

# Valoración ambiental de la depuración de aguas residuales mediante IDT desde el punto de vista del uso agrícola de las aguas subterráneas

MORENO, L. (\*); FERNÁNDEZ, M<sup>a</sup> A. (\*); CASERMEIRO, M.A. (\*\*); QUINTANA J.R. (\*\*)

**RESUMEN** El principal inconveniente que muestra la infiltración directa sobre el terreno como técnica de depuración de aguas residuales urbanas, es la posibilidad de alterar la composición del agua subterránea subyacente a las instalaciones de depuración, afectando la capacidad de uso agrícola de la misma, ya sea por el aumento de la salinidad ya por la introducción de sustancias tóxicas o el incremento de nutrientes por encima de niveles adecuados.

En este trabajo se propone un índice de evaluación de impacto sobre las aguas subterráneas de la infiltración directa sobre el terreno, basado en una combinación lineal de seis indicadores de calidad del agua de riego: salinidad, riesgo de sodificación, y toxicidad por cloruro, sodio, boro y nitrógeno. Mediante este índice se puede realizar una valoración cualitativa y cuantitativa de la modificación producida en la calidad del agua por efecto de la actividad de depuración y realizar estudios comparativos de vulnerabilidad, riesgo o afección de los acuíferos.

## METHODOLOGY FOR ENVIRONMENTAL EVALUATION OF THE URBAN WASTEWATER PURIFICATION USING DI, FOCUSING ON THE AGRICULTURAL USE OF GROUNDWATER

**ABSTRACT** *The main disadvantage showed by the direct infiltration (DI) as a waste water purifying technique is the possible change in the composition of the ground water below the treatment installations. This issue has influence in the agricultural quality of water due to the salinity increase, the toxic substances added or the nutrients increase over the proper levels.*

*It is suggested a measure for the evaluation of the impact caused to the ground water by the DI based in a lineal combination of six indicators of the quality of the irrigation water: salinity, solidification risk, and chloride, sodium, boron, and nitrogen toxicity. Using this measure, it is possible to make a qualitative and quantitative evaluation of the changes in the quality of the water due to the purifying activity and to make comparative studies about the aquifers vulnerability, risk and affection.*

**Palabras clave:** Infiltración directa; Indicadores de impacto; Funciones de transformación; Evaluación de impacto ambiental; Geodepuración.

## 1. INTRODUCCIÓN, ANTECEDENTES Y OBJETIVO DEL TRABAJO

La adaptación de la normativa española a la Directiva Comunitaria 91/271 sobre depuración de aguas residuales urbanas, obliga al cumplimiento de un estricto calendario, según el cual, en el año 2005 todas las poblaciones de más de 2000 habitantes deberán dar a sus aguas residuales al menos un tratamiento primario, secundario si se asientan sobre zonas clasificadas como sensibles.

La infiltración rápida, geodepuración, tratamiento suelo acuífero o infiltración directa sobre el terreno (IDT), que de

todas estas formas ha sido llamada, aunque con matices (Moreno, 2004), se ha propuesto como solución, válida en el caso de pequeñas poblaciones (menores de 2000 habitantes), siempre y cuando se cumplen dos premisas fundamentales: el vertido ha de carecer de componente industrial, en especial de metales pesados, hidrocarburos o cualquier otra sustancia no biodegradable, y el uso del agua depurada, al menos de forma directa no ha de ser el abastecimiento a poblaciones.

En el marco del proyecto REM2001039HID financiado por la CICYT en la población de Dehesas de Guadix, provincia de Granada, se ha mantenido durante más de cuatro años una instalación experimental de depuración de aguas residuales urbanas mediante IDT (Moreno, 2002), la presente publicación se ha realizado basándose en dicha experiencia, con el fin de dar respuesta a la necesidad de disponer de una herramienta que permita realizar la evaluación ambiental de este tipo de proyectos, en especial desde el punto de vista de uso agrícola del agua, que es el que con mas probabilidad será afectado.

(\*) Instituto Geológico y Minero de España. Dirección de Hidrogeología y Aguas Subterráneas. Cl Ríos Rosas 23. 28003 Madrid España.

(\*\*) Departamento de Edafología de la Universidad Complutense de Madrid. Plaza de Ramón y Cajal s/n. 28040. Madrid. España.

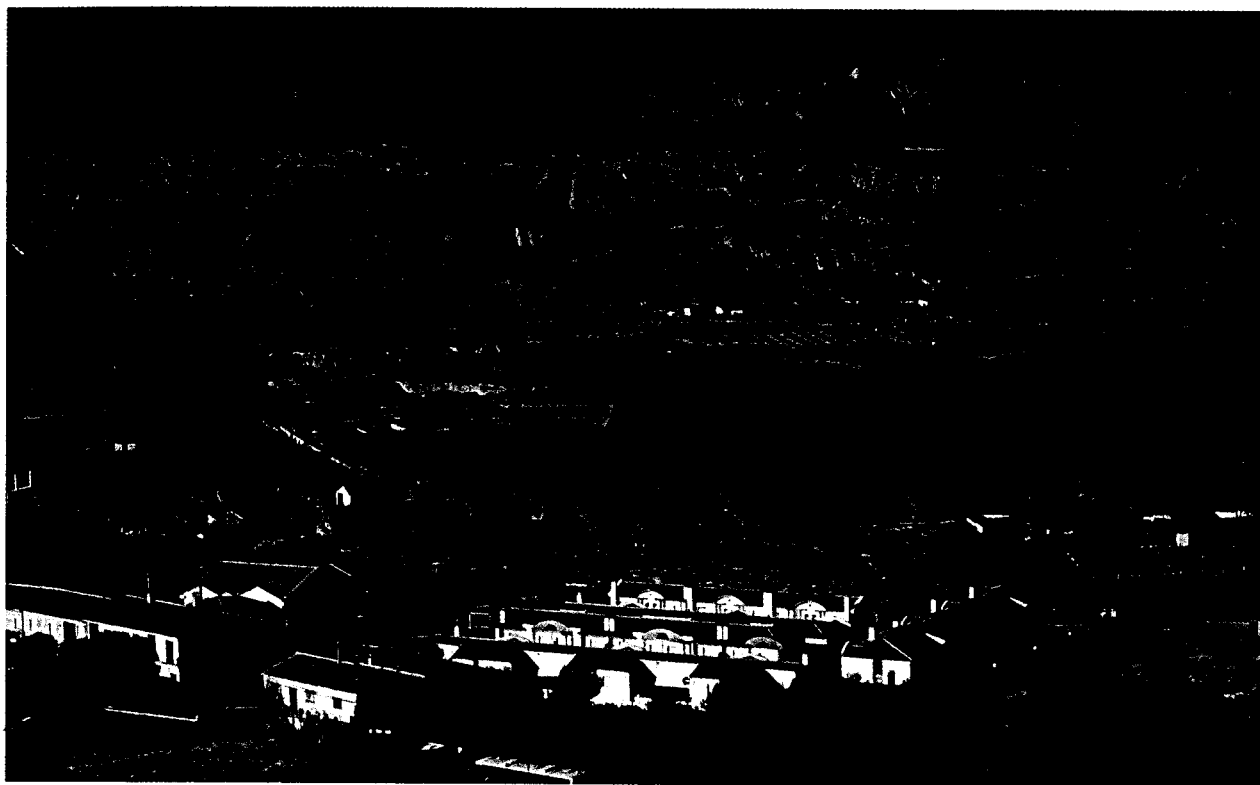


FOTO 1. Vista general de las instalaciones de depuración de Dehesas, de la población y del entorno.

La infiltración directa tiene como característica particular, el hecho de que el medio receptor de las aguas residuales, la zona no saturada, es a la vez agente activo en el proceso de depuración, almacén y transmisor del agua depurada, y en ciertos casos de los contaminantes, hacia el medio subterráneo. La valoración ambiental de este tipo de dispositivos es especialmente difícil porque además de existir impacto directo sobre el uso inmediato y diferido del suelo, tanto las aguas subterráneas como las superficiales conectadas con ellas sufren un impacto diferido en el tiempo y el espacio, de muy difícil valoración.

El objetivo del trabajo ha sido la elaboración de un sistema de indicadores de impacto sobre las aguas subterráneas así como de las funciones de transformación asociadas, que permitan aproximarse con cierta seguridad a la valoración ambiental de las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa.

El impacto sobre una componente ambiental, el agua subterránea o el suelo, por ejemplo, puede ser considerado como la diferencia entre su evolución con y sin acción humana, en este caso el vertido de agua residual. Aunque en ocasiones, una única propiedad medible del factor alterado, representa adecuadamente el cambio producido, en general es preciso recurrir a varias de ellas o a sus combinaciones. Estos índices, llamados indicadores, suelen ser más fáciles de medir y cuantificar, además muestran una respuesta de mejor evaluación respecto del uso o función ambiental que la componente estudiada.

Según Gómez Orea (1999) el indicador puede ser definido como "una expresión medible del impacto ambiental, se trata de una variable simple o expresión más o menos compleja que mejor representa la alteración producida sobre el medio". El indicador debe ser capaz de representar numéricamente el estado del factor que se pretende valorar, es un me-

canismo que se adapta para cuantificar un impacto. Es importante no confundir los términos indicador de impacto e indicador ambiental, aunque estén muy relacionados, los indicadores ambientales son parámetros o valores derivados de parámetros que proporcionan información sobre el estado actual de los ecosistemas así como patrones o tendencias en el estado del medio ambiente, de las actividades humanas que afectan o están afectadas por el medio ambiente o sobre las relaciones entre tales variables.

Los indicadores de impacto vienen expresados en unidades heterogéneas, inconmensurables, por tanto requieren ser transformados en unidades homogéneas, adimensionales, para hacerlos comparables, condición necesaria para jerarquizar los impactos y totalizar la alteración que introduciría la actividad en el medio o en un determinado componente ambiental en concreto. Esta transformación en unidades homogéneas se realiza mediante las denominadas funciones de transformación que representan las relaciones entre la magnitud de cada indicador, medida en las unidades propias de cada uno de ellos, y su calidad ambiental expresada ya en unidades comparables. Dicha relación se puede representar mediante un sistema de coordenadas en cuyo eje de abscisas se dispone la magnitud del indicador ambiental y en el de ordenadas el valor ambiental estandarizado entre 0 y 1 (Gómez-Orea, 1999).

Una vez que los valores de los diferentes indicadores de impacto ambiental están expresados en unidades homogéneas, ya pueden ser comparados. Se puede de esta manera determinar si se ha producido pérdida del valor de la componente ambiental: impacto negativo o ganancia: impacto positivo. Esta homogeneización de los valores de los indicadores hace posible la construcción de índices de impacto ambiental, mediante los cuales los indicadores ambientales se relacionan entre sí.

Los índices de impacto ambiental se pueden definir como el producto de una manipulación matemática de un grupo de valores de indicadores definidos con relación a un estándar o valor deseable. Se puede decir que son los límites cuantitativos de los indicadores. Los índices que conciernen a la acción del hombre sobre el entorno se restringen, fundamentalmente, al uso del medio o de los componentes ambientales. (Moleiro L.F, 2003)

La aplicación de estos índices ofrece una idea muy precisa del estado de un sistema natural en general o de alguno de sus componentes en particular.

Las funciones de transformación, para poder ser aceptadas como herramientas de evaluación de calidad ambiental, deben obligatoriamente construirse justificando adecuadamente sus características, además es necesario hacer una comprobación de su consistencia verificando que se cumplen las siguientes restricciones:

- a) *No han de ser ambiguas*, a cada valor del indicador de calidad ambiental debe corresponder un único valor para el índice de calidad.
- b) *El rango de aplicación ha de ser suficiente*, la función debe dar respuesta a todo el rango de variación del indicador, de forma natural o alterada por la acción del hombre.
- c) *La respuesta ha de ser proporcional*, la función de transformación debe reflejar con la mayor fidelidad posible la relación existente entre la variación del índice y las consecuen-

cias ambientales derivadas de ello, o dicho de otra forma, si la variación del índice no tiene ninguna consecuencia medible en el sistema no puede hablarse de modificación de la calidad ambiental y no debe ser reflejado en la curva. Este criterio implica la necesidad de justificar la variación de la calidad ambiental a través de parámetros medibles diferentes al indicador con el que se ha construido la curva.

- d) *Adaptación al escenario*, no son aceptables “funciones universales” válidas en cualquier circunstancia. Las funciones han de ser construidas teniendo en consideración las características particulares del sistema analizado.
- e) *Reciprocidad*, es decir, la función debe reflejar cuantitativa y cualitativamente la respuesta del sistema a la agresión, no es suficiente con que la curva empleada sea capaz de “seguir tendencias”, debe cuantificarlas con suficiente seguridad.
- f) *Especificidad*, no solo el indicador debe ser específico del proceso evaluado, la forma de la función de transformación también.

En la figura 1 se muestra, en base a las consideraciones anteriormente expuestas, y con el fin de situar en el marco general de la evaluación ambiental la infiltración directa sobre el terreno un esquema conceptual en el que se relaciona la infiltración directa sobre el terreno con los componentes ambientales afectados y su uso.

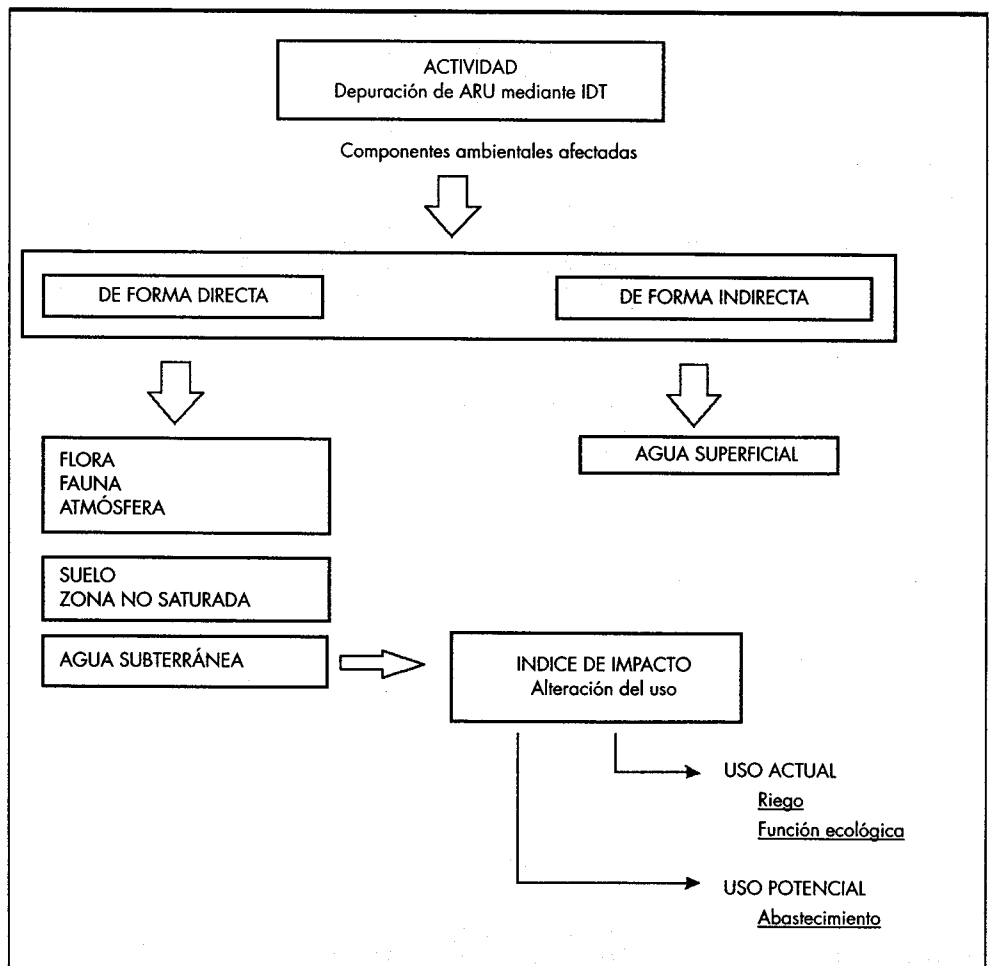


FIGURA 1. Esquema conceptual que muestra la relación entre la depuración de aguas residuales mediante infiltración directa y las componentes ambientales afectadas.

Indicador	Unidad de medida	Unidades de medida
Salinidad	C.E. (Conductividad eléctrica)	$\mu\text{S}/\text{cm}$
Riesgo de sodificación	SAR (Índice de adsorción de sodio)	
Cloruro	Cl	mg/l
Sodio	Na	mg/l
Boro	B	mg/l
Nitrógeno	$\text{N}_2\text{NO}_3$ (Nitrógeno nitrato)	mg/l

TABLA 1. Indicadores de impacto sobre la calidad de las aguas subterráneas desde la perspectiva del uso agrícola.

El destino último de las aguas depuradas mediante infiltración directa es la recarga del acuífero subyacente a la instalación, esto convierte al agua subterránea en la componente ambiental más sensible y al uso agrícola en el que con mayor probabilidad se verá afectado (se desaconseja la técnica si el destino del agua va a ser el abastecimiento).

La adecuación de un agua para su empleo en agricultura depende tanto de factores cuantitativos (dotación de riego, calendario de disponibilidad para la aplicación del agua) como de aspectos cualitativos. Los aspectos cualitativos a su vez, pueden agruparse en dos grandes apartados, por una parte los referidos al equilibrio hídrico de la planta, el agua debe mantener una presión osmótica por debajo de un límite a partir del cual no puede ser aprovechada por el sistema radicular, y por otra parte los que tienen que ver con la presencia de elementos tóxicos que dificultan o incluso impiden el normal desarrollo vegetal. La selección de indicadores (tabla 1) se ha realizado en función de dichos factores cualitativos.

## 2. SALINIDAD

La salinidad es uno de los parámetros individuales más importantes para establecer la idoneidad del agua para el riego, su valor se determina generalmente de forma indirecta, mediante la medida de la conductividad eléctrica de la solución, pues esta varía de forma casi lineal con el conte-

nido en sales disueltas si la proporción de los diferentes iones se mantiene constante y el rango de concentraciones medidas no es muy grande.

A medida que aumenta la salinidad del agua disponible para la planta, lo hace la posibilidad de que aparezcan problemas. La acumulación de sales en la zona radicular depende del balance entre sales aportadas y eliminadas por lavado o absorción. La eliminación de las sales del suelo se facilita pues la mayoría de las que se aportan con el agua de riego son solubles y por tanto fácilmente lavables con el agua que el cultivo no utiliza. Los criterios de clasificación de las aguas de riego según su salinidad son muy diversos, los dos más empleados son los propuestos por la FAO (Ayers y Wescot, 1985), y las normas Riverside (Canovas, 1986), tabla 2. La norma FAO, de uso muy extendido, clasifica las aguas en tres grupos ( $<700 \mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $700-3000 \mu\text{S}/\text{cm}$  y  $>3000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) presenta como principal inconveniente su excesiva simplicidad, que no permite hacer matizaciones según tipo o sensibilidad de los cultivos. La norma Riverside distingue cinco grupos, y al ser menos restrictiva se adapta mejor a las características de los cultivos y aguas empleados en regiones mediterráneas.

Un defecto común a todas estas clasificaciones es no tener en cuenta la sensibilidad del cultivo por lo que su aplicación práctica, más allá de recomendaciones generales es delicada.

Salinidad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Calidad para riego	CA
< 250	Aguas de baja salinidad, apta para el riego en todos los casos. Pueden existir problemas sólo en suelos de muy baja permeabilidad.	1
250 - 750	Aguas de salinidad media, apta para el riego. En ciertos casos puede ser necesario emplear volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad.	1
750 - 2250	Aguas de salinidad alta que puede utilizarse para el riego de suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.	1 - 0,4
2250 - 4000	Aguas de salinidad muy alta que en muchos casos no es apta para el riego. Sólo debe usarse en suelos muy permeables y con buen drenaje, empleando volúmenes en exceso para lavar las sales del suelo y utilizando cultivos muy tolerantes a la salinidad.	0,4 - 0,2
4000 - 6000	Aguas de salinidad excesiva, que sólo debe emplearse en casos muy contados, extremando todas las precauciones apuntadas anteriormente.	0,2 - 0,1
6000 - 10000	Aguas de salinidad excesiva, no es aconsejable para el riego	0,1 - 0

TABLA 2. Clasificación de la calidad agronómica del agua de riego según su salinidad (norma Riverside) y correspondencia con el valor de calidad ambiental (CA) asignado.

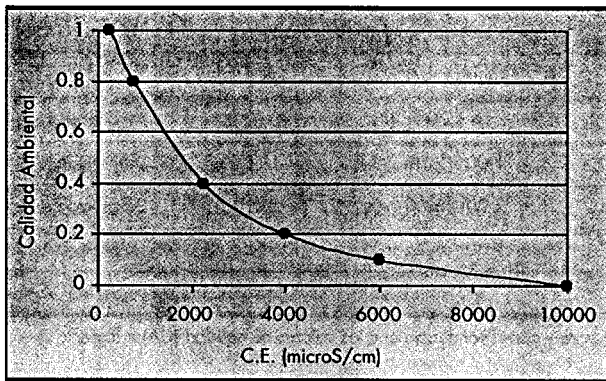


FIGURA 2. Función de transformación conductividad eléctrica / calidad ambiental.

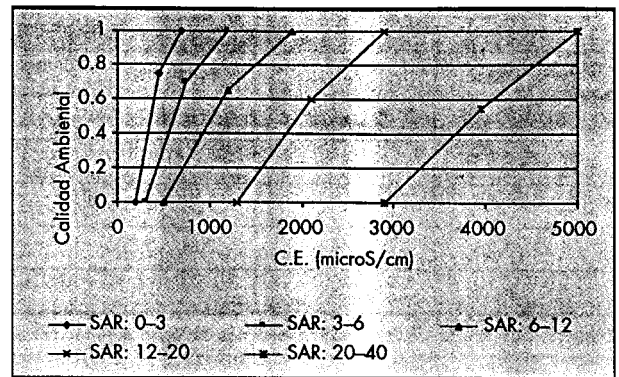


FIGURA 3. Función de transformación conductividad eléctrica en función del SAR / calidad ambiental (riesgo de sodificación).

En la figura 2 se muestra la función de transformación propuesta. Se ha seguido el criterio Riverside, asignándose una calidad ambiental óptima a aquellas aguas de baja salinidad adecuadas para cualquier tipo de cultivo sin restricciones especiales de manejo del suelo, disminuyendo la pendiente de la curva con niveles elevados de salinidad, en la zona en la que cultivos resistentes, y riegos intensivos con exceso de drenaje permiten emplear aguas de salinidades elevadas en un amplio margen de concentraciones.

### 3. RIESGO DE SODIFICACION

La sodificación del suelo puede provocar graves problemas de impermeabilización, sobre todo si no existe un exceso de calcio y magnesio para compensarlo. En estos casos, el sodio desplaza al calcio en el complejo de cambio arcillo-húmico, produciendo una dispersión de las partículas finas que forman los agregados del suelo, degradando su estructura, y con ello disminuyendo la permeabilidad y la aireación del suelo. Aunque los valores de la velocidad de infiltración del agua en el suelo varían ampliamente y pueden estar muy influenciados por la de calidad del agua, hay factores del suelo, como la estructura, el grado de compactación, el contenido en materia orgánica y su composición química que influyen también de manera importante. (Ayers y Wescot, 1985). Además, el exceso de sodio puede hacer que el cultivo sufra problemas debido a la saturación temporal de la superficie del suelo, formación de costras, enfermedades, malezas, falta de oxígeno y nutrientes y problemas con la salinidad. (Carricaburu, 1999).

El riesgo de producir sodicidad en el suelo ha sido expresado a través de diferentes índices Kovda (1973), resumió las alternativas propuestas por diferentes especialistas, el más usado es la relación de sodio intercambiable (SAR), propuesto

por Richards (1954), que a pesar de ser empírico es ampliamente empleado por su relación con el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) (Báez, 1999). Se basa en una fórmula empírica que relaciona el contenido de sodio con el de calcio y el magnesio:  $SAR = Na / ((Ca+Mg)/2)^{1/2}$

No es esperable que se produzcan problemas de permeabilidad si el SAR está por debajo de 10 ( $mol/m^3$ ) siempre que el agua de riego no tenga bajo contenido en salinidad. (Carricaburu, 1999). Cuando el porcentaje de sodio intercambiable excede del 10%, las partículas minerales tienden a dispersarse haciendo que la infiltración del agua disminuya, cuando es superior a 15% es muy probable la aparición de problemas graves de permeabilidad y cuando se supera el 30% el suelo carece totalmente de estructura. (Carricaburu, 1999)

La sodificación, depende de la concentración de sales del agua aplicada al suelo, de la cantidad de agua agregada por unidad de tiempo y de la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Richards, 1954; Rhoades, 1972; Ayers y Wescot, 1985; Anderson et al, 1972 en Báez, 1999). Ayers y Wescot, (1985), adaptado de Rhoades, (1977) y Oster y Schroer, (1979), proponen emplear de forma conjunta el SAR y la CE para determinar la calidad del agua de riego.

El indicador de impacto se ha construido en base al criterio de calidad establecido por FAO (FAO, 1975) y los 5 intervalos de SAR considerados. En la tabla 3 se muestran los índices de calidad propuestos para cada rango de SAR y C.E.

Se obtiene así una colección de curvas, (figura 3) que se desplazan hacia la derecha a medida que el SAR aumenta, esto se debe a que según aumenta el contenido en sodio del agua se requiere mayor salinidad para contrarrestar su efecto sobre la estructura del suelo y equilibrar el complejo de cambio. A su vez la pendiente de la curva es más tendida cuanto mayor es la conductividad del agua.

SAR = 0-3		SAR = 3-6		SAR = 6-12		SAR = 12-20		SAR = 20-40		Impacto Ambiental
CE (µS/cm)	C.A.	CE (µS/cm)	C.A.	CE (µS/cm)	C.A.	CE (µS/cm)	C.A.	CE (µS/cm)	C.A.	
200	0	300	0	500	0	1300	0	2900	0	Alto
400	0,75	750	0,7	1200	0,65	2100	0,6	3950	0,55	Medio
700	1	1200	1	1900	1	2900	1	5000	1	Bajo

C.A. = Calidad ambiental. I.A. = Impacto ambiental.

TABLA 3. Valores de calidad ambiental y correspondencia con los valores de impacto en función del índice SAR y la conductividad eléctrica.

Sensibles		Semitolerantes		Tolerantes		Impacto Ambiental (IA)
Rango (mg/l)	CA	Rango (mg/l)	CA	Rango (mg/l)	CA	
< 0,33	0	< 0,67	0	< 1,00	0	Crítico
0,33 - 0,67	1	0,67 - 1,33	1	1,00 - 2,00	1	Despreciable
0,67 - 1,00	1	1,33 - 2,00	1	2,00 - 3,00	1	Despreciable
1,00 - 1,25	0,8	2,00 - 3,00	0,75	3,00 - 3,75	0,75	Moderado
> 1,25	0,5	> 3,00	0,33	> 3,75	0,33	Severo

TABLA 4. Clasificación de la calidad agronómica del agua según su contenido en boro y correspondencia con los valores de calidad (CA) e impacto ambiental (IA).

#### 4. TOXICIDAD AL BORO

El boro es un micronutriente esencial en el metabolismo vegetal (Blewins y Lukaszewski, 1998) y a la vez un tóxico, con la particularidad de que el margen de seguridad entre concentraciones necesarias y nocivas es muy estrecho, cultivos que pueden presentar síntomas de deficiencia por debajo de 0,2 mg/l de boro en la solución del suelo, muestran problemas de toxicidad si se supera la concentración de 1 ó 2 mg/l (Ayers y Wescot, 1985), además, la toxicidad al boro depende de la velocidad de acumulación en la planta más que de sus sensibilidad específica.

En el suelo, el boro asimilable (extraíble en agua caliente), consiste sobre todo en derivados del ácido bórico  $B(OH)_3$  y es muy pequeño en relación al boro total (entre 0,1 y 3 µg/ml). El boro total acumulado en el suelo, (entre 2 y 200 µg/ml) se encuentra en el interior de los minerales silicatados; adsorbido sobre los minerales arcillosos o sobre hidróxidos de hierro y aluminio y ligado a la materia orgánica. Generalmente al aumentar el pH del suelo, la adsorción del boro por parte de éste es mayor y, en consecuencia, la disponibilidad para las plantas menor.

Los suelos con textura relativamente gruesa contienen en general mayores cantidades de boro soluble que los suelos de textura fina debido a que en estos el boro es adsorbido por la arcilla, quedando restringida la lixiviación. En suelos alcalinos con presencia de iones Ca o Mg libres la disponibilidad de boro es mucho menor.

El indicador propuesto se ha elaborado (tabla 4) empleando el criterio de Cadahía (1997) que tiene en consideración la distinta sensibilidad de los cultivos a este elemento.

El hecho de que el boro constituya un oligoelemento imprescindible para el correcto desarrollo vegetal, hasta concentraciones entre 0,2 y 0,7 mg/l (Martínez, 1999) hace que si existe déficit su aplicación sea beneficiosa. Además, al ser el margen entre las concentraciones necesarias y las tóxicas tan estrecho, a partir de concentraciones superiores a 1,5 mg/l se proponen índices de calidad ambiental por debajo de 0,5.

En la figura 4 se muestran las funciones de transformación propuestas para el rango de concentraciones de boro, que normalmente se pueden encontrar en las aguas empleadas para el riego. De la observación de las curvas propuestas pueden destacarse tres rasgos característicos:

- a) Existe un valor umbral, que se ha fijado en 0,2 mg/l, por debajo del cual el índice de la calidad es mínimo pues en lugar de toxicidad se produce carencia, por ello, si la actividad aporta boro la calidad ambiental puede aumentar, al menos en sus fases iniciales.

b) Se observa que el margen de concentración admisible sin pérdida de calidad es mayor cuanto menor es la sensibilidad del cultivo, esto es importante porque implica que los cultivos menos sensibles no solo son capaces de soportar mayores concentraciones de boro sino importantes oscilaciones en su concentración.

La gran pendiente que toma la curva a partir del índice 1 se debe al estrecho margen existente entre concentraciones necesarias y tóxicas, se hace menos pronunciada según el cultivo va siendo menos sensible, esto implica un mayor margen de concentraciones admisibles y por tanto un mayor nivel de seguridad. Puesto que la toxicidad no está ligada únicamente a la sensibilidad de la planta sino a su capacidad de acumulación, una menor toxicidad no implica necesariamente, unos mayores requerimientos de boro.

#### 5. TOXICIDAD POR CLORUROS

La toxicidad más común producida por el agua de riego es la debida al exceso de cloruro, que al ser un ión conservativo llega con gran facilidad a la planta acumulándose en las hojas. Si la concentración de cloruros sobrepasa la tolerancia del cultivo aparecen síntomas de toxicidad como necrosis de tejidos (Berstein, 1974, 1975; Maas, 1984). En las plantas dañadas la necrosis empieza por la punta de las hojas, y progresivamente se va extendiendo a toda ella produciendo defoliación temprana. En los cultivos sensibles, los síntomas ocurren con concentraciones entre 0,3 y 1,0% del peso seco, aunque algunos árboles frutales muestran síntomas en el límite inferior del rango. (Bernstein, 1975).

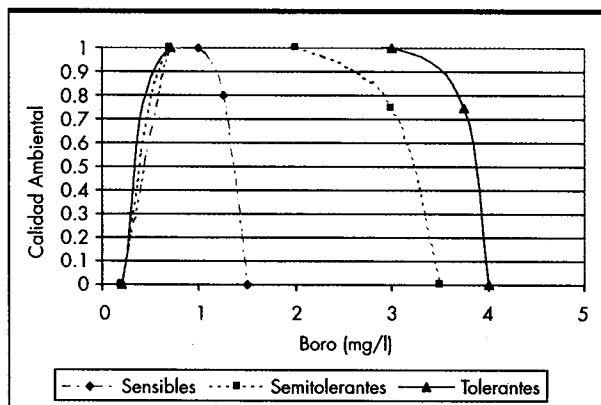


FIGURA 4. Función de transformación contenido boro / calidad ambiental en función de la sensibilidad del cultivo.

Restricción en el uso como agua de riego	Cloruro (mg/l)	Impacto Ambiental	Calidad Ambiental
Sin restricciones	<141,2	Bajo	1
Moderadas	247,1	Medio	0,4
Severas	>353	Alto	0

TABLA 5. Calidad del agua subterránea como agua de riego usando la concentración de Cl<sup>-</sup> como indicador de impacto. Transformación de los valores del indicador a unidades de calidad ambiental.

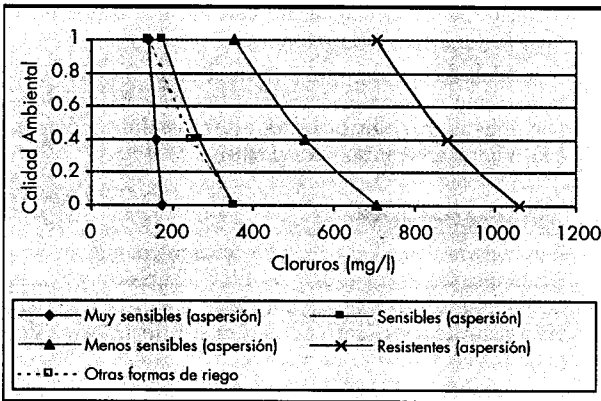


FIGURA 5. Función de transformación contenido en cloruro / calidad ambiental.

Frink y Bugbee, (1987), realizaron estudios de toxicidad por cloruros en varias especies concluyendo que la mayoría no se vio afectada por concentraciones de cloruro inferiores a 8 mg/l.

Según los criterios de la Ayers (1985), con concentraciones de Cl<sup>-</sup> menores de 141,2 mg/l, se puede regar sin restricciones, entre 141,2 y 353 mg/l, con restricciones ligeras a moderadas, y si la concentración es mayor de 353 mg/l, las restricciones son severas. En función de estas recomendaciones se propone el índice de impacto recogido en la tabla 5.

La función de transformación construida con estos datos (figura 5) es adecuada para su empleo con cultivos sensibles al cloro como por ejemplo los leñosos y aquellos para la producción de madera, siempre que el riego se realice superficialmente. Cuando los cultivos no sean sensibles al cloro se empleará la tolerancia a la salinidad.

Cuando se emplea riego por aspersión, el contenido de cloruro del agua debe ser inferior a 100 mg/l para evitar problemas de fitotoxicidad. (Ramos, 2001). Es probable que en lugares en que el contenido en humedad sea bajo (< 30%), el cloruro se pueda absorber a través de las hojas de cultivos sensibles, cuando el riego se realiza mediante este método.

Ayers, (Ayers y Wescot, 1985) en estos casos establece un rango de tolerancia que sirve tanto para el cloruro como para el sodio que indica que los cultivos más sensibles pueden ver dañadas sus hojas con concentraciones de cloruro (o de sodio) menores de 176,5 mg/l. Hay otros en los que el daño se produce con concentraciones entre 176,5 y 353 mg/l, otros de 353 a 706 mg/l y los menos sensibles con concentraciones superiores a 706 meq/l. En función de esos rangos, se proponen los indicadores recogidos en la tabla 6.

Se puede observar que las curvas tiene una forma semejante en todos los casos, pero cuanto menos sensible es el cultivo se va desplazando más a la derecha, es decir, estos cultivos soportan mayores concentraciones y variaciones en la misma.

## 6. TOXICIDAD POR NITRÓGENO

El nitrógeno es uno de los principales nutrientes vegetales, su exceso puede no obstante comprometer el uso agrícola del agua bien por producir disminución de la producción del cultivo, bien porque al acumularse en la parte comestible de la planta suponga un riesgo para la salud del consumidor. Las plantas obtienen el nitrógeno fundamentalmente a través del suelo y del agua de riego. Las formas más comunes del nitrógeno son el nitrato y el amonio, pero en el agua subterránea, es más frecuente encontrar nitrato, que además es la forma química del nitrógeno más fácilmente asimilable por las plantas. El amonio no suele suponer más de 1 mg/l, a menos que se aplique como fertilizante o se utilice para riego agua residual. Lo normal, es que la concentración de nitratos, tanto en el agua superficial como subterránea, sea menor de 5 mg/l, aunque debido a la contaminación agraria no es raro que las aguas subterráneas superen los 50 mg/l marcados como límite de las aguas de bebida.

Las aguas residuales urbanas contienen gran cantidad de nitrógeno, que generalmente varía entre 10 y 50 mg/l, mayoritariamente en forma de amonio.

Un aporte excesivo de nitrógeno puede ocasionar desequilibrios nutricionales, traducidos en crecimientos excesivos, retraso de la época de maduración, pérdida de la calidad de las cosechas, etc. Además este exceso puede producir un aumento en la lixiviación de nitrato que contamine las aguas subterráneas. (Mujeriego, 1990). La sensibilidad de los cultivos al nitrógeno varía según el estadio fenológico en

Extremadamente sensibles		Muy sensibles		Moderadamente sensibles		Sensibles		I.A.
Cloruro mg/l	C.A.	Cloruro mg/l	C.A.	Cloruro mg/l	C.A.	Cloruro mg/l	C.A.	
< 141,2	1	< 176,5	1	< 353	1	< 706	1	Bajo
158,9	0,4	264,8	0,4	529,5	0,4	882,5	0,4	Medio
> 176,5	0	> 353	0	> 706	0	> 1059	0	Alto

C.A. Calidad ambiental. I.A. Impacto ambiental.

TABLA 6. Clasificación del agua subterránea como agua de riego empleando la concentración de cloruro como índice de impacto en función de la sensibilidad del cultivo.

Impacto Ambiental	NO <sub>3</sub> (mg/l)	Calidad Ambiental
Despreciable	5	1
Moderado-Severo	30	0,85
Crítico	200	0,2

TABLA 7. Valores del nitrógeno en el agua de riego traducidas en términos de impacto ambiental y transformadas en unidades de calidad ambiental.

el que se encuentren, y por lo general, la demanda de nitrógeno no suele coincidir en el tiempo con la de agua. En la mayoría de los cultivos la demanda de nitrógeno es baja durante la fase inicial, aumenta durante la fase de crecimiento y vuelve a disminuir durante la fase final, mientras que la demanda de agua aún puede ser alta en la fase en la que la planta ha completado su desarrollo. (Ramos, 2001). Los cultivos sensibles pueden verse afectados por concentraciones de nitrato a partir de 5 mg/l, otros cultivos, por el contrario no muestran sensibilidad al exceso de nitrato hasta que éste rebasa los 30 mg/l. (FAO, 1985).

Cuando el agua subterránea aflora a la superficie, concentraciones en torno a 5 mg/l de nitrógeno pueden estimular el crecimiento de algas y plantas acuáticas en aguas superficiales en condiciones adecuadas de temperatura, insolación o concentración de otros nutrientes.

Las necesidades de nitrógeno, su capacidad de acumulación, así como los niveles de toxicidad varían mucho según el tipo de planta, lo que hace muy difícil establecer un indicador que informe del nivel de impacto en cualquier tipo de cultivo y en cualquier momento de la vida de la planta, por eso tan sólo se pueden presentar una propuesta de indicador.

Se propone utilizar los valores que para el nitrato da la FAO en el agua para riego (FAO 1985) pero considerando que debido a la gran resistencia de las plantas al exceso de nitrógeno en realidad el impacto crítico no se produce hasta superar al menos seis veces el contenido máximo óptimo de nitrógeno en el agua. La transformación en términos de impacto y calidad ambiental se muestra en la tabla 7.

En la figura 6 se presenta la función de transformación propuesta, se propone que con concentraciones menores de 5 mg de NO<sub>3</sub>/l no existan restricciones de uso para riego y por tanto el impacto será despreciable. Entre 5 y 30 mg/l empieza a haber restricciones y la calidad ambiental dismi-

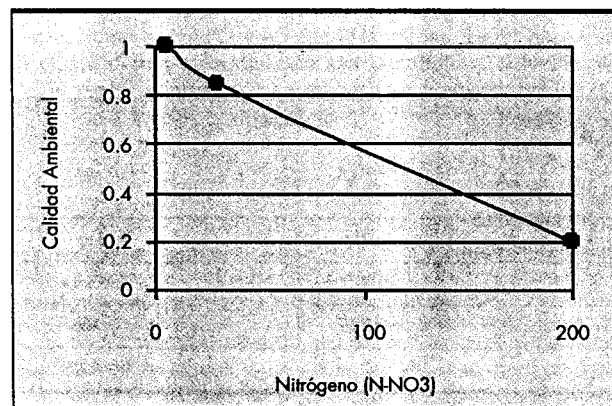


FIGURA 6. Función de transformación nitrógeno / calidad ambiental.

nuye. A partir de 30 mg/l las restricciones de este agua para riego son ya severas, lo que hace que pueda originar un impacto ambiental alto, por lo que la calidad ambiental a partir de este punto será muy baja, sin embargo la resistencia de las plantas al exceso de nitrato es muy grande por lo que no se alcanza el nivel de calidad 0.

Esta función de transformación puede servir a modo de orientación pero, en casos concretos, habría que adaptarla teniendo en cuenta:

- Los requerimientos de nitratos del cultivo y tendencia a acumularlos en las partes comestibles. Habrá cultivos que muestren mayor sensibilidad al nitrato que otros, y que, por tanto, con concentraciones menores muestren indicios de toxicidad, lo que haría que la curva dada en la función de transformación se desplazara más hacia la izquierda, e incluso la pendiente aumentara.
- La cantidad de nitratos que hay en el suelo, ya que, si es alta, con una concentración relativamente baja de nitratos en el agua de riego, podemos estar disminuyendo mucho la calidad ambiental para el cultivo.

## 7. TOXICIDAD POR SODIO

Los síntomas de toxicidad por sodio ocurren cuando su concentración alcanza entre el 0,3 y el 1,0 % del peso seco de la planta, aunque algunos árboles frutales y cultivos de ciclo plurianual muestran síntomas en el límite inferior del rango, de 0,25% a 0,50% (Bernstein, 1975; Ayers y Wescot, 1985). Los síntomas de toxicidad por sodio son el quemado y la muerte de los tejidos en la periferia de la hoja, además el sodio en exceso impide la asimilación de potasio, calcio y fósforo (Carricaburu, 1999). Es necesario un periodo de tiempo relativamente largo, varias semanas, antes de que la acumulación de sodio procedente del agua de riego alcance concentraciones tóxicas (Ayers y Wescot, 1985).

La toxicidad del sodio es con frecuencia modificada o reducida si hay suficiente calcio en el suelo de forma que en ocasiones los problemas se deben más a una deficiencia de calcio que a exceso de sodio. Los niveles aproximados de sodio intercambiable correspondientes a las tres categorías de tolerancia son: sensibles, menos del 15 %, semitolerantes, entre 15 y 40 % y los más tolerantes más de 40 %. Las tolerancias en este sentido son relativas ya que dependen también de factores nutricionales y condiciones adversas del suelo que pueden afectar antes de alcanzar estos niveles. Los suelos con porcentaje de sodio intercambiable por encima de 30 % suelen ser poco estructurados para una buena producción. La tolerancia en muchas ocasiones varía en función de la estabilidad de la estructura del suelo (Ayers y Wescot, 1985).

Muchas de los cultivos son más tolerantes al sodio en lugares donde la estructura se mantiene y, en general, estos cultivos pueden aguantar altos porcentajes de sodio intercambiable si la estructura del suelo y la aireación pueden mantenerse, como en los suelos de textura gruesa. Las restricciones en el agua para riego en función de su contenido en sodio son diferentes según se realice un riego superficial o por aspiración. Cuando el riego es superficial el contenido en sodio se expresa mediante el SAR y para el riego sin restricciones su valor debe ser menor de 3. Las restricciones serán entre ligeras y moderadas, cuando el SAR oscile entre 3 y 9 y serán severas con valores del SAR superiores a 9. Este criterio será aplicable a cultivos sensibles. Para determinar la afécción a los cultivos menos sensibles al sodio se aplicarán criterios de salinidad, como en el caso del cloruro.



Muy sensibles		Sensibles		Moderadamente sensibles		Menos sensibles		C.A.
Na (mg/l)	C.A.	Na (mg/l)	C.A.	Na (mg/l)	C.A.	Na (mg/l)	C.A.	
<69	1	<115	1	<230	1	<460	1	Bajo
92	0,65	172,5	0,65	345	0,65	690	0,65	Medio
>115	0	>230	0	>460	0	>920	0	Alto

C.A. Calidad ambiental. I.A. Impacto ambiental.

TABLA 8. Calidad e impacto ambiental sobre las aguas subterráneas en función de la sensibilidad del cultivo que riegan y su contenido en sodio.

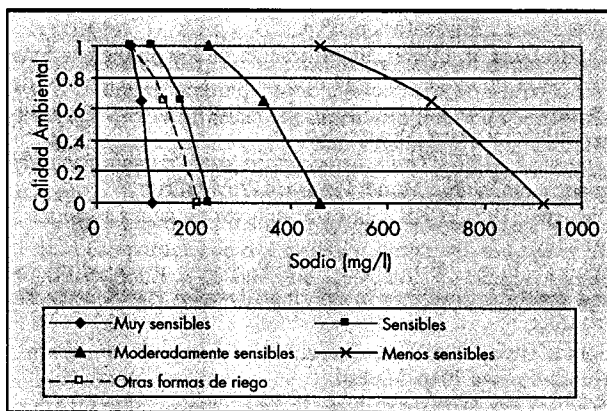


FIGURA 7. Función de transformación contenido en sodio / calidad ambiental en función de la sensibilidad del cultivo.

Cuando el riego sea por aspersión y la humedad menor del 30% el sodio, al igual que ocurría con el cloruro, puede ser absorbido por el follaje en los cultivos más sensibles, por tanto, para estos casos el índice propuesto tiene en cuenta las recomendaciones de la FAO para la toxicidad del sodio en el riego por aspersión: para los cultivos muy sensibles la afección a las hojas se registra con concentraciones de sodio menores de 115 mg/l, para cultivos sensibles entre 115 y 230 mg/l, para los moderadamente sensibles entre 230 y 460 mg/l y para los me-

nos sensibles a partir de 460 mg/l. Se proponen como índices los recogidos en la tabla 8 y representados en la figura 7.

De igual modo que ocurría en el caso del cloruro, todas las curvas son semejantes, tan sólo se van desplazando hacia la derecha suavizando la pendiente a medida que el cultivo va siendo menos sensible, lo que indica que, además de soportar concentraciones mayores de sodio, también el rango de concentraciones admisibles va aumentando.

### 8. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE IMPACTO

Un índice de impacto ambiental es el producto de una manipulación matemática que permite obtener una aproximación global al estado ambiental de un determinado componente del medio. El índice propuesto, representado en la tabla 9, se ha construido a partir de los indicadores de impacto propuestos, de forma que se obtenga una visión global del impacto que se puede estar produciendo en un momento dado.

Para la construcción del índice se han ponderado los indicadores, valorándolos entre 0 y 100 en función de la importancia asignada a cada uno en este contexto. La mayor importancia se ha asignado a la salinidad y el riesgo de sodificación, les siguen los indicadores de toxicidad, boro, sodio y cloruros. Al que menor peso se le ha dado ha sido al nitrógeno, ya que al ser un nutriente necesario en cantidades relativamente grandes es menos probable que cause problemas. La ponderación se ha hecho en función de la mayor o menor afección que el exceso o defecto de cada uno de estos componentes en el agua de riego puedan suponer a los cultivos.

INDICADORES	IMPORTANCIA	IMPACTO				
		Distorsión	Comparación	Alteración	Serios	Graves
		100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25 - 10
Salinidad	100	100 - 90	90 - 80	80 - 50	50 - 25	25 - 10
Nitrógeno	25	25 - 22,5	22,5 - 20	20 - 12,5	12,5 - 6,25	6,25 - 2,5
Toxicidad Boro	80	80 - 72	72 - 64	64 - 40	40 - 20	20 - 8
Toxicidad Cloruros	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Toxicidad Sodio	60	60 - 54	54 - 48	48 - 30	30 - 15	15 - 6
Sodificación	90	90 - 81	81 - 72	72 - 45	45 - 22,5	22,5 - 9
Índice máximo	415	415 - 374	374 - 332	332 - 208	208 - 104	104 - 42

TABLA 9. Índice de Impacto Ambiental sobre el agua subterránea del sistema de IDT desde el punto de vista de su afección al uso como agua de riego.

En segundo lugar se proponen niveles de calidad ambiental correspondientes a niveles de impacto ambiental determinados, de esta forma, el valor más alto de calidad ambiental coincide con un impacto ambiental despreciable y el valor más bajo de calidad ambiental coincide con un impacto ambiental crítico.

En tercer lugar se han establecido intervalos para cada uno de los indicadores teniendo en cuenta el peso o importancia asignado a cada indicador y los valores de calidad ambiental propuestos.

Para conocer el grado de impacto ambiental sufrido por el agua subterránea respecto a un indicador determinado bastará con multiplicar el valor de calidad ambiental obtenido para ese indicador (por los métodos antes expuestos) por la importancia del indicador en el índice y determinar en que intervalo respecto al impacto se encuentra.

Para conocer el valor del índice completo se aplica la siguiente expresión:

$$IA_{AG} = (100 \times CA_{\text{salinidad}}) + (25 \times CA_{\text{nitrógeno}}) + (80 \times CA_{\text{Boro}}) + (60 \times CA_{\text{cloruros}}) + (60 \times CA_{\text{sodio}}) + (90 \times CA_{\text{sodificación}}) \\ = \sum (\text{Importancia} \times CA_{\text{Indicador}})$$

donde:

- $IA_{AG}$  es el índice de impacto sobre las aguas subterráneas desde el punto de vista de su uso agrícola.
- $CA$  es el valor de calidad ambiental obtenido mediante las funciones de transformación para cada indicador.

El cálculo de este indicador se realizará siempre y cuando no se produzca alguna de las siguientes situaciones:

- La salinidad sea mayor de 4000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .
- El contenido en boro supere los 3 mg/l.
- Riesgo de sodificación: SAR (0-3) > 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  SAR (3-6) > 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  SAR (6-12) > 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  SAR (12-20) > 1300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  SAR (20-40) > 2900  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

En caso de que se de alguna de estas circunstancias, el impacto sobre el agua subterránea de la infiltración directa sobre el terreno, desde el punto de vista de su uso como agua de riego, será crítico.

## 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El empleo de la infiltración directa sobre el terreno como sistema de depuración de aguas residuales urbanas, puede tener como consecuencia directa la alteración de la composición del agua subterránea subyacente, y con ello modificar su uso actual o potencial. Se propone un índice para la valoración objetiva de esta afección desde la perspectiva del uso agrícola del agua. Dicho índice está basado en la combinación lineal de cinco indicadores seleccionados (salinidad, riesgo de sodificación, cloruro, sodio, boro y nitrógeno nitrato) y permite realizar una valoración cualitativa y cuantitativa de la modificación producida en la calidad del agua por efecto de la actividad de depuración así como realizar estudios comparativos de vulnerabilidad, riesgo o afección de los acuíferos.

## 10. AGRADECIMIENTOS

La presente publicación se ha realizado en el marco del proyecto titulado: "Investigación del impacto sobre el medio ambiente de la técnica de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. Empleo de un modelo experimental a escala real y simulación matemática" Proyecto REM 2001039HID, financiado por el Instituto Geológico y Minero de España, IGME, y la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología CICYT.

## 11. REFERENCIAS

- Ayers, R.S. y Wescot, D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO, Irrigation and drainage, paper n° 29, rev.1, Roma.
- Báez A, (1999). efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. INTA. Buenos Aires.
- Bernstein, L. (1974). Crop growth and salinity. In: Shilfgaarde J. Van (ed) Drainage for agriculture. Agronomy 17:39-54.
- Bernstein, L. (1975). Effects of salinity and sodicity on plants growth. Annu. Rev. Phytopathol. 13:295-312.
- Blewins Dal G., Krystyna M. Lukaszewski. Boron in plant structure and function. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology. Vol 49, p.p. 489-500. 1998.
- Canovas Cuenca, J. (1986). Calidad agronómica de las aguas de riego. Servicio de Extensión Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 53 p.
- Carricaburu, J. (1999). Identificación de los problemas más frecuentes en aguas de riego uruguayas. Dirección general de recursos naturales renovables del Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Montevideo.
- Conesa, V. (1997). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*. Mundi Prensa. 412p. Madrid.
- Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas.
- Frink, C.R. y G.J. Bugbee. 1987. Response of potted plants and vegetable seedlings to chlorinated water. HortScience 22: 581-583.
- Gómez Orea, D. (1999). *Evaluación del impacto ambiental*. Mundi-Prensa. 701p. Madrid.
- Kovda, V.A. (1973). Irrigation, drainage and salinity: an international source book. FAO-UNESCO, Hutchinson, URSS. 510p.
- Maas, E. V. (1984). Crop tolerance. Calif. Agric. 38(10):20-21.
- Martínez J.L., de la Fuente M.M., Muñoz E. (1999). El boro en los vertidos industriales. Ingeniería Química 9: 163-169.
- Moleiro León L.F. (2003). Definición e identificación de los Indicadores Hidroambientales. Cuba: Medio Ambiente y Desarrollo. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente, vol.4. <http://www.medioambiente.cu/revistama/articulo44.htm>.
- Moreno Merino, L.; Gómez López, J.A.; Murillo Díaz, J.M.; (2002). Depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno. El modelo experimental de Dehesas de Guadix (Granada). Ingeniería Civil. N° 125. (51-60).
- Fernández Jurado, Mª A.; Moreno Merino, L.; (2004). Principales aportaciones de la investigación científica de los últimos 30 años, al desarrollo de la infiltración directa sobre el terreno, como técnica para la depuración de aguas residuales urbanas. Boletín Geológico y Minero. En prensa.
- Mujeriego, R. (1990). Riego con agua residual municipal regenerada. Manual práctico. 481 p.p. Rafael Mujeriego, Ed. Ediciones de la Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona
- Oster, J.D. y Schroer F.W. (1979). Infiltration as influenced by irrigation water quality. Soil Science American Journal. 43:444-447.
- Rhoades, J.D. (1972). Quality of water for irrigation. Soil Science. 113:227-284.
- Rhoades, J.D. (1977). Potential for using saline agricultural drainage waters for irrigation. Proc. Water Management for Irrigation and Drainage. ASCE, Reno, Nevada. 20-22 July 1977. pp. 85-116.
- Richards, L.A. (1954). Diagnóstico y rehabilitación de duelos salinos y sódicos. Manual de Agricultura n° 60. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. 171 pp.