

INTEGRACION DE LAS POLITICAS DE AGRICULTURA, DE AGUA Y DE MEDIO AMBIENTE: LECCIONES DE LA EXPERIENCIA DE ESTADOS UNIDOS

Por
CHARLES W. HOWE (*)

La gestión de la calidad del agua comenzó en los Estados Unidos en 1899, con la Ley federal de derechos. En el decenio de 1950, la legislación federal previó la aportación de fondos para la realización de investigaciones sobre calidad del agua y la concesión de subvenciones a las ciudades para la construcción de instalaciones de depuración de las aguas residuales. El programa de construcción de depuradoras mejoró la calidad del agua en muchos casos, pero resultaba innecesariamente costoso, porque exigía la implantación de avanzadas tecnologías en todos los pueblos y ciudades, independientemente de las condiciones medioambientales del agua. Además, con frecuencia las depuradoras han sido mal utilizadas tras su construcción (Kneese y Schulze, 1975).

La Ley sobre calidad del agua de 1965 exigió a los Estados la fijación de valores medioambientales para todas las masas de agua y la adopción de planes para conseguir que se cumplieran los valores límite de residuos impuestos a industrias y a los municipios. Los

(*) Profesor de Economía y Director del Programa de Comportamiento y Medio Ambiente, Instituto de Ciencias del Comportamiento, Universidad de Colorado-Boulder, Estados Unidos.
- Revista de Estudios Agro-Sociales. Núm. 167 (enero-marzo 1994).

Estados, sin embargo, no estaban preparados para elaborar ni ejecutar esos planes, y la mayoría tampoco estaban excesivamente motivados para mejorar la calidad del agua por temor a la fuga de industrias (aunque no existen pruebas de que tal cosa sucediera).

La Ley federal de control de la contaminación de las aguas de 1972, conocida como Ley del agua limpia, reconoció la competencia de la Agencia de Protección del Medio Ambiente (Environmental Protection Agency, EPA) para la concesión de permisos a los principales responsables de los vertidos y para la fijación de límites de emisión nacionales, sobre la base de las tecnologías «de final de proceso» disponibles. Se declaraba a los Estados competentes para la fijación de niveles medioambientales en materia de agua y para la adopción de planes de ejecución, incluida la concesión de permisos a las diferentes fuentes, sujetos a los valores de emisión federales. La EPA asumiría las funciones que los Estados no estuvieran en condiciones de desempeñar.

El Inventario Nacional de Calidad de las Aguas elaborado por la EPA reveló pronto que las fuentes difusas de contaminación tenían una gran importancia. Ya en 1968, treinta y tres Estados habían indicado que estas fuentes constituían un problema serio, y cuarenta y siete Estados habían mencionado la escorrentía de origen agrícola como la más importante de esas fuentes. La agricultura aparecía como el contaminante principal en el 64 por ciento de las vías fluviales que no alcanzaban los valores límite, en el 57 por ciento de la superficie de los lagos afectados y en el 19 por ciento de las zonas contaminadas en los estuarios (Davidson, 1990). La actual Ley del agua limpia (1987) todavía excluye a los caudales de retorno del riego de una regulación directa, aun cuando estos caudales puedan ser identificados mediante zanjas de drenaje de superficie o tubos de drenaje subterráneos. En los demás casos, se filtran a través del suelo y vuelven a los cauces en lugares y momentos distantes de los de su utilización, con los consiguientes problemas teóricos y prácticos de seguimiento y control.

La importancia de la contaminación difusa procedente de fuentes agrícolas se debe en parte a la falta de coordinación entre la política agrícola y la política medioambiental. Cuando se quiere limitar la producción agrícola, se limita la superficie cultivada, lo que impulsa

a los agricultores a adoptar prácticas intensivas, con una fuerte utilización de fertilizantes, herbicidas y plaguicidas. Por otra parte, la política federal de suministro de agua para el riego a bajo precio favorece los consumos excesivos de aguas que vuelven a los cauces arrastrando sales, fertilizantes y plaguicidas. Una gestión racional del agua debería tomar en consideración estos cambios en la calidad del agua (Howe, y cols., 1986).

En conjunto, una parte importante de las ineficiencias del programa de calidad del agua se deben a la falta de coordinación con las políticas en otros sectores. La política de calidad del agua y la de cantidad (abastecimiento) del agua son fijadas por diferentes órganos tanto en el Gobierno Federal como en la mayoría de los Estados. A menudo se pasan por alto problemas como la acumulación de nitratos y los fenómenos de escorrentía. La ausencia de un criterio unitario global es obvia y costosa.

I. EXCESIVOS COSTES DEL PROGRAMA DE CALIDAD DEL AGUA

La gestión medioambiental en los Estados Unidos ha resultado ser cara en comparación los sistemas de mínimo coste (estimado). Según un cálculo más bien «moderado», el coste del sistema actual es al menos el doble que el que tendría un sistema de mínimo coste (Stewart, 1985). Los costes reales de los programas de calidad del aire y del agua son a menudo varias veces superiores a los mínimos costes estimados que podrían obtenerse.

Varios estudios han llegado a la conclusión de que los costes totales del programa de calidad del agua superan a los beneficios totales, y de que, en muchas áreas, los costes marginales superan a los beneficios marginales. Los beneficios anuales para 1985 se han calculado en 14.000 millones de dólares, con un margen de fluctuación posible de 5.700 a 27.000 millones, mientras que los costes anuales de 1979 a 1988 se han fijado en 23.200 millones (Freeman, 1978). El cálculo de los beneficios, sin embargo, no incluye algunos conceptos importantes, como son los correspondientes a los valores de opción y de existencia, que podrían aumentar la relación coste-

beneficio. Por lo demás, aunque la conclusión pueda ser cierta para los Estados Unidos en general, ello no implica que la gestión de la calidad del agua no esté resultando positiva en muchas subregiones.

Para el desarrollo satisfactorio de un programa de calidad medioambiental se requiere un seguimiento adecuado tanto de esa calidad como de los vertidos, así como la imposición de sanciones significativas. El programa de Estados Unidos ha sido objeto de un seguimiento inadecuado y de una aplicación laxa. Además, no alienta a los responsables de la formulación de políticas «a hacer las grandes inversiones en seguimiento y personal necesarias para conseguir que el tedioso e interminable trabajo de una aplicación creíble se convierta en una realidad burocrática» (Ackerman, 1985). En la actual era de la electrónica, es posible el seguimiento de muchas fuentes con un bajo coste.

II. LOS BENEFICIOS DE UN AUMENTO DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DE LA COORDINACION ENTRE CALIDAD Y CANTIDAD

Aun cuando hasta ahora los programas de calidad del agua hayan sido innecesariamente caros, geográficamente inflexibles (los mismos criterios en todas partes) e inadecuadamente aplicados, lo cierto es que la mejora de la calidad del agua permite obtener grandes beneficios. Se puede encontrar un ejemplo en la calidad de las aguas del río Colorado, caracterizadas por la existencia de niveles cada vez más elevados de sólidos disueltos totales (SDT) debido a la intensificación de los usos agrícolas y a los caudales de retorno de la cuenca alta. El nivel medio de SDT en el decenio 1976-1985, medido en los embalses de Hoover, Parker e Imperial, fue de 700 partes por millón (1 ppm equivale a 1 mg/l). Un estudio realizado para la Oficina de Colonización (US Bureau of Reclamation, 1988) estimaba en 311 millones de dólares los daños anuales atribuibles al aumento de SDT desde el nivel anterior de 500 al ya citado de 700 ppm. En el cuadro 1 se muestran los datos desglosados.

Howe y Young (1978) calcularon que sólo en el Estado de Colorado podría haberse evitado la afluencia de unas 635.400 toneladas

Cuadro 1

DAÑOS ANUALES ESTIMADOS DE UN AUMENTO DE SDT DE 200 ppm
EN LA CUENCA BAJA DEL RIO COLORADO

<i>Total de daños anuales (*) media en diez años</i>	<i>(miles de dólares de 1988)</i>
Agricultura	\$112.000
Vivienda	156.114
Servicios de agua	3.236
Industria	6.115
Otros	32.550
Total de daños	\$310.815

(*) Base 500 ppm.

Fuente: US Bureau of Reclamation, 1988.

de SDT al año si se hubiesen tomado medidas para mejorar las prácticas de laboreo, modificar las pautas de cultivo, reducir las fuentes puntuales y revestir los canales de riego. El cuadro 2 muestra las actuaciones realizadas para la reducción de la salinidad y los costes estimados de la reducción de SDT por tonelada.

Partiendo de la estimación de 311 millones de dólares en daños y del aumento de SDT de 500 a 700 ppm, se obtiene un promedio de

Cuadro 2

POSIBLES ACTIVIDADES DE REDUCCION DE SDT EN COLORADO
Y COSTES ASOCIADOS

<i>Actividad (a)</i>	<i>Toneladas ahorradas por año (c)</i>	<i>Coste estimado por tonelada</i>
Prácticas de laboreo	93.500	\$ -4,10(b)
Proyecto de Paradox Valley	153.000	9,70
Modificación de pautas de cultivo I	18.300	11,00
Reducción de superficie de cultivo en Grand Valley	88.000	13,80
Reducción de superficie de cultivo en Uncompaghre Valley	102.000	14,00
Modificación de pautas de cultivo II	10.600	21,60
Revestimiento de canales en Grand Valley	170.000	28,50
Total toneladas por año	635.000	

(a) Para una descripción detallada de estas actividades, ver Utah Water Research Laboratory, 1978.

(b) El coste negativo estimado demuestra que estas prácticas de laboreo aumentarían la renta neta de las explotaciones independientemente del ahorro en SDT.

(c) Tonelada de EEUU = 0,9 toneladas métricas.

Fuente: Utah State Water Research Laboratory, 1978, pág. 35, tabla 33.

daños de 1,5 millones de dólares por ppm. Puesto que se necesita una reducción de 10.000 toneladas de los vertidos salinos en la cuenca alta para conseguir una reducción de 1 ppm de las concentraciones de SDT en la cuenca baja (Maletic, 1974), los beneficios de la reducción de dichos vertidos son aproximadamente de 150 dólares por tonelada.

Si se comparan los beneficios por tonelada con los costes por tonelada del cuadro 2 (incluso multiplicándolos por dos para tener en cuenta la inflación desde 1978), queda claro que todas esas medidas estarían justificadas en un plan racional de control de la salinidad.

El tratado entre los Estados Unidos y México sobre la calidad de las aguas del río Colorado, celebrado por los presidentes Nixon y Echeverría a principios del decenio de 1970, exige que los Estados Unidos mantengan la salinidad en la frontera mexicana al mismo nivel que en el embalse Imperial. Para ello habría que reducir actualmente la cifra de SDT en un millón de toneladas al año. Es evidente que habría que adoptar todas las medidas reflejadas en el cuadro 2 en cualquier estrategia racional dirigida a conseguir dicha reducción. Sin embargo, la Oficina de Colonización ha puesto en marcha en Yuma, Arizona, una planta de ósmosis inversa de 500 millones de dólares para obtener la mencionada reducción (US Water News, 1990). Si estos 500 millones de dólares se amortizan al 5 por ciento, y se añaden los 25 millones anuales de gastos de explotación, el coste anual del método se sitúa en 50 millones de dólares, que equivale por lo menos a 50 millones de dólares por tonelada de SDT eliminada.

Este ejemplo es ilustrativo de la irracionalidad que resulta cuando la planificación de la *cantidad* del agua no se coordina con la planificación de la *calidad* del agua. En la práctica, el aumento de las cantidades de SDT en el río Colorado que impulsó a México a solicitar la celebración de un acuerdo sobre la calidad del agua se produjo cuando se inició el Proyecto de Regadío Wellton-Mohawk, que arrastró antiguos depósitos salinos de los acuíferos subyacentes (Oyarzabal-Tamargo y cols., 1978). Se ha calculado que el total de la superficie de regadío del Proyecto habría podido ser comprada y retirada de la producción por una parte de los costes de construcción de la planta desalinizadora.

Howe y Ahrens (1988) han estimado los beneficios que se obtendrían por acre-pie (1 acre-pie = 1.237,48 m³) de reducción del consumo en la cuenca alta del río Colorado. Al reducirse el consumo disminuye la concentración de SDT, puesto que se reduce la cantidad de SDT y aumenta la disolución. La eliminación de los daños causados por la salinidad es un componente importante de los beneficios totales, tal como refleja el cuadro 3. Este cuadro pone de relieve la importancia de las diferencias locales en las políticas del agua. La utilización del agua en el Grand Valley del Colorado es la causa de que los daños por salinidad de otras subcuencas se hayan multiplicado por siete, a causa de los caudales de retorno altamente salinos. La utilización del agua en el valle del Gunnison multiplica por dos la pérdida de energía eléctrica de otras subcuencas debido a las unidades de generación de energía de dicho río. De estos datos se desprende claramente que una eficaz política de aguas debe ser sensible a las condiciones locales y a las consecuencias para el resto del sistema.

Entre los beneficios mencionados hasta ahora no se incluyen algunos que figuran entre los más importantes de la mejora de la calidad del agua: los beneficios recreativos. Greenley, Walsh y Young (1982) calcularon los valores recreativos asociados con una hipotética mejora de la calidad del agua en la cuenca del río South Platte de Colorado. Las estimaciones indicaban que las mejoras de este tipo son muy apreciadas en las actividades recreativas relacionadas con el agua.

Cuadro 3

VALORES RESULTANTES POR CADA REDUCCION DEL CONSUMO IGUAL A 1.000 m³ EN LA CUENCA ALTA DEL RIO COLORADO

Subcuenca	Coste de oportunidad del agua en la cuenca baja	Daños por salinidad evitados	Valor de la energía eléctrica a razón de 0,044 dólares por/Kwh	Total
(dólares de 1988 por cada 1.000 m ³)				
Green River	\$24	\$30	\$37	\$91
Yampa, White Dolores, San Juan Lower, Main Stem	24	30	25	83
Gunnison	24	30	58	112
Grand Valley	24	224	25	273

Las estimaciones más completas a escala nacional de los beneficios procedentes de la mejora de la calidad del agua son las de Mitchell y Carson (1984). Correspondían a las mejoras necesarias para pasar de la situación existente a principios del decenio de 1980 al nivel exigido por la EPA, utilizándose como base una investigación de carácter nacional cuidadosamente diseñada para reducir posibles sesgos y reflejar las diferencias regionales. El margen de los beneficios nacionales anuales resultantes oscilaba entre 17.000 millones y 36.000 millones de dólares. Una estimación del gasto nacional anual de control de la contaminación del agua de 1982 lo situaba en 22.000 millones de dólares (Lyon y Farrow, 1993). Resulta dudoso, por tanto, si el beneficio nacional supera o no el gasto nacional. Lo que sí está claro, en cualquier caso, es que la mejora de la calidad del agua produce enormes beneficios y que unos programas regionales diseñados con criterios económicos pueden dar beneficios netos sustanciales.

III. COSTES Y BENEFICIOS DE FUTURAS AMPLIACIONES DEL PROGRAMA DE CALIDAD DEL AGUA CONFORME A LA LEY DEL AGUA LIMPIA

Lyon y Farrow (1993) han estimado los costes y beneficios de los programas actualmente previstos en el marco de la Ley del agua limpia. Sus resultados indican que es probable que los costes marginales anuales del programa superen los beneficios adicionales en 8.000 millones de dólares o más. Mientras que los beneficios adicionales anuales, obtenidos a partir básicamente de una actualización del estudio de Mitchell y Carson ya mencionado, ascienden a 5.000 millones de dólares, el capital marginal amortizado y los costes de explotación representan 13.000 millones de dólares.

Lyon y Farrow demuestran que habría que centrarse en las *fuentes difusas*, en lugar de las puntuales. Según indican, la contaminación de las fuentes difusas (FD) no sólo está más extendida, sino que su control resulta sensiblemente más barato. El cuadro 4 ofrece algunas de sus estimaciones de los costes de reducción de la erosión agrícola de los suelos y de las filtraciones de fósforo. Las cifras

Cuadro 4 EFICACIA EN RELACION CON EL COSTE DE LAS PRACTICAS DE GESTION AGRICOLA

Práctica	Pérdida de suelo		Fósforo (a)		Coste anual (\$/acre)
	Porcentaje de reducción	Promedio del coste anual (dólares/tn)(b)	Porcentaje de reducción	Promedio del coste anual (dólares/lb)	
Labranza de conservación	30-60	0-27,50	25-30	0-198	(3)-(7,50)
	60-90	0-11,10	50-80	0-80	(5)-(15)
Sin labranza	40-80	0,36-4,79	35-75	8,72-261,6	10,2-120,6
	50-90	3,63-43,6	50-75	8,72-261,6	10,2-120,6
Cauces con vegetación (para conducir las escorrentías)	60-80	0,29-2,61	40-50	0,94-23,5	2,7-6,7
	60-95	2,77-29,2	25-50	10,5-420	26,3-78,8

(a) Además, la EPA informa de reducciones del nitrógeno de un 50-80% para la labranza de conservación y de hasta un 30% para los cauces con vegetación y los desarenadores.

(b) Tonelada norteamericana = 0,9 toneladas métricas; 1 acre = 0,4 hectáreas; 1 acre-pie = 1.233,48 m³.

Fuente: Lyon y Farrow, 1992, tabla 3.

negativas indican que las medidas producirían beneficios netos para las rentas agrícolas, independientemente de las consideraciones medioambientales. El estudio de Lyon-Farrow señala también la existencia de una enorme variabilidad entre los beneficios netos anuales previstos en los distintos Estados, lo cual subraya una vez más la necesidad de adaptar los programas de calidad del agua a la situación regional.

IV. CONCLUSIONES SOBRE LOS CAMBIOS NECESARIOS EN LA POLITICA

Los datos presentados hasta aquí son suficientemente explícitos sobre los cambios de política necesarios. En primer lugar, es imprescindible coordinar la planificación de la cantidad de agua con la planificación de la calidad del agua. Es absurdo construir una planta desalinizadora para reducir los SDT del río Colorado cuando, en realidad, no deberían haberse autorizado los proyectos de regadío causantes de la salinidad. Otro ejemplo, que no hemos mencionado anteriormente, es el del Proyecto de Drenaje del Valle de San Joaquín (National Research Council, 1989), destinado a tratar las aguas de drenaje tóxicas originadas por el riego de superficies en las que se utiliza un exceso de agua debido a las fuertes subvenciones de que goza ésta. Una gran parte de la superficie nunca habría debido ponerse en regadío. Entre las consecuencias de la toxicidad de las aguas de drenaje hay que citar el envenenamiento de un refugio de la vida salvaje.

Un problema fundamental común a todo el oeste de los Estados Unidos es el precio demasiado bajo del agua de riego. La Oficina de Presupuestos del Congreso (Congressional Budget Office, 1993) calculó que los proyectos de la Oficina de Colonización sólo devuelven al Gobierno Federal un 18 por ciento de su coste total. Este bajo nivel de precios fomenta el consumo excesivo de agua y, con ello, la filtración profunda, la disolución de sales y de sustancias tóxicas en el subsuelo, y unos caudales de retorno muy contaminados. El Programa Nacional de Calidad del Agua de Riego del Departamento de

Interior ha realizado evaluaciones de reconocimiento en más de 20 proyectos y ha hallado importantes problemas en varios de ellos.

Es preciso adaptar los valores medioambientales de calidad del agua y los programas de ejecución a las condiciones estatales y locales. En algunos Estados, la situación de los costes y beneficios exigiría la fijación de valores de calidad del agua más estrictos, mientras que en otros Estados probablemente no podrían garantizarse ulteriores mejoras. Teóricamente, la eficiencia económica requiere que los valores medioambientales se establezcan a un nivel en el que los beneficios añadidos equivalgan a los costes marginales necesarios para conseguirlos. Además, en el programa de ejecución debería intentarse que el coste sea el mínimo necesario para alcanzar esos valores. Estos principios han sido ampliamente ignorados en los programas de agua limpia adoptados hasta ahora en los Estados Unidos.

Para la aplicación del principio del mínimo coste habrá que prestar mucha más atención a las fuentes difusas (cuadro 4). La contaminación de fuentes puntuales se ha limitado hasta tal punto que los costes marginales de ulteriores controles serían, en promedio, muy elevados (p. ej., tratamiento terciario por los municipios). Las fuentes difusas plantean diversos problemas, como los relativos a la medición de los grados de contaminación, a la vinculación de la contaminación a inmisiones mensurables, etc., pero las diferencias de coste son lo bastante elevadas para recomendar el despliegue de esfuerzos sustanciales para solucionar tales problemas.

Es hora de confiar más en los instrumentos económicos para el control de la calidad del agua: los impuestos sobre los vertidos y los permisos de vertido transferibles. Ambos parecen adaptarse bien a la gestión de la calidad del agua en las cuencas fluviales si se combinan con la fijación de valores de vertidos para evitar la formación de puntos «negros» en el río. Brown y Johnson (1984) informaron del comienzo de un programa de este tipo en Alemania. Casi todos los estudios que se han ocupado del sistema actual de Estados Unidos han llegado a la conclusión de que el mejor camino a seguir es la adopción de sistemas basados en incentivos económicos. Entre esos estudios destacan los del «Proyecto 88» (Stavins, 1991). Los impuestos, establecidos al nivel adecuado, indican a quien contamina los daños externos por los que se le grava, y siempre representan

una motivación para seguir investigando formas más baratas de reducir la contaminación. Los permisos de vertido transferibles han tenido amplia aplicación en el ámbito de la contaminación atmosférica, donde la difusión uniforme tal vez sea más realista, pero ofrecen también muchas aplicaciones potenciales en el ámbito de la calidad del agua.

BIBLIOGRAFIA

ACKERMAN, B. A. y STEWART, R. B. (1985). «Comment: Enforcing Environmental Law», *Stanford Law Review* 37: 1.333.

BROWN, G. M., Jr. y JOHNSON, R. W. (1984). «Pollution Control by Effluent Charges: It Works in the Federal Republic of Germany», *Natural Resources Journal* 24: 929.

CONGRESSIONAL BUDGET OFFICE (1983). *Current Cost-Sharing and Financing Policies for Federal and State Water Resources Development*, Washington, DC: Estudio especial (julio).

DAVIDSON, J. H. (1990). «Irrigation Districts and Water Quality», presentado en el Seminario del Distrito sobre Regadío (diciembre). Boulder, CO: University of Colorado Natural Resource Law Center.

FREEMAN, A. M. III (1978). *Water Pollution Policy Current Issues in US Environmental Policy*, Portney, P. R., Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.

GREENLEY, D. A.; WALSH, R. G. y YOUNG, R. A. (1982). *Economic Benefits of Improved Water Quality: Public Perception of Option and Preservation Values*, Boulder, CO: Westview Press.

HOWE, C. W.; SCHURMEIER, D. R. y SHAW, W. D. (1986). «Innovative Approaches to Water Allocation: The Potential for Water Markets», *Water Resources Research* 22: 439.

HOWE, C. W.; y AHRENS, A. W. (1988). «Water Resources of the Upper Colorado River Basin: Problems and Policy Alternatives», *Water and Arid Lands of the Western United States*, El-Ashry Diana C. Gibbons (eds.), Nueva York: Cambridge University Press.

KNEESE, A. V. y SCHULZE, C. L. (1975). *Pollution, Prices and Public Policy*, Washington DC: Brookings Institution.

LYON, R. A. y FARROW, S. (1993). *An Economic Analysis of Clean Water Issues: Preliminary Results* (febrero), Washington, DC: Office of Management and Budget.

MALETIC, J. T. (1974). «Current Approaches and Alternatives to Salinity Management in the Colorado River Basin», *Salinity in Water Resources*, Flack, J. Ernest y Charles W. Howe (eds.), Boulder, CO: Merriman Publishing Co.

MITCHELL, R. C. y CARSON, R. T. (1984). *Willingness to Pay for National Freshwater Quality Improvements*, Washington, DC: Resources for the Future, Inc.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1989). *Irrigation-Induced Water Quality Problems: What Can Be Learned from the San Joaquín Valley Experience*, Washington, DC: National Academy Press.

OYARZABAL-TAMARGO, F. y YOUNG, R. A. (1978). «International External Diseconomies: The Colorado River Salinity Problem in Mexico», *National Resources Journal* 18: 77.

STAVINS, R. N. (1991). *Projects 88 - Round II: Incentives for Action*, Washington, DC, (mayo).

STEWART, R. B. (1985). «Economics, Environment, and the Limits of Legal Control», *Harvard Environmental Law Review* 9: 123.

US BUREAU OF RECLAMATION (1988). *Estimating Economic Impacts of Salinity of the Colorado River*, informe preparado por Chapman Millikan Research Group, Inc., Littleton, CO.

US GENERAL ACCOUNTING OFFICE (1983). *Waste Water Dischargers Are Not Complying*, Washington, DC: US Government Printing Office.

US WATER NEWS (1990). «Desalting Plant at Mexican Border May Be Too Expensive To Operate», (marzo): 16.

UTAH STATE WATER RESEARCH LABORATORY (1978). *Salinity Management Options for the Colorado River*, informe P-78-003, Utah State University, Logan, UT, (junio).

WASSERMAN, C. (1984). *Improving the Efficiency and Effectiveness of Compliance Monitoring and Enforcement of Environmental Policies: A National Review*, Washington, DC: US Environmental Protection Agency.

RESUMEN

Se analizan las ineficiencias surgidas de la falta de coordinación entre las políticas de calidad del agua y otras políticas como la agraria. Gran parte de los problemas, así como un elevado coste en mantener unos niveles mínimos de calidad de las aguas surgen por el hecho de que son órganos administrativos diferentes los que establecen las políticas de calidad del agua y de abastecimiento (cantidad). Este hecho se documenta al analizar los costes de reducción de los niveles de salinidad de las aguas del río Colorado, provocados en un porcentaje muy elevado por prácticas agrícolas intensivas, con métodos alternativos.

RESUME

Dans cet article, il est analysé les inefficiences résultant du manque de coordination entre la politique de la qualité de l'eau et d'autres, comme la politique agricole. La plupart des problèmes qui y sont apparus, ainsi que le coût élevé du maintien d'un niveau minimum de qualité des eaux, sont dûs au fait que des organes

administratifs différents ont été chargés d'établir les politiques de qualité de l'eau et de distribution (quantité). Ce problème est constaté à travers l'analyse des coûts attribués à la réduction des niveaux de salinité des eaux du fleuve Colorado, et provoqués, en grande partie, par des activités agricoles intensives, utilisant des méthodes alternatives.

S U M M A R Y

The inefficiencies arising out of the failure to coordinate water quality and other policies, such as agricultural policies, are analysed. Most of the problems and the high cost of maintaining minimum water quality levels are a result of the fact that water quality and supply (amount) policies are established by different administrative agencies. This fact is documented by analysing the costs of reducing salinity levels in Colorado River Water, a high percentage of which is caused by intensive agricultural practices, using alternative methods.
