlo. Merecen además reconocimiento muchas otras personas, de la FAO y de otros organismos, que revisaron también el manuscrito. Deseo expresar mi reconocimiento al Sr. J.G. Kamphuis, que examinó y revisó el documento, y a la Sra. C. Redfern, que dio el formato y preparó el texto para la impresión final.

Las secciones sobre los temas relativos a los datos y la ordenación integrada de cuencas hidrográficas están basadas en gran parte en experiencias obtenidas a través de la participación del autor en el programa del Sistema mundial de vigilancia del medio ambiente/Recursos hídricos, del PNUMA y la OMS, en muchos países en desarrollo. El material sobre los sistemas de información ambiental se ha obtenido gracias a la prolongada colaboración del autor con el Dr. David Lam y su personal del Canada Centre for Inland Waters, y con el Dr. David Swain, de la Universidad de Guelph.

Siglas de institutos y programas

CREM	Centro canadiense de los ministros de recursos y medio ambiente
CEPE	Comisión Económica para Europa
CESPAP	Comisión Económica y Social para Asia y el Pacífico
CNUMAD	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo
EC	Comunidad Europea

EEA	Organismo Europeo del Medio Ambiente
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
GEMS	Sistema mundial de vigilancia del medio ambiente
GESAMP	Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino
ICWE	Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente
OCDE	Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos
OIEA	Organismo Internacional de Energía Atómica
OMAF	Ministerio de Agricultura y Alimentación de Ontario
OMS	Organización Mundial de la Salud
PLUARG	Grupos de referencia sobre la contaminación debida a actividades asociadas al aprovechamiento de la tierra
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
RIVM	Instituto Nacional de Salud Pública, Países Bajos
RIZA	Instituto de Ordenación de Recursos Hídricos Continentales y Tratamiento de Aguas Residuales, Países Bajos
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
US-EPA	Organismo de Protección del Medio Ambiente, Estados Unidos
USDA	Ministerio de Agricultura, Estados Unidos
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza

CAPÍTULO 1 - CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS: INTRODUCCIÓN

[La calidad del agua, un problema mundial](#)
[Definición de la contaminación de fuentes no localizadas](#)
[Ámbito del problema](#)
[Efectos de la agricultura en la calidad del agua](#)
[Tipos de decisiones que deben adoptarse en la agricultura para combatir la contaminación de fuentes no localizadas](#)
[El problema de los datos](#)

El problema más prioritario de nuestro tiempo, después únicamente del relativo a la disponibilidad de agua potable, es el del acceso a los alimentos. Por ello, la agricultura es un componente dominante de la economía mundial. Si bien la mecanización de la agricultura en muchos países ha reducido espectacularmente la parte de la población que trabaja en ese sector, la necesidad acuciante de producir alimentos en cantidad suficiente ha repercutido en las prácticas agrícolas de todo el mundo. En muchos países, esta presión ha originado una expansión hacia tierras marginales y normalmente está asociada a la agricultura de subsistencia. En otros, la necesidad de alimentos ha llevado a la expansión del riego y a una utilización cada vez mayor de fertilizantes y plaguicidas con el fin de lograr y mantener rendimientos superiores. La FAO (1990a), en su Estrategia sobre los Recursos Hídricos y el Desarrollo Agrícola Sostenible, y la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), en los capítulos 10, 14 y 18 de su Programa 21 (CNUMAD, 1992), han puesto de manifiesto la dificultad de garantizar un suministro suficiente de alimentos en el siglo XXI.

La agricultura sostenible constituye uno de los mayores desafíos. Esta sostenibilidad supone que la agricultura no sólo es capaz de garantizar un suministro sostenido de alimentos, sino que sus efectos ambientales, socioeconómicos y sanitarios se reconocen y contemplan en los planes nacionales de desarrollo. En el

Recuadro 1 puede verse la definición de desarrollo agrícola sostenible adoptada por la FAO.

RECUADRO 1: DEFINICIÓN DEL DESARROLLO AGRÍCOLA SOSTENIBLE ADOPTADA POR LA FAO

El desarrollo sostenible es el manejo y conservación de la base de recursos naturales y la orientación del cambio tecnológico e institucional de tal manera que se asegure la continua satisfacción de las necesidades humanas para las generaciones presentes y futuras. Este desarrollo sostenible (en los sectores agrícola, forestal y pesquero) conserva la tierra, el agua y los recursos genéticos vegetales y animales, no degrada el medio ambiente y es técnicamente apropiado, económicamente viable y socialmente aceptable.

Como es bien sabido, la agricultura es el principal usuario de recursos de agua dulce, ya que utiliza un promedio mundial del 70 por ciento de todos los suministros hídricos superficiales. Si se exceptúa el agua perdida mediante evapotranspiración, el agua utilizada en la agricultura se recicla de nuevo en forma de agua superficial y/o subterránea. No obstante, la agricultura es al mismo tiempo causa y víctima de la contaminación de los recursos hídricos. Es causa, por la descarga de contaminantes y sedimentos en las aguas superficiales y/o subterráneas, por la pérdida neta de suelo como resultado de prácticas agrícolas desafortunadas y por la salinización y anegamiento de las tierras de regadío. Es víctima, por el uso de aguas residuales y aguas superficiales y subterráneas contaminadas, que contaminan a su vez los cultivos y transmiten enfermedades a los consumidores y trabajadores agrícolas. La agricultura se desarrolla en una simbiosis de tierras y aguas y, como se señala claramente en el documento FAO (1990a), "... *deben adoptarse las medidas adecuadas para evitar que las actividades agrícolas deterioren la calidad del agua e impidan posteriores usos de ésta para otros fines*".

Sagardoy (FAO, 1993a) resume así las distintas medidas de acción que deberán adoptarse en la agricultura en lo que respecta a la calidad del agua:

- establecimiento y operación de sistemas eficaces en función de los costos que permitan supervisar la calidad del agua destinada a usos agrícolas.
- prevención de los efectos negativos de las actividades agrícolas sobre la calidad del agua utilizada en otras actividades sociales y económicas y sobre las tierras húmedas, entre otros medios, mediante el aprovechamiento óptimo de los insumos agrícolas y la reducción, en

la medida de lo posible, del uso de insumos externos en actividades agrícolas.

- establecimiento de criterios biológicos, físicos y químicos de calidad del agua para los usuarios agrícolas de los recursos hídricos y para los sistemas marinos y fluviales.
- prevención de la escorrentía de los suelos y la sedimentación.
- eliminación adecuada de las aguas residuales procedentes de asentamientos humanos y del abono producido por una ganadería intensiva.
- reducción de los efectos negativos de los productos químicos agrícolas mediante la utilización de sistemas de manejo integrado de plagas.
- educación de las comunidades en lo relativo a los efectos contaminantes del uso de fertilizantes y productos químicos sobre la calidad del agua y la higiene de los alimentos.

En la presente publicación se examina en particular la función de la agricultura en relación con la calidad del agua dulce. Se identifican las categorías de efectos asociados a factores no localizados - en particular los sedimentos, plaguicidas, nutrientes y agentes patógenos -, junto con sus consecuencias ecológicas, de salud pública y, en su caso, jurídicas. Se presentan recomendaciones sobre las técnicas de evaluación y las medidas correctoras. Gran parte de las publicaciones científicas sobre los efectos de la agricultura en la calidad del agua superficial y subterránea proceden de países desarrollados, y reflejan una preocupación científica general y, en algunos casos, la atención a los aspectos normativos que se ha prestado a estos temas desde los años setenta. No obstante, las comprobaciones científicas y los principios de ordenación son, por lo general, aplicables en todo el mundo. En esta publicación no se abordan los efectos provocados en la calidad del agua por las industrias dedicadas a la elaboración de alimentos, dado que éstas se consideran como fuentes localizadas y, por lo general, están sometidas a control mediante la reglamentación de los efluentes y las correspondientes medidas de aplicación.

La calidad del agua, un problema mundial

La agricultura, en cuanto mayor usuario del agua dulce a escala mundial y principal factor de degradación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos como consecuencia de la erosión y de la escurrentía química, justifica la preocupación existente por sus repercusiones mundiales en la calidad del agua a escala mundial. Otra actividad afín, el sector de la elaboración agroalimentaria, es también una fuente significativa de contaminación orgánica en la mayor parte de los países. En la actualidad, la acuicultura es también un importante problema en los medios de agua dulce, estuarios y costas, lo que ha dado lugar a eutrofización y daños en los ecosistemas. Las principales dimensiones ambientales y de salud pública del problema de la calidad del agua dulce en el mundo son los siguientes:

- Cinco millones de defunciones anuales como consecuencia de enfermedades transmitidas por el agua.
- Disfunción del ecosistema y pérdida de biodiversidad.
- Contaminación de los ecosistemas marinos debido a actividades realizadas en tierra.
- Contaminación de los recursos de aguas subterráneas.
- Contaminación mundial por contaminantes orgánicos persistentes.

Los expertos prevén que, como en muchos países es ya imposible solucionar el problema de la contaminación mediante dilución (en otras palabras, el régimen de caudal está totalmente utilizado), la calidad del agua dulce se convertirá en la principal limitación para el desarrollo sostenible de esos países a comienzos del siglo próximo. Según las previsiones, esta "crisis" tendrá las siguientes dimensiones mundiales:

- Descenso de los recursos alimentarios sostenibles (por ejemplo, pesquerías de agua dulce y costeras) debido a la contaminación.
- Efecto acumulado de decisiones desacertadas de ordenación de los recursos hídricos como consecuencia de la falta de datos sobre la calidad del agua en numerosos países.
- Muchos países no podrán ya controlar la contaminación mediante dilución, lo que dará

niveles todavía mayores de contaminación acuática.

- Fuerte subida del costo de las medidas correctoras y posible pérdida de "solvencia".

La pérdida real y potencial de oportunidades de desarrollo como consecuencia de la desviación de fondos requerida para remediar el problema de la contaminación del agua ha sido señalada por muchos países. En la reunión de expertos de 1994 sobre ordenación de la cantidad y calidad del agua, convocada por la Comisión Económica y Social para Asia y el Pacífico (CESPAP), los representantes de Asia aprobaron una declaración en la que se pedía una intervención nacional e internacional para evaluar la pérdida de oportunidades económicas como consecuencia de la contaminación de los recursos hídricos y para determinar los posibles efectos económicos de la "amenazadora crisis de los recursos hídricos". Es interesante señalar que la preocupación de los delegados de la reunión de la CESPAP era demostrar los efectos económicos, y no simplemente ambientales, de la contaminación del agua sobre el desarrollo sostenible. La solvencia (Matthews, 1993) es motivo de preocupación en la medida en que las instituciones de financiamiento tienen ahora en cuenta el costo de las medidas correctoras con relación a los beneficios económicos. Existe también la preocupación de que, si el costo de las medidas correctoras supera a los beneficios económicos, quizá no sean vistas con buenos ojos por las instituciones crediticias. La agricultura sostenible se verá inevitablemente obligada a incluir en su planificación de los recursos hídricos los problemas más generales del desarrollo económico sostenible en los distintos sectores económicos. Este planteamiento integrado de la ordenación de los recursos hídricos ha sido puesto de manifiesto en la política del Banco Mundial (1993) relativa a la ordenación de los recursos hídricos.

En muchos casos, se han atribuido a los antiguos plaguicidas agrícolas clorados numerosos problemas de salud, y se considera que han provocado una disfunción significativa y generalizada de los ecosistemas mediante sus efectos tóxicos en los organismos. En general, están prohibidos en los países desarrollados, y se está realizando ahora un esfuerzo internacional concertado para prohibirlos en todo el mundo, en el marco de un protocolo sobre los contaminantes orgánicos persistentes. Como ejemplo en ese sentido cabe citar la Conferencia intergubernamental para la protección del medio marino de las actividades basadas en tierra, celebrada en la ciudad de Washington en 1995 conjuntamente con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (para una información más completa, véase el Capítulo 5).

Definición de la contaminación de fuentes no localizadas

Clases de fuentes no localizadas

La contaminación de las aguas procedente de fuentes **no localizadas**, conocida anteriormente con el nombre de contaminación "difusa", es resultado de un amplio grupo de actividades humanas en las que los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben. Por el contrario, la contaminación procedente de **fuentes localizadas** está asociada a las actividades en que el agua residual va a parar directamente a las masas de agua receptoras, por ejemplo, mediante cañerías de descarga, en las que se pueden fácilmente cuantificar y controlar. Obviamente, la contaminación de fuentes no localizadas es mucho más difícil de identificar, medir y controlar. Debe evitarse el término "fuente difusa", ya que en los Estados Unidos tiene connotaciones jurídicas que pueden incluir ahora a determinados tipos de fuentes localizadas.

En los Estados Unidos, el Organismo de Protección del Medio Ambiente (Environmental Protection Agency, US-EPA) tiene un amplio sistema de concesión de permisos para la descarga localizada de contaminantes en los cursos de agua. Por ello, en ese país, se entiende por fuente no localizada toda fuente que no se incluye en la definición jurídica de "fuente localizada" que se ofrece en la sección 502(14) de la Ley de los Estados Unidos contra la Contaminación del Agua (Ley de Calidad del Agua) de 1987:

*"El término **"fuente localizada"** significa todo medio de transporte perceptible, delimitado y discreto, por ejemplo, toda tubería, acequia, canal, túnel, conducto, pozo, fisura discreta, contenedor, material rodante, actividades concentradas de alimentación animal, o buque u otro medio flotante, desde el cual se descarguen o puedan descargar contaminantes. En este término **no** se incluyen las descargas agrícolas de agua de lluvia ni el caudal de retorno de la agricultura de regadío."*

La referencia a las "descargas agrícolas de agua de lluvia" significa que la escorrentía de contaminantes procedentes de la agricultura tiene lugar fundamentalmente en las situaciones en

que se producen corrientes de agua de lluvia. No obstante, incluso en los Estados Unidos, la distinción entre fuentes delimitadas y no delimitadas puede ser a veces poco clara y, como señalan Novotny y Olem (1994), estos términos han adquirido por lo general un significado más jurídico que técnico.

Convencionalmente, en la mayor parte de los países, **todos los tipos de prácticas agrícolas y formas de utilización de la tierra, incluidas las operaciones de alimentación animal (granjas de engorde), se consideran como fuentes no localizadas**. Las características principales de las fuentes no localizadas son que **responden a las condiciones hidrológicas, presentan dificultades para la medición o control directo** (y, por ello, son difíciles de regular), y se **concentran en las prácticas de ordenación de la tierra y otras afines**. El control de las fuentes delimitadas en los países que tienen programas eficaces en ese sentido se lleva a cabo mediante el tratamiento de efluentes de acuerdo con los reglamentos aprobados, por lo general en el marco de un sistema de permisos de descarga. Por el contrario, para el control de las fuentes no localizadas, en particular en la agricultura, se ha recurrido ante todo a iniciativas de educación, promoción de prácticas adecuadas de ordenación y modificación del aprovechamiento de la tierra.

Clases de fuentes no localizadas

Prevención y modificación de las prácticas de aprovechamiento de la tierra

En el Cuadro 1 se señalan las clases de fuentes no localizadas y su contribución relativa a las cargas de contaminación. La agricultura es sólo una de las muchas causas que dan lugar a fuentes no localizadas de contaminación, pero, según el parecer general, es la más importante de todas ellas.

Ámbito del problema

Los contaminantes de procedencia no localizada, cualquiera que sea la fuente, se desplazan por la superficie terrestre o penetran en el suelo, arrastrados por el agua de lluvia y la nieve derretida. Estos contaminantes consiguen abrirse paso hasta las aguas subterráneas, tierras húmedas, ríos y lagos y, finalmente, hasta los océanos en forma de sedimentos y cargas químicas transportadas por los ríos. Como se examina más adelante, la repercusión ecológica de estos contaminantes puede ir desde pequeños trastornos hasta graves catástrofes ecológicas, con repercusiones en los peces, las aves y mamíferos y sobre la salud humana. En la Figura 1 puede verse la diversidad y relativa

complejidad de la contaminación agrícola procedente de fuentes no localizadas.

En un estudio que es, sin duda ninguna, el primero y más detallado de todos los análisis efectuados sobre la contaminación de fuentes no localizadas, el Canadá y los Estados Unidos emprendieron en los años setenta un amplio programa de identificación de las fuentes localizadas y no localizadas en toda la cuenca de los Grandes Lagos. Ello se debió en gran parte a la presión de la opinión pública (por ejemplo, artículos de prensa con títulos como "¡El lago Erie ha muerto!"), preocupada por el deterioro de la calidad del agua y, en particular, por los casos visibles de proliferación de algas y la multiplicación de las malas hierbas acuáticas. En términos científicos, la situación podía calificarse de hipertrófica¹ en el lago Erie y eutrófica¹ en el lago Ontario, debido a la aportación excesiva de fósforo procedente de fuentes localizadas y no localizadas. Los dos países, a través de una comisión bilateral (International Joint Commission), establecieron los grupos de referencia sobre la contaminación debida a actividades asociadas al aprovechamiento de la tierra ("Pollution from Land Use Activities Reference Groups", PLUARG), que sirvieron como vehículo científico para un estudio decenal de las fuentes de contaminación de toda la cuenca de los Grandes Lagos, y que culminó en importantes cambios en el control de las mentes tanto localizadas como no localizadas. El estudio fue también consecuencia de un progreso sin precedentes en la comprensión científica sobre la influencia de las formas de explotación de la tierra en la calidad del agua. Este trabajo, realizado principalmente en los años setenta y primeros ochenta, tiene todavía gran validez para los problemas relacionados con las fuentes no localizadas, importante motivo de preocupación en todo el mundo.

¹ Estos términos hacen referencia a los niveles de enriquecimiento de nutrientes en el agua; se describen con mayor detalle en el Capítulo 3.

CUADRO 1

Clases de contaminación de procedencia no localizada (las categorías señaladas en negrita hacen referencia a actividades agrícolas) (Fuente: International Joint Commission, 1974 y otras fuentes)

Agricultura Corrales de engorde Riego Cultivo Pastos Granjas de	Escorrentía de todas las categorías de actividades agrícolas que dan lugar a contaminación del agua superficial y subterránea. En los climas septentrionales, la escorrentía procedente de las tierras congeladas es un grave problema, en particular en los lugares donde el abono se	Fósforo, nitrógeno, metales, agentes patógenos, sedimentos, plaguicidas, sal, DBO ¹ , oligoelementos (por ejemplo, selenio).
--	--	---

producción de leche Huertos Acuicultura	aplica durante el invierno. La manipulación de las hortalizas, en particular el lavado de las mismas en aguas superficiales contaminadas, práctica común en muchos países en desarrollo, da lugar a la contaminación de los alimentos. La acuicultura, en constante crecimiento, se está convirtiendo en importante fuente de contaminación en muchos países. El agua procedente del riego contiene sales, nutrientes y plaguicidas. El drenaje con cañerías transporta rápidamente sustancias lixiviadas, como el nitrógeno, a las aguas superficiales.	
Silvicultura	Mayor volumen de escorrentía procedente de las tierras alteradas. La mayor parte de los daños procede de la tala de bosques para urbanización.	Sedimentos, plaguicidas
Descarga de desechos líquidos	Descarga de desechos líquidos procedentes de efluentes municipales, fango cloacal, efluentes y fangos industriales, aguas de desecho procedentes de los sistemas sépticos domésticos; en particular, la descarga en tierras agrícolas , y la descarga legal o ilegal en cursos de agua.	Agentes patógenos, metales, compuestos orgánicos.
Zonas urbanas Residenciales Comerciales Industriales	Escorrentía urbana procedente de tejados, calles, lugares de estacionamiento, etc., que da lugar a la sobrecarga de los centros de depuración que reciben aguas de la red de alcantarillado, o escorrentía contaminada que se envía directamente a las aguas receptoras; las industrias y empresas locales a veces descargan sus desechos en los drenes para aguas torrenciales y canalones de las calles; limpieza de las calles; la aplicación de sal en las carreteras contribuye a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas.	Fertilizantes, grasas y aceites, materias fecales y agentes patógenos, contaminantes orgánicos (por ejemplo, HAP ² y BCP ³), metales pesados, plaguicidas, nutrientes, sedimentos, sales, DBO, DQO ⁴ , etc.
Sistemas de alcantarillado rural	Sobrecarga y perturbación de los sistemas técnicos, lo que da lugar a escorrentía superficial y/o infiltración directa en las aguas subterráneas.	Fósforo, nitrógeno, agentes patógenos (materias fecales).
Transporte	Carreteras, ferrocarriles, tuberías, pasillos hidroeléctricos, etc.	Nutrientes, sedimentos, metales, contaminantes orgánicos, plaguicidas (en particular herbicidas)
Extracción de minerales	Escorrentía de las minas y desechos de las mismas, canteras y pozos.	Sedimentos, ácidos, metales, aceites, contaminantes orgánicos, sales (salmuera)
Utilización de la tierra para fines	Gran variedad de usos de la tierra para fines recreativos - en particular centros de	Nutrientes, plaguicidas, sedimentos, patógenos,

recreativos	esquí, la navegación y puertos recreativos, lugares de camping, parques, residuos y agua "gris" de la barcas de recreo - son un contaminante de gran importancia, especialmente en pequeños lagos y ríos. Caza (contaminación provocada por el plomo en las aves acuáticas).	metales pesados.
Eliminación de residuos sólidos	Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por los productos lixiviados y gases. Los desechos peligrosos a veces se eliminan mediante descargas subterráneas.	Nutrientes, metales, patógenos, contaminantes orgánicos.
Dragado	Dispersión de sedimentos contaminados, filtración desde las zonas de confinamiento.	Metales, contaminantes orgánicos.
Eliminación en profundidad	Contaminación de las aguas subterráneas mediante la inyección profunda de desechos líquidos, en particular de salmueras en los yacimientos petrolíferos y desechos industriales líquidos.	Sales, metales pesados, contaminantes orgánicos.
Deposición atmosférica	Transporte de contaminantes a larga distancia y deposición sobre la tierra y superficies acuáticas. Se considera fuente importante de plaguicidas (procedentes de la agricultura, etc.), nutrientes, metales, etc., en particular en zonas vírgenes.	Nutrientes, metales, contaminantes orgánicos.

¹ DBO = demanda biológica de oxígeno

² HAP = hidrocarburos aromáticos policíclicos

³ BCP = bifenilos clorados policíclicos

⁴ DQO = demanda química de oxígeno

[FIGURA 1 - Complejidad jerárquica de los problemas de calidad del agua relacionados con la agricultura \(Rickert, 1993\)](#)

En el estudio de PLUARG - basado en el análisis de los datos obtenidos mediante las actividades de observación de los ríos que se encuentran en la cuenca de los Grandes Lagos, en detallados estudios de las cuencas de captación experimentales y representativas de los afluentes y en el examen de las prácticas agrícolas, tanto en las parcelas experimentales como en las explotaciones agrarias - se comprueba que las mentes no localizadas, en general, y la agricultura, en particular, constituyen una importante fuente de contaminación en los Grandes Lagos. Tomando como base una evaluación de las aportaciones relativas de las fuentes localizadas y no localizadas a las cargas de contaminación de los Grandes Lagos, el estudio PLUARG propuso un programa combinado de control de las fuentes localizadas y de modificación en las formas de aprovechamiento de la tierra. Los dos gobiernos federales y los de los estados y gobiernos provinciales ribereños pusieron en práctica esas recomendaciones, y gracias a ello los dos Grandes Lagos

inferiores, los más contaminados (Erie y Ontario), han registrado en el pasado decenio importantes mejoras en la calidad del agua y en los ecosistemas asociados. Un factor significativo en el sector agrícola fue el alto grado de participación pública y de actividades de educación. El cambio en las prácticas agrícolas se consiguió, en muchos casos, demostrando a los agricultores que podían conseguir mejoras económicas cambiando las prácticas de ordenación de las tierras.

En la mayor parte de los países industrializados, las actividades de lucha contra la contaminación del agua se han orientado generalmente al control de las fuentes localizadas. En los Estados Unidos, país que puede considerarse como razonablemente representativo de otros países industrializados, se está poniendo en tela de juicio la conveniencia económica de endurecer la reglamentación de las fuentes localizadas, especialmente si se tienen en cuenta los efectos conocidos de las fuentes no localizadas, la más importante y difusa de las cuales es la agricultura. Se está imponiendo la opinión de que, a pesar de los miles de millones de dólares gastados en las medidas de control de las fuentes localizadas, esas iniciativas no pueden contribuir a una importante mejora de la calidad del agua sin un control significativo sobre las fuentes no localizadas. En este contexto, conviene señalar que la agricultura es considerada como el principal problema en relación con las fuentes no localizadas. En el Cuadro 2 pueden verse los resultados de un estudio realizado por US-EPA (1994) sobre la clasificación de las fuentes de deterioro de la calidad del agua en los ríos, lagos y estuarios.

CUADRO 2
Causas principales de deterioro de la calidad del agua en los Estados Unidos (US-EPA, 1994)

Orden de importancia	Ríos	Lagos	Estuarios
1	Agricultura	Agricultura	Fuentes localizadas municipales
2	Fuentes localizadas municipales	Alcantarillas de agua de lluvia/escorrentía urbana	Alcantarillas de agua de lluvia/escorrentía urbana
3	Alcantarillas de agua de lluvia/escorrentía urbana	Modificación hidrológica/del hábitat	Agricultura
4	Extracción de recursos	Fuentes localizadas municipales	Fuentes localizadas industriales
5	Fuentes localizadas industriales	Descarga de aguas residuales in situ	Extracción de recursos

CUADRO 3
Porcentaje de la longitud de los ríos y superficie de los

lagos evaluados donde se han observado efectos ecológicos negativos (US-EPA. 1994)

Fuente de contaminación	Ríos (%)	Lagos (%)
Agricultura	72	56
Fuentes localizadas municipales	15	21
Alcantarillas de agua de lluvia/escorrentía urbana	11	24
Extracción de recursos	11	
Fuentes localizadas industriales	7	
Silvicultura	7	
Modificación hidrológica/del hábitat	7	23
Descarga de aguas residuales in situ		16
Modificación del caudal		13

Naturaleza del contaminante	Ríos (%)	Lagos (%)
Entarquinamiento (sedimentos)	45	22
Nutrientes	37	40
Agentes patógenos	27	
Plaguicidas	26	
Enriquecimiento orgánico DO	24	24
Metales	19	47
Productos químicos orgánicos prioritarios		20

Estados Unidos es uno de los pocos países que elaboran sistemáticamente estadísticas nacionales sobre los problemas de la calidad del agua, desglosando entre fuentes localizadas y no localizadas. En su Informe de 1986 al Congreso, el organismo de los Estados Unidos de protección del medio ambiente (US-EPA) informaba que en el 65 por ciento de las millas fluviales estudiadas en los Estados Unidos se observaban los efectos causados por fuentes de contaminación no localizadas. En un estudio más reciente, US-EPA (1994) consideraba a la agricultura como la causa principal de deterioro de la calidad del agua de los ríos y lagos en los Estados Unidos (Cuadro 3) y la tercera en importancia en cuanto a la contaminación de los estuarios. La agricultura ocupa también un lugar destacado en lo relativo a los tipos de contaminantes, como se puede ver en el Cuadro 3. Los sedimentos, los nutrientes, los agentes patógenos y los plaguicidas ocupan las cuatro primeras categorías y están fuertemente asociados con la agricultura. Si bien estas conclusiones revelan la gran importancia de la agricultura en la contaminación hídrica de los Estados Unidos, la clasificación cambiaría en los países con menos control sobre las fuentes localizadas. En cualquier caso, un cambio de clasificación sólo revela que los controles de las fuentes localizadas son menos

eficaces, no que las mentes agrícolas de contaminación sean menos contaminantes.

La calificación de la agricultura como principal agente de contaminación aparece claramente señalada en las estadísticas del Cuadro 3. Nada menos que el 72 por ciento de la longitud de los ríos evaluados y el 56 por ciento de la superficie de los lagos incluidos en el estudio acusan los efectos contaminantes de la agricultura. Estos resultados llevaron a UN-EPA a declarar que "*la **AGRICULTURA** es la principal fuente de deterioro de los ríos y lagos de la nación...*".

CUADRO 4
Número de Estados donde se ha registrado contaminación de las aguas subterráneas (el máximo posible es 50) (US-EPA, 1994)

Contaminantes	No. de estados
Nitratos	49
Productos del petróleo	46
Plaguicidas	43
Substancias orgánicas sintéticas	36
Otras sustancias	26
Material radioactivo	23
Otras sustancias inorgánicas	15
Sustancias orgánicas volátiles	48
Metales	45
Salmuera/salinidad	37
Arsénico	28
Otros productos químicos agrícolas	23
Fluoruro	20

Desde los años setenta se ha observado también en Europa una preocupación creciente por el aumento de los residuos de nitrógeno, fósforo y plaguicidas en las aguas superficiales y subterráneas. La intensificación de los cultivos y las actividades ganaderas "industriales" han llevado a la conclusión, ya alcanzada en Francia en 1980, de que la agricultura es un importante factor de contaminación no localizada en las aguas superficiales y subterráneas (Ignazi, 1993). En una comparación reciente entre las fuentes de contaminación de origen doméstico, industrial y agrícola en la zona costera de los países mediterráneos, el PNUMA (1996) comprobó que la agricultura era la principal fuente de compuestos de fósforos y sedimentos.

La Comunidad Europea ha respondido con la directiva (91/676/EEC) sobre "Protección de las aguas contra la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrícolas". En Francia, la situación ha dado lugar a la formación de un "Comité de Asesoramiento para la Reducción de la Contaminación del Agua por Nitratos y Fosfatos de Origen Agrícola", bajo los auspicios de los Ministerios de Agricultura y de Medio Ambiente (Ignazi, 1993).

La agricultura es considerada también como la causa principal de **contaminación de las aguas subterráneas** en los Estados Unidos. En 1992, 49 de los 50 estados reconocieron en el nitrato el principal contaminante de las aguas subterráneas, seguido de cerca por los plaguicidas (Cuadro 4). En US-EPA (1994) se llegaba a la conclusión de que *"más del 75 por ciento de los estados reconocían que las **ACTIVIDADES AGRÍCOLAS** representaban una amenaza significativa para la calidad de las **AGUAS SUBTERRÁNEAS**".*

En un análisis sobre las tierras húmedas, en US-EPA (1994) se señalaba que *"la **AGRICULTURA** es la forma de aprovechamiento de la tierra que más contribuye a la degradación de las **TIERRAS HÚMEDAS**".*

Es difícil obtener datos semejantes en otros países, e incluso en muchos casos no se recopilan ni comunican de forma sistemática; de todas formas, numerosos informes y estudios indican que son muchos los países desarrollados y en desarrollo donde se han manifestado preocupaciones semejantes.

Efectos de la agricultura en la calidad del agua

[Tipos de efectos](#)

[Efectos del riego en la calidad del agua superficial](#)

[Repercusiones en la salud pública](#)

[Datos sobre la contaminación agrícola del agua en los países en desarrollo](#)

Tipos de efectos

Como se indica en el Cuadro 5, los efectos de la agricultura en la calidad del agua son diversos. Los principales se examinarán con mayor detalle en los capítulos siguientes.

Efectos del riego en la calidad del agua superficial

Si se confirman las previsiones de las Naciones Unidas sobre el crecimiento de la población mundial hasta el año 2025, se requerirá una expansión de la producción de alimentos de aproximadamente el 40-45 por ciento. La agricultura de regadío, cuya superficie representa sólo el 17 por ciento de todas las tierras agrícolas y sin embargo produce el 36 por ciento de los alimentos mundiales, será un componente esencial de toda estrategia para aumentar el suministro mundial de alimentos. En la actualidad, el 75 por ciento de la tierra de regadío se encuentra en países en desarrollo; en el año 2000 se estima que estos países concentrarán el 90 por ciento de dichas tierras.

Además de los problemas de anegamiento, desertificación, salinización, erosión, etc., que repercuten en las superficies regadas, otro efecto ambiental grave es la degradación de la calidad de los recursos hídricos, aguas abajo, por efecto de las sales, productos agroquímicos y lixiviados tóxicos. "Sólo recientemente se ha reconocido que la salinización de los recursos hídricos es un fenómeno importante y de gran alcance, con efectos quizá todavía más graves para la sostenibilidad del riego que la misma salinización de los suelos. De hecho, sólo en los últimos años se ha hecho patente que los oligoelementos tóxicos, como Se, Mo y As en las aguas procedentes del drenaje agrícola pueden provocar problemas de contaminación que representan una amenaza para la supervivencia del riego en algunos proyectos" (Letey *et al.*, citado en Rhoades, 1993).

Repercusiones en la salud pública

El agua contaminada puede producir efectos muy negativos, ya que provoca enfermedades humanas, miseria y hasta la muerte. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), nada menos que 4 millones de niños mueren al año como consecuencia de enfermedades diarreicas debidas a infecciones transmitidas por el agua. Las bacterias más frecuentes en las aguas contaminadas son coliformes que se encuentran en las heces humanas. La escorrentía superficial y, por consiguiente, la contaminación de mientes no localizadas contribuye de forma significativa al alto nivel de agentes patógenos en las masas de agua superficiales. Las deficiencias de los servicios rurales de higiene contribuyen también a la contaminación del agua subterránea.

La contaminación agrícola es causa tanto directa como indirecta de efectos en la salud humana. Según informes de la OMS, los niveles de nitrógeno en el agua subterránea han aumentado en muchas partes del mundo como consecuencia de la "intensificación de las prácticas agrícolas" (OMS, 1993). Este fenómeno es bien conocido en algunas partes de Europa. Los niveles de nitrato han aumentado en algunos países hasta el punto de que más del 10 por ciento de la población bebe agua

con niveles de nitrato superiores a la norma de 10 mg/l. Aunque la OMS considera que no hay ninguna vinculación significativa entre el nitrato y el nitrito y los cánceres humanos, la directriz sobre el agua potable se ha establecido con la finalidad de evitar la metahemoglobinemia, a la que están especialmente expuestos los lactantes (OMS, 1993).

CUADRO 5
Efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua

Actividad agrícola	Efectos	
	Aguas superficiales	Aguas subterráneas
Labranza/arado	Sedimentos/turbidez: los sedimentos transportan fósforos y plaguicidas adsorbidos a las partículas de los sedimentos; entarquinamiento de los lechos de los ríos y pérdida de hábitat, desovaderos, etc.	
Aplicación de fertilizantes	Escorrentía de nutrientes, especialmente fósforo, que da lugar a la eutrofización y produce mal gusto y olor en el abastecimiento público de agua, crecimiento excesivo de las algas que da lugar a desoxigenación del agua y mortandad de peces	Lixiviación del nitrato hacia las aguas subterráneas; los niveles excesivos representan una amenaza para la salud pública.
Aplicación de estiércol	Esta actividad se realiza como medio de aplicación de fertilizantes; si se extiende sobre un terreno congelado provoca en las aguas receptoras elevados niveles de contaminación por agentes patógenos, metales, fósforo y nitrógeno, lo que da lugar a la eutrofización y a una posible contaminación.	Contaminación de las aguas subterráneas, especialmente por el nitrógeno.
Plaguicidas	La escorrentía de plaguicidas da lugar a la contaminación del agua superficial y la biota; disfunción del sistema ecológico en las aguas superficiales por pérdida de los depredadores superiores debido a la inhibición del crecimiento y a los problemas reproductivos; consecuencias negativas en la salud pública debido al consumo de pescado contaminado. Los plaguicidas son trasladados en forma de polvo por el viento hasta distancias muy lejanas y contaminan sistemas acuáticos que pueden encontrarse a miles de millas de distancia (por ejemplo, a veces se encuentran plaguicidas tropicales o subtropicales en los mamíferos del Ártico).	Algunos plaguicidas pueden lixivarse en las aguas subterráneas, provocando problemas para la salud humana a través de los pozos contaminados.
Granjas/parcelas	Contaminación del agua superficial con	Posible lixiviación de nitrógeno,

de engorde	numerosos agentes patógenos (bacterias, virus, etc.), lo que da lugar a problemas crónicos de salud pública. Contaminación por metales contenidos en la orina y las heces.	metales, etc. hacia las aguas subterráneas.
Riego	Escorrentía de sales, que da lugar a la salinización de las aguas superficiales; escorrentía de fertilizantes y plaguicidas hacia las aguas superficiales, con efectos ecológicos negativos, bioacumulación en especies ícticas comestibles, etc. Pueden registrarse niveles elevados de oligoelementos, como el selenio, con graves daños ecológicos y posibles efectos en la salud humana.	Enriquecimiento del agua subterránea con sales, nutrientes (especialmente nitrato).
Talas	Erosión de la tierra, lo que da lugar a elevados niveles de turbidez en los ríos, entarquinamiento del hábitat de aguas profundas, etc. Perturbación y cambio del régimen hidrológico, muchas veces con pérdida de cursos de agua perennes; el resultado es problemas de salud pública debido a la pérdida de agua potable.	Perturbación del régimen hidrológico, muchas veces con incremento de la escorrentía superficial y disminución de la alimentación de los acuíferos; influye negativamente en el agua superficial, ya que reduce el caudal durante los períodos secos y concentra los nutrientes y contaminantes en el agua superficial.
Silvicultura	Gran variedad de efectos; escorrentía de plaguicidas y contaminación del agua superficial y de los peces; problemas de erosión y sedimentación.	
Acuicultura	Descarga de plaguicidas (por ejemplo, TBT ¹) y altos niveles de nutrientes en el agua superficial y subterránea a través de los piensos y las heces, lo que da lugar a fenómenos graves de eutrofización.	

¹ TBT = Tributilestaño

[FIGURA 2 - Agua de escorrentía turbida procedente de una extensa superficie regada del sur de Alberta \(Canadá\)](#)

[FIGURA 3 - Variaciones estacionales del nitrato en acuíferos de arenas superficiales de Sri Lanka en zonas sometidas a actividades intensivas de riego fertilizado](#)

Aunque el problema no está tan bien documentado, la contaminación de las aguas subterráneas por el nitrógeno parece constituir también un problema en los países en desarrollo.

Lawrence y Kumppnarachi (1986) han observado concentraciones de nitrato próximas a 40-45 mg N/l en los pozos de riego ubicados en las proximidades de arrozales de regadío cultivados en forma intensiva. En la Figura 3 puede verse la variación de NO₃-N, en la que se observa un máximo en la cosecha *maha* (principal), cuando el cultivo del arroz es más intensivo, en Sri Lanka.

Reiff (1987), en su estudio sobre la agricultura de regadío, observa que la contaminación del agua es al mismo tiempo causa y efecto de las relaciones entre agricultura y salud humana. Dicho autor señala los siguientes efectos sobre la salud (en orden descendente de importancia sanitaria), especialmente difundidos en los países en desarrollo:

- Las modificaciones ambientales adversas ofrecen mejores condiciones de reproducción a los vectores de enfermedades (por ejemplo, mosquitos). Existe una relación entre la difusión de la malaria en varios países de América Latina y la construcción de embalses. La esquistosomiasis (bilharziasis), enfermedad parasitaria padecida por más de 200 millones de personas en 70 países tropicales y subtropicales, ha aumentado espectacularmente en la población después de la construcción de embalses para riego o la generación de energía. Reiff indica que los dos grupos con mayor riesgo de infección son los trabajadores agrícolas dedicados a la producción de arroz, caña de azúcar y hortalizas, y los niños que se bañan en aguas infestadas.
- Contaminación del abastecimiento de agua sobre todo por plaguicidas y fertilizantes. Está comprobado que los niveles excesivos de muchos plaguicidas repercuten negativamente en la salud.
- Contaminación microbiológica de los cultivos alimentarios como consecuencia del uso de agua contaminada por desechos humanos y la escorrentía procedente de las zonas de pastoreo y corrales de engorde. Este efecto está asociado tanto a la utilización del agua contaminada para regadío como a la contaminación directa de los alimentos al lavar las hortalizas y otros productos, antes de la venta, en aguas contaminadas. En muchos países en desarrollo las aguas residuales urbanas se tratan poco o nada, a pesar de lo cual los desechos urbanos se utilizan cada vez más en la agricultura de regadío bien de forma directa o

previamente reciclados de las aguas receptoras. Las enfermedades más comunes asociadas a las aguas de riego contaminadas son cólera, fiebre tifoidea, ascariasis, amibiasis, giardiasis y *E. coli* enteroinvasiva. Los cultivos más asociados a la difusión de estas enfermedades son los que crecen a ras del suelo y se comen crudos, como coles, lechugas, fresas, etc.

- Contaminación de los cultivos alimenticios con productos químicos tóxicos.
- Diversos efectos sobre la salud, en particular, tratamiento de las semillas por compuestos orgánicos de mercurio, turbidez (que limita la eficacia de la desinfección para consumo humano), etc.

A esta lista se pueden sumar factores como la posible perturbación hormonal (perturbadores de las glándulas endocrinas) en peces, animales y hombres. Las hormonas son producidas por el sistema endocrino corporal. Dada la importancia decisiva de las hormonas durante las primeras fases de desarrollo, los efectos toxicológicos en el sistema endocrino tienen muchas veces repercusiones en el sistema reproductor (Kamrin, 1995). Si bien se ha señalado la influencia de plaguicidas como el DDT, el estudio de la perturbación de las glándulas endocrinas está todavía dando sus primeros pasos, y los datos que parecen confirmar la relación de causa a efecto no son todavía definitivos. No obstante, parece que lo más razonable es concluir que los niveles elevados de contaminantes agrícolas en los alimentos y en el agua son una característica frecuente de muchos países en desarrollo y tienen graves repercusiones en la reproducción y la salud humana. En el Recuadro 2 puede verse un resumen de los efectos agrícolas en la región del Mar de Aral.

RECUADRO 2: LA AGRICULTURA Y LA CATÁSTROFE DEL MAR DE ARAL

La catástrofe social, económica y ecológica que se ha producido en el Mar de Aral y en su cuenca de drenaje desde el decenio de 1960 es la demostración más dramática de cómo unas prácticas agrícolas mal planificadas y ejecutadas pueden devastar una región que anteriormente había sido productiva. Aunque los problemas de calidad del agua en la región son consecuencia de numerosos factores, la causa fundamental de esta catástrofe han sido unas prácticas agrícolas desacertadas. En esta zona árida, prácticamente toda la agricultura es de regadío. La cuenca del Mar de Aral comprende el sur de Rusia, Uzbekistán, Tayiquistán y parte de Kazastán, Kirguistán, Turkmenistán, Afganistán e Irán.

Población:	1976 = 23,5 millones; y 1990 = 34 millones
------------	--

Superficie:	$1,8 \times 10^6$ km ² % de regadío = 65,6% (1985)
-------------	---

Balance hídrico de la cuenca del Mar de Aral

Abastecimiento de agua perenne (promedio):	11 8,3 km ³ /año (100%)	
Demanda de agua de riego (estimaciones actuales):	113,9 km ³ /año (96,3%)	
El consumo de agua en actividades de riego es de 75,2 km ³ /año (el 63,4 por ciento del abastecimiento de agua disponible)		
Expansión del riego y agua recibida por el Mar de Aral		
Riego:	Desde 2000-3000 a.C.	
	1950+ - gran expansión	
	1985 - 65,6% del total de la superficie terrestre	
Agua recibida por el Mar de Aral:	Caudal histórico: 56 km ³ /año	
	1966-1970: 47 km ³ /año	
	1981-1985: 2 km ³ /año	
Salinización		
La magnitud y aceleración del proceso de salinización se observa claramente en Uzbekistán		
	Superficie salinizada	% del total de la superficie regada
1982	12000 km ²	36,3
1985	16 430 km ²	42,8
Efectos en la salud pública (en los 15 últimos años)		
Fiebre tifoidea:	Se multiplica por 29 (índice de morbilidad de hasta el 20%)	
Hepatitis viral:	Se multiplica por 7	
Fiebre paratifoidea:	Se multiplica por 4	
Número de personas con hipertonia, cardiopatías, úlceras gástricas y duodenales:	Aumento de más del 100%	
Aumento de partos prematuros:	Aumento del 31 %	
Morbilidad y mortalidad en Karakalpakia desde 1981a 1987		
Cáncer de hígado:	Aumento de más del 200%	
Cáncer de faringe:	Aumento de más del 25%	
Cáncer de esófago:	Aumento de más del 100%	
Presencia de cáncer en personas jóvenes:	Aumento de más del 100%	
Mortalidad infantil:	Aumento de más del 20 por ciento (1 980-89)	
Efectos ecológicos y en la calidad del agua		
<p>El contenido de sal de los grandes ríos es entre dos y tres veces superior a la norma.</p> <p>Contaminación de los cultivos agrícolas con productos agroquímicos.</p> <p>Altos niveles de turbidez en las grandes fuentes de agua.</p> <p>Elevados niveles de plaguicidas y fenoles en las aguas superficiales.</p>		

Concentraciones excesivas de plaguicidas en el aire, productos alimenticios y leche materna.

Pérdida de fertilidad de los suelos.

Inducción de cambios climáticos.

Importante descenso y extinción de especies animales, ícticas y vegetales.

Destrucción de ecosistemas importantes.

Descenso de 15,6 metros del nivel del Mar de Aral desde 1960.

Reducción de un 69 por ciento del volumen del Mar de Aral.

Destrucción de pesquerías comerciales.

LA CAUSA FUNDAMENTAL ES LA MALA ORDENACIÓN DE LAS ACTIVIDADES AGRÍCOLAS

- * Aumento de la superficie regada y de las retiradas de agua.
- * Utilización de canales de riego sin revestir.
- * Subida del agua subterránea.
- * Monocultivo extensivo y utilización excesiva de plaguicidas persistentes.
- * Salinización creciente y escorrentía de sal, cuyo resultado es la salinización de los grandes ríos.
- * Mayor frecuencia de las tormentas de polvo y deposición de sal.
- * Descarga en los ríos principales de caudales de retorno con alto contenido de minerales y plaguicidas.
- * Utilización excesiva de fertilizantes.

En **PNUMA (1993) se concluye** que "el elevado contenido de [sales] minerales en las aguas potables influye en la morbilidad de los órganos del sistema digestivo, cardiovascular y de secreción urinaria, así como en el desarrollo de patologías ginecológicas y relacionadas con el embarazo" y se señalan "... los efectos de los plaguicidas en el nivel de morbilidad oncológica, pulmonar y hematológica, así como en las deformidades congénitas y otros factores genéticos... La exposición a los plaguicidas se ha asociado también a deficiencias en el sistema inmunitario...".

(Fuente: PNUMA, 1993. The Aral Sea).

Datos sobre la contaminación agrícola del agua en los países en desarrollo

Los datos sobre la contaminación del agua en los países en desarrollo son limitados. Además, esos datos se presentan muchas veces en forma "agregada", es decir, sin distinguir entre la proporción relativa de las fuentes "localizadas" y "no localizadas". En Tailandia, el Ministerio de Salud Pública comunicó los resultados de los estudios sobre la contaminación realizados en 32 ríos (Cuadro 6).

El consumo de plaguicidas ha aumentado notablemente en todos los países en desarrollo. En la India se multiplicó casi por 50 entre 1958 y 1975. A pesar de todo, en 1973-74 era de sólo 330 g/ha, mientras que en Estados Unidos llegaba a 1483 g y en Europa a 1870 g (Avcievala, 1991).

Según varios estudios realizados en la India y en África, el 20-50 por ciento de los pozos contienen niveles de nitrato superiores a 50 mg/l y, en algunos casos, de hasta varios centenares de miligramos por litro (Convey y Pretty, 1988). En los países en desarrollo, los niveles más altos se suelen encontrar en los pozos de las aldeas o próximos a las ciudades, lo que revela que la causa principal de contaminación son las excretas procedentes de los hogares, aunque los desechos de la ganadería son particularmente importantes en las zonas semiáridas donde los abrevaderos se encuentran próximos a los pozos.

CUADRO 6

Contaminación de 32 ríos en Tailandia (Ministerio de Salud Pública, Tailandia, 1986)

Tipos de contaminación	No. de ríos afectados de un total de 32 sometidos a supervisión
Desechos orgánicos	13
Desechos microbianos	20
Metales pesados	8

Tipos de decisiones que deben adoptarse en la agricultura para combatir la contaminación de fuentes no localizadas

Las decisiones que deben adoptarse en el sector de la agricultura para combatir la contaminación debida a fuentes agrícolas no localizadas pueden situarse en diversos planos. **Sobre el terreno**, las decisiones dependen de factores muy locales, como el tipo de cultivos y las técnicas de aprovechamiento de la tierra, en particular la utilización de fertilizantes y plaguicidas. Estas decisiones deben inspirarse en las prácticas más adecuadas de ordenación que permitan las circunstancias locales, y el objetivo debe ser multiplicar la rentabilidad económica de los agricultores sin olvidar la protección del medio ambiente. Las decisiones locales se basan en las relaciones conocidas entre las prácticas agrícolas y la degradación ambiental, pero por lo general NO requieren una evaluación específica de las prácticas agrícolas en el contexto más amplio de los efectos provocados en las cuencas hidrográficas por otros tipos de contaminación. Las decisiones relativas al aprovechamiento de las aguas residuales, fangos, etc. para su aplicación en la agricultura se adoptan también teniendo en cuenta los conocimientos generales sobre los efectos conocidos y las medidas más eficaces para mitigarlos o reducirlos. En cada uno de los capítulos de esta publicación se ofrecen recomendaciones específicas al respecto. No obstante,

el problema que se plantea la agricultura es movilizar la base de conocimientos necesaria y ponerla a disposición de los agricultores.

RECUADRO 3: ESCENARIO REPRESENTATIVO DEL PROCESO DE TOMA DE DECISIONES

1. Situación ambiental:

LAGO O RÍO FUERTEMENTE EUTRÓFICO O CONTAMINADO
TURBIDEZ ELEVADA
DISFUNCIÓN DEL ECOSISTEMA



2. Situación habitual de la base de datos y la capacidad institucional:

AUSENCIA TOTAL DE CONTROL DE LAS FUENTES LOCALIZADAS
Y NO LOCALIZADAS
ESCASEZ DE DATOS RELEVANTES
LABORATORIOS DEFICIENTES
FALTA DE CONOCIMIENTOS CIENTÍFICOS SOBRE EL PROBLEMA
ESCASEZ DE FONDOS



3. Las preguntas más habituales en estas situaciones son las siguientes:

¿CUÁL ES EL EFECTO DE LA AGRICULTURA EN COMPARACIÓN CON OTRAS FUENTES EN RELACIÓN CON LOS SIGUIENTES ASPECTOS:

Nutrientes
Patógenos
Contaminantes
Sedimentos
Salinización?

4. Tipo de solución:

¿CUÁL ES EL MEDIO DE REHABILITACIÓN O CORRECCIÓN MÁS EFICAZ EN FUNCIÓN DE LOS COSTOS?

Ordenación integrada de cuencas
¿Actuación en las cuencas localizadas o en las no localizadas?

Cuando se trata de actuar en las **cuencas hidrográficas**, el proceso de toma de decisiones es muy diferente. En este plano, el problema habitual de la lucha contra la contaminación de fuentes no localizadas suele ser, en muchos países en desarrollo el que se ilustra en el Recuadro 3.

No es posible describir detalladamente en esta publicación los "instrumentos" que se utilizan para resolver el problema de la ordenación en las cuencas hidrográficas. Además, muchos de esos instrumentos no se han sistematizado todavía hasta el punto de que sean de fácil acceso para quienes se dedican a la práctica de la agricultura.

El problema de los datos

En cambio, hay un aspecto bien conocido, el problema de los datos. La base de datos sobre la calidad del agua disponible en muchos países en desarrollo (y en algunos desarrollados) es de escaso valor para la lucha contra la contaminación en las cuencas fluviales; tampoco es útil para determinar los efectos de la agricultura en comparación con otros tipos de efectos antropogénicos.

Un hecho comúnmente aceptado por los profesionales que estudian la calidad del agua es que muchos programas relacionados con ese problema, en particular en los países en desarrollo, se obtiene información: (i) de parámetros no relevantes, (ii) de lugares no representativos, (iii) empleando substratos equivocados, (iv) con frecuencias de muestreos inapropiadas y (v) que a menudo es poco confiable. Además, esta información no se evalúa ni valora, ni se vincula suficientemente a un programa realista y significativo, ni a objetivos jurídicos o de ordenación. La culpa no es de los países en desarrollo; en general, es resultado de una transferencia inadecuada de tecnologías desde los países desarrollados y del supuesto erróneo de los destinatarios y donantes de que el paradigma de información concebido por los países desarrollados es también el más indicado para los países en desarrollo (Ongley, 1994).

Además, los problemas de supervisión de la calidad del agua se encuentran sometidos a graves dificultades en todo el mundo, ya que los gobiernos se ven obligados en general a reducir los presupuestos, recortar el personal y establecer nuevas prioridades. El "seguimiento" se ha convertido muchas veces en una palabra maldita y los gobiernos se resisten cada vez a asignar fondos para ese fin. Paradójicamente, nunca ha sido mayor la necesidad de contar con información fiable sobre la calidad del agua. Por fortuna, nuevas investigaciones científicas, así como las realidades presupuestarias, permiten ahora

reorientar y reformular programas de información que son por naturaleza más específicos, más prácticos y más eficientes, producen más información y menos datos y permiten alcanzar los objetivos de los programas en términos económicos cuantificables (véase el Capítulo 5).

Esta publicación no es el lugar más indicado para tratar a fondo las nuevas técnicas de seguimiento (recopilación de datos); baste decir que las tecnologías de seguimiento han cambiado de forma espectacular en el pasado decenio, hasta el punto de que en la mayor parte de los programas de este tipo se pueden conseguir significativos beneficios económicos e informativos (Capítulo 5). Un hecho importante para los programas agrícolas es que los datos relativos a la calidad del agua casi nunca son recopilados por los ministerios de agricultura. No obstante, la agricultura sostenible en el marco de una ordenación integrada de cuencas presupone la disponibilidad de datos pertinentes y fiables sobre los que basar las decisiones de ordenación. Para ello es necesaria la intervención de los agrónomos en los actuales programas de recopilación de datos sobre la calidad del agua, como condición indispensable para que se puedan recopilar datos pertinentes que puedan utilizarse en la ordenación de la agricultura.

CAPÍTULO 2 - CONTAMINACIÓN PROVOCADA POR LOS SEDIMENTOS

[Los sedimentos, en cuanto contaminantes físicos](#)

[Los sedimentos, en cuanto contaminantes
químicos](#)

[Procesos básicos: precipitación y escorrentía](#)

[Conceptos básicos](#)

[Medición y previsión de las pérdidas de
sedimentos](#)

[Recomendaciones](#)

Aunque la agricultura contribuye en muchas formas a deteriorar la calidad del agua, la sedimentación y erosión antropogénica es un problema mundial que suele estar especialmente asociado a la agricultura. Si bien no hay cifras mundiales, es probable que la agricultura, en sentido amplio, sea la causante de gran parte del aporte mundial de sedimentos a los ríos, lagos, estuarios y, finalmente, a los océanos mundiales.

La contaminación provocada por los sedimentos tiene dos dimensiones principales.

La primera es la DIMENSIÓN FÍSICA: pérdida de la capa arable del suelo y la degradación de la tierra como consecuencia de la erosión laminar y por cárcavas, que dan lugar a niveles excesivos de turbidez en las aguas receptoras y a repercusiones ecológicas y físicas en lugares alejados, los lechos de ríos y lagos, en donde se produjo la deposición.

La segunda es la DIMENSIÓN QUÍMICA: la parte de los sedimentos constituida por limo y arcilla (< 63 μ m) es transmisora primaria de productos químicos adsorbidos, especialmente fósforo, plaguicidas clorados y la mayor parte de los metales, que son transportados por los sedimentos al sistema acuático.

La erosión representa también un costo neto para la agricultura en cuanto que significa una pérdida de tierra productiva, así como de nutrientes y materia orgánica que deben sustituirse con fertilizantes, lo que obliga al agricultor a efectuar considerables

desembolsos si desea mantener la productividad del suelo. El lector interesado en estos temas puede consultar Roose (FAO, 1994a), donde se analizan con detalle las consecuencias sociales, económicas y físicas de la erosión de la tierra agrícola, y las medidas que deberán adoptarse para combatir la erosión en diferentes tipos de aprovechamiento de la tierra, especialmente en los países en desarrollo. Roose se ocupa sobre todo de los efectos de la erosión en la agricultura, mientras que la presente publicación tiene como tema central la erosión agrícola desde la perspectiva de sus repercusiones sobre la calidad del agua aguas abajo.

La lucha contra la contaminación agrícola comienza normalmente con medidas encaminadas a combatir la erosión y la escorrentía de sedimentos. Por ello, en este capítulo se analizan los principales mecanismos que regulan los procesos de erosión y las medidas que se pueden adoptar para controlarla. Los procesos aquí examinados se aplican también a la escorrentía de fertilizantes y plaguicidas de que se habla en los siguientes capítulos.

Los sedimentos, en cuanto contaminantes físicos

Las estimaciones globales sobre la erosión y el transporte de sedimentos en los grandes ríos del mundo presentan enormes discrepancias, debido a la dificultad de obtener valores fiables de concentración y descarga de sedimentos en muchos países, a la adopción de supuestos diferentes por los distintos investigadores y a los diferentes efectos de una erosión acelerada debida a actividades humanas (deforestación, malas prácticas agrícolas, construcción de carreteras, etc.) con respecto al almacenamiento de sedimentos asociado a la construcción de presas. Milliman y Syvitski (1992) estiman que la carga mundial de sedimentos en los océanos en los años centrales del siglo XX fue de 20.000 millones de t/año, de las que aproximadamente el 30 por ciento procede de ríos de Asia meridional (en particular los ríos Yangtze y Amarillo, de China). Es significativo que, en su opinión, casi el 50 por ciento del total mundial procede de la erosión asociada a los altos relieves en las islas de Oceanía - fenómeno que no se ha valorado suficientemente en anteriores estimaciones de la producción mundial de sedimentos. Si bien la erosión en las islas montañosas y en las zonas altas de los ríos continentales es resultado de las influencias topográficas naturales, Milliman y Syvitski consideran que las influencias humanas en Oceanía y Asia meridional producen cargas de sedimentos desproporcionadamente elevadas en esas regiones.

Los sedimentos, en cuanto contaminantes físicos, producen en las aguas receptoras los siguientes efectos principales:

- Los altos niveles de **turbidez** limitan la penetración de la luz solar en la columna de agua, lo que limita o impide el crecimiento de las algas y de las plantas acuáticas enraizadas. En los ríos que son zonas de desove, los lechos de grava están cubiertos por sedimentos finos que impiden o dificultan el desove de los peces. En ambos casos, el resultado es la perturbación del ecosistema acuático debido a la destrucción del hábitat. A pesar de estos efectos nocivos, el estado hipertrófico (rico en nutrientes) de muchos lagos de aguas poco profundas, sobre todo en los países en desarrollo, daría lugar a un inmenso crecimiento de las algas y plantas enraizadas si no fuera por el efecto limitador de la extinción de la luz debido a la fuerte turbidez. En este sentido, la turbidez puede ser "beneficiosa" en los lagos muy eutróficos; no obstante, muchos países reconocen que esta situación es perjudicial por razones estéticas y económicas y están buscando los medios de reducir la turbidez y los niveles de nutrientes. En el Recuadro 4 se presentan los efectos de los sedimentos en los arrecifes de coral.

- Los altos niveles de **sedimentación** en los ríos dan lugar a la perturbación física de las características hidráulicas del cauce. Ello puede tener graves efectos en la navegación, por la reducción de la profundidad, y favorecer las inundaciones, por la reducción de la capacidad del flujo de agua en la cuenca de drenaje. Por ejemplo, según cálculos de UFRGS (1991) sobre la erosión y transporte de sedimentos en la cuenca del río Sao Francisco, gran sistema de drenaje del Brasil oriental, la parte central de la cuenca fluvial está ahora dominada por la deposición de sedimentos. Ello ha provocado una grave perturbación del transporte fluvial y obstrucciones en los servicios hidráulicos que se han construido para suministrar agua de riego desde el cauce principal del río. Los sedimentos proceden en gran parte de la rápida erosión de las subcuencas como consecuencia de prácticas agrícolas poco acertadas.

RECUADRO 4: SEDIMENTOS Y DESTRUCCION DE LOS ARRECIFES DE CORAL

Se ha comprobado que los sedimentos son una causa importante de deterioro y destrucción de los arrecifes de coral, en todo el mundo. Los expertos (M. Risk, comunicación personal,

1995) estiman que los porcentajes de estos arrecifes afectados por la colmatación son los siguientes:	
América Central	100%
Polinesia	10%
Asia	casi 100%
Todo el mundo	60-70% de los arrecifes franjeantes
Los estudios sobre los arrecifes de coral en Australia revelan que el carbono orgánico de las partículas terrestres puede ser transportado mar adentro a arrecifes situados a distancias de hasta 110 km (Risk <i>et al.</i> , 1994). Los sedimentos son producidos en gran parte por las actividades agrícolas y como consecuencia de la erosión de las tierras deforestadas. La producción de sedimentos como resultado de las actividades intensivas de explotación forestal de la isla de Madagascar ha destruido los arrecifes franjeantes. Observaciones efectuadas desde el espacio han permitido describir la transformación de Madagascar, una isla verde rodeada de un mar azul, en una isla parda en medio de un mar rojo (sedimentos).	

Los sedimentos, en cuanto contaminantes químicos

La contribución de los sedimentos a la contaminación química está vinculada al tamaño de las partículas de los sedimentos y al volumen del carbono orgánico en partículas asociado con los sedimentos. Se suele considerar que la fracción químicamente activa de un sedimento es la que mide menos de $63 \mu\text{m}$ (limo + arcilla). En el caso del fósforo y los metales, el tamaño de las partículas es de importancia decisiva, debido a la gran superficie externa de las partículas muy pequeñas. El fósforo y los metales suelen tener fuerte atracción a los lugares de intercambio de iones, que están asociados con las partículas de arcilla y con los recubrimientos de hierro y manganeso que se dan normalmente en estas partículas pequeñas. Muchos de los contaminantes persistentes, bioacumulados y tóxicos, especialmente los compuestos clorados incluidos en muchos plaguicidas, están fuertemente asociados con los sedimentos y en especial con el carbono orgánico transportado como parte de la carga de sedimentos de los ríos. La cuantificación del transporte de fósforo en América del Norte y Europa revela que hasta el 90 por ciento del total del flujo de fósforo de los ríos puede estar asociado con los sedimentos en suspensión.

La afinidad de un producto químico orgánico hacia las partículas se describe en función de su coeficiente de partición octanol-agua (K_{OW}). Este coeficiente se conoce bastante bien en la mayor parte de los productos químicos y es la base para prever el destino ambiental de los productos químicos orgánicos (véase el Capítulo 4). Los productos químicos con bajos valores de K_{OW} son fácilmente solubles, mientras que los que tienen valores altos de K_{OW} se califican como "hidrofóbicos" y suelen estar asociados con partículas. Los compuestos clorados, como el DDT y otros plaguicidas, son muy hidrofóbicos y, por

consiguiente, no se analizan fácilmente en las muestras de agua debido a la muy baja solubilidad del producto químico. En los productos químicos orgánicos, el componente más importante de la carga de sedimentos parece ser la parte de carbono orgánico en partículas transportada en el sedimento. Los científicos han perfeccionado el coeficiente de partición para describir la asociación con la parte de carbono orgánico (K_{OC}).

FIGURA 4 - Diagrama esquemático de los principales procesos que relacionan la lluvia y la escorrentía

Otra variable importante es la concentración de sedimentos, en particular la parte de $< 63 \mu m$, en la columna de agua. Aun aquellos productos químicos que son altamente hidrofóbicos, se encontrarán en niveles residuales en forma soluble. Cuando la carga en suspensión es muy pequeña (por ejemplo, menos de 25 mg/l), la cantidad de agua es tan grande en relación con el volumen de sedimentos que el grueso de la carga del producto químico puede estar en la parte soluble. Ello reviste gran importancia en la supervisión de los productos químicos hidrofóbicos, como se señala en el Cuadro 17.

A diferencia del fósforo y los metales, el transporte y destino de los productos químicos orgánicos asociados con los sedimentos se complican por la degradación microbiana que tiene lugar durante el transporte de los sedimentos en los ríos y en los sedimentos depositados. No obstante, el papel de los sedimentos en el transporte y destino de los productos químicos agrícolas, tanto en lo que se refiere a los nutrientes como a los metales y los plaguicidas, se conoce bien y se debe tener en cuenta al supervisar esos productos químicos y al aplicar modelos con el fin de determinar las estrategias óptimas de ordenación en los campos de cultivo y en las cuencas hidrográficas. Por esta razón, los modelos que utilizan el concepto de "fugacidad" (es decir, que emplean las características de partición [Capítulo 4] de los productos químicos como base para determinar el compartimento ambiental - atmósfera, sedimentos, agua, biota - en que se encuentra primariamente el producto químico) han resultado eficaces como medio de prever las rutas y destino ambiental de los contaminantes (Mackay y Paterson, 1991).

- *Conclusión: El papel del sedimento en cuanto contaminante químico está en función de la carga química que es transportada por los sedimentos.*

Los productos químicos orgánicos asociados con los sedimentos ingresan en la cadena alimentaria de diversas maneras. Los sedimentos son ingeridos directamente por los peces; no obstante, más normalmente, los sedimentos finos (en particular,

la parte de carbono) constituyen el suministro alimentario de los organismos béticos (que habitan en el fondo), que, a su vez, sirven de alimento para organismos superiores. En último término, los compuestos tóxicos se acumulan biológicamente en el pescado y otros depredadores superiores. Así pues, los plaguicidas transportados desde la tierra como parte del proceso de escorrentía y erosión se concentran en los depredadores superiores, incluido el hombre.

Procesos básicos: precipitación y escorrentía

La principal característica de la contaminación de fuentes no localizadas es que los mecanismos primarios de transferencia de la tierra al agua son impulsados por los procesos hidrológicos que dan lugar a la escorrentía de nutrientes, sedimentos y plaguicidas. Ello es importante, no sólo porque ayuda a comprender la naturaleza de la contaminación agrícola sino también porque la elaboración de modelos de los procesos hidrológicos es el mecanismo principal a través del cual los agrónomos estiman y prevén la escorrentía agrícola y los efectos acuáticos. Si se exceptúan los casos en que los productos químicos agrícolas se vierten directamente en cursos de agua, casi todas las otras técnicas de control de las fuentes no localizadas, en el sector de la agricultura, suponen el control o modificación de los procesos de escorrentía mediante diversas técnicas de ordenación de la tierra y los (abonos) animales.

En muchas partes del mundo, la precipitación se produce en forma de lluvia. En los lugares donde la precipitación cae en forma de nieve, es más difícil contar con información de valor científico. En cualquier caso, es fácil resumir las medidas de control, sean en zonas de lluvias o de nieve. Por ello, en la presente publicación se prestará especial atención a las relaciones entre la lluvia y la escorrentía.

Si bien la práctica de la hidrología puede ser muy teórica, los conceptos principales son fáciles de entender (Figura 4).

Lluvia: El principal factor decisivo es la tasa (intensidad) de las lluvias. Determina el volumen de agua disponible en la superficie terrestre, y está estrechamente relacionado con las mediciones de la energía que se utilizan en muchas formulaciones matemáticas para calcular el desprendimiento de suelo por las gotas de lluvia. Ese desprendimiento hace que haya partículas disponibles para la escorrentía de sedimentos.

Conductividad hidráulica: La conductividad hidráulica es una característica física del suelo y mide la capacidad del mismo de dejar pasar el agua, en condiciones de saturación, a través de los espacios naturales existentes en el mismo. La conductividad

hidráulica depende de la textura del suelo, de su composición mineral y orgánica, etc. Este concepto no debe confundirse con el de "porosidad", que mide el volumen del espacio vacío que hay en un suelo. La conductividad hidráulica tiene en cuenta hasta qué punto la porosidad está formada por espacios comunicados entre sí que permiten el paso del agua. Por ejemplo, la espuma de estireno es muy porosa pero impermeable, mientras que una esponja es al mismo tiempo porosa y permeable.

FIGURA 5 - Erosión masiva por cárcavas en superficies agrícolas del sur del Brasil

Infiltración: La velocidad de infiltración, es decir la velocidad con que el agua superficial penetra en el suelo (cm/h), es uno de los términos más comunes de las ecuaciones hidrológicas utilizadas para calcular la escorrentía superficial. Infiltración no es lo mismo que conductividad hidráulica; está controlada fundamentalmente por fuerzas capilares del suelo que, a su vez, responden a las condiciones dominantes de humedad y textura del suelo, grado de compactación de la superficie, etc. La infiltración varía entre distintos episodios de lluvia y dentro de cada uno de ellos, en función de factores como la humedad previa del suelo, la vegetación existente, etc. En general, la velocidad de infiltración comienza con un valor elevado durante una precipitación, y disminuye a un valor bajo cuando el suelo se ha saturado.

Escorrentía superficial: Es el volumen de agua disponible en la superficie después de descontadas todas las pérdidas. En éstas se incluyen la evapotranspiración de las plantas, el agua que se almacena en depresiones superficiales causadas por las irregularidades de la superficie del suelo, y el agua que se infiltra en el suelo. La interacción entre velocidad de infiltración y intensidad de precipitación regula en buena parte el volumen de la escorrentía superficial. Las tormentas de gran intensidad suelen producir abundante escorrentía superficial, pues la intensidad de precipitación supera con creces la velocidad de infiltración. De la misma manera, en las zonas de lluvias monzónicas y de tormentas tropicales, la duración e intensidad de la precipitación suele superar la capacidad de infiltración. La destrucción de la vegetación superficial protectora y la compactación del suelo, sobre todo en zonas tropicales, da lugar a importantes fenómenos de erosión provocada por el gran volumen de la escorrentía superficial (Figura 5). Con excepción del nitrógeno que se encuentra normalmente en las aguas subterráneas de las zonas agrícolas, la escorrentía superficial es la fuente principal de productos químicos agrícolas, desechos animales y sedimentos en los cauces fluviales.

Interflujo: Como los horizontes edafológicos tienen diferentes niveles de conductividad hidráulica, no toda el agua del suelo desciende hasta convertirse en agua subterránea. El agua residual del suelo se desplaza en los diferentes horizontes, paralelamente a la superficie del terreno. El interflujo aflora por lo general junto a la parte más baja de las pendientes y en el fondo de los valles. Por ello, la identificación de estas zonas hidrológicamente activas es parte importante de las medidas de control de las fuentes de contaminación agrícola no localizadas. El interflujo se ha asociado también a un fenómeno con posibles efectos destructivos: algunas veces forman naturalmente en el suelo "tuberías" superficiales, que se van ensanchando por la acción del interflujo hasta que llega un momento en que se derrumban, provocando cárcavas en la superficie agrícola.

Aguas subterráneas: Las aguas subterráneas se alimentan del agua que atraviesa los horizontes edafológicos y penetra en el material subyacente y/o roca madre que se encuentra por debajo del suelo. Las aguas subterráneas suelen fluir hacia el cauce de un río, donde afloran y alimentan su caudal durante los períodos en que las lluvias son escasas o nulas. Este componente del caudal de los cursos de agua se llama "caudal base". La química del caudal base es consecuencia de la geoquímica del suelo y de la roca madre, y de los productos agroquímicos que hayan podido llegar a las aguas subterráneas por lixiviación.

Nieve derretida: El fenómeno de la fusión de la nieve complica considerablemente la predicción de la contaminación agrícola basada en la utilización de modelos hidrológicos convencionales. La fusión de la nieve, por sí misma, no suele ser una fuente importante de escorrentía superficial. No obstante, la combinación de las lluvias de primavera y la nieve derretida en los suelos congelados o en proceso de descongelación puede producir graves problemas de erosión. La nieve derretida suele contribuir notablemente a la contaminación debida a fuentes agrícolas no localizadas, ya que deposita en las corrientes próximos desechos animales, fangos y otros residuos distribuidos sobre el suelo agrícola congelado durante el período invernal. Una ordenación acertada de los desechos animales en las regiones donde el suelo se congela en el invierno puede tener grandes efectos benéficos en la calidad del agua.

Conceptos básicos

[Coeficiente de aporte de sedimentos](#)

[Coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos](#)

Coeficiente de aporte de sedimentos

El coeficiente de aporte de sedimentos (SDR) se utiliza normalmente en los estudios sobre erosión y transporte para indicar hasta qué punto el suelo erosionado (sedimento) se almacena dentro de la cuenca. El SDR se define así:

FIGURA 6 - Relación entre superficie de drenaje y coeficiente de aporte de sedimentos (Fuente: USDA, 1983)

$$SDR = \frac{\textit{Producción de sedimentos cuantificada}}{\textit{Erosión bruta de la cuenca}}$$

donde la *producción* se determina a partir de la sedimentación de los embalses o de un centro de supervisión de los sedimentos, y la *erosión bruta* se determina utilizando técnicas de estimación como la ecuación universal de pérdida de suelo.

El SDR es siempre inferior a 1,0, como se observa en la Figura 6, lo que indica que el suelo que se erosiona no suele hacer grandes desplazamientos antes de quedar depositado. De hecho, es muy importante el almacenamiento de sedimentos en los surcos del suelo, en los márgenes de las fincas y al pie de las laderas. También se produce almacenamiento en los cauces de los ríos (deposición en el lecho del río o fuera de él, cuando se desborda), en las tierras húmedas y en los embalses y lagos. El SDR es muy variable, pero se trata de un concepto fundamental para comprender los procesos de erosión y sedimentación y la manera que en se producen en el tiempo y el espacio (véase, por ejemplo, Walling, 1983).

Coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos

El concepto de coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos (SER) es muy importante para entender los efectos y costo económico de las pérdidas de productos químicos de los campos. El proceso de erosión superficial suele ser selectivo, siendo más intenso cuando se trata de partículas finas. Por ello, el tamaño de las partículas del material erosionado en el origen (en las parcelas) va cambiando progresivamente, aumentando el predominio de las partículas más finas como consecuencia de la deposición de las que son más gruesas (por ejemplo, de tamaño semejante al de la arena). Como las partículas finas están químicamente enriquecidas debido a la gran superficie externa de los sedimentos con partículas predominantemente arcillosas, la concentración de productos químicos asociados con los sedimentos (fósforo, metales, nitrógeno orgánico, plaguicidas hidrofóbicos) aumenta en la medida en que la parte empobrecida, de tamaño semejante al de la arena, se pierde

durante el transporte, lo que da lugar a una proporción creciente de la parte de partículas finas (limo-arcilla) químicamente enriquecida.

El coeficiente de enriquecimiento de los sedimentos (SER) se define así:

$$SER = \frac{\textit{Concentraci3n del producto qu3mico X en el sedimento transportado}}{\textit{Concentraci3n del producto qu3mico X en el suelo}}$$

La química de los sedimentos se mide en algún punto más bajo, por ejemplo, en el linde de una finca o en cursos de agua adyacentes.

La importancia del coeficiente de enriquecimiento estriba en el hecho de que los sedimentos de grano fino transportados durante la erosión superficial son, proporcionalmente, más abundantes que los de grano grueso. Por ello, el sedimento transportado tiene una textura más fina que el material original. Dada la atracción de los nutrientes del suelo hacia los sedimentos finos, esta pérdida proporcionalmente mayor de materiales finos significa que se produce un empobrecimiento neto del suelo. Como se observa en el capítulo 3 (Fertilizantes), ello constituye normalmente una merma de la nutrición natural del suelo (muchas veces denominada "capital natural"), que nunca se podrá sustituir con la aplicación de fertilizantes. El costo para el agricultor es, por lo tanto, doble: pérdida de productividad debida a la pérdida de nutrición natural del suelo, y costo económico por la utilización de fertilizantes para tratar de compensarla.

Medici3n y previsi3n de las p3rdidas de sedimentos

[Modelos de previsi3n](#)
[Aporte de sedimentos](#)
[Problemas de escala](#)

Modelos de previsi3n

Los agr3nomos de todo el mundo han dedicado gran cantidad de tiempo y recursos a la b3squeda de m3todos fiables para prever la erosi3n y la escorrentía química asociada a los sedimentos en diferentes condiciones de tipo de cultivo, prácticas agrícolas, etc. Por ello, son muchos los modelos que se han elaborado para la

predicción de la escorrentía de sedimentos, nutrientes y plaguicidas de fuentes agrícolas no localizadas. Muchos de esos modelos permiten jugar con distintas alternativas de ordenación de la tierra, tipo de cultivo y tasas de aplicación de fertilizantes y plaguicidas. Como todos los modelos (con excepción de los de cargas unitarias) requieren datos hidrométricos y muchos utilizan un subcomponente de sedimentos, conviene integrar todos ellos en un único cuadro (Cuadro 7), en el que se indican también sus principales características.

En general, hay tres tipos de modelos basados en las necesidades de datos de entrada.

1. Los modelos sencillos de **detección**, como el de la **carga unitaria**, tratan de facilitar respuestas aproximadas sobre la magnitud probable de la escorrentía química y de sedimentos. Se trata de una metodología estadística en que se comparan datos sobre la escorrentía de sedimentos, nutrientes y plaguicidas por unidad de superficie (por ejemplo, toneladas de sedimento por hectárea) procedentes de numerosos estudios, a fin de determinar las semejanzas en cuanto al tipo de cultivo, suelos y características fisiográficas. A diferencia de los otros tipos de modelos, que se orientan en gran parte a la predicción y mejoramiento de la ordenación agrícola a nivel de las explotaciones, el modelo de la carga unitaria concede especial atención a los efectos de la agricultura en la calidad de los recursos hídricos aguas abajo y sin tener en cuenta las prácticas alternativas de ordenación agrícola.

CUADRO 7

Modelos para evaluar la contaminación de fuentes agrícolas no localizadas (tomado de Beasley y Huggins, 1981; Knisel, 1980; Lañe y Nearings, 1989; Novotny y Olem, 1994; Young *et al.*, 1986; Abbott *et al.*, 1986)

NOMBRE	APLICACIÓN	ESCALA DE TIEMPO	ESCALA ESPACIAL
a. Nivel medio-bajo de necesidad de datos			
Cargas por superficie unitaria (predicción estadística)	Pérdida de sedimentos Pérdida de nutrientes	Promedios a largo plazo	Decenas a centenares de km ²
<i>NOTA: Los modelos estadísticos utilizan datos agregados para situaciones comparables. La capacidad de predicción es baja, pero puede ser útil como medio de detección o en los casos en que no se dispone de datos sobre los campos de cultivo o la escala espacial es tan grande que resulta antieconómico obtenerlos.</i>			
USLE (Ecuación universal de pérdida de suelo)	Pérdida media de suelo en relación con cultivos específicos, etc.	Anual	Parcela/tinca
RUSLE/MUSLE (USLE revisada/modificada)	Pérdida media de suelo en relación con cultivos	Anual	Parcela/tinca

	específicos, etc.		
<p><i>NOTA: Los modelos empíricos semejantes al USLE se han aplicado en el análisis de grandes superficies, utilizando, por ejemplo, datos obtenidos con sistemas de teledetección, para elaborar estimaciones regionales de las pérdidas de suelos (por ejemplo, en el Brasil). Estos modelos se incorporan muchas veces en los modelos hidrológicos más detallados que se indican a continuación.</i></p>			
B. Modelos que requieren gran disponibilidad de datos (orientados hacia el proceso)			
ACTMO (modelo de transporte de productos químicos agrícolas)	Procesos hidrológicos Calidad del agua	Suceso aislado, continuada	Finca
AGNPS (contaminación de fuentes agrícolas no localizadas)	Hidrología, erosión, N, P y plaguicidas	Suceso aislado, diariamente, continuada	Cuadrícula, finca
ANSWERS (simulación de respuestas ambientales en cuencas hidrográficas de fuentes zonales no localizadas)	Hidrología, erosión, N, P y plaguicidas	Una tormenta	Cuadrícula
CREAMS (erosión química y escorrentía de los sistemas de ordenación agrícola)	Hidrología, erosión, N, P y plaguicidas	Diaria, continuada	Finca
EPIC (calculador del efecto erosión-productividad)	Hidrología, erosión, ciclo de los nutrientes, ordenación de cosechas y suelos y economía	Suceso aislado, diaria, continuada	Finca
HPSF (Programa Fortran de simulación hidrológica)	Hidrología, calidad del agua en relación con contaminantes orgánicos tóxicos y convencionales	Suceso aislado, diaria, continuada	Cuenca hidrográfica
SHE (Sistema hidrológico europeo)	Hidrología, con módulos de calidad del agua	Suceso aislado, diaria, continuada	Cuenca hidrográfica
SWAM (modelo de cuencas hidrográficas pequeñas)	Procesos hidrológicos, sedimentos, nutrientes y plaguicidas	Diaria, continuada	Cuenca hidrográfica
SWAT (instrumento de evaluación de suelos y aguas)	Procesos hidrológicos, sedimentos, nutrientes y plaguicidas	Suceso aislado, diaria, continuada	Simulación simultánea para centenares de subcuencas
SWRRB (simulador para recursos hídricos en cuencas rurales)	Balance hídrico y procesos hidrológicos y sedimentación	Suceso aislado, diaria, continuada	Cuenca hidrográfica
WEPP (proyecto de predicción de la erosión hídrica)	Procesos hidrológicos, procesos de sedimentación	Tormenta, diaria, continuada	Ladera, cuenca hidrográfica, cuadrícula

A pesar de la poca fiabilidad y los grandes márgenes de error (véanse los Cuadros 8 y 14 y el texto correspondiente) este

planteamiento se ha utilizado con frecuencia porque constituye un medio eficaz en función de los costos de obtener respuestas aproximativas iniciales sobre zonas agrícolas de las que no se dispone de información. Esta metodología fue elaborada inicialmente por McElroy *et al.* (1976), quienes recopilaron una amplia base de datos sobre las cargas unitarias. Este enfoque fue transformado posteriormente por Mills *et al.* (1985) en el Procedimiento de Detección del Organismo de los Estados Unidos para la Protección del Medio Ambiente; dicha obra continúa siendo el documento más completo sobre este tema. Los datos sobre la carga unitaria reflejan la situación existente en los Estados Unidos; debería evitarse la aplicación de esos datos a otros medios climáticos y fisiográficos. No obstante, es un planteamiento que podría desarrollarse con provecho en otras partes del mundo.

2. Relaciones empíricas sencillas: la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE) de Wischmeier (1976), que goza de gran reconocimiento y se utiliza con profusión, ha conseguido grandes logros en lo que se refiere a la información a nivel de las parcelas y se ha incorporado a muchos de los modelos complejos del Cuadro 7. La USLE está concebida como instrumento de ordenación sobre el terreno y facilita información agregada sobre tormentas concretas o sobre períodos estacionales y anuales. En Wischmeier (1976) se observa que el error medio de predicción de las pérdidas de suelo anuales es del 12 por ciento; en el caso de las tormentas individuales deben preverse mayores márgenes de error. La USLE permite también determinar el potencial de erosión y su inclusión en el denominador del coeficiente de aporte de sedimentos. Si se presta especial atención a la USLE en estas páginas es por sus buenos resultados y por ser un método que se ha utilizado también en África (Elwell y Stocking, 1982) y en otros lugares (por ejemplo, una USLE adaptada al Brasil por Chaves, 1991)

La USLE tiene la siguiente expresión matemática:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

donde: A = Pérdida de suelo calculada en t/ha durante una tormenta concreta o un período

R = Factor energía de las lluvias

K = Factor erosionabilidad del suelo

LS = Factor longitud-pendiente

C = Factor ordenación de los cultivos (cubierta vegetal)

P = Factor práctica de lucha contra la erosión

[FIGURA 7 - Parcelas de medición de la erosión en el desierto del Néguev, Israel](#)

Cada uno de esos factores se puede calcular o estimar utilizando datos sobre el terreno (en los casos de R y LS) o tomados de cuadros o nomogramas (resto de los factores). Novotny y Olem (1994) hacen observaciones excelentes sobre éste y otros métodos para estimar la erosión o elaborar modelos sobre ella. La USLE está concebida para su utilización únicamente en relación con las lluvias, y no tiene en cuenta la nieve derretida o las precipitaciones que caen sobre un terreno congelado. La USLE requiere datos de referencia tomados de experimentos en parcelas estándar, muy abundantes en América del Norte y, en menor medida, en otras partes del mundo (Figura 7).

A escala internacional, la sencillez y eficacia del modelo de pérdida de suelo impulsó en los años cincuenta y sesenta una serie importante de experimentos en Zimbabwe, con el objetivo primario de determinar las pérdidas de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico a partir de la fertilidad natural del suelo. Según Stocking (FAO, 1986), que analizó exhaustivamente esa base de datos, representaba, en las fechas en que realizó su estudio, la "mejor de las bases de datos de este tipo de cualquier país en desarrollo o tropical". Esa labor hizo posible el desarrollo del modelo SLEMSA (modelo de evaluación de la pérdida de suelo para el África austral), que se adapta a la situación del África austral (Elwell y Stocking, 1982). El valor de este enfoque ha llevado también a la FAO (1985) a establecer una red internacional, la Red sobre pérdidas de productividad del suelo inducidas por la erosión, con colaboradores para actividades de investigación en África, América del Sur y Asia (según los datos disponibles hasta 1995; comunicación interna de la FAO).

Aunque Wischmeier (1976) ha advertido de los peligros que puede suponer la ampliación de los modelos de pérdidas de suelo a estudios de alcance más amplio, el hecho es que tienen un indudable atractivo como instrumentos para predecir la erosión en zonas muy extensas. Conviene señalar que, como consecuencia de las pérdidas debidas al transporte (coeficiente de aporte de sedimentos, mencionado más arriba), esas estimaciones de la erosión sólo se aplican al total de la erosión en la fuente y no reflejan las cargas de sedimentos medidas en lugares situados aguas abajo. Estas técnicas de estimación, si se calibran de manera que se puedan detectar los errores, tienen aplicaciones prácticas como medio de detección para estimar el potencial de erosión en condiciones semejantes en lo que respecta a los cultivos, suelos y factores topográficos en grandes zonas. A nivel internacional, parece que hay poca información sistemática sobre la calibración; no obstante, la Red sobre pérdidas de productividad del suelo inducidas por la erosión (FAO, 1991) podría facilitar con el tiempo información útil.

El ejemplo más extremo de utilización del modelo de pérdida de suelo para la estimación de una zona muy extensa es el del

Brasil, donde UFRGS (1991) y Carvalho (1988) utilizaron mapas de áreas extensas y datos obtenidos por satélite para estimar varios de los parámetros de la USLE y aplicarlos a escala regional. El objetivo era ofrecer estimaciones generalizadas del potencial de erosión regional en todo el país. Si bien este enfoque tiene grandes márgenes de error, representa un método de detección inicial de los grandes cambios ocurridos en el potencial de erosión como consecuencia de determinadas combinaciones de aprovechamiento de la tierra, clima y topografía, y debería ser objeto de ulterior consideración, sobre todo donde es posible la calibración de las parcelas y existen datos sobre la supervisión de los sedimentos dentro de los ríos.

Además de la necesidad de desarrollar modelos que permitan una detección inicial, es preciso generar datos de campo mejorados sobre la erosión y la pérdida de sedimentos. Hudson (FAO, 1993b) ha presentado una gran variedad de técnicas sencillas de medición sobre el terreno, especialmente útiles en los países en desarrollo.

3. Hay una gran variedad de **modelos deterministas y estocásticos** que tratan de simular la física del proceso de erosión. Las necesidades de datos en materia de calibración y verificación son enormes. Si bien estos modelos pueden ofrecer ciertas ventajas, sobre todo por el detalle con que se pueden simular prácticas agrícolas alternativas, no son por lo general los más idóneos para los países en desarrollo, precisamente por la gran necesidad de datos y por el hecho de que las decisiones de ordenación a nivel de las explotaciones casi siempre se pueden basar en datos más generales pero también en la experiencia y el sentido común.

Aporte de sedimentos

El aporte de sedimentos, expresado normalmente en toneladas por unidad de superficie de la cuenca por año, es el volumen de sedimentos cuantificados en un determinado punto de la cuenca dividido por la superficie de ésta. Es siempre inferior a la erosión total debido a la acumulación de sedimentos durante el transporte, y es muy variable como consecuencia de las dificultades de cuantificación, la variabilidad temporal de los procesos hidrológicos y los cambios en las prácticas de ordenación de las tierras de la cuenca de un año a otro.

CUADRO 8
Valores de referencia de pérdidas de suelos

Lugar	Aprovechamiento de la tierra	Pérdida de suelo (t/h)	Observaciones
-------	------------------------------	------------------------	---------------

		a/año)	
Italia	Trigo	5,618	Promedio de datos de 7 años tomados en parcelas de Italia central. Fuente: Zanchi, C. 1988. The cropping pattern and its role in determining erosion risk: experimental plot results from the Mugello Valley (central Italy). En: <i>Sediment Budgets</i> . M.P. Bordas y D.E. Walling (comps.). AHS Publication No. 174. Int. Assoc. Hydrol. Sci., Wallingford, Reino Unido.
	Maíz	18,767	
	Pastos	2,224	
Filipinas	Repoblación forestal y agricultura	22-39,7	Aporte de sedimentos de cuencas encajadas de 18,8 a 2041 km ² en Luzon. Fuente: White, S. 1988. Sediment yield and availability for two reservoir basins in central Luzon, Philippines. En: Bordas y Walling (véase más arriba).
Marruecos	Tierras áridas, pastores	25,0-59,0	Escala calculada de la sedimentación entre tres embalses con zonas de captación de 107 a 780 km ² Fuente: Lahlou, A. 1988. The silting of Moroccan dams. En: Bordas y Walling (véase más arriba).
Kenya	Pastoreo en tierras semiáridas	79,5	Promedio de siete subcuencas dentro de una superficie total de 0,3 km ² , en 1986. Fuente: Sutherland, R.A. y Bryan, R.B. 1988. En: Bordas y Walling (véase más arriba).
Bolivia	Tierras andinas áridas y semiáridas	5,21-51,8	Cuatro cuencas de menos de 1000 km ² en cabeceras de ríos. Fuente: Guyot, J.L. <i>et al.</i> 1988. Exportation de matière en suspension des Andes. En: Bordas y Walling (véase más arriba).
Reino Unido	Agricultura	1,9 (neto)	Piscicultura, Reino Unido, superficie de menos de 1 km ² . Fuente: Walling, D.E. y Quine, T.A. 1992. The use of caesium-137 measurements in soil erosion surveys. En: <i>Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins</i> . J. Bogen, D.E. Walling y T. Day (comps.). IAHS Publication No. 210. Int. Assoc. Hydrol. Sci. Wallingford, UK.
Lesotho	Agricultura	7,8 (neto)	Mediciones de campo cerca de Ha Sofonio, Lesource. Fuente: Véase más arriba.

CUADRO 9

Aumentos del aporte de sedimentos causados por modificaciones en el aprovechamiento de la tierra (Walling y Webb, 1 983; Ostry, 1 982)

Lugar y país	Modificación en el aprovechamiento de la tierra	Aumento en el aporte de sedimentos
Rajasthan, India	Sobrepastoreo	x 4-18
Utah, EE.UU.	Sobrepastoreo de pastizales	x 10-100
Oklahoma, EE.UU.	Sobrepastoreo y cultivo	x 50-100
	Cultivo	x 5-32

Texas, EE.UU.	Desmonte y cultivo	x 340
California septentrional, EE.UU.	Conversión en pastizales de bosques en zonas empinadas	x 5-25
Mississippi, EE.UU.	Desmonte y cultivo	x 10-100
Brasil meridional	Desmonte y cultivo	x 4500
Westland, Nueva Zelandia	Tala	x 8
Oregón, EE.UU.	Tala	x 39
Ontario, Canadá	Conversión a la agricultura	x 14

Los valores del Cuadro 8 demuestran no sólo la gran variedad de valores en diferentes situaciones climáticas y topográficas sino también el problema de interpretar los datos sobre sedimentos, por las distintas escalas espaciales y de tiempo. Como se ha señalado antes, el coeficiente de aporte de sedimentos incluye una gran variedad de procesos de almacenamiento que se producen en las fincas, subcuencas y cuencas. Los valores de aporte de sedimentos son también muy variables en el tiempo, y las cuencas pequeñas están sometidas a mayor variabilidad que las de gran extensión. Por ello, los valores publicados sobre el aporte de sedimentos (t/ha/año) deben interpretarse con gran cautela. Los datos italianos del Cuadro 8 son los únicos relativos a parcelas, y serían mucho menores si estuvieran basados en mediciones de los sedimentos tomadas a escala de subcuenca. En el Cuadro 9 puede verse la magnitud del cambio en el aporte de sedimentos como consecuencia de las variaciones en el aprovechamiento de la tierra.

Las estimaciones sobre el aporte de sedimentos tienen importantes consecuencias económicas. En muchos países en desarrollo la base de datos disponible para estimar la vida útil de los embalses es muy limitada. Según White (1988), los ejemplos del aporte previsto de sedimentos en Asia suelen ser entre dos y dieciséis veces más bajos que las tasas realmente medidas, lo que significa que la vida útil efectiva de un embalse se reduce enormemente. Este mismo problema se plantea en el África septentrional (Lahlou, comunicación personal). Ello se debe en parte al uso de técnicas de previsión poco fiables y a la utilización de datos a corto plazo que normalmente no tienen en cuenta episodios ocasionales pero graves de erosión (por ejemplo, grandes tormentas) y a la creciente presión sobre la tierra tras la construcción del embalse. White observa que la presa de Magat (Filipinas) se construyó partiendo de una previsión de 20 t/ha/año de aporte de sedimentos cuando, en realidad, la cifra fue de 38 t/ha/año - lo que redujo la vida útil del embalse a la mitad. En la República de Sudáfrica, los daños producidos en lugares lejanos (sedimentación de embalses, tratamiento del agua, etc.) como consecuencia de la erosión del suelo se estimaron en 1989 en un total de 37,6 millones de

dólares EE.UU. anuales (Braune y Looser, 1989). Como la agricultura es una causa importante de aporte de sedimentos, es fundamental que las organizaciones agrícolas nacionales tengan en cuenta los costos que se producen a distancia.

Problemas de escala

En todos los aspectos relacionados con la supervisión, elaboración de modelos o previsión de la ordenación de fuentes no localizadas, muchos profesionales no llegan a entender el factor escala. Éste no sólo está relacionado con el costo de la recopilación de datos para la calibración de los modelos, sino que es también fundamental para la capacidad de extrapolar principios útiles de ordenación que puedan aplicarse a zonas más amplias. Por ejemplo, durante los años setenta muchos creadores de modelos que participaron en el programa de ordenación de fuentes no localizadas de los Grandes Lagos de América del Norte suponían que las relaciones de causa a efecto deducidas en estudios de zonas pequeñas se podían extrapolar a áreas más extensas de la cuenca de los Grandes Lagos. Como se pudo comprobar, por numerosas razones, esa extrapolación resultaba muy incierta conforme aumentaba la superficie de la cuenca.

CUADRO 10

Influencia de la escala espacial en la evaluación de las cuencas (Ongley, 1 987)

A) SUPERFICIES PEQUEÑAS (desde unas cuantas hectáreas hasta varios km²)

- Es posible la medición detallada de un determinado uso o práctica de ordenación de la tierra.
- Los datos recogidos en las salidas de las zonas de captación no representan necesariamente el uso de la tierra que se desea examinar, por la influencia de un fenómeno aislado (como las cárcavas) o acontecimientos aleatorios (acciones concretas de un agricultor, por ejemplo).
- Los datos sobre sedimentos están más estrechamente relacionados con la erosión a este nivel que en mayor escala.
- Método costoso debido al número de lugares de supervisión necesarios.
- Dificultad de relacionar los datos sobre los sedimentos y la calidad con las aguas receptoras situadas más abajo, debido a la rápida dilución de la información (aumenta el ruido) conforme se avanza aguas abajo.
- La física del comportamiento de las zonas de captación se puede reproducir en modelos de manera determinista.

- La escala es eficaz para intervenciones de ordenación en lugares concretos, pero es demasiado pequeña para intervenciones relacionadas con problemas generales de aprovechamiento de la tierra.

- Los datos revelan efectos de escala sinópticos (es decir, pueden resolver los efectos a corto plazo dentro de zonas pequeñas).

B) SUPERFICIES INTERMEDIAS (de decenas a centenares de km²)

- Es posible representar combinaciones de usos semejantes de la tierra y/o informaciones físicas.

- En esta escala las políticas sobre utilización de la tierra en relación con fuentes no localizadas pueden ser eficaces y es posible evaluar su eficacia.

- Los datos físico-químicos no están directamente relacionados con la erosión o la procedencia, sino más bien con lo que se transporta (problema de pérdida de información).

- Esta escala no es útil para los estudios del proceso de erosión, pero se puede utilizar para evaluar la contribución general de la erosión a la química de fuentes no localizadas.

- Esta escala impide que en los datos sobre un lugar predomine un fenómeno concreto (por ejemplo, una cárcava determinada) y da cierta homogeneidad a los fenómenos, lo que hace posible que sus efectos se puedan reproducir en modelos mediante procesos estocásticos, más que deterministas.

- Los modelos deterministas exigen un gran cúmulo de datos en esta escala.

- Útil para determinar el efecto de la tierra y las prácticas de aprovechamiento de la misma en la cantidad/calidad del agua, es decir, el efecto de lo que ocurre aguas arriba sobre los lugares situados aguas abajo.

- Los datos revelan los efectos sometidos a variaciones estacionales.

C) GRANDES SUPERFICIES (más de varios centenares de km²)

- Escala demasiado grande para comprender la influencia del aprovechamiento u ordenación de la tierra en la calidad de las aguas situadas más abajo, o la función de las unidades fisiográficas naturales (salvo en relación con los macrofenómenos).

- Permite obtener estimaciones regionales del transporte de sedimentos, pero no de la erosión.

- Puede estimar la influencia en las aguas receptoras situadas más abajo, en relación con las variables físicas y químicas.

- Puede estar funcionalmente vinculada con las superficies de tamaño intermedio pero no con las pequeñas.

- Relacionada con el comportamiento de los ríos principales.

- Los elementos espaciales se reproducen mejor mediante modelos estocásticos (excluidos los modelos hidrológicos).
- Esta escala no es útil para evaluar las posibilidades de evaluación ni la eficacia a posteriori de las medidas de ordenación en las zonas situadas aguas arriba.
- Los datos revelan los efectos estacionalmente variables, pero pueden estar en gran parte influenciados por fenómenos de larga duración que se producen con cierto desfase.

El problema de la extrapolación no se ha resuelto todavía definitivamente en relación con los niveles de incertidumbre. Por ejemplo, aunque se sabe que la lucha contra la erosión agrícola es esencial para mitigar la pérdida de nutrientes (en particular de fósforo) en los cursos de agua receptores, no está claro hasta qué distancia tiene efectos inmediatos la escorrentía de fósforo procedente de la agricultura. Lo que habría aclarar, entonces, es si la lucha contra la erosión en zonas situadas a gran distancia aguas arriba tiene beneficios inmediatos en unas aguas receptoras que se encuentran a centenares de kilómetros aguas abajo. También cabría pensar que, a más largo plazo (por ejemplo, varios decenios), las grandes tormentas podrían evacuar la mayor parte de los sedimentos erosionados del sistema fluvial; en otras palabras, se podría suponer una relación 1:1 entre la producción de sedimentos aguas arriba y el transporte de sedimentos aguas abajo. Investigaciones realizadas por Meade y Trimble (1974) y otros revelan que a la larga los sedimentos se movilizan en forma diferencial a lo largo de la cuenca fluvial. La movilización actual de sedimentos en los tramos medios de los ríos de tierras bajas de los Estados Unidos contiene sedimentos que se erosionaron hace varios decenios pero que habían quedado depositados durante largo tiempo como depósitos en el fondo de valle. En el Cuadro 10 puede verse la influencia de la escala espacial en la evaluación de las cuencas.

El punto fundamental es la necesidad de reconocer las escalas de tiempo y espaciales al preparar planes de ordenación para combatir la erosión. Si bien es probable que los beneficios físicos a corto plazo de la lucha contra la erosión se manifiesten rápidamente en las aguas receptoras, los contaminantes asociados a los sedimentos que se almacenan en la cuenca fluvial pueden tardar decenios en salir finalmente de la cuenca, a pesar de los recursos destinados a combatir la erosión aguas arriba.

Recomendaciones

Estas recomendaciones reflejan dos escalas muy diferentes que, a su vez, corresponden a dos tipos de problemas distintos. A pequeña escala se formulan recomendaciones que se aplican a

nivel de las explotaciones y que reflejan medidas que deberán ser adoptadas por cada agricultor una vez examinados los costos económicos de las alternativas a su disposición. A gran escala (cuenca fluvial) se encuentran las cuestiones que reflejan las necesidades en materia de políticas e inversión de los Estados, es decir, problemas como la determinación de la contribución neta de la agricultura a la contaminación fluvial, en comparación con otros tipos de causas de contaminación.

1. Internalizar los costos

Aunque, en la agricultura de secano, la lucha contra la erosión en su origen es un factor importante para mejorar la calidad del agua y reducir los daños ecológicos correspondientes, la aplicación de medidas de control sólo será eficaz si el agricultor llega a convencerse de que, por su propio interés económico, le conviene adoptar esas medidas. Por ello, hay que demostrar claramente cuáles son las ventajas económicas, como el mantenimiento de la fertilidad del suelo, el menor consumo de energía en situaciones de labranza mínima, etc., en relación con los costos económicos de una utilización excesiva de fertilizantes y la merma de productividad por "pérdida" del capital del suelo. Ello significa que los organismos agrícolas deben utilizar un enfoque integrado al considerar los aspectos económicos de las prácticas agrícolas.

2. Instrumentos de detección inicial y estimación

Es preciso conseguir, con carácter urgente, modelos sencillos y sólidos de detección inicial que puedan utilizarse en los países en desarrollo para determinar el potencial de erosión y de pérdida de suelo en el origen (a nivel de las explotaciones). Los modelos deben permitir jugar con alternativas de ordenación de cultivos y tierras. No deben requerir la utilización de datos muy abundantes ni difíciles de conseguir, ni calibración en tiempo real ni resultados agregados a escala estacional o anual. Se aconseja una ulterior calibración de los modelos USLE (y sus derivados) y SLEMSA. En el perfeccionamiento de esos modelos el objetivo debe ser facilitar la toma de decisiones en las explotaciones, y no un mejor conocimiento de la física de la erosión y el transporte de sedimentos.

A gran escala, los métodos de detección son necesarios para formular políticas alternativas sobre la lucha contra la erosión y las prácticas de aprovechamiento de la tierra en las cuencas. Los modelos de pérdida de suelo requieren una calibración suficiente, para que se sepan los errores que se pueden cometer cuando se adopta una escala mayor o se utilizan informaciones obtenidas mediante satélite o mapas de gran escala. El uso de los datos sobre carga de sedimentos procedentes de los lugares

de supervisión de los ríos es una alternativa adecuada, debido a las grandes pérdidas de sedimentos que se producen durante el transporte de los sedimentos desde la explotación hasta el río.

3. Lucha contra la erosión de los suelos

No hay soluciones aisladas para combatir la erosión de los suelos. Las medidas de este tipo dependen en gran parte de la situación económica del agricultor, la mayor o menor importancia concedida por las autoridades ambientales a la erosión de sedimentos y el nivel de desarrollo del país. A continuación se indican las medidas clasificadas y recomendadas por el Organismo para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (US-EPA, 1993). Estas categorías se utilizan en muchas partes del mundo, incluidos los países en desarrollo. Estas técnicas tienen efectos beneficiosos en la conservación del nitrógeno y el fósforo del suelo.

- **CONSERVACIÓN DE LA CUBIERTA.** *Establecer y mantener una cubierta vegetal perenne para proteger el suelo y los recursos hídricos en las tierras detraídas de la producción agrícola.*
- **ORDENACIÓN ECOLÓGICA DE LOS CULTIVOS.** *Secuencia de cultivos destinada a aportar residuos orgánicos adecuados para el mantenimiento de la aptitud de la tierra para la labranza. Esta práctica reduce la erosión aumentando la materia orgánica. Puede también obstaculizar los ciclos de reproducción de malas hierbas e insectos y la propagación de enfermedades, reduciendo de esa manera la necesidad de plaguicidas. Un ejemplo sería la rotación de gramíneas y leguminosas.*
- **LABRANZA CONSERVACIONISTA.** *Este sistema de plantación, conocido también con el nombre de labranza reducida, mantiene al menos el 30 por ciento de la superficie del cielo cubierta con residuos después de la plantación. La erosión se reduce gracias a la cubierta del suelo. Disminuye también la escorrentía y aumenta la infiltración hacia las aguas subterráneas. Una práctica de este tipo, utilizada en América, consiste en prescindir de todo tipo de labranza.*
- **CULTIVO EN CURVAS DE NIVEL.** *Las prácticas de aradura, plantación y algunas otras de ordenación se realizan siguiendo las curvas de nivel, con lo que se reduce la erosión y la escorrentía.*
- **CULTIVOS PARA CUBIERTA Y ABONO VERDE.** *Cultivo de gramíneas, leguminosas o cereales pequeños sembrados a escasa distancia con la finalidad principal de conseguir una*

protección estacional y mejorar los suelos. Normalmente, durante un año, o menos.

• **PLANTACIÓN EN LAS ZONAS MÁS EXPUESTAS.**

Plantación de vegetación, como árboles, arbustos, parras, hierbas o leguminosas, en zonas sometidas a procesos de erosión o muy erosionables.

• **APROVECHAMIENTO DE LOS RESIDUOS DE LAS COSECHAS.**

Utilización de los residuos vegetales para proteger los terrenos cultivados durante períodos de fuerte erosión.

• **RETRASO EN LA PREPARACIÓN DE LA SEMENTERA.**

Todo sistema de cultivo en que los residuos vegetales se dejan en la superficie del suelo hasta poco antes de la plantación de la cosecha siguiente. Con ello se reduce el período en que se puede producir la erosión.

• **DESVIACIONES.**

Canales construidos en sentido transversal en una ladera con un pequeño lomo de apoyo en la parte inferior. Controlando la escorrentía de la pendiente, se reduce la erosión y aumenta la infiltración hacia las aguas subterráneas.

• **FRANJAS DE FILTRO Y DELIMITACIÓN DE LAS FINCAS.**

Franjas de vegetación herbácea perenne en el linde de las fincas. Con ello se frena la escorrentía y se detienen los sedimentos más gruesos. Sin embargo, la eficacia es pequeña en el caso de los sedimentos finos y de los contaminantes a ellos asociados.

• **CURSOS DE AGUA CUBIERTOS DE HIERBA.**

Cursos de agua natural o artificial cubiertos de vegetación y con una sección transversal apropiada para impedir la erosión del cauce. La vegetación servirá también para detener los sedimentos que se filtran de las fincas adyacentes.

• **POZAS DE SEDIMENTACIÓN.**

Pozas construidas para recoger y almacenar los sedimentos durante los episodios de escorrentía. Se conocen también con el nombre de estanques de retención. Los sedimentos se depositan por efecto de la escorrentía durante el represamiento en la poza de sedimentación.

• **CULTIVO EN FRANJAS.**

Distribución sistemática de los cultivos en franjas o bandas en sentido transversal al de la pendiente general (no siguiendo las curvas de nivel) para reducir la erosión del agua. Los cultivos se disponen de manera que se pueda alternar una franja de hierba o de cultivos sembrados muy próximos con una franja de barbecho o de un cultivo sin hierbas.

• **CONSTRUCCIÓN DE TERRAZAS.** *Las terrazas son terraplanes contruidos de tierra (o de piedras u otros materiales) que retrasan la escorrentía y reducen la erosión fragmentando la ladera en numerosas superficies llanas separadas por pendientes protegidas con vegetación permanente. Las terrazas se construyen en tierras con inclinación muy pronunciada; en laderas de pendiente suave, las terrazas son muy anchas.*

Conviene señalar, no obstante, que en las zonas tropicales algunas de estas medidas pueden dar lugar a situaciones que favorezcan la reproducción de vectores de enfermedades como consecuencia del estancamiento del agua o de la reducción de velocidad en los cursos de agua.

CUADRO 11
Estimaciones analizadas de los costos de algunas prácticas adoptadas en los Estados Unidos para combatir la erosión

Práctica	Orden
Franjas de protección cubiertas de hierba	1 (menos costosa)
Cultivos protectores	2
Cultivos en franjas	3
Labranza conservacionista	4
Repoblación forestal de tierras de cultivo y pasto	5
Desviaciones	6
Vegetación permanente en las zonas más expuestas	7
Terrazas	8
Estructuras y pozas de sedimentación	9 (la más costosa)

Partiendo de datos procedentes de la Bahía de Chesapeake (Estados Unidos), se ha establecido la siguiente clasificación de los costos de las medidas de lucha contra la erosión (Cuadro 11). Los factores de costo y su clasificación varían enormemente, sobre todo en los lugares del mundo donde los costos de la mano de obra son más bajos y donde los beneficios económicos se incluyen también en el sistema de clasificación. Por ejemplo, las franjas de separación cubiertas de hierba pueden no tener ningún beneficio económico y sustituirse con prácticas alternativas, como una cubierta herbácea combinada con árboles frutales.

La erosión en las zonas tropicales presenta problemas singulares. Las prácticas agrícolas marginales, como la corta y quema en suelos tropicales muy expuestos a la erosión y la labranza en tierras tropicales con pendiente muy pronunciada dan lugar a situaciones muy inestables que favorecen una rápida erosión durante la estación de lluvias. De la misma manera, la

deforestación en tierras tropicales, con fines agrícolas o para la explotación maderera, suele dejar una superficie muy erosionable. En muchos países tropicales la erosión de las zonas deforestadas está produciendo efectos devastadores en las zonas costeras, entre ellos la destrucción de los arrecifes de coral en aguas muy alejadas de la costa. Las prácticas erróneas de explotación de la tierra, como el sobrepastoreo, en particular en tierras altas, siempre provocan graves problemas de erosión, que son de difícil solución debido a la escala de los daños y al costo de reconstrucción de las laderas. Las medidas de lucha contra la erosión en las zonas semiáridas se describen con detalle en Hudson (FAO, 1987).

Si bien las recomendaciones para acabar con esos abusos son evidentes, las causas fundamentales de esa situación suelen estar relacionadas con la adopción de objetivos económicos nacionales que son incompatibles con la calidad del agua y el medio ambiente, y con políticas sociales que escasamente contribuyen a contener unas prácticas agrícolas marginales destructivas.

CAPÍTULO 3 - LOS FERTILIZANTES, EN CUANTO CONTAMINANTES DEL AGUA

[Eutrofización de las aguas superficiales](#)
[Química ambiental](#)
[El dilema de las fuentes localizadas y no localizadas](#)
[Control de los efectos producidos por los fertilizantes en la calidad del agua](#)
[Aspectos económicos del control de la escorrentía de fertilizantes](#)
[Acuicultura](#)
[Problemas de restauración de los lagos eutróficos](#)

Eutrofización de las aguas superficiales

[Contribución de la agricultura a la eutrofización](#)
[Fertilizantes orgánicos](#)

"Eutrofización" es el enriquecimiento de las aguas superficiales con nutrientes para las plantas. Si bien la eutrofización se produce en forma natural, normalmente está asociada a fuentes antropogénicas de nutrientes. El "estado trófico" de los lagos es un concepto fundamental en la ordenación de los mismos. Significa la relación entre el estado de nutrientes en un lago y el crecimiento de la materia orgánica en el mismo. Eutrofización es el proceso de cambio de un estado trófico a otro de nivel superior por adición de nutrientes. La agricultura es uno de los factores principales de eutrofización de las aguas superficiales.

El estudio mundial más completo sobre la eutrofización es el del Programa Cooperación sobre la Eutrofización, de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE), realizado en el decenio de 1970 en 18 países (Vollenweider *et al.*, 1980). La secuencia de estados tróficos desde oligotróficos (con bajo nivel de nutrientes) hasta hipertróficos (= hipereutróficos [con gran abundancia de nutrientes]), es la que puede observarse en el Cuadro 12.

Aunque tanto el nitrógeno como el fósforo contribuyen a la eutrofización, la clasificación del estado trófico normalmente se

basa en el nutriente que representa una limitación. En la mayor parte de los casos, el factor de limitación es el fósforo. Si bien los efectos de la eutrofización, como las mareas de algas, son fácilmente visibles, el proceso de eutrofización es complejo y ofrece dificultades de cuantificación. No es este el lugar más indicado para proceder a un examen detenido sobre los aspectos científicos de la eutrofización. No obstante, los factores señalados en el Cuadro 13 indican los tipos de variables que deben tenerse en cuenta.

Dada la compleja interacción entre las numerosas variables que intervienen en la eutrofización, Janus y Vollenweider (1981) llegaron a la conclusión de que es imposible establecer una delimitación estricta entre las distintas clases tróficas. Por ejemplo, un lago con concentraciones totales de fósforo y clorofila-a de 10 y 2,5 mg/m³ respectivamente, puede ser clasificado en diferentes clases de eutrofización. Janus y Vollenweider calcularon que la probabilidad de que dicho fuese clasificado bajo diferentes clases es la siguiente:

CUADRO 12
Relación entre niveles tróficos y características de los lagos
(Adaptado de Janus y Vollenweider, 1981)

Estado trófico	Materia orgánica mg/m ³	Promedio total de fósforo ¹ mg/m ³	Máximo de clorofila ¹ mg/m ³	Profundidad de Secchi ¹ m
Oligotrófico	bajo	8,0	4,2	9,9
↓				
Mesotrófico	medio	26,7	16,1	4,2
↓				
Eutrófico	alto	84,4	42,6	2,45
↓				
Hipertrófico	muy alto	750-1200		0,4-0,5

Estos valores constituyen la clasificación preliminar de la OCDE y representan la media geométrica. Profundidad de Secchi = sistema que permite medir la turbidez de la columna de agua en un lago.

CUADRO 13
Parámetros para medir y supervisar la eutrofización (Fuente: Janus y Vollenweider, 1981).

Variables resultantes		Variables determinantes
Variabilidad a corto	Variabilidad a corto plazo: moderada-	

plazo: elevada	baja	
Biomasa de fitoplancton	Cultivos en pie de zooplancton	Cargas de nutrientes Fósforo total
Grandes grupos de algas y especies dominantes	Cultivos en pie de fauna de fondo	Ortofosfatos Nitrógeno total Nitrógeno mineral
Clorofila a y otros fitopigmentos	$\Delta P, \Delta N, \Delta Si$ epilimnético (Δ es la diferencia entre las concentraciones de invierno y verano)	($NO_3 + NH_3$) Nitrógeno Kjeldahl Concentraciones de nutrientes
Partículas de carbono orgánico y N	O_2 y ΔO_2 hipolimnéticos	Igual que más arriba Sílice reactivo
Tasas diarias de producción primaria	Producción primaria anual	Otros (por ejemplo, micro-elementos)
Visibilidad del disco Secchi		

	Fósforo	Clorofila
Ultra-oligotrófico	10%	6%
Oligotrófico	63%	49%
Mesotrófico	26%	42%
Eutrófico	1%	3%
Hipertrófico	0%	0%
	100%	100%

Esto significa que de acuerdo al contenido total de fósforo (10 mg/m³), el lago tiene un 63% de probabilidad de ser clasificado como Oligotrófico y 26% de probabilidad de ser clasificado como mesotrófico.

[FIGURA 8 - Proliferación de algas en un lago de la pradera canadiense dominado por la escorrentía agrícola. Se observa la proliferación de algas en la orilla](#)

Los síntomas y efectos de la eutrofización son los siguientes:

- Aumento de la producción y biomasa de fitoplancton, algas asociadas (Figura 8) y macrofitas.
- Modificación de las características del hábitat debida a la transformación del conjunto de plantas acuáticas.
- Sustitución de especies ícticas deseables (por ejemplo, salmónidos en los países occidentales) por otras menos cotizadas.

- Producción de toxinas por determinadas algas.
- Aumento de los gastos de operación de los sistemas públicos de abastecimiento de agua, además de problemas de gusto y olor, especialmente durante los períodos de proliferación de algas.
- Desoxigenación del agua, especialmente al finalizar las situaciones de proliferación de algas, lo que normalmente da lugar a una mortandad de peces.
- Colmatación y obstrucción de los canales de riego por las malas hierbas acuáticas (el jacinto acuático puede presentar problemas de introducción, no necesariamente de eutrofización).
- Reducción de las posibilidades de utilización del agua para fines recreativos, debido al lodo, infestación de malas hierbas y olores molestos producidos por la descomposición de las algas.
- Impedimentos a la navegación debido al crecimiento de densas masas de malas hierbas.
- Pérdidas económicas debidas a la modificación de las especies ícticas, mortandad de peces, etc.

Contribución de la agricultura a la eutrofización

En el resumen sobre la repercusión de los fertilizantes en la calidad del agua que aparece en el documento FAO/CEPE (1991) se citan los siguientes problemas:

- La fertilización de las aguas superficiales (eutrofización) da lugar, por ejemplo, al crecimiento explosivo de algas, que ocasiona trastornos en el equilibrio biológico [incluyendo mortandades de peces]. Así ocurre tanto en las aguas continentales (acequias, ríos, lagos) como costeras.
- El agua subterránea se contamina fundamentalmente por la presencia de nitratos. En todos los países el agua subterránea es una reserva importante de agua potable. En varias zonas, este recurso hídrico está contaminado hasta el punto de que ya no reúne las condiciones

establecidas en las normas actuales para el consumo humano.

Si bien, según FAO/CEPE (1991), estos problemas se deben fundamentalmente a la presencia de fertilizantes minerales, en algunos lugares la situación está especialmente asociada a la aplicación extensiva e intensiva de fertilizantes orgánicos (estiércol).

La contribución exacta de la agricultura a la eutrofización del agua superficial y a la contaminación de las aguas subterráneas es difícil de cuantificar. En caso necesario, la utilización de isótopos ambientales puede facilitar el diagnóstico de la trayectoria seguida por los contaminantes hasta llegar a las aguas subterráneas y una vez que se han introducido en ellas (OIEA, comunicación personal, 1996). En RIVM (1992), citando a Isermann (1990), se calcula que la agricultura europea es causante del 60 por ciento del total del flujo fluvial de nitrógeno al Mar del Norte, y del 25 por ciento de la carga total de fósforo. La agricultura contribuye también de forma sustancial a la carga total de nitrógeno atmosférico en el Mar del Norte y el Mar Báltico. Ello representa el 65 y 55 por ciento, respectivamente. En Checoslovaquia, la agricultura aporta el 48 por ciento de la contaminación del agua superficial. En Noruega y Finlandia se han señalado situaciones, localmente significativas, de eutrofización de las aguas superficiales como consecuencia de factores agrícolas; los altos niveles de utilización de N y P son considerados como los causantes de la proliferación de algas en el Adriático; algo semejante ha ocurrido en las aguas costeras de Dinamarca; en los Países Bajos se ha registrado una contaminación sustancial de las aguas subterráneas por nitrato (FAO/CEPE, 1991). Appelgren (FAO, 1994b) observa que el 50 por ciento de los pozos poco profundos que abastecen de agua a más de un millón de residentes de Lituania no son aptos para el consumo humano por la presencia de una gran variedad de contaminantes, entre los que figuran plaguicidas y compuestos nitrogenados. En los años sesenta, el Lago Erie (uno de los Grandes Lagos de América del Norte) fue declarado "muerto" por la prensa, debido a los altos niveles de nutrientes acompañado por un crecimiento excesivo de algas, mortandad de peces y sedimentos de fondo anaeróbicos.

Si bien en CEPE (1992) los desechos de la ganadería se consideran como fuente localizada de contaminación, por lo que se excluyen de los cálculos de la contribución de la agricultura a la eutrofización en Europa, sus estadísticas revelan que esos desechos explican "por término medio" el 30 por ciento de la carga total de fósforo en las aguas continentales europeas, correspondiendo al resto de la agricultura otro 17 por ciento. La situación en el caso del nitrógeno, como en el del fósforo, presentaba grandes diferencias de unos países a otros. Según

las estadísticas de Dinamarca, el estiércol aporta al menos el 50 por ciento de la lixiviación de N inorgánico (Joly, 1993). El nitrógeno procedente de fuentes agrícolas no localizadas representó en los Países Bajos el 71 por ciento de la carga total de N generada dentro del mismo país (CEPE, 1992).

Según un estudio de Ryding (1986) sobre Suecia, los lagos que no han recibido aportaciones de nitrógeno industriales o municipales localizadas experimentaron grandes cambios a largo plazo en lo que respecta a la situación de los nutrientes, debido a las actividades agrícolas realizadas en la cuenca hidrográfica. Durante el período 1973-81 la presencia de nutrientes en el Lago Oren subió desde 780 a 1000 mg/m³ en lo que respecta al N total, y de 10 a 45 mg/m³ en cuanto al P total. La transparencia del lago descendió de 6,2 a 2,6 m y se registraron proliferaciones (de gran intensidad) periódicas de algas.

Como se observa en el Capítulo 1, US-EPA considera la agricultura como fuente principal de deterioro de los ríos y lagos estadounidenses, y la importancia de los nutrientes como fuente de contaminación de ríos y lagos sólo es superada por el entarquinamiento.

Los valores citados en los Cuadros 14 y 15 revelan la gran variedad de pérdidas de nutrientes cuantificados a nivel de parcela, finca y subcuenca. Los cultivos fuertemente fertilizados, como el maíz, suelen tener grandes pérdidas en comparación con las tierras dedicadas a usos menos intensivos, por ejemplo, a pastos. Los usos agrícolas asociados a prácticas inadecuadas de ordenación de la tierra y que son causa de erosión producen también significativas pérdidas de nutrientes. Los desechos, estiércol y fangos, mediante proceso de concentración biológica, pueden aportar a los suelos productos cien veces más peligrosos que los fertilizantes con un contenido equivalente de nutrientes (Joly, 1993). Esto representa un grave problema ambiental (y de calidad del agua) en las zonas periurbanas de muchos países en desarrollo. Numerosos autores han señalado que es de prever un alto grado de variabilidad en los distintos lugares como consecuencia de los cambios ocurridos en el régimen hidrológico entre un año y otro. El resultado es que las técnicas de estimación que utilizan valores "típicos" relativos a los nutrientes pueden tener un alto nivel de incertidumbre y dar lugar a graves errores si se estiman a partir de datos tomados durante sólo un año.

Los enormes aumentos de la utilización de fertilizantes en todo el mundo durante los pasados decenios están bien documentados. En la Figura 9 pueden verse las tendencias históricas y las necesidades futuras previstas de utilización de fertilizantes. No obstante, la utilización de éstos (sean minerales u orgánicos) no

es, por sí misma, el principal factor de deterioro de la calidad aguas abajo. Más importantes son las prácticas de explotación de la tierra empleadas en la producción agrícola.

CUADRO 14
Algunos valores sobre las pérdidas de nutrientes

Ubicación	Uso de la tierra	Fósforo (kg/ha/año)	Nitrógeno (kg/ha/año)	Observación (fuentes)
Ontario meridional	Tierra de cultivo	0,415		P asociado a sedimentos, media de 14 cuencas de captación (Sires y Miller, 1978)
	No mejorado	0,08	26,0	
	Maíz, papas			De 11 cuencas en Ontario meridional (Nielsen <i>et al.</i> , 1978)
	Cereales, frijoles, hortalizas y tabaco		3,6	Como arriba
	Heno, pastos no mejorados		0,1	Como arriba
	No mejorado		0,0	Como arriba
Cuenca de los Grandes Lagos (América del Norte)	Tierra de cultivo		0,2-37,1	Límites registrados de N total en 15 estudios sobre el N descargado en corrientes de agua (no se incluye el drenaje con cañerías) (Nielsen <i>et al.</i> , 1978)
Hungría	Tierra de cultivo	1,142		Resultados de 1984 sobre una cuenca de 73 km ² en el Lago Balatón (Jolankai, 1986)
Dinamarca y Países Bajos	Sistemas ganaderos y agrícolas		316	Donde se suman 680 kg/N/ha (Joly, 1993)
Estados Unidos de América	Tierra de cultivo		64	Donde la ganadería no es intensiva (Joly, 1993)
Côte d'Ivoire	Agricultura	29,0	98	Bajo Côte d'Ivoire (FAO, 1994a)

CUADRO 15
Pérdidas relativas por lixiviación de nitrógeno y fósforo (cambio porcentual entre agricultura con y sin fertilizantes)
(Fuente: Bolton *et al.*, 1970, citado en Bangay, 1976)

Sistema de cultivo	Cultivo	Cambio porcentual	
		P	N
Rotación	Maíz	+ 10	+ 65
	Avena, alfalfa	- 05	+ 33
	Alfalfa, primer año	+ 17	- 08

	Alfalfa, segundo año	+ 59	+ 09
Continuo	Maíz	+ 12	+ 102
	Espiguilla	+ 12	- 69
Promedio		+ 17	+ 27

Nota: Probables valores de +/- 15% dentro de los límites de detección de los métodos utilizados.

No obstante, no se puede partir del supuesto de que todas las aguas tienen bajos niveles naturales de nutrientes. En algunas zonas, por ejemplo en los lagos situados en zonas de suelos agrícolas ricos, las aguas han estado tradicionalmente muy enriquecidas por nutrientes asociados a la erosión natural de los suelos fértiles. En los lagos de las praderas del Canadá, por ejemplo, los primeros colonos comprobaron que algunos lagos estaban verdes debido a la abundancia de algas. En otras partes del mundo, por ejemplo en Asia, las civilizaciones antiguas provocaron efectos tan profundos en la calidad del agua que ya no hay niveles "naturales" de nutrientes. En tales situaciones, la existencia de la eutrofización, si bien innegable, debe medirse en función de normas arbitrarias que reflejan criterios de calidad del agua establecidos en función de las necesidades de la sociedad en lo que respecta al aprovechamiento beneficioso del agua.

Fertilizantes orgánicos

La importancia y, en algunos casos, los graves problemas asociados a los fertilizantes orgánicos merecen atención especial. El estiércol producido por el ganado vacuno y porcino y por las aves de corral se utiliza como fertilizante orgánico en todo el mundo. A ello hay que añadir las excretas humanas, sobre todo en algunos países asiáticos donde las excretas animales y humanas se utilizan tradicionalmente en la piscicultura, además de en los suelos. No obstante, la producción ganadera intensiva ha creado graves problemas de degradación ambiental, fenómeno que ha sido objeto de medidas legislativas y de control tanto en Europa como en América del Norte. El problema es especialmente agudo en determinadas zonas de producción ganadera intensiva, como el este y el sur de los Países Bajos, donde la producción de estiércol supera con creces la capacidad de la tierra de asimilar esos desechos.

[FIGURA 9 - Evolución del uso de fertilizantes y de los rendimientos agrícolas en países de Asia, Europa y América Latina y en los Estados Unidos de América \(Fuente: Joly, 1993\)](#)

Además de los problemas asociados a la aplicación excesiva de estiércol en la tierra, existe el de la escorrentía directa desde las

granjas de producción intensiva de ganado vacuno y porcino y de aves de corral. Aunque ese fenómeno está controlado en muchos países occidentales, constituye un grave peligro para la calidad del agua en gran parte del resto del mundo. Por ejemplo, Appelgren (FAO, 1994b) señala que la descarga de desechos del ganado porcino procedentes de actividades de cría intensiva en Lituania es una fuente importante de contaminación de las aguas superficiales en dicho país. En los informes de la FAO/CEPE se señalan problemas semejantes en el río Po (Italia). El Departamento de Agricultura del Canadá calculaba en 1978, a partir de un estudio detallado de varios corrales de engorde, que éstos, junto con las instalaciones de almacenamiento del estiércol, aportaban entre el 0,5 y el 13 por ciento de la carga total de fósforo en la parte canadiense de los Grandes Lagos inferiores (parte agrícola) (Coote y Hore, 1978).

A las trayectorias habituales de la degradación, es decir, la escorrentía superficial y la infiltración hacia las aguas subterráneas, se suma la volatilización del amoníaco, que agrava la acidificación de la tierra y del agua. En un estudio sobre los efectos ambientales causados por la ganadería en Europa, FAO/CEPE (1991) señala las siguientes categorías principales de efectos:

- Fertilización de las aguas superficiales, que es a la vez resultado de las descargas directas de estiércol y consecuencia de la lixiviación de nitrato, fosfato y potasio del suelo.
- Contaminación de las aguas subterráneas como consecuencia de la lixiviación, especialmente por nitrato. La lixiviación es menos probable en el caso de los fosfatos, pero en los lugares donde el suelo está saturado de fosfato esta sustancia aparece cada vez con más frecuencia en las aguas subterráneas.
- En las aguas superficiales y subterráneas se observa un proceso de contaminación de metales pesados. Las concentraciones elevadas de estas sustancias representan una amenaza para la salud de hombres y animales. Hasta cierto punto, estos metales pesados se acumulan en el suelo, desde donde son absorbidos por los cultivos. Por ejemplo, el estiércol de ganado porcino contiene cantidades significativas de cobre.
- Acidificación como resultado de la emisión de amoníaco (volatilización) procedente de las instalaciones ocupadas por el ganado y, lugares

de almacenamiento de estiércol y de su aplicación como abono en la tierra. El amoníaco representa un factor importante de acidificación del medio ambiente, sobre todo en lugares con considerable ganadería intensiva.

FIGURA 10 - El ciclo del N en el suelo (tomado de Stevenson, 1965)

Química ambiental

Los procesos hidrológicos fundamentales que relacionan las precipitaciones, la escorrentía y la lixiviación, y que dan lugar a la erosión y transporte de partículas de suelo químicamente enriquecidas son componentes importantes de la química ambiental, el transporte y el destino de los productos fertilizantes. Estos procesos hidrológicos se describen en el Capítulo 2, por lo que no es necesario repetirlos en este contexto.

La dinámica ambiental del nitrógeno y el fósforo es bien conocida, aunque es difícil estudiar y documentar las transformaciones detalladas del nitrógeno que se producen en el suelo y en el agua. El ciclo del nitrógeno aparece reproducido en la Figura 10.

El **nitrógeno** se presenta en las siguientes formas: N orgánico soluble, $\text{NH}_4\text{-N}$ (amonio), $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrato), $\text{NO}_2\text{-N}$ (nitrito) y N asociado a los sedimentos como $\text{NH}_4\text{-N}$ intercambiable o N orgánico. El ciclo del nitrógeno es sumamente dinámico y complejo, sobre todo los procesos microbiológicos biológicos responsables de la mineralización, fijación y desnitrificación del nitrógeno de los suelos. Por lo general, en los suelos que no están empantanados, el N del suelo (retenido como proteína de la materia vegetal) y el N de los fertilizantes se transforman microbiológicamente en NH_4 (amonio) mediante el proceso de amonificación. El ion de amonio se oxida por la acción de dos grupos de bacterias (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) convirtiéndose en NO_3 con un producto NO_2 intermedio inestable en un proceso llamado nitrificación. La urea se hidroliza fácilmente en amonio. La desnitrificación se produce en condiciones anóxicas, como en las tierras húmedas, donde el NO_3 se reduce a varias formas gaseosas. El ciclo del N está controlado en gran parte por bacterias, por lo que el ritmo del mismo depende de factores como la humedad del suelo, la temperatura, el pH, etc. El NO_3 es el producto final de la descomposición aeróbica del N y está siempre disuelto y móvil.

FIGURA 11 - Diagrama esquemático de las pérdidas de nitrógeno y fósforo. Las flechas son proporcionales a las pérdidas

Desde la perspectiva de la calidad del agua, el ion de amonio (NH_4) puede adsorberse a las partículas de arcilla y desplazarse con él como consecuencia de la erosión. No obstante, lo más importante es que el NH_4 y el NO_3 son solubles y se movilizan a través del perfil del suelo hasta las aguas subterráneas durante los períodos de lluvia mediante el proceso de lixiviación. El NO_3 se encuentra también en la escorrentía superficial durante los períodos de lluvia. La prevención de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por el nitrógeno depende en gran medida de la capacidad de mantener el NO_3 del suelo por debajo de un nivel que pueda ser absorbido por los cultivos, y reducir la cantidad de NO_3 retenida en el suelo después de la cosecha. Los procesos aquí descritos aparecen representados en la Figura 11.

Por el contrario, el comportamiento del fósforo es muy sencillo. El fósforo se presenta en diversas formas: fósforo mineral (por lo general, apatito-AP); P inorgánico no apatito (NAIP); P orgánico (OP -combinado con el carbón y el oxígeno en la materia vegetal), y orto-P reactivo disuelto (SRP). Las especies de fósforo A P, NAIP y OP están asociadas con la fase en partículas. En estudios realizados sobre el desplazamiento del fósforo desde las tierras agrícolas, se observa que la parte más importante se incorpora a los materiales arcillosos y es transportada como producto de la erosión. El SRP es fácilmente accesible a las plantas acuáticas hasta el punto de que el SRP medido en aguas superficiales quizá represente únicamente una parte residual, después de que haya sido absorbido en su mayor parte por la vida vegetal. Consecuentemente, en estudios acuáticos, lo que se intenta analizar fundamentalmente son las formas de P asociadas a sedimentos, ya que éstas tienden a dominar el total del flujo del fósforo. La fracción NAIP es accesible a las raíces de las plantas y se solubiliza rápidamente en condiciones de anoxia en el fondo de los lagos y embalses. Por esta razón, los sedimentos lacustres pueden representar una carga interna (autotrófica) muy considerable de fósforo, que se recicla en la columna de agua durante períodos de anoxia del fondo. Esta carga puede ser tan grande que, si no se aplican las medidas de descontaminación de los sedimentos de los lagos, es posible que los programas de control del fósforo en los afluentes carezca totalmente de sentido.

Las pérdidas relativas de N y P en las aguas subterráneas aparecen ilustradas en el Cuadro 15, en el que puede verse que las pérdidas de P son por lo general pequeñas en comparación con el N, mucho más soluble. De hecho, dado que el maíz es el cultivo más fuertemente fertilizado, la lixiviación de nitrógeno es especialmente apreciable.

El dilema de las fuentes localizadas y no localizadas

En muchos países el dilema es determinar la importancia de la agricultura en comparación con los efectos de las aguas residuales urbanas (con frecuencia sin tratar). En numerosos países, no se dispone de una base de datos que permita establecer esta distinción, lo que impide el establecimiento de un programa racional de lucha contra la contaminación y limita la inversión eficaz en función de los costos en medidas de control. En los países en desarrollo, parece lógico centrar inicialmente la atención en el control de las fuentes localizadas; en cambio, en los países desarrollados se ha comprobado que el control de las fuentes localizadas, en lo que respecta a los nutrientes, no ha tenido el nivel deseado de eficacia ambiental mientras no se han implantado seriamente medidas de control agrícola. Es significativo que la utilización de fertilizantes ha tendido a aumentar enormemente en todo el mundo en los últimos 40 años, lo que permite pensar que, si no se producen grandes cambios en el aprovechamiento de la tierra para reducir la escorrentía de fertilizantes en gran parte del mundo, cabría prever que la agricultura será la causante de una contribución cada vez mayor a la contaminación de las aguas superficiales.

Las observaciones de Quirós (véase el Recuadro 5) relativas a la cuenca del Plata demuestran la dificultad de separar los efectos de la agricultura de los debidos a otras fuentes. En los Grandes Lagos de América del Norte, entre 1970 y 1980 se gastaron unos 10 millones de dólares EE.UU. para cuantificar los efectos relativos de las fuentes localizadas y no localizadas. Ese estudio resultó sumamente fructífero, y se adoptaron políticas específicas para el control de nutrientes en la cuenca de cada uno de los lagos, basadas en las aportaciones relativas de cada tipo de fuente.

Control de los efectos producidos por los fertilizantes en la calidad del agua

[Fertilizantes minerales](#)
[Fertilizantes orgánicos](#)
[Gestión de los fangos](#)

La investigación sobre la eutrofización de las aguas superficiales por la agricultura debe adoptar una perspectiva pragmática. A este respecto, es interesante el enfoque adoptado por el estudio

de la OCDE sobre la eutrofización. En él se hizo especial hincapié en los siguientes aspectos:

- Evaluación cualitativa del estado trófico de las masas de agua, en función de un reducido número de parámetros fácilmente cuantificables.
- Dependencia de este estado con respecto de las condiciones nutricionales y la carga de nutrientes.
- Adaptación de estos resultados a las necesidades de combatir la eutrofización en las actividades de ordenación.

La progresión de estos aspectos es interesante, en el sentido de que la atención se centra en el **estado** fácilmente cuantificable de la masa de agua, seguida de un intento de determinar hasta qué punto ese estado es resultado de las cargas de nutrientes, para luego comprobar en qué medida se pueden manipular esas cargas para conseguir el estado trófico deseado, **determinado por la utilización que se va a hacer del agua.**

La predicción de los efectos provocados por los fertilizantes y las correspondientes prácticas de ordenación de la tierra en la calidad del agua es un elemento esencial de las opciones de control específicas de cada lugar y para la adopción de planteamientos genéricos en el control de los fertilizantes. Los instrumentos de predicción son fundamentalmente modelos teóricos, muchos de los cuales se presentan en el Cuadro 7.

Fertilizantes minerales

La respuesta a la necesidad de controlar la lixiviación y escorrentía de nutrientes y la contaminación de los suelos y el agua por metales pesados no ha sido uniforme en Europa. Las medidas de control forman parte de un problema más amplio de utilización de fertilizantes minerales y orgánicos. En FAO/CEPE (1991) se resumen los tipos de controles voluntarios y obligatorios establecidos en Europa en relación con los fertilizantes minerales, entre ellos:

- Impuestos sobre los fertilizantes.
- Obligatoriedad de los planes relativos a los fertilizantes.
- Prevención de la lixiviación de nutrientes después del período vegetativo aumentando la superficie protegida con cubierta vegetal en

otoño/invierno, y mediante la siembra de cultivos con una capacidad elevada de consumo de nitrógeno.

- Promoción y subvención de métodos más adecuados de aplicación, desarrollo de nuevos fertilizantes menos nocivos para el medio ambiente y promoción de análisis de suelos.
- Fuerte limitación del uso de fertilizantes, por ejemplo, en las zonas de extracción de agua y en las incluidas en planes de protección de la naturaleza.

En todos los lugares donde la agricultura o ganadería intensiva provocan graves riesgos de contaminación por nitrógeno, Ignazi (1993) recomendaba las siguientes medidas a nivel de las explotaciones:

1. Aplicación racional del nitrógeno: Para evitar el uso excesivo de fertilizantes, la tasa de fertilizante nitrogenado aplicado deberá calcularse en función del "balance de nitrógeno de los cultivos". En él se tienen en cuenta las necesidades de las plantas y la cantidad de N en el suelo.

RECUADRO 5: SEPARACIÓN DE LOS EFECTOS AGRÍCOLAS E INDUSTRIALES EN LA CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA DEL PLATA, AMÉRICA DEL SUR

En su informe sobre los efectos sufridos por las pesquerías del sistema fluvial del río de La Plata, Quirós (1993) presenta un resumen completo de los síntomas observados. El autor reconoce la dificultad de presentar pruebas que demuestren una relación de causa y efecto en este amplio sistema fluvial. No obstante, llega a la conclusión de que las pruebas disponibles coinciden con las de un sistema regulado de llanura de inundación fluvial que ha sufrido los efectos de las sustancias tóxicas utilizadas en la agricultura y en la industria.

Síntomas observados

Las especies de los géneros *Colossoma* y *Brycon* que se alimentan de frutas y semillas y los grandes bagres *Paulicea lutkenii* han desaparecido prácticamente de las capturas comerciales en la parte baja del río Paraná, así como en los ríos de La Plata y Uruguay.

Las especies ícticas de ascendencia marina de los géneros *Basilichthys* y *Lycengraulis*, que en el invierno suben normalmente aguas arriba desde el estuario, han desaparecido prácticamente de las capturas comerciales de la parte media del río Paraná.

Las capturas comerciales del depredador pelágico superior, el *Salminus maxillosus*, han disminuido desde los últimos años cuarenta en toda la cuenca baja, aunque sus capturas comerciales han estado fuertemente restringidas.

Las poblaciones de la mayor parte de las especies ícticas migratorias han disminuido

considerablemente en los tramos medios y superiores del río Uruguay.

En los tejidos de los peces se detectaron niveles relativamente elevados de plaguicidas agrícolas y metales pesados.

En el bajo delta del río Paraná y en el río de La Plata se han producido periódicamente mortandades masivas de peces.

En la parte baja del río Paraguay se han detectado bajos niveles de oxígeno en el agua y mortandades masivas de peces, y en la cuenca superior han aumentado las descargas de efluentes con elevado contenido de materia orgánica procedentes de la industria agrícola.

La especie exótica *Cyprinus carpio* fue la más importante, en lo que a la biomasa se refiere, en las capturas experimentales del río de La Plata, y sus capturas han aumentado en la parte media del río Paraná.

La talla máxima de las capturas de los grandes bagres de los géneros *Pseudoplatystoma* ha disminuido en los tres últimos decenios en el tramo inferior del medio Paraná.

Se han intensificado los conflictos entre los pescadores deportivos y comerciales, y la talla del *Salminus* ha disminuido en la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay, aunque parece que no ha aumentado el total del esfuerzo de pesca.

Fuente: Quirós (1993).

2. Cubierta vegetal: En la medida de lo posible, el suelo debe estar cubierto de vegetación. Con ello se impide la acumulación de nitrógeno soluble mediante la absorción del nitrógeno mineralizado y se evita la lixiviación durante los períodos de lluvia.

3. Controlar el período entre cosechas: Los desechos orgánicos producidos por la recolección se mineralizan fácilmente en N lixiviable. Entre las medidas que se pueden adoptar para reducir este N figuran la plantación de cultivos de "abono verde", y el aplazamiento de las labores de aradura para incorporar la paja, raíces y hojas en el suelo.

4. Riego racional: Los sistemas de riego deficientes son una de las causas que más contribuyen al deterioro de la calidad del agua, mientras que el riego controlado es una de las prácticas menos contaminantes, además de reducir el costo neto del agua abastecida.

5. Mejorar en lo posible otras técnicas de cultivo: Para conseguir los máximos rendimientos con un mínimo de efectos negativos en la calidad del agua es preciso mejorar prácticas tan diversas como la lucha contra las malas hierbas, plagas y enfermedades, el encalado, la utilización equilibrada de fertilizantes minerales, incluidos los oligoelementos, etc.

6. Planificación agrícola: Deben adoptarse técnicas de control de la erosión (véase el Capítulo 2) que estén en consonancia con las condiciones topográficas y edáficas.

Fertilizantes orgánicos

Las medidas de control voluntario e impuestas por ley en Europa tienen como objetivo conseguir los siguientes beneficios:

- **Reducir la lixiviación de nutrientes**
- **Reducir las emisiones de amoníaco**
- **Reducir la contaminación por metales pesados**

La naturaleza de estas medidas varía según los países; no obstante, en FAO/CEPE (1991) se resumen los tipos de control voluntario e impuesto por las autoridades. Son las siguientes:

- Número máximo de animales por hectárea, teniendo en cuenta el volumen de estiércol que se puede aplicar sin peligro por hectárea de tierra.
- La cantidad máxima de estiércol que se puede aplicar a la tierra se fija en función del contenido de N y P de aquel.
- Las explotaciones que desean tener más de un determinado número de animales deben obtener una licencia.
- Los períodos durante los cuales se puede aplicar estiércol a la tierra se han limitado, y es obligatorio introducirlo en el suelo inmediatamente después.
- Establecimiento de reglamentos sobre capacidad mínima de las instalaciones de almacenamiento del estiércol.
- Establecimiento de planes de fertilizantes.
- Gravámenes (impuestos) sobre el excedente de estiércol.
- Se han ampliado las superficies protegidas por cubierta vegetal en otoño/invierno, y se está promoviendo el barbecho verde.

- Se han establecido cantidades máximas para la aplicación de fangos cloacales en la tierra, teniendo en cuenta el contenido de metales pesados.
- Cambio en la composición de los piensos para reducir la cantidad de nutrientes y metales pesados.
- Investigaciones y aplicación de medidas para reducir la pérdida de amoníaco.

Gestión de los fangos

Los fangos se mencionan en estas páginas únicamente en la medida en que la aplicación en tierras agrícolas de fangos procedentes de instalaciones municipales de tratamiento de aguas residuales es uno de los métodos utilizados para deshacerse de estos fangos en una forma que se considera beneficiosa. Las alternativas son la incineración y los vertederos. En FAO/CEPE (1991) los fangos se incluyen dentro de la categoría de fertilizantes orgánicos pero se señala que los fangos contienen con frecuencia niveles inaceptables de metales pesados. La contaminación del agua por la escorrentía de los fangos es idéntica a la señalada más arriba en relación con el estiércol.

Aspectos económicos del control de la escorrentía de fertilizantes

La pérdida de nutrientes está estrechamente asociada a las precipitaciones y la escorrentía. En el caso del fósforo, que suele estar relacionado con la fase sólida (sedimento), las pérdidas por escorrentía están directamente vinculadas a la erosión. En consecuencia, los aspectos económicos del control de nutrientes suelen estar en relación con el costo que representa el control de la escorrentía y la erosión. Por ello, este tema se tratará aquí brevemente. En particular, conviene examinar el costo económico de la escorrentía de nutrientes que debe reemplazarse con fertilizantes para que la tierra continúe siendo productiva.

La relación existente entre la erosión, la creciente aplicación de fertilizantes y la pérdida de productividad del suelo es muy directa en muchos países. En el estado brasileño de Paraná, donde la agricultura es la base de la economía, se concentra el 22 por ciento de la producción nacional de cereales, a pesar de que su superficie es sólo el 2,4 por ciento del territorio brasileño. La expansión agrícola en Paraná se produjo fundamentalmente

en el período 1950-70 y "se caracterizó por los sistemas agrícolas a corto plazo, lo que dio lugar a una degradación ambiental continuada y progresiva como consecuencia de las políticas económicas y de un sistema totalmente inadecuado de parcelación de las tierras y comercialización..." (Andreoli, 1993). La erosión ha dado lugar a grandes pérdidas de suelo superficial, grandes cárcavas y entarquinamiento de acequias y ríos. En consecuencia, el uso de fertilizantes aumentó un 575 por ciento durante el período de 1970-86 **sin** ningún aumento en los rendimientos de los cultivos. La pérdida de N-P-K derivada de una erosión media de 20 t/ha/año representa una pérdida económica anual de 242 millones de dólares EE.UU. en nutrientes.

FIGURA 12 - Acuicultura de base acuática en la región de los lagos del Chile meridional

En el análisis de Elwell y Stocking (1982) sobre la pérdida de nutrientes debida a la erosión en Zimbabwe se observan también significativas pérdidas económicas en el contexto africano. Stocking (FAO, 1986), aplicando datos recopilados por Hudson en el decenio de 1960 al mapa de utilización de suelos de Zimbabwe calculó una pérdida anual de 10 millones de toneladas de nitrógeno y 5 millones de toneladas de fósforo al año como consecuencia de la erosión (citado por Roose en FAO 1994a). Roose (FAO, 1994a) cita también pérdidas de 98 kg/ha/año de nitrógeno, 29 kg/ha/año de fósforo, 39 kg/ha/año de cal y 39 kg/ha/año de magnesio en los suelos del bajo Côte d'Ivoire, como consecuencia de la erosión. Esta pérdida es tan grave que para compensarla se necesitan 7 toneladas de abono fresco al año, más 470 kg de sulfato de amonio, 160 kg de superfosfato, 200 kg de dolomita y 60 kg de cloruro de potasio por hectárea y año. Roose observa que no es de extrañar que el suelo esté agotado después de sólo dos años de agricultura tradicional. Además, estas cifras no tienen en cuenta pérdidas adicionales debidas a la recolección y a la escorrentía. Roose resume sus observaciones afirmando que la actuación contra la erosión del suelo es fundamental para corregir lo que califica como de "terrible" desequilibrio químico en los suelos como consecuencia de la erosión de los mismos. Las estimaciones sobre la pérdida de fósforo debida a la erosión en la República de Sudáfrica (Du Plessis, 1985) se cifran en un valor equivalente a 10,5 millones de dólares EE.UU.

Las pérdidas económicas suelen ser más elevadas en los países tropicales, donde los suelos, precipitaciones y prácticas agrícolas son más favorables a la erosión, y las tasas registradas de erosión son muy superiores a los valores medios. El Banco Mundial (1992) observó que la extrapolación de los efectos de las pérdidas de suelo en las parcelas de ensayo a la productividad agrícola revela pérdidas de aproximadamente 0,5-

1,5 por ciento del PIB anual en países como Costa Rica, Malawi, Mali y México. En esas pérdidas no se incluyen los costos en lugares lejanos, como la colmatación de embalses, la sedimentación de los ríos, los daños sufridos por los sistemas de riego, etc.

La fertilidad de los suelos es un problema complejo y la pérdida de nutrientes no es necesariamente consecuencia de la erosión. La erosión y la pérdida de suelo es el último eslabón de una serie de factores físicos, vegetativos y de nutrientes que dan lugar a la degradación de los suelos. No obstante, las pautas mundiales de aplicación de fertilizantes, registradas por Joly (1993), revelan que se requieren niveles cada vez mayores de utilización de fertilizantes simplemente para mantener la productividad del suelo como consecuencia de diversos tipos de pérdidas, incluidas las debidas a la erosión y, en términos más generales, a la degradación de los suelos.

En un estudio de 17 subcuencas hidrográficas en el distrito del Lago Balatón de Hungría, Jolankai (1986) midió y elaboró un modelo de la escorrentía de N y P como consecuencia de distintos usos agrícolas de la tierra. Según sus cálculos, una selección de medidas de control (sobre todo control de la erosión) reduciría las pérdidas de fósforo un 52,8 por ciento con un costo de 2 500 dólares EE.UU. por ha en medidas correctoras (en 1986).

Acuicultura

La acuicultura representa un caso especial de contaminación agrícola. Reviste dos formas principales, según que esté ubicada en tierra o en el agua (Figura 12). Los controles de efluentes son posibles en los sistemas terrestres, pero los sistemas acuáticos presentan problemas especialmente difíciles. La acuicultura está aumentando con rapidez en la mayor parte de los países, tanto desarrollados como en desarrollo, y lo mismo en agua dulce que en el medio marino. Por el contrario, las pesquerías costeras de la mayor parte de los países están disminuyendo.

Los efectos ambientales son consecuencia, fundamentalmente, de la composición de los alimentos para peces y del índice de aprovechamiento de los mismos (desechos fecales), y de diversos productos químicos utilizados como biocidas, desinfectantes, medicinas, etc. Los alimentos desaprovechados (no consumidos por los peces) se estiman aproximadamente en el 20 por ciento (Ackefors y Enell, 1992) en la acuicultura europea. Esas pérdidas y la producción fecal representan considerables cargas de nutrientes para los sistemas acuáticos.

Otros problemas ambientales son el riesgo de enfermedades y la transmisión de éstas a los peces no cultivados, la introducción de especies exóticas, los efectos en las comunidades bénticas y en la eutrofización del agua y el cruce de las especies cultivadas huidas con peces en libertad, con los consiguientes cambios genéticos en la población natural.

Los sistemas tradicionales de acuicultura integrada, por ejemplo los de China, donde se practica el cultivo de peces en aguas residuales, puede ser una influencia estabilizadora en el conjunto del ecosistema (Rosenthal, 1992). Esta práctica se recomienda sobre todo en los países en desarrollo donde los recursos naturales y el agua son escasos y caros.

Problemas de restauración de los lagos eutróficos

Los lagos eutróficos e hipertróficos suelen ser poco profundos y sufren altas tasas de cargas de nutrientes procedentes de fuentes tanto localizadas como no localizadas. En lugares con suelos ricos, como las praderas canadienses, los sedimentos del fondo de los lagos están compuestos por partículas de suelo enriquecidas con nutrientes procedentes de la erosión de los suelos circundantes. La asociación de fósforo con sedimentos es un grave problema para la restauración de lagos enriquecidos y poco profundos. Las partículas enriquecidas con P se depositan en el fondo del lago y forman una abundante reserva de nutrientes en los sedimentos de fondo, a la que pueden recurrir fácilmente las plantas con raíces y que se descarga desde los sedimentos del fondo en condiciones de anoxia a la columna de agua superior, donde es rápidamente utilizada por las algas. Esta reserva de fósforo, conocida como "carga interna" de fósforo, puede dificultar enormemente las medidas adoptadas por los encargados de la ordenación de las cuencas fluviales para combatir la eutrofización de los lagos mediante el control de las mentes externas de fósforo procedente de la agricultura y de las mentes localizadas. Tradicionalmente, el dragado de los sedimentos del fondo se ha considerado el único medio disponible para solucionar este problema; no obstante, la tecnología moderna ofrece ahora métodos alternativos y más económicos para controlar las cargas internas de fósforo mediante la oxigenación y el tratamiento químico de los sedimentos *in situ* con el fin de inmovilizar el fósforo. No obstante, la restauración de los lagos es costosa y debe formar parte de un programa integrado de ordenación de las cuencas hidrográficas.

CAPÍTULO 4 - LOS PLAGUICIDAS, EN CUANTO CONTAMINANTES DEL AGUA

[Evolución histórica de los plaguicidas](#)
[Dilema Norte-Sur sobre los aspectos económicos de los plaguicidas](#)
[Destino y efectos de los plaguicidas](#)
[Supervisión de los plaguicidas en las aguas superficiales](#)
[Gestión y control de los plaguicidas](#)

El término "plaguicida" es una palabra compuesta que comprende todos los productos químicos utilizados para destruir las plagas o controlarlas. En la agricultura, se utilizan herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematocidas y rodenticidas.

Un factor decisivo de la Revolución Verde ha sido el desarrollo y aplicación de plaguicidas para combatir una gran variedad de plagas insectívoras y herbáceas que, de lo contrario, disminuirían el volumen y calidad de la producción alimentaria. El uso de plaguicidas coincide con la "era química", que ha transformado la sociedad desde el decenio de 1950. En lugares donde se practica el monocultivo intensivo, los plaguicidas constituyen el método habitual de lucha contra las plagas. Por desgracia, los beneficios aportados por la química han ido acompañados de una serie de perjuicios, algunos de ellos tan graves que ahora representan una amenaza para la supervivencia a largo plazo de importantes ecosistemas, como consecuencia de la perturbación de las relaciones depredador-presa y la pérdida de biodiversidad. Además, los plaguicidas pueden tener importantes consecuencias en la salud humana.

Si bien el uso de productos químicos en la agricultura se reduce a un número limitado de compuestos, la agricultura es una de las pocas actividades donde se descargan deliberadamente en el medio ambiente productos químicos para acabar con algunas formas de vida.

El uso agrícola de plaguicidas es un subconjunto del espectro más amplio de productos químicos industriales utilizados en la sociedad moderna. Según la base de datos de la American Chemical Society, en 1993 se habían identificado más de 13 millones de productos químicos, a los que se sumaban cada año unos 500 000 nuevos compuestos. Por ejemplo, en los Grandes Lagos de América del Norte, la International Joint Commission

ha estimado que hay más de 200 productos químicos que pueden provocar problemas en el agua y en los sedimentos del ecosistema de los Grandes Lagos. Como en la carga ambiental de productos químicos tóxicos figuran compuestos tanto agrícolas como no agrícolas, es difícil separar los efectos ecológicos y sanitarios de los plaguicidas y los debidos a compuestos industriales que de forma intencionada o accidental se liberan en el medio ambiente. No obstante, hay pruebas abrumadoras de que el uso agrícola de los plaguicidas tiene importantes efectos en la calidad del agua y provoca serias consecuencias ambientales.

CUADRO 16
Cronología del desarrollo de los plaguicidas (Stephenson y Solomon, 1993)

Período	Ejemplo	Fuente	Características
1800-1920	Primeros plaguicidas orgánicos, nitrofenoles, clorofenoles, creosota, naftaleno, aceites de petróleo	Química orgánica, productos derivados de la elaboración de gas de carbón, etc.	Con frecuencia, carecen de especificidad y eran tóxicos para el usuario o para organismos que no eran los destinatarios
1945-1955	Productos orgánicos clorados, DDT, HCCH, ciclodien. clorados	Síntesis orgánica	Persistentes, buena selectividad, buenas propiedades agrícolas, buenos resultados en materia de salud pública, resistencia, efectos ecológicos nocivos
1945-1970	Inhibidores de la colinesterasa, compuestos organofosforados, carbamatos	Síntesis orgánica, buena utilización de las relaciones estructura-actividad	Menor persistencia, cierta toxicidad para el usuario, algunos problemas ambientales
1970-85	Piretroides sintéticos, avermectinas, imitaciones de las hormonas juveniles, plaguicidas biológicos	Perfeccionamiento de las relaciones estructura-actividad, nuevos sistemas de selección de objetivos	Cierta falta de selectividad, resistencia, costos y persistencia variable
1985-	Organismos obtenidos por la ingeniería genética	Transferencia de genes para plaguicidas biológicos a otros organismos y a plantas y animales beneficiosos. Alteración genética de las plantas para que resistan mejor a los efectos no deseados de los plaguicidas	Posibles problemas con mutaciones y fugas, perturbación de la ecología microbiológica, monopolio de los productos

Aunque el número de plaguicidas utilizados (Anexo 1) es muy elevado, la utilización más abundante suele estar asociada a un pequeño número de productos. En un estudio reciente efectuado

en las provincias agrícolas occidentales del Canadá, donde se utilizan habitualmente unos 50 plaguicidas, el 95 por ciento del total de la aplicación de éstos corresponde a nueve herbicidas concretos (Bikholz, comunicación personal, 1995). Aunque el uso de plaguicidas es entre escaso y nulo en la agricultura tradicional y de subsistencia de África y Asia, los efectos en el medio ambiente, la salud pública y calidad del agua debidos a una utilización inadecuada y excesiva de plaguicidas están ampliamente documentados. En Lituania (FAO, 1994b), si bien la contaminación debida a plaguicidas ha disminuido debido a factores económicos, se dan casos frecuentes de contaminación del agua por plaguicidas como consecuencia del almacenamiento y distribución inadecuados de los productos agroquímicos. En los Estados Unidos, en el Estudio Nacional de Plaguicidas de US-EPA se comprobó que el 10,4 por ciento de los pozos comunitarios y el 4,2 por ciento de los pozos rurales contenían niveles detectables de uno o más plaguicidas (US-EPA, 1992). En un estudio sobre los pozos de agua subterránea en el Ontario sudoccidental agrícola (Canadá), el 35 por ciento de los pozos dieron positivo en las pruebas de plaguicidas al menos en una ocasión (Lampman, 1995).

Los efectos de los plaguicidas en la calidad del agua están asociados a los siguientes factores:

- Ingrediente activo en la formulación de los plaguicidas.
- Contaminantes que existen como impurezas en el ingrediente activo.
- Aditivos que se mezclan con el ingrediente activo (humectantes, diluyentes o solventes, aprestos, adhesivos, soluciones reguladoras, conservantes y emulsionantes).
- Producto degradado que se forma durante la degradación química, microbiana o fotoquímica del ingrediente activo.

Los plaguicidas se utilizan también abundantemente en la silvicultura. En algunos países, como el Canadá, donde uno de cada diez empleos está relacionado con la industria forestal, la lucha contra las plagas forestales, especialmente los insectos, se considera una actividad fundamental. Los insecticidas se aplican con frecuencia en grandes superficies mediante pulverizaciones aéreas.

La agricultura de regadío, especialmente en medios tropicales y subtropicales, requiere normalmente la modificación del régimen

hidrológico, lo que a su vez crea un hábitat que es propicio a la reproducción de insectos, como los mosquitos, causantes de una gran variedad de enfermedades transmitidas por vectores. Además de los plaguicidas utilizados en las actividades ordinarias de la agricultura de regadío, la lucha contra las enfermedades transmitidas por vectores puede requerir una aplicación adicional de insecticidas, como el DDT, que tienen graves y amplias consecuencias ecológicas. A fin de resolver este problema, en muchos proyectos de riego se están desarrollando y experimentando métodos de ordenación ambiental para la lucha antivectorial (FAO, 1984).

Evolución histórica de los plaguicidas

La historia del desarrollo y utilización de los plaguicidas es fundamental para entender cómo y por qué han representado una amenaza para el medio ambiente en los sistemas acuáticos, y por qué esta amenaza está disminuyendo en los países desarrollados, mientras que continúa siendo un problema en muchos países en desarrollo. Stepheson y Solomon (1993) han esbozado la cronología presentada en el Cuadro 16.

Dilema Norte-Sur sobre los aspectos económicos de los plaguicidas

Como se ha señalado antes, la progresión general en el desarrollo de los plaguicidas ha supuesto la evolución desde plaguicidas altamente tóxicos, persistentes y bioacumulativos, como el DDT, hasta plaguicidas que se degradan rápidamente en el medio ambiente y son menos tóxicos para los organismos a quienes no están destinados. Los países desarrollados han prohibido muchos de los plaguicidas antiguos debido a sus efectos tóxicos potenciales sobre el ser humano y/o sus impactos negativos sobre los ecosistemas y han aprobado el uso de plaguicidas de formulaciones modernas. En los países en desarrollo, algunos de los plaguicidas más antiguos continúan siendo los más baratos de producir y, para algunos fines, continúan siendo muy eficaces, por ejemplo, el DDT para la lucha contra la malaria. Los países en desarrollo sostienen que, por razones de costo y eficacia, no pueden permitirse prohibir algunos de los plaguicidas antiguos. El dilema entre costo/eficacia e impactos ecológicos, incluidos los efectos a larga distancia como consecuencia del transporte atmosférico, y el acceso a las formulaciones de plaguicidas modernos con bajo costo continúan siendo un problema polémico de alcance mundial.

Además de los efectos ecológicos en los países de aplicación, es preciso tener en cuenta las consecuencias que se producen en lugares muy alejados. Algunos plaguicidas prohibidos desde

hace tiempo en los países desarrollados (por ejemplo, DDT, toxafeno, etc.) se encuentran con frecuencia en regiones tan remotas como la zona ártica. Los productos químicos que se aplican en países tropicales y subtropicales son transportados a largas distancias por la circulación mundial. La situación general se ha deteriorado hasta el punto de que muchos países han solicitado la aprobación de una convención mundial sobre los contaminantes orgánicos persistentes (COP), que son en su mayor parte compuestos clorados con altos niveles de toxicidad, muy persistentes y bioacumulativos. La lista no está todavía terminada; no obstante, entre los "candidatos" figuran varios plaguicidas utilizados ampliamente en los países en desarrollo.

Destino y efectos de los plaguicidas

[Factores que influyen en la toxicidad de los plaguicidas en los sistemas acuáticos](#)
[Efectos de los plaguicidas en la salud humana](#)
[Efectos ecológicos de los plaguicidas](#)
[Factores naturales que provocan la degradación de los plaguicidas](#)

Factores que influyen en la toxicidad de los plaguicidas en los sistemas acuáticos

Los efectos ecológicos de los plaguicidas en el agua están determinados por los siguientes criterios:

- **Toxicidad:** Toxicidad para mamíferos y no mamíferos, expresada en forma de DL_{50} ("Dosis letal": concentración del plaguicida que provoca la muerte de la mitad de los organismos de prueba durante un período especificado de prueba). Cuanto más baja es la DL_{50} , mayor es la toxicidad; **los valores de 0 a 10 son extremadamente tóxicos** (OMAF, 1991).

Las directrices sobre los alimentos y el agua potable se determinan utilizando una evaluación basada en el riesgo. Por lo general, riesgo = exposición (cantidad y/o duración) x toxicidad.

La respuesta tóxica (efecto) puede ser **aguda** (muerte) o **crónica** (efecto que quizá no provoque la muerte durante el período de prueba pero

cause en el organismo sometido a prueba efectos observables, como cánceres y tumores, deficiencias reproductivas, inhibición del crecimiento, efectos teratogénicos, etc.).

- **Persistencia:** Medida en términos de vida-mitad (tiempo necesario para que la concentración ambiental disminuya un 50 por ciento). La persistencia está determinada por procesos bióticos y abióticos de degradación. Los procesos bióticos son la biodegradación y el metabolismo; los procesos abióticos son fundamentalmente la hidrólisis, fotólisis y oxidación (Calamari y Barg, 1993). Los plaguicidas modernos suelen tener vida-mitades breves, que reflejan el período durante el cual la plaga debe ser controlada.

- **Productos degradados:** El proceso de degradación puede llevar a la formación de "productos degradados", cuya toxicidad puede ser mayor, igual o menor que la del compuesto original. Por ejemplo, el DDT se degrada en DDD y DDE.

- **Destino (ambiental):** El destino ambiental (comportamiento) de un plaguicida depende de la afinidad natural del producto químico con respecto de uno de los cuatro compartimentos ambientales (Calamari y Barg, 1993): materia sólida (materia mineral y carbono orgánico en partículas), líquido (solubilidad en aguas superficiales y aguas del suelo), forma gaseosa (volatilización) y biota. Este comportamiento recibe con frecuencia el nombre de "compartimentación" y comprende, respectivamente, la determinación de los siguientes aspectos: coeficiente de absorción del suelo (K_{OC}); solubilidad; Constante de Henry (H), y el coeficiente de partición n-octanol/agua (K_w). Estos parámetros son bien conocidos en el caso de los plaguicidas y se utilizan para prever su evolución ambiental.

Un factor adicional puede ser la presencia de impurezas en la formulación del plaguicida, que no forman parte del ingrediente activo. Un ejemplo reciente es el caso del TFM, lampricida utilizado en los afluentes de los 'Grandes Lagos durante muchos años para combatir la lamprea de mar. Aunque el destino ambiental del TFM se conoce perfectamente desde hace muchos años, investigaciones recientes de Munkittrick et al. (1994) han comprobado que la formulación del TFM incluye una o más

impurezas muy potentes que influyen en el sistema hormonal de los peces y provocan enfermedades hepáticas.

Efectos de los plaguicidas en la salud humana

Quizá el ejemplo regional de mayor alcance de contaminación por plaguicidas y su repercusión en la salud humana es el de la región del Mar Aral (Recuadro 2). El PNUMA (1993) vinculó los efectos de los plaguicidas al "nivel de morbilidad oncológica (cáncer), pulmonar y hematológica, así como a las deformidades congénitas... y deficiencias del sistema inmunitario".

Los efectos en la salud humana son provocados por los siguientes medios:

- * Contacto a través de la piel: manipulación de productos plaguicidas
- * Inhalación: respiración de polvo o pulverizaciones
- * Ingestión: plaguicidas consumidos como contaminantes en los alimentos o en el agua.

Los trabajadores agrícolas están sometidos a especiales riesgos asociados a la inhalación y contacto a través de la piel durante la preparación y aplicación de plaguicidas a los cultivos. No obstante, para la mayoría de la población, un vehículo importante es la ingestión de alimentos contaminados por plaguicidas. La degradación de la calidad del agua por la escorrentía de plaguicidas tiene dos efectos principales en la salud humana. El primero es el consumo de pescado y mariscos contaminados por plaguicidas; este problema puede revestir especial importancia en las economías pesqueras de subsistencia que se encuentran aguas abajo de importantes zonas agrícolas. El segundo es el consumo directo de agua contaminada con plaguicidas. La OMS (1993) ha establecido directrices para el agua potable en relación con 33 plaguicidas (Anexo 1). Muchos organismos encargados de la protección de la salud y el medio ambiente han establecido valores de "ingesta diaria admisible" (IDA), que indican la ingestión máxima diaria admisible durante la vida de una persona sin riesgo apreciable para su salud. Por ejemplo, en un estudio reciente de Wang y Lin (1995) sobre fenoles sustituidos, se comprobó que la tetraclorohidroquinona, metabolito tóxico del biocida pentaclorofeno, producía en el "DNA daños significativos y dependientes de la dosis".

Efectos ecológicos de los plaguicidas

Los plaguicidas se incluyen en una gran variedad de microcontaminantes orgánicos que tienen efectos ecológicos. Las distintas categorías de plaguicidas tienen diferentes tipos de

repercusión en los organismos vivos, por lo que es difícil hacer afirmaciones generales. Aunque los plaguicidas tienen sin duda efectos en la superficie terrestre, el principal medio de daños ecológicos es el agua contaminada por la escorrentía de los plaguicidas. Los dos mecanismos más importantes son la bioconcentración y la bioampliación.

Bioconcentración: Se trata del movimiento de un producto químico desde el medio circundante hasta el interior de un organismo. El principal "sumidero" de algunos plaguicidas es el tejido graso ("lípidos"). Algunos plaguicidas, como el DDT, son "lipofílicos", lo que quiere decir que son solubles y se acumulan en el tejido graso, como el tejido comestible de los peces y el tejido graso humano. Otros plaguicidas, como el glifosato, se metabolizan y eliminan a través de las excreciones.

Bioampliación: Con este término se designa la concentración creciente de un producto químico a medida que la energía alimentaria se transforma dentro de la cadena trófica. En la medida en que los organismos pequeños son devorados por los mayores, la concentración de plaguicidas y otros productos químicos se amplía de forma considerable en el tejido y en otros órganos. Pueden observarse concentraciones muy elevadas en los depredadores que se encuentran en el ápice de esa cadena, incluido el ser humano.

Los **efectos** ecológicos de los plaguicidas (y otros contaminantes orgánicos) son muy variados y están con frecuencia interrelacionados. Se considera que los efectos producidos en los organismos y en el medio ambiente constituyen una advertencia de las posibles repercusiones en la salud humana. Los principales tipos de efectos son los que se enumeran a continuación y varían según el organismo sometido a investigación y el tipo de plaguicida. Los distintos plaguicidas provocan efectos muy diferentes en la vida acuática, por lo que es difícil formular afirmaciones de alcance general. Lo importante es que muchos de estos efectos son crónicos (no letales), pasan con frecuencia desapercibidos al observador superficial, y sin embargo, tienen consecuencia en toda la cadena trófica. Esos efectos son los siguientes:

- Muerte del organismo.
- Cánceres, tumores y lesiones en peces y animales.
- Inhibición o fracaso reproductivo
- Supresión del sistema inmunitario.

- Perturbación del sistema endocrino (hormonal).
- Daños celulares y en el ADN.
- Efectos teratogénicos (deformidades físicas, como las que se observan en el pico de algunas aves).
- Problemas de salud en los peces revelados por el bajo coeficiente entre células rojas y blancas, el exceso de mucílago en las escamas y agallas de los peces, etc.
- Efectos intergeneracionales (que sólo se observarán en las generaciones futuras del organismo).
- Otros efectos fisiológicos, como disminución del grosor de la cascara de los huevos.

Estos efectos no son causados necesariamente ni de forma exclusiva por la exposición a los plaguicidas u otros contaminantes orgánicos, pero pueden estar asociados a una combinación de presiones ambientales, como la eutrofización, y agentes patógenos. Estas presiones asociadas no tienen que ser necesariamente muy fuertes para provocar un efecto sinérgico con los microcontaminantes orgánicos.

Los efectos ecológicos de los plaguicidas van más allá de los organismos individuales y pueden afectar a los ecosistemas. Según estudios realizados en Suecia, la aplicación de plaguicidas es uno de los factores que más influyen en la biodiversidad. Jonsson et al. (1990) informan que el continuado descenso de la población de perdices suecas está vinculada a los cambios en el aprovechamiento de la tierra y a la utilización de medios químicos de lucha contra las malas hierbas. Estos últimos tienen el efecto de reducir el hábitat, disminuir el número de especies de malas hierbas y desplazar el equilibrio de especies en la comunidad vegetal. Los estudios realizados en Suecia revelan también la influencia de los plaguicidas en la fertilidad de los suelos, incluyendo la inhibición de la nitrificación con la consiguiente merma de la fijación de oxígeno por las plantas (Torstensson, 1990). En esos estudios se indica también que los plaguicidas influyen negativamente en los microorganismos del suelo que son causantes de la degradación microbiana de la materia vegetal (y de algunos plaguicidas) y de la estructura del suelo. En el Recuadro 6 pueden verse algunos ejemplos regionales de los efectos ecológicos de los plaguicidas.

Factores naturales que provocan la degradación de los plaguicidas

Además de las reacciones químicas y fotoquímicas, hay dos mecanismos biológicos principales que son causa de degradación de los plaguicidas. Son los siguientes: 1) procesos microbiológicos que se desarrollan en los suelos y en el agua y 2) metabolismo de los plaguicidas ingeridos por organismos como parte de su suministro alimentario. Si bien ambos procesos son beneficiosos en el sentido de que se reduce la toxicidad de los plaguicidas, los procesos metabólicos causan ciertamente efectos negativos, por ejemplo, en los peces. La energía utilizada para metabolizar los plaguicidas y otras sustancias xenobióticas (productos químicos externos) no puede utilizarse para otras funciones corporales, lo que puede limitar gravemente el crecimiento y reproducción del organismo.

RECUADRO 6: EJEMPLOS REGIONALES DE EFECTOS ECOLÓGICOS

En Europa, la Agencia Europea para el Medio Ambiente (EEA, 1994) cita un estudio de Galassi et al. en el que se vincula estrechamente la toxicidad del agua del río Po con el zooplancton *daphnia magna* y con la escorrentía de los plaguicidas agrícolas.

En los Grandes Lagos de América del Norte la bioacumulación y amplificación de los compuestos clorados en lo que es, en términos comparativos al resto del planeta, un sistema acuático relativamente limpio, provocó la desaparición de los depredadores superiores, el águila y el visón, y deformidad en varias especies de aves acuáticas.

El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, 1993) ha observado que una parte significativa de las 190 000 toneladas estimadas de plaguicidas agrícolas más cargas adicionales de plaguicidas no agrícolas descargadas por los países ribereños del Mar del Norte son transportadas hasta este mar por una combinación de procesos fluviales, subterráneos y atmosféricos. En el informe del WWF se señala que la mayor tasa de enfermedades, deformidades y tumores en las especies ícticas comerciales de las zonas fuertemente contaminadas del Mar del Norte y en las aguas costeras del Reino Unido desde los años setenta está en consonancia con los efectos documentados de la exposición a los plaguicidas.

CUADRO 17

Proporción de algunos plaguicidas que se encuentran en asociación con sedimentos en suspensión (Según Ongley et al., 1992)

Plaguicida	log K _{ow}	% de carga química con diferentes concentraciones (mg/l) de sedimentos en suspensión			
		mg/l =10	mg/l = 100	mg/l = 1000	mg/l = 10000
Aldrina	5,5	15	55	90	100
Atrazina	2,6	0	0	2	20
Coldrán	6,0	30	75	95	100

DDT	5,8	20	67	93	100
Dieldrina	5,5	15	55	90	100
Endrina	5,6	18	57	90	100
Endosulfán	3,6	0	0	21	57
Heptacloro	5,4	13	48	88	100
Lindano	3,9	0	2	30	80
Mirex	6,9	75	95	100	100
Toxafeno ¹	3,3	0	0	12	47
Trifluralina	5,3	12	45	87	100
2,4-D	2,0 ²	0	0	0	4

¹ Mezcla de toxafeno.

² El intervalo es 1,5-2,5

Degradación de los plaguicidas en el suelo: "Muchos plaguicidas se disipan rápidamente en los suelos. Se trata de un proceso de mineralización y el resultado es la conversión del plaguicida en compuestos más simples, como H₂O, CO₂ y NH₃. Si bien parte de este proceso es resultado de reacciones químicas, por ejemplo hidrólisis y fotólisis, el principal instrumento de mineralización es el metabolismo y catabolismo microbiológico. La microbiota del suelo utiliza los plaguicidas como fuente de carbono y otros nutrientes. Algunos productos químicos, por ejemplo, el 2,4-D) se descomponen muy rápidamente en el suelo, mientras que otros resisten durante más tiempo (2,4,5-T). Algunos productos químicos son muy persistentes y tardan mucho tiempo en descomponerse (atrazina)" (Stephenson y Solomon, 1993).

Proceso de metabolismo: El metabolismo de los plaguicidas en los animales es un mecanismo importante en virtud del cual los organismos se protegen frente a los efectos tóxicos de las sustancias xenobióticas (productos químicos) que se encuentran en su suministro alimentario. En el organismo, el producto químico se transforma en una forma menos tóxica y o bien se elimina mediante las excreciones o se almacena en el organismo. Pueden verse afectados en este proceso diferentes órganos, en especial el hígado, según cuál sea el producto químico. Las enzimas desempeñan un papel importante en el proceso metabólico y la presencia de determinadas enzimas, en particular las oxigenasas de función mixta (OFM) en el hígado, se utiliza ahora como indicador de que el organismo ha estado expuesto a productos químicos externos.

Supervisión de los plaguicidas en las aguas superficiales

Los datos derivados de las actividades de supervisión de los plaguicidas son por lo general insuficientes en gran parte del mundo, en particular en los países en desarrollo. Los plaguicidas fundamentales se incluyen en los planes de supervisión de la mayor parte de los países occidentales, pero el costo del análisis y la necesidad de tomar muestras en momento críticos del año (relacionados con los períodos de utilización de los plaguicidas) impiden muchas veces el establecimiento de una base de datos completa. Muchos países en desarrollo tienen dificultades para realizar análisis químicos orgánicos, debido a problemas asociados a la falta de instalaciones, impureza de los reactivos y dificultades financieras. Las nuevas técnicas basadas en la utilización de procedimientos de inmunováloration para determinar la presencia o ausencia de determinados plaguicidas pueden reducir los costos y aumentar la fiabilidad. Las pruebas de inmunováloration pueden aplicarse en el caso de las triazinas, amidas ácidas, carbamatos, 2,4-D/fenoxiacético, paraquat y aldrina (Rickert, 1993).

La utilización de datos sobre los residuos de plaguicidas en el pescado para deducir la presencia de compuestos lipofílicos, y la determinación de la exposición o el impacto producido en los peces por los plaguicidas lipofóbicos mediante el análisis del hígado y/o la bilis son prácticas que se reducen casi exclusivamente a los programas de investigación. Por ello, muchas veces es difícil determinar la presencia, trayectoria y destinos de los distintos plaguicidas que se utilizan actualmente en gran parte del mundo. Por el contrario, los efectos ecosistémicos causados por los plaguicidas organoclorados más antiguos, como el DDT, se han comprobado con claridad y el resultado ha sido la prohibición de estos compuestos para fines agrícolas en muchas partes del mundo.

En el Cuadro 17 se indica por qué los plaguicidas más antiguos, junto con otros carcinógenos hidrofóbicos como los HAP y los BPC, no se supervisan debidamente cuando se utilizan muestras de agua. Por ejemplo, el intervalo de concentración de los sólidos en suspensión en los ríos se encuentra muchas veces entre 100 y 1000 mg/l, excepto durante los períodos de abundante escorrentía, en que las concentraciones pueden superar ampliamente esos valores. Los ríos tropicales que no han sufrido los efectos del desarrollo tienen concentraciones de sedimentos en suspensión muy bajas, pero cada vez son menos numerosos debido a la expansión agrícola y la deforestación en los países tropicales. Por ejemplo, aproximadamente el 67 por ciento del DDT se transporta en asociación con materia suspendida en concentraciones de sedimentos de sólo 100 mg/l, y sube hasta el 93 por ciento con niveles de 1000 mg/l de sedimentos en suspensión. Dados los problemas analíticos asociados al bajo nivel de detección y el deficiente control de calidad en muchos laboratorios de los países en desarrollo, más

el hecho de que las tasas de recuperación (parte del procedimiento analítico) pueden oscilar entre el 50 y el 150 por ciento en los compuestos orgánicos, los datos de supervisión derivados de las muestras de agua son por lo general un índice poco fiable del nivel de contaminación por plaguicidas en compuestos que están fundamentalmente asociados con la fase sólida. El número de ND (no detectables) en muchas bases de datos es, casi con certeza resultado de la mala elección del medio de muestreo (agua) y, en algunos casos, de la inadecuación de los procedimientos y servicios analíticos. Sin duda, ello hace de la evaluación de los plaguicidas en el agua una tarea difícil en muchos lugares del mundo. La experiencia revela que los niveles de plaguicidas asociados a sedimentos son con frecuencia muy superiores a los registrados, y la indicación ND es en muchos casos bastante engañosa. Algunos organismos encargados de mantener la calidad del agua utilizan ahora muéstreos en varios medios (agua + sedimento + biota) con el fin de determinar con mayor precisión los plaguicidas que se encuentran en el medio acuático.

Otro problema es que los niveles de detección analítica en la supervisión habitual de algunos plaguicidas pueden ser demasiado elevados para determinar la presencia o ausencia de los mismos en orden a la protección de la salud humana. Gilliom (1984) observó que la Red de Supervisión de Plaguicidas del Servicio Geológico de los Estados Unidos tenía [en 1984] un límite de detección de $0,5 \mu\text{g/l}$ en el caso del DDT, mientras que el criterio para la vida acuática es de $0,001 \mu\text{g/l}$ y el criterio para la salud humana es de $0,0002 \mu\text{g/l}$ - en ambos casos, mucho menos que el límite habitual de detección del programa. Los valores ND no constituyen, por lo tanto, prueba de que el producto químico no esté presente en concentraciones que puedan ser nocivas para la vida acuática y la salud humana. El hecho de que este problema analítico se diera en los Estados Unidos permite pensar que el problema de obtener datos sobre la calidad del agua que se puedan utilizar para proteger la salud humana frente a la acción de los plaguicidas tiene que ser sumamente grave en los países en desarrollo. Además, los límites de detección son sólo uno de los muchos problemas analíticos que deben superar los químicos especializados en medio ambiente al analizar los contaminantes orgánicos.

Aun cuando se disponga de valores analíticos fiables relativos a los sedimentos y/o el agua superficial, la interpretación de los datos sobre los plaguicidas no es clara. Por ejemplo, la persistencia de los plaguicidas organoclorados es tal que es posible que la detección de, por ejemplo, DDT indique únicamente que 1) el producto químico se ha depositado mediante transporte a larga distancia desde otro lugar del mundo o 2) es un residuo de la época del pasado en que se aplicó en esa región. En América del Norte, por ejemplo, el DDT se

cuantifica todavía habitualmente aun cuando no se utiliza desde hace casi dos decenios. La asociación de plaguicidas organoclorados con sedimentos significa que la capacidad de una cuenca fluvial de descontaminarse de estos productos químicos depende en parte del período de tiempo que se requiere para que los sedimentos de grano fino sean transportados a través de la cuenca. Los geomorfólogos saben ahora que el proceso de erosión y transporte de los lodos y arcillas se complica en gran manera por la sedimentación dentro del sistema fluvial y que el material de grano fino puede tardar decenios en abandonar la cuenca. En lo que se refiere a los plaguicidas persistentes y asociados a los sedimentos que se utilizan todavía en algunos países, la presencia del compuesto en el agua y/o los sedimentos es resultado de una combinación del uso actual y anterior. Por lo tanto, los datos no permiten determinar debidamente la eficacia de las medidas adoptadas, por ejemplo la limitación de su uso o su prohibición.

FIGURA 13 - La presencia de atrazina, herbicida muy utilizado, en el agua superficial se limita al período inmediatamente posterior a la aplicación (Reproducido con autorización de Schottler *et al.* 1994, derechos de autor de la American Chemical Society)

Para la supervisión de los plaguicidas se requieren programas de campo y de laboratorio sumamente flexibles que puedan adaptarse a los períodos de aplicación de plaguicidas, utilizar muestras del medio más adecuado (agua, sedimentos, biota), aplicar niveles de detección que tengan significado para la protección de la salud humana y del ecosistema y distinguir entre los plaguicidas que aparecen como resultado de usos anteriores y los que se están utilizando en el presente.

En lo que respecta a los plaguicidas que son muy solubles en agua, la supervisión debe estar estrechamente vinculada a los períodos de utilización de los plaguicidas. En los Estados Unidos, donde se han realizado importantes estudios sobre el comportamiento de la escorrentía de plaguicidas, las triazinas (atrazina y cianazina) y el alacloro (acetamina clorada) figuran entre los herbicidas más utilizados. Éstos se aplican fundamentalmente en primavera (mayo). Según estudios de Schottler *et al.* (1994), entre el 55 y el 80 por ciento de la escorrentía de plaguicidas tiene lugar en el mes de junio (Figura 13). La importancia de la supervisión de estos fenómenos es que muchos de los nuevos plaguicidas solubles sólo se pueden detectar inmediatamente después de la aplicación. Por ello, los programas de supervisión que se aplican con periodicidad mensual o trimestral (práctica habitual en muchos países) probablemente no consigan cuantificar la presencia ni determinar la importancia de los plaguicidas en las aguas superficiales. Los plaguicidas que tienen aplicación limitada son todavía más

difíciles de detectar en las aguas superficiales. Existe el peligro de que las autoridades lleguen a convencerse de que los valores ND (no detectables) sean demostración de la ausencia de plaguicidas. Es muy posible que ello signifique únicamente que los programas de supervisión no consiguieron recopilar datos en el momento oportuno o que no analizaron el medio más indicado.

Gestión y control de los plaguicidas

[La experiencia europea](#)

[Registro de plaguicidas](#)

[El ejemplo danés](#)

[Plaguicidas y calidad del agua en los países en desarrollo](#)

La predicción de los efectos de los plaguicidas y de las prácticas conexas de ordenación de la tierra en la calidad del agua es un elemento fundamental de las posibilidades de control específicas del lugar así como para la elaboración de planteamientos genéricos de control de plaguicidas. Los instrumentos de predicción revisten sobre todo la forma de modelos teóricos algunos de los cuales se encuentran en el Cuadro 7. Además, los procesos hidrológicos fundamentales que controlan la infiltración y la escorrentía, así como la erosión y el transporte de sedimentos, son factores que condicionan el desplazamiento de los plaguicidas. Estos procesos se describen en el Capítulo 2.

La experiencia europea

El Instituto Nacional de los Países Bajos de Salud Pública y Protección Ambiental (RIVM, 1992) llegó a la conclusión de que "el agua subterránea está amenazada por los plaguicidas en todos los Estados europeos. Así lo confirman tanto los datos obtenidos mediante las actividades de supervisión como los cálculos relativos a la carga de plaguicidas, sensibilidad de los suelos y lixiviación... Se ha calculado que en el 65 por ciento de todas las tierras agrícolas se superará la norma de la CE relativa a la suma total de plaguicidas ($0,5 \mu \text{g/l}$). Aproximadamente en el 25 por ciento de la superficie se alcanzarán valores más de 10 veces superiores a esa norma..."

En reconocimiento del uso indebido de plaguicidas y de los efectos sobre el medio ambiente y la salud pública, los países europeos han adoptado diversas medidas entre las que figuran las siguientes (FAO/CEPE, 1991):

- Reducción del uso de plaguicidas (hasta de un 50 por ciento en algunos países).
- Prohibición de determinados ingredientes activos.
- Revisión de los criterios de registro de plaguicidas.
- Capacitación y necesidad de licencias para las personas que aplican los plaguicidas.
- Reducción de la dosis y mejor programación de la aplicación de plaguicidas para atenerse mejor a las necesidades de los cultivos y reducir las pulverizaciones preventivas.
- Comprobación y aprobación del equipo de pulverización.
- Limitaciones de la pulverización aérea.
- Gravámenes ambientales a los plaguicidas.
- Promoción del uso de alternativas mecánicas y biológicas en sustitución de los plaguicidas.

En otros lugares, por ejemplo en Indonesia, la reducción de las subvenciones ha limitado la utilización de plaguicidas y aumentado el éxito de los programas de manejo integrado de plaguicidas (Brinkman, comunicación personal, 1995).

Registro de plaguicidas

El control de los plaguicidas se lleva a cabo fundamentalmente mediante un sistema de registro nacional que autoriza su fabricación y venta únicamente a quienes han recibido la debida aprobación. En países desarrollados, el registro es un proceso oficial a través del cual se examinan los plaguicidas, en particular, para determinar su toxicidad para los mamíferos (cánceres, efectos teratogénicos y mutagénicos, etc.) y una gran variedad de posibles efectos ambientales basados en el comportamiento ambiental cuantificado o estimado del producto teniendo en cuenta sus propiedades físico-químicas. La mayor parte de los países en desarrollo tienen pocas capacidades para realizar sus propias pruebas de plaguicidas y suelen adoptar criterios normativos utilizados en el mundo desarrollado. Conforme aumentan nuestros conocimientos sobre los efectos de los plaguicidas en el medio ambiente, resulta cada vez más

evidente que muchos de los plaguicidas antiguos tienen criterios de registro inadecuados, por lo que se están revisando. En consecuencia, los efectos ambientales de muchos de los plaguicidas antiguos se consideran tan graves que se ha prohibido su producción y venta en muchos países.

Un dilema que se plantea a los países en desarrollo es que algunos plaguicidas antiguos (por ejemplo, el DDT) son baratos y eficaces. Además, los reglamentos se incumplen con frecuencia, lo que hace que muchos plaguicidas que de hecho están prohibidos se vendan y utilicen sin trabas en la agricultura. Esta dicotomía entre utilización efectiva de plaguicidas y política oficial sobre el uso de los mismos es, en muchos países, muy considerable.

En muchos países el control normativo es ineficaz si no va acompañado de otras medidas, como educación, incentivos, etc. La eficacia de éstas en los países desarrollados o en desarrollo depende en gran parte de 1) la capacidad del gobierno de regular con eficacia y recaudar impuestos y 2) la capacidad o interés de la comunidad agrícola en comprender y aplicar los programas de educación. El dilema fundamental sigue estando en compatibilizar los beneficios locales y a corto plazo que los agricultores (y fabricantes e importadores) pueden conseguir aplicando plaguicidas peligrosos para el medio ambiente con el bien común que representaría la limitación o prohibición de su uso.

La preocupación por los posibles efectos de la utilización excesiva de plaguicidas en el medio ambiente y, en algunos casos, la salud humana, ha alcanzado tales niveles que dentro de los gobiernos se está debatiendo activamente la necesidad de incluir un programa de reducción de los plaguicidas dentro de una estrategia más amplia de agricultura sostenible. En 1992, Dinamarca, los Países Bajos y Suecia fueron los primeros de los 24 Estados miembros de la OCDE que emprendieron un programa de esa naturaleza. Los Países Bajos es el segundo exportador mundial de productos agrícolas, después de los Estados Unidos. Por el contrario, los conservantes de la madera en el sector forestal representan el 70 por ciento del uso de plaguicidas en Suecia, correspondiendo a la agricultura sólo el 30 por ciento. Como ya se ha señalado, la falta de datos de referencia sobre los plaguicidas en las aguas superficiales de los países de la OCDE es un obstáculo para el establecimiento de valores de referencia que permitan cuantificar los resultados del programa de reducción de los plaguicidas.

En el Recuadro 7 se presenta información sobre EXTOXNET, una red de toxicología-plaguicidas a la que se puede acceder a través de INTERNET.

RECUADRO 7: INFORMACIÓN SOBRE LOS PLAGUICIDAS

Una fuente de información actualizada sobre los plaguicidas es la EXTension TOXIcology NETwork organizada por la Universidad de Oregón en Internet. EXTOXNET facilita información sobre los siguientes puntos:

- ¿Qué es la EXTension TOXIcology NET work?
- Información resumida sobre plaguicidas
- Información resumida sobre toxicología
- Problemas relacionados con la toxicología
- Datos de interés
- Noticias sobre cuestiones relacionadas con la toxicología
- Boletines
- Recursos para obtener información sobre toxicología
- Información técnica
- Grupos de debate
- Búsqueda de palabras clave en todas (ALL) las áreas de Exttoxnet
- Búsqueda de palabras parciales en todas (ALL) las áreas de Exttoxnet

dirección del correo electrónico:	almanac@sulaco.oes.orst.edu (solicite el catálogo de exttoxnet)
Acceso vía GOPHER:	gopher a: sulaco.oes.orst.edu elija la opción #3 - Or. Ext. Ser. Projects and Programs luego elija la opción #4 - EXTOXNET\
Acceso a través de WWW:	URL - http://www.oes.orst.edu:70/1/ext elija: EXTOXNET

El ejemplo danés

En 1986 el gobierno danés emprendió un Plan de Acción en pro de la agricultura sostenible, que prohibiría la utilización de plaguicidas con dos fines (WWF, 1992):

- Salvaguardar la salud humana: frente a los riesgos y efectos negativos asociados a la utilización de plaguicidas, principalmente impidiendo su ingestión a través de los alimentos y el agua potable.
- Proteger el medio ambiente: tanto los organismos no destinatarios como beneficiosos que se encuentran en la flora y la fauna de la tierra cultivada y los medios acuáticos.

El objetivo era conseguir una reducción del 50 por ciento en la utilización de plaguicidas agrícolas no más tarde de 1997, con respecto del volumen medio de plaguicidas utilizados durante el período 1981-85. Ello se debía manifestar en 1) un descenso de las ventas totales (en peso) de ingredientes activos y 2) reducción de la frecuencia de las aplicaciones. Si bien el Fondo

Mundial para la Naturaleza (WWF, 1992) comunicó que para 1993 las ventas de ingredientes activos habían disminuido un 30 por ciento, la frecuencia de su aplicación no había descendido.

La legislación danesa comprendía los siguientes componentes, aunque en 1993 no todos ellos habían conseguido los mismo resultados.

- **Nuevo examen de los ingredientes activos:**

Este proceso se basa en los nuevos conocimientos científicos sobre la trayectoria, destino y efecto de los plaguicidas. Hasta 1993, se habían revisado el 80 por ciento de los 223 ingredientes activos. Se había aprobado menos del 40 por ciento y aproximadamente el 15 por ciento se ha limitado a tipos específicos de aplicación (resumen del WWF basado en informes del organismo de protección ambiental de Dinamarca).

- **Promoción de la agricultura orgánica:** La legislación abarca el financiamiento para la conversión de la agricultura tradicional en agricultura orgánica que, por definición, no utiliza plaguicidas.

- **Impuestos indirectos sobre los plaguicidas:** El Instituto de Agricultura de Dinamarca llegó a la siguiente conclusión: "Un impuesto sobre los plaguicidas puede concebirse y aplicarse de tal manera que reduzca la utilización de plaguicidas sin perturbar ni deteriorar extremadamente la situación económica del sector agrario". Los fondos recaudados mediante este impuesto deberían reorientarse hacia el sector agrícola. No obstante, según algunos estudios señalados por el Instituto de Agricultura, los impuestos sobre los plaguicidas no bastan por sí solos para producir la necesaria reducción durante el tiempo de vigencia del plan.

- **Certificación de los usuarios de plaguicidas:** Todos los agricultores y empresas comerciales de pulverización deberán contar con certificados de aplicación. Para obtenerlos, se exigirán estudios sobre problemas relacionados con los plaguicidas.

- **Registros de aplicación de plaguicidas:** A partir del 1 de agosto de 1993, cada agricultor

deberá mantener un registro de las actividades de aplicación de plaguicidas.

- **Aprobación de los equipos de pulverización:** Esta medida permite al Ministerio de Agricultura controlar en cierta medida los tipos de equipo de pulverización utilizados en Dinamarca. Los nuevos mecanismos controlados por ordenador permiten la supervisión continuada de la dosis de plaguicida por parte del agricultor, lo que reduce el riesgo de aplicación excesiva.

El Gobierno de Dinamarca está examinando las siguientes medidas adicionales dentro del proceso normativo:

- **Límites máximos a la carga ambiental de plaguicidas:** El objetivo es disponer de un índice en el que se relacione la cantidad utilizada de un plaguicida con sus efectos ecológicos conocidos. No obstante, se trata de un concepto difícil de aplicar como ha observado el WWF: "... no hay ninguna relación directa entre el índice de carga de plaguicidas y sus efectos - directos o indirectos - en el medio ambiente, ya que éstos son resultado de una compleja interacción entre muchos y muy distintos factores". No obstante, este concepto puede resultar valioso en las actividades de ordenación y regulación, y podría aplicarse, inicialmente, a algunos plaguicidas de uso más común.
- **Prohibición del uso de plaguicidas a 10 m de lagos, corrientes de agua, tierras húmedas y zonas de conservación:** Con ello se conseguiría cierto nivel de protección frente a los plaguicidas en los sistemas acuáticos. Sería algo equivalente a las bandas de protección utilizadas frecuentemente para reducir los efectos de la sedimentación.
- **Prohibición del uso de plaguicidas a menos de cierta distancia, previamente especificada, de huertos privados y propiedades que contengan terrenos cultivados sin utilización de plaguicidas.**
- **Prohibición del uso de plaguicidas a menos de 10 m de un embalse de agua potable.**

Suecia ha conseguido resultados bastante positivos en lo que respecta a sus objetivos de reducción de los plaguicidas. El WWF (1992) atribuye este éxito a los siguientes factores:

- Establecimiento de metas con objetivos asequibles y uso de medidas múltiples de la reducción.
- Papel decisivo desempeñado por el Ministerio de Medio Ambiente y la Inspección de Productos Químicos.
- Apoyo activo de las organizaciones de agricultores, convencidas de las ventajas económicas y ambientales de una menor utilización de plaguicidas.
- Una fuerte base de investigación y desarrollo, que representa un apoyo válido a las nuevas iniciativas en el terreno de los plaguicidas.
- Certificación de la nueva maquinaria y comprobación periódica de los pulverizadores agrícolas en centros de revisión regulados por el gobierno.
- Obligación de evaluar y registrar de nuevo los plaguicidas, lo que ha permitido retirar 338 productos del mercado.

Plaguicidas y calidad del agua en los países en desarrollo

El uso de plaguicidas en los países en desarrollo es sumamente variable, oscilando desde la práctica inexistencia en grandes zonas de África hasta aplicaciones sumamente elevadas en las zonas de agricultura intensiva del Brasil y plantaciones de América Central. En su examen de las limitadas publicaciones de investigación sobre el uso de plaguicidas y sus efectos en África, Calamari y Naeve (1994) llegan a la conclusión de que "las concentraciones observadas en varios compartimentos acuáticos, con pocas excepciones, son más bajas que en otros lugares del mundo, en particular que en los países desarrollados, con una tradición más larga de elevado consumo y utilización intensiva de plaguicidas. Por lo general, las aguas costeras, los sedimentos y la biota están menos contaminados que los compartimentos ambientales de las aguas continentales, con excepción de algunos puntos críticos".

RECUADRO 8: CÓDIGO INTERNACIONAL DE CONDUCTA PARA LA DISTRIBUCIÓN Y UTILIZACIÓN DE PLAGUICIDAS

En este Código de Conducta, aprobado por la FAO y sus países miembros en 1985, se reconoce que *"en ausencia de un proceso eficaz de registro de plaguicidas, y de una infraestructura pública que permita controlar la disponibilidad de plaguicidas, algunos países importadores de plaguicidas deben recurrir intensamente a ese sector para promover una distribución y utilización inocuas y adecuadas de/os plaguicidas. En estas circunstancias, los fabricantes extranjeros, los exportadores y los importadores, así como los formuladores, distribuidores, reenvasadores, asesores y usuarios locales, deben aceptar una parte de la responsabilidad de conseguir una distribución y utilización inocua y eficiente"*.

El principio de **información y consentimiento previos** (ICP) es un componente importante del Código de Conducta. La aplicación del principio de ICP significa lo siguiente: *"Los plaguicidas prohibidos o severamente limitados por razones relacionadas con la salud o el medio ambiente están sujetos al procedimiento de información y consentimiento previos. Ningún plaguicida que pertenezca a estas categorías deberá exportarse a un país importador que participe en el procedimiento de ICP, contraviniendo la decisión que el país haya adoptado..."*. La aplicación del principio de ICP es competencia conjunta de la FAO y del Registro internacional de productos químicos potencialmente tóxicos (PNUMA/RIPQPT), que en diciembre de 1994 habían suscrito 127 países.

Los plaguicidas sometidos actualmente (1994) a examen nacional en el marco del principio de información y consentimiento previos son los siguientes:

Aldrina	DDT	Dieldrina
Dinoseb	Fluoroacetamida	HCH (isómeros mixtos)
Clorodano	Cihexaestan	EDB
Heptacloro	Clordimeformo	Compuestos de mercurio
FAO, 1990b		

El Estado brasileño de Paraná es representativo de los países en desarrollo sometidos a un rápido proceso de expansión agrícola, e ilustra el dilema de la supervisión de los plaguicidas. Andreoli (1993) considera que el Brasil, en términos generales, se había convertido en el tercer usuario mundial de sustancias "agrotóxicas" en el año 1970, superado únicamente por Francia y los Estados Unidos. No obstante, Andreoli afirma también que en el Brasil se analiza menos del 15 por ciento de los ingredientes activos comercializados, debido a la falta de metodología, equipo y recursos financieros. Por otra parte, en un importante estudio de 17 sustancias agrotóxicas (entre las que figuran 11 plaguicidas organoclorados) durante el período comprendido entre 1976 y 1984 en la cuenca del río Paraná, el 91,4 por ciento de las muestras *in situ* [probablemente ambientales] contenían al menos una de ellas. En la subcuenca del Pirapó, el 97,2 por ciento de las muestras ambientales de abastecimiento de agua y el 100 por ciento de las muestras procedentes de manantiales tenían residuos de plaguicidas. Andreoli observa también que algunos estudios sobre la "intoxicación" realizados en 1985 revelaban el efecto predominante de los plaguicidas

organofosfatados, y los efectos más graves se concentrarían en las personas de 15 a 25 años de edad.

El Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas, formulado y aplicado actualmente por la FAO (Recuadro 8), está muy relacionado con la lucha contra la contaminación debida a los plaguicidas y con la protección del medio ambiente en general.

Los problemas de gestión de los plaguicidas en los países en desarrollo son algo distintos de los que se observan en los países desarrollados. En resumen, son los siguientes:

- Insuficiencia de la legislación y escasa aplicación de los reglamentos sobre plaguicidas, en particular los relativos a la importación, utilización y eliminación.
- Donaciones de plaguicidas, que alientan una utilización ineficiente y el abandono de esos mismos plaguicidas de fecha más antigua.
- Acumulación de plaguicidas, especialmente en países con gobiernos inestables, lo que lleva al abandono de esas reservas en casos de insurrección y guerra civil. Se han dado casos en que estas situaciones han dado lugar a una grave contaminación de las aguas subterráneas y a crisis de salud pública debido a la descarga de plaguicidas por personal civil no capacitado.
- El almacenamiento y manipulación es un problema grave, en particular la filtración de barriles en mal estado y la descarga deliberada de las mezclas de plaguicidas excedentes en los cursos de agua una vez finalizada la aplicación.
- La destrucción de los antiguos almacenamientos de plaguicidas (debidas al deterioro del ingrediente activo) es económicamente prohibitiva (se estima en unos 5 000 dólares EE.UU. por tonelada), sobre todo si se tiene en cuenta que hay que transportar el material a un país desarrollado para su destrucción. Por consiguiente, los barriles antiguos se deterioran y se producen filtraciones en el agua superficial o subterránea o se opta por un sistema de vertimiento del material.

- Falta de capacitación de los usuarios en lo que se refiere a la manipulación y aplicación de los plaguicidas, lo que da lugar a la aplicación indebida de éstos, con consecuencias negativas para el medio ambiente y la salud pública.
 - Utilización de plaguicidas con fines inadecuados, por ejemplo, para deshacerse de la morralla en las actividades de pesca.
 - Utilización de antiguos tanques de plaguicidas para almacenar agua potable, para cocinar, etc.
-

CAPÍTULO 5 - RESUMEN Y RECOMENDACIONES

[Necesidad de internalizar los costos a nivel de las explotaciones](#)

[Ordenación nacional integrada de la calidad del agua](#)

[Metodología de evaluación](#)

[Capacidad ambiental](#)

[El problema de los datos sobre la calidad del agua](#)

[Índices de calidad del agua para su aplicación a esta problemática en el sector de la agricultura](#)

[Análisis económico del costo de la contaminación del agua atribuida a la agricultura](#)

[Tecnología de la información y toma de decisiones](#)

[Utilización de los objetivos de calidad del agua](#)

[La FAO y el programa sobre contaminantes orgánicos persistentes](#)

[Los plaguicidas en los países en desarrollo](#)

En cada capítulo se han señalado las medidas concretas recomendadas para combatir los efectos negativos de los sedimentos, fertilizantes y plaguicidas en la calidad del agua. En este capítulo final se aborda una selección de los problemas relacionadas con la calidad del agua que tienen repercusiones globales en la agricultura. Algunos, como la internalización de todos los costos ambientales, representan un difícil desafío a las prácticas habituales de los organismos agrarios. Otros reflejan la interacción entre la agricultura y otras prioridades nacionales de desarrollo y corresponden a problemas de política de importancia nacional.

En su análisis de los efectos de la agricultura en la calidad del agua en el estado brasileño de Paraná, en que la expansión agrícola ha tenido importantes repercusiones en ese sentido, Andreoli (1993) ha resumido una serie de enseñanzas institucionales y sustantivas propias de ese estado en las siguientes observaciones de aplicación general:

- Los efectos ambientales en los recursos hídricos [en general] causados por las actividades agrícolas no pueden dissociarse de los efectos agrícolas en el lugar de producción. Deben ser

objeto de supervisión, y las medidas preventivas deberán integrarse siempre sistemáticamente.

- Es preciso elaborar y poner en práctica sistemas de seguimiento de los recursos con una definición previa de indicadores, parámetros, límites de tolerancia, frecuencia y puntos de muestreo, combinando esta información con datos cuantitativos.
- Los datos y la información generados deberán recibir el tratamiento debido, en el sentido de que deberán difundirse lo más posible para sensibilizar y movilizar al sector público y la sociedad en lo relativo a los efectos de la agricultura en el medio ambiente.
- Deberá hacerse lo posible por intercambiar información y conseguir una cooperación horizontal entre los países, con el fin de promover el intercambio de información y experiencias.
- En los sistemas de prevención propuestos deberá buscarse la manera de eliminar las causas de los problemas, tratando de armonizar el modelo agrícola con las necesidades socioeconómicas de la población dentro de los límites y vocaciones ambientales.
- Además de los problemas relacionados con la calidad del agua, hay otros generados por los conflictos en su utilización, en particular la necesidad de integrar el control de la calidad con el volumen de agua dentro de un sistema de gestión integrado, descentralizado y participativo, que compagine el desarrollo regional con la protección del medio ambiente.
- Es urgente conseguir la cooperación de los organismos de supervisión y seguimiento encargados de las sustancias agrotóxicas, dotados de estructuras de control, en el intento de establecer indicadores biológicos (enzimas, prueba AMES, ensayos biológicos, bioindicadores) de los residuos y de los daños anatómicos y patológicos causados por las sustancias agrotóxicas.

Necesidad de internalizar los costos a nivel de las explotaciones

En definitiva, ninguna estrategia encaminada a reducir los efectos agrícolas en la calidad del agua conseguirá sus resultados si no se aplica en las explotaciones. Por ello, la aplicación de las medidas de control en ese nivel sólo será eficaz y sostenible si el agricultor puede comprobar que la adopción de esas medidas redundará en su propio beneficio económico. Por ello, hay que demostrar claramente que los costos económicos asociados a factores como la aplicación de las medidas de lucha contra la erosión a fin de mantener la fertilidad de los suelos, los costos de capital asociados a una mejor manipulación y distribución del estiércol, etc. se compensan con la reducción del consumo de energía en situaciones de labranza mínima, una mayor fertilidad de los suelos como consecuencia de la mejor manipulación del estiércol y la menor erosión, disminución del costo de los fertilizantes, etc. Ello significa que los organismos agrícolas deben adoptar un planteamiento global de los aspectos económicos de las prácticas agrícolas. Hay abundantes ejemplos, tanto de países desarrollados como en desarrollo, que indican que este planteamiento se puede aplicar de la misma manera a todos los agricultores que tienen intereses a largo plazo en su tierra.

En los casos en que una contaminación especialmente grave del agua superficial o subterránea (como la creación de una reserva de alimentación de un acuífero) crea conflictos sobre los derechos de agua y su utilización más provechosa, se puede recurrir a una combinación de medidas normativas y voluntarias. Estas medidas pueden implicar un cambio en las prácticas de explotación agrícola o de ordenación de la tierra, o puede retirar la tierra totalmente del circuito productivo. Cuando la relación beneficio-costos no es favorable al agricultor hay que pensar en una posible indemnización. Si bien ésta constituye un procedimiento habitual en los países desarrollados, en los programas de mitigación de la contaminación de los países en desarrollo habrá que prever también una indemnización suficiente, en efectivo o en especie, para los propietarios de tierras. La situación en las antiguas repúblicas soviéticas es realmente singular; la privatización de la tierra agrícola pública exige nuevos costos administrativos, de indemnización e infraestructura para conseguir la protección de la calidad del agua. En algunos países, en el conjunto total de medidas de indemnización debe incluirse también el costo social asociado a los jornaleros sin tierra.

Ordenación nacional integrada de la calidad del agua

La necesidad de ordenación integrada de los recursos hídricos se incluye normalmente entre los objetivos imprescindibles de la política nacional (ICWE, 1992; Naciones Unidas, 1992; Banco Mundial, 1993; FAO, 1994c). Desde la perspectiva de un agrónomo, sólo un enfoque integrado permite evaluar la función de la agricultura en un programa nacional de ordenación de los recursos hídricos y representa una garantía frente al peligro de intentar resolver esos problemas con medidas inconexas, ineficientes y poco equitativas. La desastrosa situación ambiental de muchos países de Europa oriental, así como de algunos otros que han atravesado un proceso de rápida industrialización, demuestra claramente los tipos de iniciativas que deben adoptarse para orientar de manera eficaz en función de los costos la contribución de la agricultura en el marco más amplio de la ordenación de la calidad del agua.

Resulta aleccionador el ejemplo de Lituania (FAO, 1994b). Las diecisiete cuestiones que se mencionan a continuación constituyen la base de la política de calidad del agua propuesta en ese país. Evidentemente, la **agricultura** es sólo uno de los aspectos que integran el conjunto de los problemas relacionados con la calidad del agua. Las porquerizas, que en este caso ocupan un lugar importante, pueden sustituirse en otros países por otras formas de ganadería intensiva.

1. Suministros de agua subterránea no apta para el consumo en las zonas rurales.

2. Necesidad de identificación y definiciones de las zonas de protección de los recursos hídricos.

3. Los residuos de las porquerizas se descargan directamente en los cursos de agua; falta de tecnología adecuada para la gestión de los desechos de las porquerizas.

4. Opiniones encontradas sobre a) una agricultura intensiva y b) protección de la calidad del agua frente a la contaminación por nutrientes y productos químicos.

5. Contaminación de las aguas subterráneas por las aguas residuales municipales en formaciones kársticas.

6. Las cuestiones de política relacionadas con el uso del agua superficial están vinculadas a las prescripciones en materia de contaminación y dilución durante períodos de estiaje.

7. Contradicción entre las funciones de a) concesión de licencias y b) control de la calidad de los plaguicidas, ejercidas por un mismo organismo.

8. Financiamiento de las normas para la aplicación de tratamiento de las aguas de desecho municipales recomendadas por EC-HELCOM (Helsinki Commission).

9. Recogida/tratamiento de las escorrentías de aguas de lluvia municipales/industriales.

10. Mala gestión de los vertederos de residuos sólidos.

11. Estudio de la aplicación gradual y programada de las normas sobre efluentes industriales.

12. Necesidad de examinar las consecuencias económicas y sociales de las normas sobre efluentes y los objetivos relativos a la calidad del agua.

13. Acceso de la industria a tecnologías no contaminantes de eliminación de desechos.

14. Ineficiencia y problemas prácticos del tratamiento conjunto de las aguas residuales industriales y municipales.

15. La viabilidad del riego es incierta; hay que buscar métodos alternativos para la eliminación de los efluentes procedentes de las porquerizas [Nota: Se trata de la utilización del riego para eliminar el estiércol fluido procedente de las porquerizas].

16. Las políticas de protección de los recursos hídricos y de salud ambiental en general no son compatibles y deben adaptarse a las políticas generales que tratan de ampliar la iniciativa y responsabilidad privada.

17. Deben determinarse la responsabilidad, propiedad y mecanismos de certificación, acreditación y control de los laboratorios que se ocupan de la calidad del agua, incluidos los objetivos principales (ambientales, higiénicos, de aplicación de la ley y científicos).

En la enumeración anterior no figuran el **manejo mejorado de plagas** ni el **de fertilizantes**, en particular en el contexto de una utilización eficiente de los desechos animales y los beneficios ambientales (incluida la calidad del agua) y sanitarios derivados de una utilización óptima de los plaguicidas. En otros países con diferentes características climáticas y topográficas, deberían incluirse también los siguientes elementos:

- lucha contra la erosión
- efectos de la acuicultura
- efectos de la deforestación

- ordenación de tierras húmedas
- manejo y control de plaguicidas (importación, fabricación, ventas y aplicación, y eliminación)
- ordenación del riego
- ordenación de los cultivos de arroz/pescado

Metodología de evaluación

En el Capítulo 1 se ha señalado que uno de los problemas habituales en el control de la calidad del agua de las cuencas fluviales era la dificultad de determinar hasta qué punto contribuye la agricultura al problema global de la calidad del agua. Por ello, las recomendaciones sobre la evaluación de esos efectos se dividen en dos categorías espaciales, según que se refieran a las explotaciones agrícolas o a las cuencas fluviales. La evaluación y toma de decisiones en esas dos escalas son fundamentalmente diferentes.

En lo que se refiere a las **explotaciones agrícolas**, las evaluaciones y decisiones son las que pueden ser puestas en práctica por el agricultor. Si bien los beneficios netos pueden apreciarse en una escala más amplia, el objetivo es aplicar decisiones que sean prácticas y resulten económicamente ventajosas para el agricultor. En el plano de la **cuenca fluvial**, el usuario es un organismo regional o nacional, que debe evaluar la aportación de la agricultura a un problema más amplio de contaminación fluvial y las alternativas de ordenación, tanto para las fuentes localizadas como no localizadas, que se puedan aplicar en diferentes partes de la cuenca y que pueden producir los mayores resultados con el menor costo. Por ello, la evaluación de las cuencas es fundamental para el establecimiento de programas correctivos y de control que sean racionales y eficaces en función de los costos, normalmente inspirados en las políticas nacionales sobre la contaminación del agua. Los instrumentos para evaluar los efectos de la agricultura son bien conocidos, pero es preciso sistematizarlos en una metodología general e integrarlos con la química ambiental moderna, aprovechando las oportunidades que ofrecen los nuevos avances en el terreno de la tecnología de la información. Esta metodología debe progresar con dos niveles distintos de pormenor: a) en el momento del examen previo se puede efectuar una evaluación rápida que permita determinar los niveles aproximados de los efectos previstos a partir de una información fácilmente accesible; b) se pueden efectuar también estudios detallados para preparar las posibles medidas correctoras.

En **pequeña escala** (finca, pequeña cuenca de captación), es importante poder prever la naturaleza de la escorrentía agrícola y las correspondientes pérdidas de nutrientes, sedimentos y

plaguicidas, de manera que los agrónomos puedan prever la repercusión de los distintos cultivos y sistemas de explotación de la tierra. En el Cuadro 13 se recoge una selección de los modelos que se utilizan para la evaluación agrícola. Se recomienda la adopción de uno o más modelos de examen previo para su utilización en los países en desarrollo con el fin de estimar la erosión y la pérdida química en cada parcela o finca, y para "jugar" con las distintas posibilidades de explotación de la tierra en lo que respecta a la erosión y el potencial de escorrentía química. Los modelos de examen previo no requieren excesivos datos, deben abarcar las distintas campañas y ser fácilmente transferibles de una región a otra. Estos modelos requerirán una calibración selectiva por parte de los organismos agrícolas nacionales para garantizar su fiabilidad.

En **gran escala** (subcuenca, cuenca, región), existe la necesidad urgente de elaborar métodos sencillos para efectuar estimaciones de la erosión en las cuencas, como se ha examinado con mayor detenimiento en el Capítulo 2. En ese mismo nivel, es preciso elaborar una metodología sistemática que permita evaluar los efectos de la agricultura sobre la calidad del agua y compararlos con otros tipos de fuentes de contaminación. Una posibilidad es combinar la metodología de la "evaluación rápida" de la Organización Mundial de la Salud (Economopoulos, 1993), en que se pueda hacer un inventario de las mentes localizadas y asignar éstas a las distintas categorías de contaminantes, con una metodología de evaluación de las fuentes no localizadas (un modelo semejante al de examen previo), ambas aplicadas dentro de un sistema experto georeferenciado.

Capacidad ambiental

En GESAMP (1986) la capacidad ambiental (conocida también con el nombre de capacidad de recepción, de absorción o de asimilación) se define como "capacidad de un ecosistema o sistema receptor de superar ciertas concentraciones o niveles de descargas de desechos sin sufrir efectos nocivos significativos" (Cairns, 1977, 1989). Todas las actividades, incluida la agricultura, repercuten de alguna manera en la calidad del agua; el problema es si esas repercusiones alcanzan niveles que la sociedad considera inaceptables por razones sociales, económicas o culturales. En el plano científico, se han conseguido grandes avances en los conocimientos sobre temas como las tasas de absorción, pérdidas por volatilización, etc. No obstante, para determinar los límites admisibles no bastan los conocimientos científicos; hay que tener también en cuenta consideraciones socioeconómicas y culturales. Según el GESAMP, para conseguirlo se requiere una estrategia interactiva de ordenación ambiental (Barg, 1992).

En el caso de la agricultura, es preciso determinar cuál es la capacidad ambiental en relación con los diferentes tipos de productos de escorrentía en el contexto local. La determinación de valores de umbral aceptables podría sistematizarse mediante la utilización de un sistema experto cuya base de datos incluya todas las características científicas pertinentes; la decisión sobre el valor de umbral se evalúa como una serie de opciones que se filtran a través del conocimiento (entrada) de las circunstancias locales.

El problema de los datos sobre la calidad del agua

a) Programas de datos: En el Capítulo 1 se ha observado que, por norma general, los datos que se necesitan para una evaluación de este tipo no pueden obtenerse en muchos casos de los programas convencionales de supervisión de la calidad del agua. No obstante, hay nuevas técnicas de toxicología y química ambiental que permiten determinar la naturaleza y origen de los problemas de calidad del agua y hacerlo en forma mucho más eficaz en función de los costos que los sistemas convencionales de cuantificación físico-química normalmente aplicados en este tipo de programas. Applegren (FAO, 1994b), en su evaluación sobre las necesidades relacionadas con la política de recursos hídricos en Lituania, país que puede considerarse bastante representativo de muchas otras antiguas repúblicas soviéticas, señaló la necesidad de fortalecer la supervisión de la calidad del agua y el establecimiento de una base de datos sobre los recursos hídricos.

El marco para conseguir mejoras eficaces en función de los costos en la medición de la calidad del agua es el siguiente:

- Reducir las redes de supervisión fijas y **ampliar el método de sondeo** a la cuantificación de la calidad del agua (Rickert, 1993).
- **Lograr un mejor equilibrio entre el muestro (tradicional) de los recursos hídricos y otros medios**, como la toma de muestras de sedimentos en suspensión. Téngase en cuenta que los contaminantes hidrofóbicos, como los compuestos organoclorados, incluidos muchos plaguicidas antiguos, hidrocarburos aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados, se encuentran en el agua sólo en bajas concentraciones pero pueden determinarse con facilidad en los sólidos. De ello se deduce que las opiniones sobre la presencia/ausencia/toxicidad y las repercusiones de la química acuática en la salud ambiental y/o

humana presentan con frecuencia graves errores si los análisis se basan sólo en muestras acuáticas.

• **Utilización de la "supervisión de los efectos ambientales" (SEA) para reducir el recurso a la química analítica y aumentar el volumen de información de interés ecológico para el proceso de toma de decisiones.** Normalmente, la SEA supone la realización de evaluaciones en los cursos de agua basadas en la utilización de técnicas de estudio biológico. Ello se basa en el hecho de que, si existe contaminación acuática, se hará patente en la biota (Reynoldson y Metcalfe-Smith, 1992; Reynoldson et al., 1995; US-EPA, 1989). El Canadá y los Estados Unidos han aprobado de común acuerdo la utilización de objetivos basados en criterios biológicos para el control de la calidad del agua de los Grandes Lagos. Estas técnicas son muy útiles en los países en desarrollo en la medida en que las cuantificaciones requieren conocimientos de biología (normalmente de nivel satisfactorio en los países en desarrollo) y más concentración de mano de obra que de capital. La SEA reduce la dependencia de la química analítica de vanguardia, que supone elevados costos de capital y un prolongado proceso de aprendizaje. Además, puede implicar muchos otros tipos de mediciones biológicas, como la salud de los peces, la fecundidad, la inmunosupresión, etc. Muchas de estas pruebas son sencillas y de bajo costo.

• Salvo en los casos en que está justificada la realización de mediciones químicas, conviene utilizar las modernas técnicas de diagnóstico previo que permiten obtener indicadores económicos de la presencia química y de los efectos. Dichas técnicas tienen como objetivo facilitar información que permita decidir dónde se requieren estudios químicos más detallados (y costosos). Además eliminan la necesidad del planteamientos "basados en menús", en que el análisis de laboratorio se limita, por razones de costo, a un conjunto predeterminado de parámetros químicos. La experiencia ha demostrado que esas listas suelen tener poco valor en los estudios de la contaminación ambiental. Entre los instrumentos utilizados para

el diagnóstico previo figuran los siguientes tipos de actividades:

- * Bioensayos de laboratorio estandarizados (Keddy *et al.*, 1994).
- * Pruebas de inmunováloration (Bushwat *et al.*, 1988; Thurman *et al.*, 1990).
- * Mediciones de la salud de los peces, por ejemplo mediante la determinación del coeficiente de células rojas/blancas, presencia de mucílago en el cuerpo y las branquias, etc.
- * Utilización de mediciones de las enzimas para determinar si los peces han estado expuestos a productos químicos tóxicos (por ejemplo, inducción de oxidasas de función mixta).
- * Medición del total de cloro (indicador del total de los compuestos clorados).
- * Evaluación de identificación de la toxicidad (EIT).

b) Movilización de datos: Es fundamental determinar los efectos de la agricultura en la calidad del agua tanto en mediana como en gran escala y en comparación con otras posibles causas. Ello requiere que los datos obtenidos por procedimientos convencionales de supervisión de nutrientes, salinidad y sedimentos en suspensión se integren en un único sistema de información que permita analizar, en cuencas y subcuencas, las tendencias de la calidad del agua y el transporte de sedimentos en relación con las fuentes localizadas y no localizadas y los indicadores brutos de aprovechamiento de la tierra, topografía, suelos y clima. Esto es algo que no se hace en la mayor parte de los países, como demuestran los problemas institucionales e interinstitucionales y la falta de programas informáticos adecuados. Para las actividades de interpretación, es preciso establecer sistemas de medición de la fiabilidad de los datos y los niveles de confianza. El análisis de los datos disponibles permite señalar rápidamente las deficiencias de cobertura y determinar cuáles son los parámetros poco fiables y los que no

tienen ninguna función útil y se pueden eliminar de los programas de supervisión.

Índices de calidad del agua para su aplicación a esta problemática en el sector de la agricultura

Los *índices de calidad del agua* son dos o más parámetros que indican la "salubridad" del agua. En algunos casos, los índices reflejan el comportamiento del ecosistema; en otros, revelan la situación del entorno acuático (por ejemplo, su toxicidad). El objetivo de dichos índices suele ser determinar las posibilidades de disfunción del ecosistema y permitir una comprensión mejor de las fuentes de contaminación y de las medidas de ordenación más eficaces. Los índices suelen utilizarse para fines descriptivos, más que para orientar las intervenciones directas sobre el terreno. Se necesitan índices que permitan realizar una evaluación rápida del **impacto** de la escorrentía agrícola y que se puedan utilizar para determinar los niveles de los impactos en el espacio y el tiempo, como base para las decisiones de ordenación referentes a la necesidad de controles. Existe también la posibilidad de elaborar índices que permitan vincular los efectos en la calidad del agua con factores económicos relacionados tanto con las zonas situadas aguas arriba como con las consecuencias aguas abajo, y de esa manera evaluar las repercusiones económicas de la escorrentía agrícola.

Actualmente, se utilizan los siguientes tipos de índices de calidad del agua:

a) Índices numéricos basados en la química convencional

del agua: Hay media docena de índices que combinan varias mediciones químicas de la calidad del agua en un índice integrado. Entre ellos figuran una combinación de nutrientes, microbiología, oxígeno disuelto y, en algunos casos, metales. Por lo general, se utilizan como instrumentos descriptivos para evaluar los tramos fluviales. Los índices más eficaces utilizan un número limitado de parámetros (por ejemplo, un índice de eutrofización utilizaría los nutrientes y el oxígeno disuelto o DBO) y describen un único tipo de efecto contaminante en el agua (por ejemplo, la eutrofización). La referencia reciente más completa es un informe (en neerlandés) sobre los índices químicos preparado para RIZA (RIZA, 1994).

b) Indicadores/índices de los efectos: Hay una gran variedad de indicadores de los "efectos", que con frecuencia se integran en un índice. Por lo general, representan una medición de la reacción biológica a los contaminantes acuáticos. Muchos de ellos se utilizan como instrumentos de "diagnóstico previo" (como se ha observado más arriba), que pueden ayudar a los administradores a determinar el alcance espacial y causalidad, la

naturaleza e intensidad de los efectos causados por los contaminantes. Entre esos indicadores figuran los siguientes:

Ensayo biológico: En general, consiste en un sistema de puntuación basado en los resultados de cierto número de ensayos de laboratorio estandarizados en que se utilizan especies sensibles a los contaminantes y que son indicativas de varios niveles tróficos (por ejemplo, bacterias, algas, invertebrados, vertebrados). El ensayo biológico suele concentrarse en los efectos relacionados con la toxicidad (Keddy *et al.*, 1994).

Índices bióticos: Hay una gran variedad de índices bióticos estandarizados que se utilizan habitualmente en Europa para la evaluación y control de la calidad del agua. Por lo general, estos índices se elaboran a partir de conjuntos bénticos en ríos y cursos de agua. Este índice representa la naturaleza de la respuesta béntica, sobre todo ante la contaminación orgánica (desechos domésticos y urbanos). No han resultado demasiado eficaces para la evaluación de los productos tóxicos. Son muchos los estudios realizados sobre los índices bióticos (Reynoldson y Metcalfe-Smith, 1992; Metcalfe-Smith, 1994).

Indicadores del ecosistema: Cada vez es mayor el interés en indicadores que describen de qué forman responden determinadas partes de los ecosistemas a la presión física y química. Entre los indicadores pueden citarse diversas mediciones ecológicas (peces, organismos bénticos, habitat, etc.). Esta técnica ha demostrado ser útil como medio de establecer criterios que permitan determinar el éxito de las medidas correctoras (US-ESPA, 1989). Este enfoque se ha utilizado también en el Reino Unido, Canadá y Australia (Reynoldson *et al.*, 1995).

Índices de otros efectos: Hay una gran variedad de índices que se utilizan para evaluar la presión relacionada con los nutrientes y/o productos tóxicos. Muchos de ellos utilizan un sustituto útil de los efectos sobre la población. Entre esos índices se encuentran los siguientes:

- determinación de la salud de los peces utilizando mediciones histológicas (por ejemplo, coeficientes de células rojas/blancas) y patológicas (tamaño y apariencia de los órganos).
- presencia o ausencia de metabolitos contaminantes en la bilis, hígado, etc. de los peces.

- presencia de enzimas como parte del proceso de detoxificación en los organismos (se mide, por ejemplo, la exposición controlada de los peces a productos químicos tóxicos).

c) Otros indicadores químicos: Se trata de mediciones integradoras (y, en general, simplificadoras) de grupos de compuestos. Un ejemplo es la cartografía de los residuos del cloro, como medida del total del material clorado en la columna de agua de una cuenca fluvial. Los "puntos negros" dentro de la cuenca indican las posibles zonas problemáticas. El objetivo de esos indicadores es utilizar mediciones sencillas y poco costosas para determinar si puede haber problemas y para orientar las decisiones sobre prioridades en análisis químicos posteriores (y más costosos).

Nota general: Muchas de estas técnicas requieren menos equipo de capital y ofrecen información más valiosa que los procedimientos químicos convencionales, y pueden ser puestas en práctica por los países en desarrollo, donde la biología suele estar bastante más avanzada que la química ambiental. Esos índices requieren una transformación del "paradigma de datos", que sigue estando dominado por el enfoque químico (occidental) de los problemas relacionados con la calidad del agua.

Análisis económico del costo de la contaminación del agua atribuida a la agricultura

Como la contaminación del agua no tienen una procedencia bien localizada, la cuantificación de los contaminantes y sus efectos es más difícil que cuando se trata de fuentes localizadas. No obstante, la demanda mundial - cada vez mayor - de suministros de agua dulce de buena calidad - cada vez menores - exige que los países adopten un enfoque global de la ordenación de los recursos hídricos. La lucha contra la contaminación es tan costosa que las decisiones sobre las prioridades en la ordenación de los recursos deben basarse en el conocimiento del costo de la contaminación del agua para los distintos sectores económicos. Ese costo se divide en dos componentes: el primero es el costo directo (por ejemplo, tratamiento) de las medidas para atenerse a las normas mínimas de calidad del agua, según sus distintos usos; el segundo es el costo de las oportunidades económicas perdidas como consecuencia de la mala calidad del agua. Cabría señalar los siguientes ejemplos: merma de la producción debido a la salinidad excesiva del agua de riego, y pérdida de la producción pesquera como consecuencia de problemas de reproducción y crecimiento ocasionados por productos químicos tóxicos. Sólo conociendo los costos directos e indirectos y asignando estos costos a los

diversos sectores económicos (incluida la agricultura), se podrá evaluar el verdadero costo causado y absorbido por la agricultura, en relación con otros sectores.

Tecnología de la información y toma de decisiones

Un beneficio muchas veces recordado de la tecnología de la información es la capacidad de acceder de forma electrónica a datos, textos, gráficos, etc. desde un número infinito de lugares del mundo. En el Capítulo 4 se ha presentado un ejemplo sobre la información relativa a los plaguicidas. Ahora se cuenta con el equipo y los programas necesarios (por ejemplo, World Wide Web, en Internet) para realizar esas tareas, hasta el punto de que el problema es la sobrecarga de información. No obstante, si bien éste es el aspecto más conocido de la revolución de la información, es sólo un miembro de la ecuación. El otro miembro abarca los problemas creados por esta facilidad de acceso. Entre ellos figuran la ausencia frecuente de control de calidad y otros metadatos (información sobre datos) que se necesitan para describir las características de los datos/información, y el inmenso problema de qué se debe hacer con tal cúmulo de información cuando se recibe y cómo utilizarla para la toma de decisiones. De hecho, el desafío no está ya en tener acceso a la información sino en integrar ésta en forma sistemática a fin de poder tomar decisiones sobre los proyectos y problemas concretos de la agricultura, en general, y para el control de la calidad del agua, en particular.

La tecnología de la información se utiliza habitualmente de las siguientes maneras:

a. Sistemas de información: sistemas que informan a los usuarios sobre qué información existe y dónde encontrarla. Pueden ser propios de un organismo o basados en Internet, a través de una página de acceso (*Home Page*). Dentro de estos sistemas, el hipertexto permite acceso inmediato (Internet) a fuentes de información dispersas en todo el mundo.

b. Programas informáticos de integración: los programas informáticos que contiene un conjunto integrado de "herramientas" (editores de mapas, estadísticas, gráficos, intérpretes de comandos de sistemas expertos, etc.) que permiten al usuario obtener, agrupar y utilizar datos, modelos, textos, vídeos, modelos, etc. para cualquier fin. Si bien algunos sistemas de información geográfica (SIG) ofrecen algunas de esas posibilidades, los

sistemas plenamente desarrollados, como el programa RAISON del Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, están específicamente concebidos para realizar esas tareas.

c. Programas de asesoramiento: son programas informáticos especialmente concebidos para ofrecer orientación a los usuarios. Pueden comprender desde sencillas situaciones reproducidas en el programa y presentadas al usuario, hasta programas que utilizan toda la variedad de las tecnologías de la información, como los sistemas expertos (base de conocimientos), redes neurales (autoaprendizaje), lógica vaga (incertidumbre), etc., y que se utilizan cada vez más en programas complejos de apoyo a la toma de decisiones. Si bien estas tecnologías avanzadas son invisibles ("transparentes") al usuario, muchas veces permiten efectuar, en el proceso de toma de decisiones, análisis de incertidumbre que pueden ser muy provechosos para el usuario. Estas tecnologías utilizan en gran parte las mismas técnicas que los sistemas de información en la medida en que orientan al usuario hacia fuentes de información que pueden encontrarse en cualquier lugar de Internet. Otros de estos sistemas son en gran parte autónomos y se basan en la introducción de los datos adecuados por el usuario. A continuación se ofrece un ejemplo de cada uno de ellos.

Una función concreta de los sistemas de asesoramiento es la de actuar como instrumentos de diagnóstico previo. Como en el ejemplo que se presenta más adelante (**EXPRES**), estos instrumentos permiten adoptar un enfoque coherente para la formulación de opiniones provisionales, normalmente con limitada información. Independientemente de que estén basados en sistemas de información o en mediciones biológicas y químicas, como se ha señalado anteriormente en este Capítulo, ayudan al usuario a decidir si el tema merece mayor atención. Por ejemplo, podría utilizarse uno de estos instrumentos que permita una evaluación inicial rápida de las posibilidades de establecer un plan de riego. Lo que se consigue con esos instrumentos es una primera estimación de las posibilidades existentes (también de los posibles impactos) y la identificación de los aspectos que no están todavía claros y que requieren ulterior

investigación con el fin de poder tomar una decisión más acertada. Son especialmente útiles para quienes no son expertos y, en muchos casos, pueden ahorrar tiempo y dinero, eliminando la necesidad de enviar a profesionales del riego con diferentes tipos de especialización a todos los lugares posibles. Estos instrumentos pueden ayudar también a un experto concreto ofreciéndole los conocimientos de otros expertos como parte de la base de datos contenida dentro del programa informático.

Los programas de asesoramiento pueden también conducir a considerables ahorros de mano de obra en aquellas situaciones en que los organismos deben solucionar constantemente problemas técnicos. Al acumular en un ordenador los conocimientos de los expertos sobre esos temas, las respuestas pueden ser tramitadas habitualmente por el personal administrativo, lo que permitiría disponer de más tiempo de personal profesional - mejor remunerado - para otras tareas más especializadas.

Ejemplos de programas de asesoramiento sobre la calidad del agua: Los dos ejemplos siguientes ilustran dos tipos de programas que reflejan los problemas de la calidad del agua en la agricultura. El primero, un sistema de gestión del estiércol conocido con el nombre de "**Manure Wizard**", es un sistema de información que no sólo ayuda a tomar decisiones sino que permite también al usuario explorar las mentes de información relacionadas con la decisión recomendada. El segundo, **EXPRES**, es un programa autónomo que permite al usuario explorar las posibilidades de contaminación con plaguicidas de las aguas subterráneas poco profundas, mediante la utilización de modelos y bases de datos sobre plaguicidas que están incorporados al programa.

a) Manure Wizard: La gestión del estiércol en las explotaciones está condicionada en gran parte por los problemas que representa su repercusión en la calidad del agua. Dicha gestión es, con frecuencia, compleja, ya que supone decisiones sobre la química del estiércol, tipos de animales, predicción cuantitativa, aspectos económicos de la manipulación del estiércol, diferentes posibilidades de eliminación, aplicación en diferentes condiciones de suelos, pendientes y tipos de cultivos, etc. Como la gestión del estiércol puede tener importantes efectos contaminantes e implicar cuantiosos gastos de contención y eliminación en las explotaciones, **Manure Wizard** ofrece al agricultor toda la información necesaria para decidir con conocimiento de causa sobre las posibilidades que se le ofrecen.

Este programa, elaborado en la Universidad de Guelph (Canadá) para Agriculture Canada, permite al agricultor interrogar al sistema de información sobre cualquier aspecto de la gestión del estiércol en las diferentes condiciones agrícolas que se pueden dar en Ontario. El sistema contiene textos explicativos, y además permite al usuario conectarse, a través de Internet, con otras fuentes de información documental. Contiene una "base de conocimientos" que ayuda al agricultor a buscar una solución acertada y eficaz en función de los costos. La base de conocimientos está integrada por las opiniones autorizadas de profesionales de este sector, que se integran en la base de datos y luego se aplican al problema concreto del usuario. Este programa, una vez elaborado, ofrece al agricultor información completa y sistemática para la toma de decisiones, y no requiere dominio del uso de ordenadores por parte del usuario.

En la Figura 14 se pueden ver las dos primeras "pantallas" que aparecen en el Manure Wizard. Cada una de ellas orienta al usuario mediante una serie de preguntas y ofrece indicaciones sobre los temas relacionados con la gestión del estiércol. Gracias al "hipertexto", el usuario puede hacer preguntas sobre palabras concretas, títulos, frases o problemas que aparecen en la pantalla. El hipertexto transfiere inmediatamente al usuario a la sección pertinente del programa de asesoramiento o le conecta automáticamente con una fuente de información externa.

b) EXPRES: El Sistema experto para simulaciones y evaluaciones normativas de plaguicidas (**EX**pert system for **P**esticide **R**egulatory **E**valuations and **S**imulations) fue elaborado por el National Water Research Institute, del Ministerio del Medio Ambiente del Canadá (Crowe y Mutch, 1994), como medio de evaluación rápida del potencial de contaminación de las aguas subterráneas poco profundas por plaguicidas agrícolas. Normalmente, para resolver estos problemas se realizan detallados estudios sobre la naturaleza de los suelos (lo que implica, con frecuencia, obras de perforación), cuantificación de la pendiente, química de los plaguicidas, etc. Este tipo de investigación es costosa, lo que obligó a elaborar una técnica de diagnóstico previo que permita a los no expertos estimar las posibilidades de contaminación del agua profunda sin tener que soportar los gastos y molestias que suponen la excavación de pozos, los levantamientos cartográficos, la contratación de consultores, etc.

EXPRES contiene una "base de conocimientos" (opiniones autorizadas de expertos) en este terreno - incluida dentro de una base de datos más amplia -, una base de datos sobre plaguicidas y otras informaciones pertinentes, y tres modelos de evaluación de plaguicidas. Teniendo en cuenta los datos disponibles para el usuario y los objetivos del estudio, **EXPRES** selecciona el modelo más adecuado, ayuda al usuario a construir

un conjunto de datos de entrada, inicia la evaluación y ayuda a interpretar los resultados.

[FIGURA 14 - Ejemplo de las dos primeras "pantallas" del Manure Wizard. En ellas, mediante una serie de preguntas, se orienta al usuario para que elija el sistema más económico y beneficioso de gestión de los desechos animales \(Fuente: Universidad de Guelph, Canadá\)](#)

[FIGURA 14 \(cont.\) - Ejemplo de las dos primeras "pantallas" del Manure Wizard. En ellas, mediante una serie de preguntas, se orienta al usuario para que elija el sistema más económico y beneficioso de gestión de los desechos animales \(Fuente: Universidad de Guelph, Canadá\)](#)

[FIGURA 15 - Diferentes escalas geográficas que se pueden abordar con el programa de evaluación regional de EXPRES \(tomado de Crowe y Booty, 1995; impreso con autorización de Kluwer Academic Publishers\)](#)

Además, puede examinar las propiedades de los plaguicidas y de los distintos emplazamientos, evaluar las posibilidades de lixiviación en aguas subterráneas en comparación con otros posibles plaguicidas, efectuar predicciones cuantitativas sobre las tasas de distribución y migración de un plaguicida y evaluar los procesos y factores que controlan la evolución de los plaguicidas por debajo de la superficie.

EXPRES se ha ampliado hasta convertirse en un medio de evaluación regional (Figura 15), gracias a la labor de Crowe y Booty (1995), con tres escalas diferentes de aplicación - perfil de los suelos, local y regional. El análisis más detallado es el del perfil de los suelos, mientras que las escalas de mayor amplitud se utilizan como instrumento de diagnóstico previo para determinar las posibilidades relativas de contaminación de las aguas subterráneas y la necesidad de supervisión de las mismas.

Los programas de asesoramiento suelen estar concebidos para unas situaciones concretas. Tanto **EXPRES** como **Manure Wizard** están diseñados para el clima templado húmedo y los sistemas de explotación agrícola utilizados en el Canadá; no obstante, se pueden adaptar a otros tipos de condiciones climáticas y agrícolas.

Recomendaciones

El control de la calidad del agua en la agricultura es un problema cada vez más complejo y multisectorial, que presupone la capacidad de:

- prever las consecuencias ambientales;
- analizar las medidas correctoras tanto a nivel de las explotaciones como de las cuencas;
- efectuar análisis de beneficio-coste de otras necesidades y efectos sectoriales en la calidad del agua;
- identificar posibles políticas a nivel de cuenca, región o país;
- realizar funciones de comprobación a posteriori, para determinar la eficacia de las decisiones, una vez puestas en práctica.

Por ello, se recomienda que la FAO y los organismos nacionales de agricultura aprovechen al máximo las nuevas posibilidades ofrecidas por la tecnología de la información, que garantiza una mayor coherencia y fiabilidad en los procesos de análisis y toma de decisiones sobre los problemas complejos relacionados con la calidad del agua.

Los sistemas de información y de toma de decisiones deberán utilizar los productos comerciales y de dominio público para sus tareas habituales. Entre ellos figuran los programas informáticos de bases de datos (por ejemplo, dBASE, etc.), los archivos de SIG (de trama y vectoriales) ofrecidos por sistemas comerciales, programas de estadística, etc. Cuando convenga, los sistemas de apoyo a las decisiones deberán ser capaces de integrar fácilmente los programas informáticos disponibles (como SIMIS [Scheme Irrigation Management Information System] o CROPWAT [Crop Water Requirements]). Estos sistemas deberán prever la posibilidad de ampliación (incorporando nuevas tareas) utilizando los componentes informáticos conocidos.

Los creadores de sistemas deben asumir la obligación de ofrecer programas informáticos de apoyo a las decisiones que sean transparentes para el usuario. Ello significa que éste debe ser capaz de utilizar el programa con un mínimo de capacitación. Los programas deberán contar con los correspondientes instrumentos de ayuda ("HELP"). ***No es necesario que el usuario sea un experto en el uso de ordenadores.***

Utilización de los objetivos de calidad del agua

Los objetivos y directrices sobre la calidad del agua se utilizan ampliamente para determinar la idoneidad de ésta para

determinados usos, por ejemplo en la agricultura. Por ello, los efectos de la agricultura en la calidad del agua son uno de los factores que se deben tener en cuenta para determinar si el agua es apta o no para usos ulteriores, por ejemplo para el riego. Los objetivos de calidad del agua se utilizan frecuentemente para la planificación y evaluación regional de la calidad del agua, y para la presentación de informes sobre el medio ambiente.

En los países en desarrollo existe la tendencia a adoptar objetivos y directrices sobre la calidad del agua previamente elaborados por organismos de países occidentales que se ocupan de estos temas. Por ejemplo, se mencionan con frecuencia las directrices canadienses, Canadian Water Quality Guidelines (CCREM, n.d.). Calamari y Naeve (1994) señalan que los criterios sobre la calidad del agua elaborados en ecosistemas templados deben utilizarse con cautela en los países africanos, debido a las grandes diferencias sobre el comportamiento de los productos químicos (toxicidad, persistencia y acumulación) en unas condiciones climáticas muy distintas. Lo mismo se podría decir de los países de Asia y de muchos de América Latina. Los objetivos, directrices y criterios sobre la calidad del agua reflejan también, en forma explícita o implícita, los valores sociales y la voluntad de la sociedad a aceptar el riesgo, especialmente cuanto se trata de objetivos de calidad del agua relacionados con la salud pública. De todo ello se deduce que los objetivos de calidad del agua formulados en los países avanzados quizá no sean válidos para los países en desarrollo. Este problema es mucho más amplio que el de los efectos de las actividades agrícolas en la calidad del agua, pero la importancia de los efectos de la agricultura en muchos países en desarrollo es lo bastante grande como para que los organismos de agricultura participen de alguna manera en la formulación de objetivos de calidad del agua que sean válidos para esos países y tengan en cuenta la capacidad de evaluar los efectos agrícolas sobre la calidad del agua a fin de alcanzar los objetivos establecidos a ese respecto.

La FAO y el programa sobre contaminantes orgánicos persistentes

Los daños producidos por los contaminantes orgánicos persistentes (COP) han alcanzado resonancia internacional (Cuadro 18). La importancia de estos productos químicos en el contexto de las mentes no localizadas de contaminación ha sido abordada en los siguientes foros: Consejo de Administración del PNUMA de 1995; actuales negociaciones de la CEPE sobre el transporte de contaminantes atmosféricos a grandes distancias; la adopción de un Plan Mundial de acción para la prevención del medio marino contra la contaminación procedente de actividades basadas en tierra (Recuadro 9) en 1995 y una iniciativa de los

países nórdicos para la aprobación de un protocolo sobre los COP.

Un número considerable de los posibles candidatos a la lista de COP son plaguicidas agrícolas (Cuadro 18), algunos de los cuales se utilizan todavía ampliamente en los países en desarrollo. Los productos químicos enumerados en el Cuadro 18 están tomados de listas europeas, canadienses y de la CEPE de plaguicidas que están prohibidos o cuyo uso debe reducirse de forma considerable, por haberse documentado sus consecuencias sobre el medio ambiente y la salud pública.

CUADRO 18
Plaguicidas que podrían incluirse en la propuesta de protocolo internacional de contaminantes orgánicos persistentes

PLAGUICIDAS	Otros ¹
Aldrina	Acrilonitrilo
Atrazina	Aramite
Clordán	Dioxinas
Chorpicrin	Furanos
1,2-Dibromoetano	Compuestos de plomo
1,2-Dicloroetano	Compuestos de cadmio
Dieldrina	Captafol
DDT(+ DDT + DDE)	Clordecone (Kepone)
Endrina	Clordimeformo
Ácido fluoroacético y derivados	Cloroformo
Heptacloro	Crimidina
Hexaclorobenceno	Isobenzano
Lindano (Hexaclorociclohexano)	Isodrina
Mirex	Kelevan
Nitrofen	Morfamquat
Pentaclorofenol	2,4,5-T
Terpenos policlorados	Bifenilos policlorados (BPC)
Quintoceno	Compuestos de selenio
Toxafeno	

¹ Productos que actualmente no se utilizan en Europa occidental, pero que deben ser objeto de control si llegaran a utilizarse. Los compuestos destacados en negrita son los conocidos normalmente como "la docena sucia".

RECUADRO 9: DECLARACIÓN SOBRE LOS COP INCLUIDA EN LA DECLARACIÓN DE WASHINGTON SOBRE LA PROTECCIÓN DEL AMBIENTE MARINO DE LAS ACTIVIDADES BASADAS EN TIERRA

Párr. 17:...elaborar, de conformidad con las disposiciones del Programa Mundial de Acción, un instrumento de alcance mundial y jurídicamente vinculante para la reducción o eliminación de las emisiones, descargas y, en su caso, eliminación de la fabricación y utilización de los **contaminantes orgánicos persistentes** identificados en la decisión 18/32 del Consejo de Administración del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. La naturaleza de las obligaciones contraídas deberá especificarse reconociendo las circunstancias especiales de los países que necesitan asistencia. Deberá prestarse especial atención a la posible necesidad de continuar utilizando determinados contaminantes orgánicos persistentes para salvaguardar la salud humana, mantener la producción de alimentos y mitigar la pobreza, en ausencia de soluciones alternativas y habida cuenta de la dificultad de adquirir sustitutos y transferir tecnología para el desarrollo y producción de esos sustitutos.

El sector agrícola deberá resolver importantes problemas para aplicar las prohibiciones mundiales o las fuertes restricciones impuestas a la aplicación de algunos plaguicidas. Entre esos problemas se incluyen la búsqueda de soluciones alternativas que sean eficaces en función de los costos, el establecimiento de reglamentos nacionales y la aplicación de las normas sobre importación, fabricación y utilización de productos agroquímicos prohibidos. Como, en el momento de redactarse estas páginas, es difícil prever cuál será el resultado final de las diversas iniciativas sobre los COP, esta recomendación se refiere únicamente a la función que la FAO puede tener que desempeñar en las negociaciones encaminadas a la aprobación de un protocolo internacional sobre los COP. La FAO es la principal mente tanto de información imparcial sobre los aspectos científicos y químicos de los plaguicidas utilizados en la agricultura que muchos países en desarrollo deberán conocer para participar eficazmente en las negociaciones sobre los COP, como de asesoramiento documentado a los países desarrollados sobre la economía y eficacia del uso de los plaguicidas en el mundo en desarrollo. La FAO puede desempeñar un papel importante y relevante como mediadora e intermediaria en todo este proceso.

Los plaguicidas en los países en desarrollo

En un orden de cosas que nada tiene que ver con los COP se encuentra el problema del uso de los plaguicidas en los países en desarrollo y con economías en transición. La historia de los abusos cometidos con los plaguicidas es legendaria. Las consecuencias en el medio ambiente, la calidad del agua y la salud pública son bien conocidas. Si bien el programa de "información y consentimiento previos" de la FAO y el Registro internacional de productos químicos potencialmente tóxicos (RIPQPT) son un primer paso importante, los abusos y usos

indebidos de los productos químicos agrícolas continúan siendo un grave problema en numerosos países, sobre todo de América Latina, Asia y Europa oriental. Aunque no hay respuestas ni recomendaciones fáciles para superar el problema, éste es de tal importancia para la salud pública y el medio ambiente - y tiene tan grandes costos económicos ex situ - que la FAO debe elaborar un plan de acción específico sobre la utilización de los plaguicidas. Dicho plan de acción abarcará la evaluación, educación, demostración, sustitución química, almacenamiento y destrucción.

La iniciativas de los gobiernos nacionales, como la reducción o eliminación de las subvenciones a los precios, pueden tener importantes efectos beneficiosos, gracias a la reducción del uso de plaguicidas. Junto con la capacitación en manejo integrado de plagas, la menor utilización de plaguicidas puede ser un instrumento eficaz para conseguir ventajas ecológicas (incluida la calidad del agua) y económicas a nivel local.

REFERENCIAS

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. y Rasmussen, J. 1986. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen "SHE". *J. Hydrol.* 87: 45-77.

Ackefors, H. y Enell, M. 1992. Pollution loads derived from aquaculture: land-based and water-based systems. En: *Workshop on Fish Farm Effluents and their Control in EC Countries*. Publicado por el Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, Christian-Albrechts-University of Kiel, Alemania, págs. 3-4.

Andreoli, C.V. 1993. The influence of agriculture on water quality. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Experto de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 53-65.

Appelgren, B.G. 1994. *Agricultural and Environmental Legislation - Lithuania*, Informe Técnico. FAO-LEG: TCP/LIT/2352, Programa de Cooperación Técnica, FAO, Roma.

Avcievala, S. 1991. *The nature of water pollution in developing countries*. Natural Resources Series No. 26. Departamento de Cooperación Técnica para el Desarrollo, Naciones Unidas, Nueva York.

Banco Mundial, Bank, 1993. *La ordenación de los recursos hídricos. Documento de política*, World Bank, Washington, DC.

Banco Mundial, 1992. *Informe sobre el desarrollo mundial 1992: desarrollo y medio ambiente*. Banco Mundial, Washington.

Bangay, G.E. 1976. *Livestock and poultry wastes in the Great Lakes Basin: environmental concerns and management issues*. Social Science Series No. 15. Ministerio del Medio Ambiente del Canadá.

Barg, U.C. 1992. *Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development*. FAO Fisheries Technical Paper 328. FAO, Roma.

Beasley, D.B. y Huggins, L.F. 1981 *ANSWERS Users Manual*. US-EPA 905/9-82-001. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Braune, E. y Looser, U. 1989. Cost impacts of sediments in South Africa rivers. En: *Sediment and the Environment*. R.F. Hadley and E.D. Ongley (comps.). Publicación de la AICH No. 184. Asociación Internacional de Ciencias Hidrológicas, Wallingford, Reino Unido, págs. 131-143.

Bushway, R.J., Perkins, B., Savage, S.A., Lekousi, S.L. y Ferguson, B.S. 1988. Determination of atrazine residues in water and soil by enzyme immunoassay. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology* 42: 899-904.

Cairns, J. 1977. Aquatic ecosystem assimilative capacity. *Fisheries* 2: 5-7.

Cairns, J. 1989. Applied ecotoxicology and methodology. En: *Aquatic Ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies*. Vol. 2. A. Boudou y F. Ribeyre (comps.). CRC Press, Boca Raton, Florida, págs. 275-290.

Calamari, D. y Barg, U. 1993. Hazard assessment of agricultural chemicals by simple simulation models. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 207-222.

Calamari, D. Naeve, H. 1994. *Review of Pollution in the African Aquatic Environment*. Comité de Pesca Continental para África (CPCA), Documento Técnico No. 25. FAO, Roma.

Carvalho, N. de O. 1988. Sediment yield in the Velhas River Basin (Minas Gerais, Brazil). En: *Sediment Budgets*. M. Bordas y D.E. Walling (comps.). Actas del Simposio de Porto Alegre. Publicación de la AICH No. 174. págs. 369-375.

CCREM. n.d. *Canadian Water Quality Guidelines*. Canadian Council of Resource and Environment Ministers (CCREM), preparado por Dirección de Conservación de Ecosistemas, Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, Ottawa, (actualizado periódicamente).

CEPE. 1992. *Protection of Inland Waters Against Eutrophication*. Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, Documento # ECE/ENVWA/26, Ginebra.

Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessments*. Chapman and Hall, London.

Chaves, H.M.L. 1991. Análise global de sensibilidade dos parâmetros da equação universal de perda de solo modificada (MUSLE). *R. bras. Ci. Solo*, Campinas, 15: 345-350.

CNUMAD. 1992. *Programa 21 de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Naciones Unidas, Nueva York.

Convey, G.R. y Pretty, J.N. 1988. *Fertilizer risks in the developing countries: a review*. International Institute for Environment and Development, London.

Coote, D.R. y Hore, F.R. 1978. *Pollution Potential of Cattle Feedlots and Manure Storages in the Canadian Great Lakes Basin*. International Joint Commission PLUARG Report, Windsor, Ontario.

Crowe, A.S. y Mutch, J.P. 1994. An expert systems approach for assessing the potential for pesticide contamination of ground water. *Ground Water* 32: 487-498.

Crowe, A.S. y Booty, W.G. 1995. A multi-level assessment methodology for determining the potential for groundwater contamination by pesticides. *Environ. Monit. Assess.* 35: 239-261.

Danish Environmental Protection Agency. 1993. *Oversigt over revurderingen 1988, 1989, 1990, 1991 og 1992*. [Revisión de la reevaluación de los plaguicidas ya aprobados en 1988, 1989, 1990, 1991 y 1992, en aplicación de normas más estrictas], según información del WWF, 1992.

Du Plessis. 1985. Citado in Braune, E. y Looser, U. 1988. Cost impacts of sediments in South African rivers. En: *Sediment and the Environment*. 1989. R.F. Hadley y E.D. Ongley (comps.). Publicación de la AICH No. No. 184, Asociación Internacional de Ciencias Hidrológicas, Wallingford, Reino Unido. págs. 131-143.

Economopoulos, A.P. 1993. *Assessment of Sources of Air, Water, and Land Pollution: A guide to rapid source inventory techniques and their use in formulating environmental control strategies*. (2 Vols.). Environmental Technology Series, WHO/PEP/GETNET/93.1-A. Organización Mundial de la Salud, Ginebra.

EEA. 1994. *European River and Lakes: Assessment of their environmental state*. Agencia Europea del Medio Ambiente, Monograph #1, Copenhagen, Dinamarca.

Elwell, H.A. y Stocking, M.A. 1982. Developing a simple yet practical method of soil loss estimation. *Tropical Agriculture* (Trinidad) 59: 43-48.

ESCAP. 1994. Expert Group Meeting on Water Resources, Water Quality and Aquatic Ecosystems. Bangkok, 17-21 Oct. 1994.

FAO. 1994a. *Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES)*. R. Roose. Bulletin Pédologique de la FAO No. 70. FAO, Roma.

FAO. 1994b. *Agricultural and Environmental Legislation - Lithuania*, Informe Técnico. B.G. Appelgren. FAO-LEG: TCP/LIT/2352, Programa de Cooperación Técnica, FAO, Roma.

FAO. 1994c. Las políticas de recursos hídricos y la agricultura, capítulo especial del *Estado mundial de la agricultura y la alimentación 1993*. FAO, Roma.

FAO. 1993a. An overview of pollution of water by agriculture. J.A. Sagardoy. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*, Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 19-26.

FAO. 1993b. *Field Measurement of Soil Erosion and Runoff*. N.W. Hudson. Boletines de suelos de la FAO No. 68. FAO, Roma.

FAO. 1991. *Network on Erosion-Induced Loss in Soil Productivity*. Informe de un seminario, Bogor, Indonesia, marzo de 1991. División de Fomento de Tierras y Aguas, FAO, Roma.

FAO. 1990a. *Agua y desarrollo agrícola sostenible. Una estrategia para la aplicación del Plan de Acción de Mar del Plata para el decenio de 1990*. FAO, Roma.

FAO, 1990b. *Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas*. FAO, Roma.

FAO. 1987. *Soil and water conservation in semi-arid areas*. N.W. Hudson. Boletines de suelos de la FAO No. 57. FAO, Roma. 172 p.

FAO. 1986. *The cost of soil erosion in Zimbabwe in terms of the loss of three major nutrients*. M. Stocking. Consultant's Working Paper No. 3, Soil Conservation Programme, División de Fomento de Tierras y Aguas, FAO, Roma.

FAO. 1985 *Erosion-induced loss in soil productivity: a research design*. M. Stocking. Consultants Working Paper No. 2, Soil Conservation Programme, División de Fomento de Tierras y Aguas, FAO, Roma.

FAO. 1984. *Environmental management for vector control in rice fields*. T.H. Mather. Estudios FAO: Riego y Drenaje No. 41, FAO, Roma. 152 págs.

FAO/CEPE. 1991. *Legislation and Measures for the Solving of Environmental Problems Resulting from Agricultural Practices (With Particular Reference to Soil, Air and Water), Their Economic Consequences and Impact on Agrarian Structures and Farm Rationalization*. Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, (CEPE) Y FAO, Agri/Agrarian Structures and Farm Rationalization Report No. 7. Naciones Unidas, Ginebra.

GESAMP. 1986. *Environmental Capacity. An approach to marine pollution prevention*. IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. Rep. Stud. GESAMP 30: 49 p.

Gilliom, R.J. 1984. Pesticides in rivers of the United States. *National Water Summary, 1984*. United States Geological Survey Water Supply Paper 2275. Washington DC. págs. 85-92.

Hudson, N.W. 1993. *Field measurement of soil erosion and runoff*. Boletines de suelos de la FAO No. 68. FAO, Roma.

Hudson, N.W. 1987. *Soil and water conservation in semi-arid areas*. Boletines de suelos de la FAO No. 57. FAO, Roma. 172 p.

ICWE. 1992. *The Dublin Statement and Report of the Conference*, International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century, Dublín, Irlanda.

Ignazi, J.C. 1993. Improving nitrogen management in irrigated, intensely cultivated areas: the approach in France. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 247-261.

International Joint Commission. 1974. *Management Programs, Effects of Research, and Present Land Use Activities on Water Quality of the Great Lakes (2 vols.)*. Pollution from Land Use Activities Reference Group (PLUARG), International Joint Commission, Windsor, Ontario.

Janus, L.L. and Vollenweider, R.A. 1981. *The OECD Cooperative Programme on Eutrophication: Summary Report - Canadian Contribution*. Inland Waters Directorate Scientific Series No. 131,

Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, Burlington, Ontario, Canadá.

Jolankai, G. 1986. Non-point source pollution modelling results for an agricultural watershed in Hungary, En: *Land Use Impacts on Aquatic Ecosystems*. J. Lauga, Décamps and M.M. Holland. Actas del seminario de Toulouse, MAB-UNESCO & PIREN-CNRS, Francia, págs. 165-189.

Joly, C. 1993. Plant nutrient management and the environment, En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 223-245.

Jonsson, E., Emmerman, A, y Norberg, H. 1990. *Problemområden i yttremiljön vid kemisk bekämpning - förslag till åtgärder*. Rapport utarbetad av lantbrukisstyrelsens arbetsgrupp "Yttre miljö - kantzoner". Lantbruksstyrelsens rapport 1991: 2 Jönköping, Sverige. (As reported in WWF, 1992).

Kamrin, M. 1995. Environmental Hormones. Discussion paper taken from EXTOWNET of the Internet. Access en WWW a través de <http://www.oes.orst.edu:701/ext>, elija EXTOWNET.

Karickhoff, S.W. 1981. Semiempirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10: 833-846.

Keddy, C, Greene, J.C. y Bonnell, M.A. 1994. *A Review of Whole Organism Bioassays for Assessing the Quality of Soil, Freshwater Sediment, and Freshwater in Canada*. Scientific Series No. 198. Dirección de Conservación de Ecosistemas, Ministerio del Medio Ambiente del Canadá, Ottawa.

Knisel, W.G. 1980. *CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems*. Conservation Research Report No. 26. US Department of Agriculture, Washington DC.

Kristensen, P. y Hansen, H.O, (comps.). 1994. *European Rivers and Lakes: Assessment of their Environmental State*. Preparado por el Ministerio de Medio Ambiente y Energía de Dinamarca para la Agencia Europea del Medio Ambiente, EEA Environmental Monographs 1, Agencia Europea del Medio Ambiente, Copenhague, Dinamarca.

Lampman, W. 1995. Susceptibility of groundwater to pesticide and nitrate contamination in predisposed areas of southwestern Ontario. *Water Qual. Res. Jour. Canada* 30: 443-468.

Lane, L.J. y Nearing, M.A. (comps.). 1989. *USDA + Water Erosion Prediction Project: Hillslope Profile Model Documentation*. NSERL Report No. 2. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette. IN.

Lawrence, A.R. y Kumppnarachi. 1986. *Impact of agriculture on groundwater quality in Kalpitiya, Sri Lanka*. British Geological Survey. Report WD/03/86/20.

McElroy, A.D., Chiu, A.D., Nebgen, S.Y., Aleti, J.E. y Bennett, F.W. 1976. *Loading Functions for Assessment of Water Pollution from Nonpoint Sources*. EPA-600/2-76-151, US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Mackay, D. y Paterson, S. 1991. Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a Level III fugacity model. *Environ. Sci. Technol.* 25: 427-436.

Mather, T.H. 1984. *Environmental management for vector control in rice fields*. Estudios FAO: Riego y Drenaje No. 41, FAO, Roma. 152 págs.

Meade, R.H. y Trimble, S.W. 1974. Changes in sediment loads in rivers of the Atlantic drainage of the United States since 1900. *Int. Ass. Hydrol. Sci.*, Publ. No. 113, 99-104.

Metcalf-Smith, J.L. 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. En: *The Rivers Handbook (Vol. 2)*. P. Calow and G.E. Petts (comps.). Blackwell Scientific Publications, London. págs. 144-170.

Milliman, J.D. y Meade, R.H. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans, *J. Geol.* 91: 1-21.

Milliman, J.D. y Syvitski. 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountain rivers. *J. Geology* 100: 525-544.

Milis, W.B. et al. 1985. *Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants*, EPA-600/6-82-004a & b, Volumes I and II. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

Ministry of Public Health, Thailand. 1986. *Review of Water Quality Monitoring programme in Thailand*. Environmental Health Division, Bangkok.

Munkittrick, K.R., Servos, M.R., Parrott, J.L., Martin, V., Carey, J.H., Flett, P.A. y Van Der Kraak, G.J. 1994. Identification of

lampricide formulations as a potent inducer of MFO activity in fish. *J. Great Lakes Research* 20: 355-365.

Naciones Unidas. 1992. Protección de la calidad y el suministro de los recursos de agua dulce: aplicación de criterios integrados para el aprovechamiento, ordenación y uso de los recursos de agua dulce. Capítulo 18, Programa 21, *Informe de la Conferencia de las naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Naciones Unidas, New York.

Nielsen, G.H., Culley, J.L. y Cameron, D.R. 1978. *Nitrogen Loading from Agricultural Activities in the Great Lakes Basin*. International Joint Commission PLUARG Report. Windsor, Ontario.

Novotny, V. y H. Olem, 1994. *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold, New York.

OMAF, 1991. *Grower Pesticide Safety Course*. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario, Canada.

Ongley, E.D. 1994. Global water pollution: challenges and opportunities. *Proceedings: Integrated Measures to Overcome Barriers to Minimizing Harmful Fluxes from Land to Water*. Publication No. 3, Stockholm Water Symposium, 10-14 de agosto de 1993, Estocolmo, Suecia. págs. 23-30.

Ongley, E.D. 1987. Scale effects in fluvial sediment-associated chemical data. *Hydrological Processes* 1: 171-179.

Ongley, E.D., Krishnappan, B.G., Droppo, I.G., Rao, S.S. y Maguire, R.J. 1992. Cohesive sediment transport: emerging issues for toxic chemical management. *Hydrobiologia* 235/236: 177-187.

Organización Mundial de la Salud. 1993. *Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1: Recomendaciones*. (Segunda edición), OMS, Ginebra.

Ostry, R.C. 1982. Relationship of water quality and pollutant loads to land uses in adjoining watersheds. *Water Resources Bull.* 18: 99-104.

PNUMA. 1993. *The Aral Sea: Diagnostic study for the development of an Action Plan for the conservation of the Aral Sea*. Nairobi.

Quirós, R. 1993. Inland fisheries under constraints by other uses of land and water resources in Argentina. En: *Prevention of*

Water Pollution by Agriculture and Related Activities, Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma, págs. 29-44.

Reiff, F.M. 1987. Health aspects of waste-water reuse for irrigation of crops. En: *Proceedings of the Interregional Seminar on Non-conventional Water Resources Use in Developing Countries*, 22-28 April 1985, Serie No. 22, Naciones Unidas, Nueva York. págs. 245-259.

Reynoldson, T.B. Metcalfe-Smith, J.L. 1992. An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates. *J. Aquatic Ecosystem Health* 1: 295-308.

Reynoldson, T.B., Bailey, R.C., Day, K.E. y Norris, R.H. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Jour. Ecol.* (en imprenta).

Rhoades, J.D. 1993. Reducing salinization of soil and water by improving irrigation and drainage management. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 291-320.

Rickert, D. 1993. Water quality assessment to determine the nature and extent of water pollution by agriculture and related activities. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 171-194.

Risk, M.J., Sammarco, P.W. y Schwarcz, H.P. 1994. Cross-continental shelf trends in $L^{13}C$ in coral on the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 106: 121-130.

RIVM. 1992. *The Environment in Europe: A Global Perspective*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Países Bajos.

RIZA, 1994. *Chemische waterkwaliteitsindices*. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Lelystad, Países Bajos.

Roose, E. 1994. *Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES)*. Bulletin Pédologique de la FAO No. 70. FAO, Roma.

Rosenthal, H. 1992. Environmental impacts: negative and positive aspects. En: *Workshop on Fish Farm Effluents and their Control in EC Countries*. Publicado por el Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science at the Christian-Albrechts-University of Kiel, Alemania, págs. 4-5.

Ryding, S-O. 1986. Identification and quantification of nonpoint source pollution as a base for effective lake management. En: *Land Use Impacts on Aquatic Ecosystems*. J. Lauga, Décamps and M.M. Holland. Actas del seminario de Toulouse, MAB-UNESCO & PIREN-CNRS, Francia, págs. 127-134.

Sagardoy, J.A. 1993. An overview of pollution of water by agriculture. En: *Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities*, Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 19-26.

Schottler, S.P., Elsenreich, S.J. y Capel, P.D. 1994. Atrazine, alachlor and Cyanazine in a large agricultural river system. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1079-1089.

Spires, A. y Miller, M.H. 1978. *Contribution of Phosphorus from Agricultural Land to Streams by Surface Runoff*. International Joint Commission PLUARG Report. Windsor, Ontario.

Stephenson, G.A. y Solomon, K.R. 1993. *Pesticides and the Environment*. Department of Environmental Biology, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.

Stevenson, F.J. 1965. Origin and distribution of nitrogens in soil. En: *SOil Nitrogen*. W.V. Bartholomew and F.E. Clark (comps.). Amer. Soc. Agron. Madison, Wisconsin.

Stocking, M. 1985. *Erosion-Induced Loss in Soil Productivity: A Research Design*. Consultants Working Paper No. 2, Soil Conservation Programme, División de Fomentos de Tierras y Aguas, FAO, Roma.

Thurman, E.M., Meyer, M., Pomes, M., Perry, C.A. y Schwab, P. 1990. Enzyme-linked immunoabsorbent assay compared with gas chromatography/mass spectrometry for the determination of triazine herbicides in water. *Analytical Chemistry* 62(18): 2043-2048.

Torstensson, L. 1990. Bekämpningsmedel I den yttre miljön. Förekomst, spridning, effekter. Litteraturgenomgång och förslag till forskning. Naturvårdsverket rapport 3536. Solan, Sverige (según información del WWF, 1992).

USDA. 1983. *National Engineering Handbook: Sedimentation*. United States Department of Agriculture (USDA), Soil Conservation Service, 2nd Edition.

US-EPA. 1994. *National Water Quality Inventory*. 1992 Report to Congress. EPA-841-R-94-001. Office of Water, Washington, DC.

US-EPA. 1992. *National Pesticide Survey: Update and summary of Phase II results*. Office of Water & Office of Pesticides and Toxic Substances, United States Environmental Protection Agency Report #EPA570/9-91-021, Washington DC.

US-EPA. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and River: Benthic macroinvertebrates and Fish*. Office of Water, EPA/444/4-89-001, United States Environmental Protection Agency, Washington DC.

US-EPA. 1987. *National Water Quality Inventory*. 1986 Report to Congress. EPA-440/4-87-008. Office of Water, Washington, DC.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). 1991. *Diagnóstico das Condições e Sedimentológicas dos Principais RÍOS Brasileiros*. Centrais Elétricas Brasileiras S.A. (ELETROBRÁS), Rio de Janeiro.

Vollenweider, R.A. et al. 1980. Conclusions of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. En *UNESCO Nature and Resources* 16(3).

Walling, D.E. 1983. The sediment delivery problem. *J. Hydrol.* 65: 209-237.

Walling, D.E. and B.W. 1983. Patterns of sediment yield. In K.J. Gregory (Ed.), *Background to Palaeohydrology*. Wiley, Nueva York.

Wang, Y.-J. y Lin J.-K. 1995. Estimation of selected phenols in drinking water with *in situ* acetylation and study on the DNA damaging properties of polychlorinated phenols. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 537-542.

White, S. 1988. Sediment yield and availability for two reservoir drainage basins in central Luzono, Philippines. En: *Sediment Budgets*. M.P. Bordas and D.E. Walling (comps.). IAHS Publ. No. 174. Int. Assoc. Hydrol. Sci., Wallingford, Reino Unido. págs. 575-581.

Wischmeier, W.H. 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation, *J. Soil Water Conserv.* 31, 5-9.

WWF. 1993. *Marine Update 13: Marine pollution and pesticide reduction policies*. World Wide Fund for Nature, Panda House, Godalming, Surrey, UK.

WWF. 1992. *Pesticide reduction programmes in Denmark, the Netherlands, and Sweden*. A WWF International Research Report, World Wide Fund for Nature International, Switzerland. (se incluye "The pesticide reduction programme in Denmark: Update", n.d.)

Young, R.A. et al. 1986. *Agricultural Nonpoint Source Pollution Model: A Watershed Analysis Tool*. USDA-ARS, Morris, MN.



ANEXO 1 - INVENTARIO DE PLAGUICIDAS

En el presente Anexo se facilita información general sobre una gran variedad de plaguicidas utilizados en la agricultura. Los lectores interesados en una información más detallada pueden consultar las mentes originales, especialmente en lo que se refiere a las directrices sobre el agua potable. Los diferentes valores relativos a las concentraciones en el agua potable y en el tejido de los peces y mariscos responden a los distintos criterios y métodos utilizados para calcular esos valores. Las directrices sobre el pescado se refieren a las partes comestibles (por ejemplo, filetes). En el caso de muchos plaguicidas no se conocen los valores de concentración para el agua potable y el tejido de los peces y mariscos. La principal fuente de este Anexo es la primera de las obras que se cita a continuación; salvo indicación en contrario, la información y los valores proceden de esa fuente.

1) US Environmental Protection Agency, 1990. National Pesticide Survey: Survey Analyses. En "National Survey of Pesticides in Drinking Water Wells, Phase 1 Report, Office of Water, Office of Pesticides and Toxic Substances, EPA570/9-90-015, Washington DC.

2) Nowell, L.H. y E.A. Resek. 1994. National standards and guidelines for pesticides in water, sediment, and aquatic organisms: Application to water-quality assessments. Volumen 140 de "Reviews of Environmental Contamination and Toxicology", Springer-Verlag, Heidelberg, Alemania, volumen 140 (esta mente contiene un examen más detallado, directrices para la vida acuática, etc.).

3) Organización Mundial de la Salud, 1993. Guidelines for drinking water quality; Volumen 1: Recommendations. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, segunda edición.

4) Varias mentes, incluida la documentación sobre los productos, etc.

Plaguicida	Denominación común o nombre comercial	Tipo	Uso principal	Nivel en el agua potable (μ g/l)	Tejido de peces y mariscos (mg/kg)
------------	---------------------------------------	------	---------------	---------------------------------------	------------------------------------

Acifluorfen	Blazer Carbofluorfen Tackle RH-620	Herbicida	Combate las malas hierbas y las gramíneas en los cultivos de soja, maní, arroz y otras leguminosas de semilla grande	-	
Alacloro	Lasso	Herbicida	Combate las gramíneas anuales y las malas hierbas en los cultivos de maíz, soja y maní	2,0 20. (3)	
Aldicarb	Temik	Insecticida Acaricida Nematocida	Combate los insectos, nematodos y los ácaros en algodón, remolacha azucarera, papas y plantas ornamentales	10. (1,3)	
Aldicarb sulfona	Standak Aldoxycarb	(Producto degradado)	(Véase Aldicarb)	40.	
Aldicarb sulfóxido	(Véase Aldicarb)	(Producto degradado)	(Véase Aldicarb)	10.	
Aidrina	HHDN Octalene	Insecticida	Combate los insectos del suelo	0,03 (3)	0,3 (2)
Ametrina	Gesapax	Herbicida	Combate las malas hierbas de la piña, caña de azúcar, banano, plátanos, maíz y papas	-	
Atraton	Gesatamin	Herbicida	Anteriormente, herbicida experimental	-	
Atrazina	AAtrex	Herbicida	Combate algunas malas hierbas del maíz, sorgo, caña de azúcar, pina y cítricos	3,0 2,0 (3)	
Atrazina, deetil.	(Véase Antrazina)	(Producto degradado)	(Véase Atrazina)	-	
Barbana	Carbyne	Herbicida	Combate las malas hierbas en la avena	-	

			silvestre, trigo, lentejas, guisantes, remolacha azucarera, cebada y trébol		
Baygon	Propoxur Unden Blattanex	Insecticida	Combate las cucarachas, moscas, mosquitos e insectos del césped	-	
Bentazon	Basagran	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha en la soja, arroz, maíz, maní, frijoles, guisantes y menta	30. (3)	
Bromacilo	Borea Hyvar Uragan	Herbicida	Combate las malas hierbas y arbustos en las superficies no cultivadas, y las malas hierbas de los cítricos y la pina	-	
Butaclor	Machete	Herbicida	Combate las gramíneas anuales y las malas hierbas del arroz y otros cultivos sembrados y transplantados	-	
Butilato	Sutan	Herbicida	Combate las malas hierbas y el Cyperus esculentus del maíz	-	
Carbaril	Sevin	Insecticida	Combate los insectos en los calveros, plantas ornamentales, árboles de sombra y pastizales	-	
Carbofurán	Furada Caraterr	Insecticida Acaricida Nematocida	Combate los insectos, ácaros, nematodos del	40. 5. (3)	

			maíz y otros cultivos		
Carbofurán, 3-hidroxi	(Véase Carbofurán)	(Producto degradado)	(Véase Carbofurán)	-	
Carborufano, fenol	(Véase Carbofurano)	(Producto degradado)	(Véase Carbofurán)	-	
Carbofurán, fenol, 3-ceto-	(Véase Carbofurán)	(Producto degradado)	(Véase Carbofurán)	-	
Carboxina	D-735 DCMO Vitavax	Fungicida	Combate el carbón de la cebada, avena, trigo y plantones	-	
Cloramben	Amiben Vegiben	Herbicida	Combate las malas hierbas de la soja, maní, girasol y maíz	-	
Clordano	Gold Crest C-100	Insecticida	Combate las termitas de las casas y otros insectos, como las hormigas que habitan en las proximidades de los cables subterráneos	2. 0,2 (3)	0,3 (2)
Clordecone (2) (Kepone)				-	0,3 (2)
Clorobencilato	Akar Benzilian	Acaricida	Combate los ácaros de cítricos, algodón y hortalizas	-	
Cloroneb	Terraneb	Fungicida	Combate algunos hongos y las enfermedades sistemáticas de las plántulas del algodón, frijoles y soja	-	
Clortalonil	Bravo Daconil	Fungicida	Combate los hongos de los frijoles, zanahorias, apio, maíz, coníferas y maní	-	
Clorotoluron (3)				30. (3)	

Cloroprofan	Chloro IPC CIPC Furloe Sprout NP	Herbicida	Combate las malas hierbas de la alfalfa, habas de Lima y judías verdes	-	
Cianazina	Bladex Fortrol	Herbicida	Combate las gramíneas anuales y las malas hierbas de hoja ancha en las tierras de cultivo en barbecho	-	
Cicloato	Ro-Neet	Herbicida	Combate las gramíneas y las malas hierbas de hoja ancha	-	
2,4-D	Ácido 2,4 - diclorofenoxiacético Aqua Kleen	Herbicida	Combate las malas hierbas del trigo, maíz y cebada	70. 30. (3)	
Dalapón	Dowpon Ded-Weed	Herbicida	Impide el crecimiento de gramíneas como la grama del norte, el pasto de Bermuda y algunas plantas perennes	200.	
2,4-DB	Butyrac Embutox	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha de la alfalfa, soja y maní	90. (3)	
DCPA	Clortal-dimetil Dachtal	Herbicida	Combate las gramíneas anuales del césped, plantas ornamentales, fruta y hortalizas	-	
DCPA, metabolitos ácidos	(Véase DCPA) Dachtal acid metabolites	(Producto degradado)	(Véase DCPA)	-	
4,4-DDD	TDE Rothane	Insecticida	Combate los mosquitos y arañas	-	5. (2)
4,4-DDE	(Véase 4,4-DDD)	(Producto degradado)	(Véase 4,4-DDD)	-	5. (2)
4,4-DDT	(Véase 4,4-DDD)	(Véase 4,4-DDD)	(Véase 4,4-DDD)	2. (3)	5. (2)

Diazinon	Spectracide Basudin AG-500	Insecticida de los suelos	Combate insectos como gusanos trozadores, gusanos alambres y otros gusanos de la fruta, hortalizas y tabaco	-	
Dibromocloropropano(DBCP)	Nemafume Fumazone Nemagon	Fumigante de los suelos	Combate los nematodos de las bayas, cítricos, melones y nueces	0,2 1. (3)	
Dicamba	Banvel D Banfel Compound B Mediben	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha del maíz, sorgo, cereales y espárragos	-	
Dicamba, 5-hidroxi-	---	Herbicida (Producto degradado)	Combate las especies anuales y perennes de malas hierbas de hoja ancha de espárragos, cereales y maíz	-	
Ácido 3,5-diclorobenzoico	Dalapon	Herbicida	Combate las gramíneas perennes	-	
1,2-dicloropropano	Propylene Dichloride 1,2-DCP	Fumigante de los suelos	Combate los nematodos del suelo (Contaminante de un ingrediente activo registrado)	5.20. (3)	
cis-1,3 dicloropropeno	Telone II	Nematocida	Combate los nematodos del suelo	20. (3)	
Trans-1,3 dicloropropeno	(Véase cis-1,3-dicloropropeno)	(Véase cis 1,3-dicloropropeno)	(Véase cis-1,3-dicloropropeno)	-	
Dicloroprop	Maizeox RK	Herbicida	Combate el polygonum persicaria, galium y aparine en los cereales y	100. (3)	

			pastos		
Diclorvos	Herkol Nogos Nuvan Phosvit Vapona	Insecticida con acción fumigante	Combate mosquitos, moscas, áfidos y arañuelas de las frutas y hortalizas	-	
Dieldrina	Heod Dielorex Octalox	Insecticida	Combate los insectos del suelo, como las langostas	-	
Dinoseb	DNBP Dinitro Premerge	Herbicida	Combate malas hierbas de la papa, viñas y cultivos de semillas de cereales y leguminosas	7.	
Difenamid	Dymid Enide	Herbicida	Combate las hierbas anuales y las malas hierbas de hoja ancha del maní, tabaco y alfalfa	-	
Disulfotón	Dysston Dithiodemeton Di-syston Ditio-systos	Insecticida	Combate los insectos y ácaros de las semillas	-	
Disulfotón sulfona	(Véase Disulfotón)	(Producto degradado)	(Véase Disulfotón)	-	
Disulfotón sulfóxido	(Véase Disulfotón)	(Producto degradado)	(Véase Disulfotón)	-	
Diurón	DCMU Karmex	Herbicida	Combate las malas hierbas herbáceas y de hoja ancha del trigo, cebada y banano	-	
Endosulfán I	Thiodan Cyclodan Malix	Insecticida Acaricida (Producto degradado)	Combate diversos insectos, como los ácaros de los cereales, caté, algodón, fruta, semillas oleaginosas, papas y té	-	
Endosulfán II	(Véase Endosulfán I)	(Producto degradado)	(Véase Endosulfán I)	-	
Sulfato de endosulfán	(Véase Endosulfán I)	(Producto degradado)	(Véase Endosulfán I)	-	

Endrina	Nendrina	Insecticida	Combate los insectos del algodón, cereales finos y los acrídidos de las tierras no cultivadas	2.	0,3 (2)
Endrina, aldehido	(Véase Endrina)	(Producto degradado)	(Véase Endrina)	-	
EPTC	EPTAM	Herbicida	Combate las malas hierbas de frijoles, papas y maíz	-	
Etoprofos	Mocap Prophos Ethoprofos	Nematocida Insecticida	Combate los nematodos e insectos del banano, col y maíz	-	
Dibromuro de etileno (EDB)	Bromofume Nephis	Insecticida	Combate los insectos del suelo y es un aditivo de la gasolina con plomo	0,05	
Etilentiourea (ETU)	ETU	Producto de descomposición de los fungicidas EBDC	EI EDBC combate los hongos de las rosas y otras flores, papas, tomates, lechugas y manzanas		
Etridiazole	Koban Terrazole	Fungicida de los suelos	Combate las enfermedades del césped, frijoles, maíz, algodón y sorgo	-	
Fenamifos	Nemacur Inemacury	Insecticida Nematocida	Combate los nematodos e insectos del algodón, maní, soja, hortalizas y fruta	-	
Fenamifos sulfona	(Véase Fenamifos)	(Producto degradado)	(Véase Fenamifos)	-	
Fenamifos, sulfóxido	(Véase Fenamifos)	(Producto degradado)	(Véase Fenamifos)	-	
Fenarimol	Bloc Rimdin Rubigan	Fungicida	Protege del moho pulverulento de las manzanas, uvas y rosas	-	

Fenoprop (3)				9. (3)	
Fluometurona	Cotoron	Herbicida	Combate las gramíneas anuales y las hierbas de hoja ancha	-	
Fluridona	Sonar	Herbicida	Combate las malas hierbas y hierbas anuales de los campos de algodón	-	
Glifosato (4)	Roundup	Herbicida	Herbicida no selectivo de amplio espectro utilizado en cereales, frijoles y otros cultivos (4)	700. (2)	
alfa-HCH	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH) (Contaminante de un ingrediente activo registrado)	-	
beta-HCH	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH) (Contaminante de un ingrediente activo registrado)	-	
delta-HCH	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH)	(Véase gamma-HCH) (Contaminante de un ingrediente activo registrado)	0,2 2. (3)	
gamma-HCH (Lindane)	gamma BHC Lindane	Insecticida	Combate los saltahojas del arroz de tierras bajas y los escarabajos de la madera (Contaminante de un ingrediente activo registrado)	0,4	0,3
Heptacloro (2)	Velsicol 3-cllorochlorene	Insecticida	Combate los insectos del	0,03 (3)	

			maíz, alfalfa, heno y hortalizas (Contaminante de un ingrediente activo registrado)		
Epóxido de heptacloro (2)	(Véase Heptacloro)	(Producto degradado)	(Véase Heptacloro)	0,2	0,3
Hexacloro-benceno	Anti-Carie HCB	Fungicidas	Combate los hongos del trigo	0.03 (3) 1. (1,3)	
Hexazinone	Velpar	Herbicida	Combate algunas malas hierbas de las coníferas, caña de azúcar, pina y pacana	-	
Isoproturon (3)				9. (3)	
Linuron	Afalón	Herbicida	Combate las malas hierbas del maíz, zanahoria, apio y papas	-	
MCPA (3)				2. (3)	
Mecoprop				10. (3)	
Merfos	Folex	Defoliante	Actúa como defoliante del algodón	-	
Metiocarb	MesuroI Draza	Insecticida	Combate los insectos de las cerezas y aleja a los pájaros de los cerezos	-	
Metomil	Lannate Nudrin	Insecticida	Combate un amplio espectro de insectos de los cultivos agrícolas y ornamentales	-	
Metoxicloro	Malate	Insecticida	Combate los insectos de la fruta y los árboles de sombra	400. 20. (3)	
Metilpara-oxón	E-600 Mintacol	Insecticida	Cómbale diversos insectos	-	
Metolacloro	Dural Primext	Herbicida	Combate las malas hierbas	10. (3)	

			de las plantas ornamentales leñosas, girasoles y maíz		
Metribuzina	Sencor Sencorex Lexone	Herbicida	Combate la hierba y las malas hierbas herbáceas y de hoja ancha de la soja, trigo, cebada, guisantes y lentejas	-	
Metribuzina DA	(Véase Metribuzina)	(Producto degradado)	(Véase Metribuzina)	-	
Metribuzina DADK	(Véase Metribuzina)	(Producto degradado)	(Véase Metribuzina)	-	
Metribuzina DK	(Véase Metribuzina)	(Producto degradado)	(Véase Metribuzina)	-	
Mevinfos	Phosdrin	Insecticida Acaricida	Combate los ácaros, escarabajos, acrídidos, terreros y saltahojas de una gran variedad de hortalizas y frutas	-	
MDK 264	Van Dyke-264	Sinergista	Actúa como sinergista de piretrina, aletrín y rotenona	-	
Mirex (2)					0,1
Molinato	Ordram	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha en germinación y las hierbas acuáticas en los cultivos de arroz	6. (3)	
Napropamida	Devrionol	Herbicida	Combate las gramíneas anuales y las malas hierbas de hoja ancha	-	
Neburón	Kloben	Herbicida	Combate las malas hierbas y gramíneas en semilleros y	-	

			plantas ornamentales		
4-Nitrofenol	-	Fungicida Producto de descomposición de insecticidas de paration	Degradado de los plaguicidas de paration, combate diversos insectos, como los áfidos y los mosquitos de las peras	-	
Norflurazona	Zorial Evital Solicam	Herbicida	Combate los insectos de] algodón, frutas de hueso, nueces y arándanos	-	
Oxamilo	Vydate DPX-1410	Insecticida	Combate los insectos, ácaros y nematodos de cultivos y frutas	200.	
Pentaclorofenol	Dowicide 7	Fungicida Insecticida Defoliante Herbicida	Protege la madera de la descomposición provocada por hongos y de los insectos	200. 9. (3)	
Pebulato	Tillam	Herbicida	Combate las gramíneas anuales, ciperáceas y malas hierbas de hoja ancha de la remolacha azucarera, tabaco y tomate	-	
Pendimetalina (3)				20. (3)	
Permetrina	Ambush Perthrine	Insecticida	Combate una gran variedad de insectos del algodón	20. (3)	
Piclorán	Tordon	Herbicida	Combate las plantas leñosas y de hoja ancha de los pastos y tierras de pastoreo	500.	
Prometón	Gesagram	Herbicida	Combate las plantas perennes, malas hierbas	-	

			de hoja ancha y las gramíneas de las zonas no cultivadas		
Prometrina	Gesgard Caparol	Herbicida	Combate las malas hierbas del algodón, guisantes, zanahorias y hortalizas	-	
Pronamida	Kerb	Herbicida	Combate las malas hierbas y la hierba de las lechugas, leguminosas y árboles	-	
Propacloro	Bexton Ramrod	Herbicida	Combate las gramíneas y algunas malas hierbas de hoja ancha	-	
Propanil	Rogue	Herbicida	Combate las malas hierbas del arroz y las papas	20. - (3)	
Propazine	Gesomil Milogard Primatol P	Herbicida	Combate las malas hierbas anuales de hoja ancha y las gramíneas del sorgo	-	
Profam	IPC Beet-Kleen	Herbicida	Combate las malas hierbas de la alfalfa, lechuga, espinacas, remolacha azucarera, lentejas y guisantes	-	
Piridato (3)				100. (3)	
Simazina	Princep Aquazine Gesatop Weedex	Herbicida	Combate las malas hierbas y las gramíneas anuales de los cultivos, en especial del maíz, y de la fruta, por ejemplo cítricos, espárragos y	1. 2. (3)	

			nueces		
Simetrina	Gy-bon	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha del arroz	-	
Stirofos	Gardona Tetrachlorvinphos	Insecticida	Combate los insectos del maíz, algodón, parras y fruta	-	
Sweep	SWEP	Herbicida	Combate las malas hierbas del arroz, maíz, guisantes y maní	-	
2,4,5-T (ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético)	Weedon	Herbicida	Combate las plantas leñosas de las zonas industriales	9. (3)	
Tebutiuron	Graslan Spike	Herbicida	Combate las malas hierbas de las tierras no cultivadas y pastizales	-	
Terbacil	Sinbar	Herbicida	Combate las malas hierbas anuales y perennes de la caña de azúcar, alfalfa, manzanas, melocotones, cítricos, pacanas y menta	-	
Terbufos	Counter	Insecticida	Combate los insectos del suelo y los nematodos del maíz, hortalizas y sorgo	-	
Terbutrina	Igram Preban	Herbicida	Combate las malas hierbas de la cebada y el trigo de invierno	-	
Toxafeno (2)				-	5. (2)
2,4,5-TP (Triclorofenol)	Silvex	Herbicida	Combate las malas hierbas y arbustos de los pastizales, caña de azúcar y arroz	50.	

Triademefon	Bayleton	Fungicida	Combate los hongos y la roya de las hortalizas, cereales, café y fruta	-	
Triciclazol	Beam Bim Blascide	Fungicida	Combate los hongos del arroz sembrado	-	
Trifluralina	Treflan	Herbicida	Combate las gramíneas anuales, las malas hierbas de la soja, algodón y hortalizas	20. (3)	
Vernolato	Vernam	Herbicida	Combate las malas hierbas de hoja ancha y herbáceas	-	

CUADERNOS TECNICOS DE LA FAO

ESTUDIOS FAO: RIEGO Y DRENAJE	
1	La práctica del riego y la ordenación de aguas, 1972 (A* E* F* I*)
1 Rev.	1. Irrigation practice and water management, 1984 (I)
2	Revestimiento de canales de riego, 1972 (Nueva edición 1977, disponible en E, F e I en la colección FAO: Fomento de tierras y aguas, N° 1)
3	Design criteria for basin irrigation systems, 1971 (I*)
4	Village irrigation programmes - a new approach in water economy, 1971 (F I*)
5	El riego automatizado, 1971 (E* F* I*)
6	El drenaje de los suelos pesados, 1971 (E* F I*)
7	Salinity seminar, Baghdad, 1971 (F I*)
8	El agua y el medio ambiente, 1973 (E* F* I*)
9	Los materiales para avenamientos, 1972 (E* F* I*)
10	La ordenación integrada de las aguas en la agricultura, 1974 (E* F* I*)
11	Planning methodology seminar, Bucharest, 1972 (F* I*)
12	Farm water management seminar. Manila, 1972 (I*)
13	Water use seminar, Damascus, 1972 (F* I*)
14	Riego por goteo, 1974 (E* F* I*)
15	Drainage machinery, 1973 (F* I*)
16	Saneamiento de suelos salinos, 1973 (C* E* F* I*)
17	La influencia del hombre en el ciclo hidrológico, 1973 (E* F* I*)
18	Aguas subterráneas, seminario de Granada, 1972 (E F I*)

19	Mathematical models in hydrology, 1973 (I)
20/1	Water laws in Moslem countries - Vol. 1, 1973 (F I*)
20/2	Water laws in Moslem countries - Vol. 2, 1978 (F I)
21	Groundwater models, 1973 (I)
22	Agua para agricultura - Indice, 1973 (E/F/I*)
23	Los métodos de simulación en el aprovechamiento de los recursos hídricos, 1974 (E* F* I)
24	Las necesidades de agua de los cultivos, 1975 (C* E F I) (1977, rev. I)
25	Precipitación efectiva, 1974 (C* E* F* I*)
26/1	Pequeñas obras hidráulicas - Vol. 1, 1976 (E F I)
26/2	Pequeñas obras hidráulicas - Vol. 2, 1976 (E F I)
27	Estaciones agrometeorológicas, 1976 (E* F* I)
28	Ensayos de drenaje, 1976 (E F I)
29	Calidad del agua para la agricultura, 1976 (E* F* I*)
29 Rev.	1. La calidad del agua en la agricultura, 1987 (C** E F I)
30	Self-help wells, 1977 (I)
31	Contaminación de las aguas subterráneas, 1981 (C* E I)
32	Deterministic models in hydrology, 1 979 (I)
33	Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos, 1979 (C* E F I)
34	Corrosion and encrustation in water wells, 1980 (I)
35	Mecanización del riego por aspersión, 1986(C E FI)
36	Riego localizado, 1986 (Ar C E F I)
37	Arid zone hydrology, 1981 (C** I*)
38	Elementos para el proyecto de drenajes, 1985 (Ar C E F I)
39	Los lisímetros, 1986 (C E F I)
40	Organización, operación y conservación de los proyectos de riego, 1991 (C** E** F I)
41	Ordenación del ambiente para la lucha antivectoral en arrozales, 1986 (E F I)
42	Consultation on irrigation in Africa, 1 987 (F I)
43	Water lifting devices, 1986 (I)
44	Design and optimization of irrigation distribution networks, 1988 (F I)
45	Guidelines for designing and evaluating surface irrigation systems, 1989 (I)
46	CROPWAT - programa de ordenador para planificar y manejar el riego, 1 993, (E F I)
47	Wastewater treatment and use in agriculture, 1992 (I)
48	The use of saline waters for crop production, 1993 (I)
49	CLIMWAT FOR CROPWAT, 1993 (I)
50	Le pompage éolien, 1994 (F)
51	Prospects for the drainage of clay soils, 1995 (I)
52	Reforming water resources policy - A guide to methods, processes and practices, 1995 (I)
53	Environmental impact assessment of irrigation and drainage projects, 1995 (I)

54	Crues et apports, 1996 (F)
55	Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos, 1997 (E I)

