

## UTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA RIEGO EN CHILE ¿ES POSIBLE?

**José Enrique Celis Hidalgo**

Doctor en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Concepción  
(jcelis@udec.cl)

### 1. Antecedentes generales

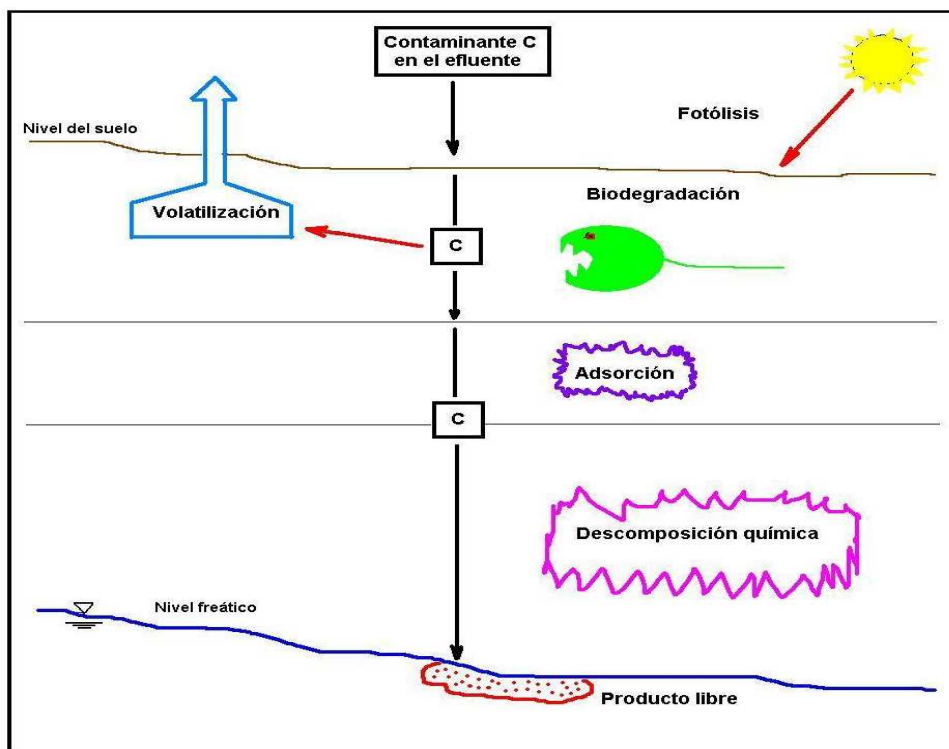
En Chile el agua disponible para riego es escasa y probablemente lo será aún más en áreas de la zona norte y central debido a las variaciones en los regímenes de precipitaciones que acarrearán el cambio climático. Una alternativa que se vislumbra como interesante la constituye el riego con aguas residuales. Las aguas residuales o efluentes son denominadas RILes (residuos industriales líquidos) y son generadas por cualquier actividad en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua.

La industria química, la agricultura, la ganadería, la minería, las ciudades, la industria forestal, o las plantas procesadores de pescados y mariscos, todas producen RILes en cantidades y composición muy particulares. Esto significa que es muy distinto pretender regar con aguas residuales de la ganadería que con efluentes de una planta de celulosa, pues sus efectos sobre el suelo receptor, sobre los cultivos, y los riesgos sobre la salud serán más perjudiciales en el último caso.

No obstante, el suelo tiene una capacidad de **autodepuración** muy importante, que permite degradar gran parte de los contaminantes contenidos en el agua residual. Esta capacidad está dada por una serie de mecanismos físicos, químicos y biológicos que interactúan para hacerse cargo de cualquier sustancia extraña que entra a la matriz del suelo.

En la Figura 1 se indican estos procesos que intervienen en el suelo cada vez que se vierte un efluente. Es así que en el instante en que se aplican los efluentes al suelo, empiezan a actuar mecanismos como la fotólisis y la volatilización. Un papel preponderante le cabe a los microorganismos del suelo pues descomponen la materia orgánica liberando nutrientes que son aprovechados por la vegetación (Harper y Belnap, 2001). Entre los microorganismos importantes están las bacterias, los hongos, los actinomicetos y las algas. Se estima que 1 gramo de suelo contiene aproximadamente 4 mil millones de bacterias, 1 millón de actinomicetos y 300 mil algas (Munita, 2001).

El suelo también actúa como un inactivador de los patógenos que están presentes en las aguas residuales. Cuando se riega un suelo con efluentes, los patógenos son primero filtrados (bacterias) o adsorbidos por las partículas del suelo (virus) y luego degradados.



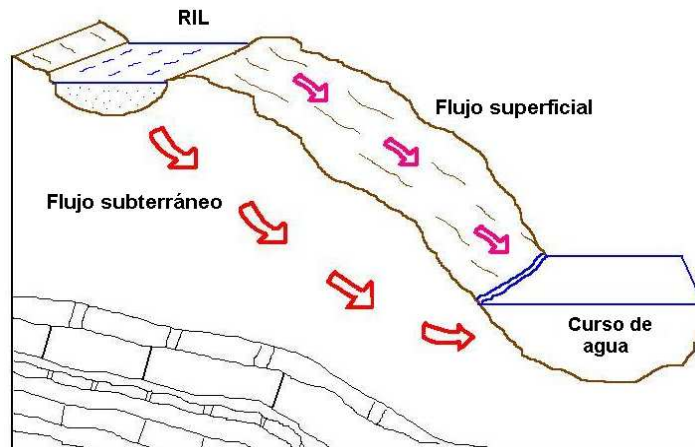
**Figura 1.** Esquema de los procesos involucrados en la transformación y transporte de un contaminante en el suelo.

La literatura señala que la carga patogénica que queda en el suelo después de un riego con efluentes desaparece en un periodo de días o semanas, y que esta tasa de sobrevivencia es inversamente proporcional a la temperatura ambiente y radiación solar, y directamente proporcional a la humedad del suelo, pH, contenido de materia orgánica y de arcillas (Howell *et al.*, 1996; Oron *et al.*, 2001; Fine and Hass, 2007).

No obstante, cuando se sobrepasa la capacidad de autodepuración del suelo, éste deja de ser eficaz e incluso puede funcionar como “fuente” de sustancias tóxicas tanto para los organismos que viven en él como para los sistemas con los que se relaciona. De ahí que la carga crítica representa la cantidad máxima de un determinado componente que puede ser aportado a un suelo sin que se produzcan efectos nocivos sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema (Soler *et al.*, 2002).

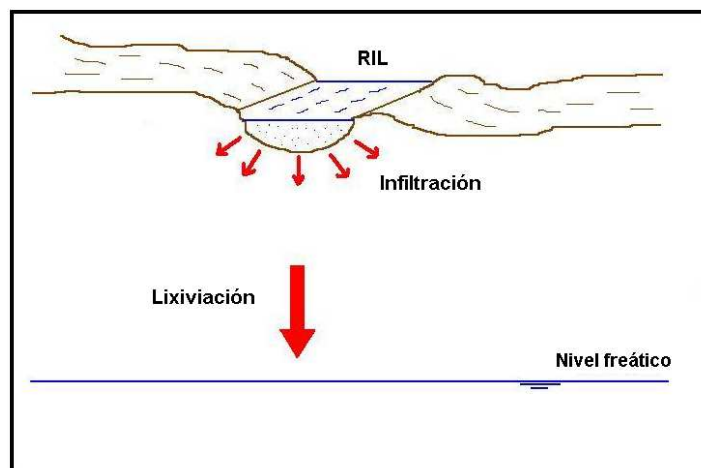
Aparte de la capacidad de autodepuración del suelo, es necesario considerar que los contaminantes contenidos en los RILEs pueden transportarse de un lugar a otro. El fenómeno del **transporte de los contaminantes en el suelo** es importante, pues la movilidad y destino final de los compuestos del suelo depende de varios factores, entre los cuales destacan; la existencia, profundidad y dirección de escurrimiento de la napa freática, la porosidad, la temperatura, la capacidad de adsorción e intercambio iónico de las partículas del suelo, el contenido de agua y aire, y la presencia de organismos vivos.

La Figura 2 ilustra una forma típica de contaminación de un recurso hídrico superficial (lago, río, etc.) como consecuencia de un derrame de RILes desde una fuente de aplicación al suelo mediante riego. El derrame superficial no pasa a través del suelo, sino que éste llega directamente al curso de agua. En cambio, el flujo subterráneo sí pasa a través del suelo, donde los contaminantes son expuestos a procesos físicos, químicos y biodegradativos antes de llegar al curso de agua. En ambos casos, y una vez que el efluente llega al sistema acuático, los contaminantes que han sido arrastrados son sometidos a una serie de procesos que incluyen óxido-reducción, precipitación- disolución, hidrólisis, etc.



**Figura 2.** Descarga de aguas contaminadas en cursos de agua superficiales.

La Figura 3 muestra un típico problema de contaminación de napas de agua subterránea como consecuencia de un exceso de aplicación de efluentes en el suelo. Esto ocurre cuando la tasa de aplicación del RIL supera la capacidad de retención de agua del suelo, generalmente en épocas de invierno, zonas de alta precipitación o áreas donde existen napas superficiales.



**Figura 3.**Contaminación de napas de aguas subterráneas con efluentes.

Por consiguiente cuando se trata de aplicar efluentes al suelo se debe evitar sobrepasar la capacidad autodepuradora del suelo y determinar el transporte de contaminantes.

Por otra parte cabe preguntarse ¿qué efectos tiene la aplicación de Riles a la forma de riego? A continuación se analizan los principales efectos sobre el suelo receptor, los cultivos, la salud, la biota y el medioambiente.

## 2. Efecto de la aplicación de RILes en el suelo

**i) Efectos sobre las propiedades físicas del suelo.** La aplicación de RILes aumenta el contenido de materia orgánica en el suelo, como ha sido demostrado en diferentes estudios nacionales como internacionales (Simonete *et al.*, 2003; Seoáñez, 2004; Briceño *et al.*, 2007; Zamora *et al.*, 2008; Celis *et al.*, 2008; Mañas *et al.*, 2009). La estructura del suelo se puede mejorar con el aporte de materia orgánica (Ellies, 2004). La estructura del suelo es un factor clave en el sistema edáfico y en la habilidad del suelo para sostener la biota (Bronick y Lal, 2005). Un mejoramiento en la estructura está directamente relacionado con una mayor estabilidad de los agregados del suelo, y es el resultado de un mejor arreglo de las partículas, floculación y cementación (Duiker *et al.*, 2003).

La porosidad y el tamaño de los poros influyen fuertemente en la condición física de los suelos. En los suelos de textura fina (arcillosos) es mayor la microporosidad, mientras que en los suelos arenosos (de textura gruesa) es la macroporosidad la dominante.

El aporte de RILes modifica la porosidad del suelo, aumentando o disminuyendo la distribución y tamaño de los poros en función de la escasez de los sólidos disueltos, del volumen de líquido aplicado y de las condiciones climáticas (Seoáñez, 2004). Los residuos químicos, si están presentes en los RILes, pueden afectar negativamente la porosidad del suelo, ya que actúan sobre los agregados del suelo, aunque estas variaciones pueden ser compensadas con la presencia de materia orgánica, que aumenta y estabiliza los agregados (Ellies, 2004).

La penetración del agua a través del suelo hace que se arrastren con ella productos orgánicos e inorgánicos, los cuales van siendo absorbidos dependiendo del tipo de suelo y del tipo de agua residual. Esta capacidad de absorción es mayor en los suelos de textura fina (arcillosos) que en los de textura gruesa (arenosos), así como también es mayor cuando se trata de suelos receptores con mayor contenido de materia orgánica (Seoáñez, 2004).

**ii) Efectos sobre las propiedades químicas del suelo.** La acidez del suelo depende de varios factores, entre los que están: el pH, la capacidad de intercambio de cationes (CIC), y el grado de saturación del complejo de cambio con Al (acidez de reserva). Esto significa que el suelo posee una cierta capacidad tampón que es necesario considerar cuando en él se vierten aguas residuales industriales, urbanas o de cualquier otro tipo (Seoáñez, 2004).

La aplicación continua de aguas residuales puede disminuir los valores de pH en el suelo (Zamora *et al.*, 2008). Según Isea *et al.* (2004), los cationes de los elementos traza o micronutrientes como el Fe, Cu, Zn y Mn son mucho más solubles y asimilables bajo condiciones ácidas (rango de pH entre 4,5 a 6).

Hay estudios realizados por Briceño *et al.* (2007) en suelos Andisoles chilenos que indican que la aplicación de purines de origen bovino aumenta el pH debido al incremento del contenido de bases. De igual forma aumenta el contenido de macronutrientes (como N, P, K, Ca y Mg) y micronutrientes (como Zn y B).

Los estudios desarrollados por Zamora *et al.* (2008) sobre suelos arcillosos cultivados con praderas y regados con aguas residuales urbanas e industriales, mostraron un incremento de los niveles de fósforo, potasio y magnesio. Las continuas aplicaciones de RILes disminuyeron los niveles de pH en el suelo.

Westerman *et al.* (1987) mostraron que al aplicar efluentes de porcinos en suelos cultivados con praderas mediante riego por aspersión a tasas de 600 y 1200 kg N/ha/año por un periodo de 4 años resultó en un incremento del K y Na y ningún efecto en las concentraciones de Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, y N total.

Otros estudios del uso de aguas residuales en suelos por un periodo continuo de tres años han mostrado incrementos en los niveles de materia orgánica, y elementos como N, P, Ca, Al, Fe, Pb y Zn (Mañas *et al.*, 2009).

En algunos países latinoamericanos se utilizan las aguas residuales tratadas como fuente de suministro para la agricultura en zonas áridas, como una medida para disminuir la demanda de agua potable y a su vez evitar la contaminación por el vertido de aguas residuales a los cuerpos de agua. Los estudios desarrollados por Isea *et al.* (2004) en suelos franco arcillo arenosos en clima semiárido indican que las características físico-químicas del agua residual tratada se encuentran dentro de los valores límites permisibles aceptados para las aguas usadas en el riego con fines agropecuarios. Los suelos cultivados con frutales y regados con aguas residuales urbanas tratadas ofrecen una adecuada movilidad de los metales presentes. Se recomienda el uso de las aguas residuales tratadas con fines agropecuarios como un medio útil para la disposición ecológica de las aguas.

En el norte de Chile, desde Copiapó a Ovalle, existen muchos suelos alcalinos que presentan un alto pH y presencia de  $\text{CaCO}_3$ , los cuales se caracterizan por presentar una acumulación de sales solubles y un alto contenido de sodio intercambiable (Sierra *et al.*, 2007). Estos suelos calcáreos, que contienen elevadas cantidades de calcio, tienen buena capacidad para recibir materia orgánica (Isea *et al.*, 2004). Las aguas residuales constituyen una excelente alternativa de riego para los cultivos en zonas semiáridas, no sólo por la escasez de agua sino porque aportan nutrientes y mejoran la fertilidad del suelo debido a los altos contenidos de materia orgánica presentes en la misma (Simonete *et al.*, 2003).

Un exceso de sales solubles en el suelo, especialmente de  $\text{Na}^+$ , reduce la infiltración, disminuyendo la absorción tanto del agua como de otros iones presentes en el suelo. Como consecuencia, la estructura del suelo se degrada, afectando a la mayoría de los cultivos, exceptuando algunas especies halófitas (plantas resistentes a la salinidad y sequía). Muchos vertidos industriales no elevan mucho la concentración de  $\text{Na}^+$  en los suelos, pero si estos efluentes contienen detergentes o materias similares y se aplican sobre suelos de zonas áridas y semiáridas, el exceso de  $\text{Na}^+$  se convierte en un factor limitante (Seoáñez, 2004).

**iii) Efectos sobre las propiedades biológicas del suelo.** La utilización del riego con RILes aumenta el contenido de materia orgánica en el suelo, y como lo demuestra la literatura, al aumentar la MO se incrementa el contenido de humedad del suelo y así aumenta la actividad metabólica de los microorganismos y por ende el desarrollo de la biota que vive en el suelo (Celis *et al.*, 2007).

El mejoramiento en la población de microorganismos va acompañado de una mayor actividad enzimática. Entre las enzimas del suelo más importantes están las oxidoreductasas, transferasas e hidrolasas, debido a su rol en los procesos de degradación de materia orgánica y liberación de nutrientes. Las enzimas, principalmente del tipo extracelular, son responsables de la transformación de grandes macromoléculas a unidades pequeñas, fácilmente disponibles para ser metabolizadas por los organismos del suelo. Por otra parte, las enzimas liasas son muy importantes en los procesos de síntesis de materia orgánica. Entre las enzimas más representativas de los principales ciclos de nutrientes en el suelo se encuentran las deshidrogenasas, glucosidasas, ureasas, fosfatasas, arilsulfatasas y catalasas (Moreira and Siquiera, 2002).

Además de su papel en la formación de los suelos, los microorganismos del suelo contribuyen al crecimiento de las plantas a través de su efecto sobre la fertilidad del suelo, ya que descomponen la materia orgánica liberando nutrientes que son aprovechados por la vegetación (Harper y Belnap, 2001). Específicamente, la aplicación de purines de origen bovino aplicados a suelos Andisoles chilenos origina un aumento de la actividad microbiana, incremento que es proporcional a la dosis de purines empleada (Briceño *et al.*, 2007).

Los estudios señalan que al haber mejores condiciones de humedad en el suelo se favorece el crecimiento y desarrollo de los microorganismos, tal como ocurre con los hongos micorrizógenos arbusculares que generan glomalina, la cual contribuye a la estabilización de los agregados del suelo, acelerando el ritmo del ciclaje de la materia orgánica en el suelo (Rillig *et al.*, 2002).

### **3. Efecto de la aplicación de RILes en los cultivos**

Los RILes contribuyen a acidificar los suelos, pues las reacciones amoniacales en el suelo aumentan la concentración de iones de hidrógeno. Una excepción la constituyen los efluentes de plántulas bovinas, los que aparte de ser básicos (Salazar *et al.*, 2007), cuando son aplicados

al suelo aumentan el pH (Briceño *et al.*, 2007). La acidez excesiva de los suelos disminuye los rendimientos de los cultivos, y requiere de grandes cantidades de cal para corregirla (Munita, 2001). Cultivos como la cebada y el raps son menos tolerantes a la acidez del suelo que el trigo y la avena (Pinilla, 2001).

El exceso de macronutrientes puede presentar algunos problemas en los cultivos, aunque no tan severos como los daños que producen los micronutrientes en altas concentraciones. Las aguas residuales contienen cantidades apreciables de nitrógeno, que pueden causar un exceso de este nutriente en el suelo a niveles tales que puede disminuir la producción y/o la calidad en cultivos como el algodón, el tomate para conserva, la remolacha, la papa, el durazno, el albaricoquero, el manzano y la vid (Bouwer y Idelovitch, 1987).

El N se puede transformar en amonio, siendo éste negativo para el desarrollo de algunos cultivos hortícolas, debido a la toxicidad que produce el amonio en concentraciones altas en los tejidos vegetales (Broker y Mills, 1980). El exceso de N, además de ser perjudicial para las plantas, aumenta la lixiviación del nitrato, y por ende, la contaminación de las aguas subterráneas.

El aporte de fósforo por las aguas residuales es bastante inferior al de N (aproximadamente una cuarta parte) pero conviene tenerlo en cuenta cuando se aplican RILes al suelo, pues puede constituir un serio riesgo de causar eutrofización.

Por su parte, la uva de mesa demanda mucho fierro en suelos básicos ( $\text{pH} > 7$ ), así como eventualmente cobre, manganeso, zinc, y los macronutrientes principales (NPK). A dosis altas de calcio, se agrava la deficiencia de boro en esta especie (Román, 2001).

Con respecto a la presencia de sólidos en suspensión, la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. establece que pueden haber efectos adversos en la mayoría de los cultivos a niveles superiores a 1000 mg/L en las aguas residuales, y por lo tanto en estos casos deberían tomarse medidas prácticas de manejo, como por ejemplo, ubicar sedimentadotes a la entrada del predio o del potrero (USEPA, 2004).

El riego con RILes puede presentar un problema de exceso de sales, especialmente cuando se aplica en suelos salinos de zonas áridas y semi-áridas. La falta de lluvias impide lavar las sales, por lo que puede ocurrir una concentración de elementos en el suelo en cantidades que resulten perjudiciales para las plantas, como ser, cloro, boro o sodio (Tejeda *et al.*, 2001). Niveles altos de sales causan fitotoxicidad en los cultivos (Román, 2001).

La Norma Oficial Chilena del Instituto de Normalización (INN), la NCh 1333-1978, establece que pueden presentarse efectos perjudiciales en la mayoría de los cultivos cuando la conductividad eléctrica del agua de riego está por sobre 0,75 dS/m.

En general, pueden presentarse problemas por salinidad del agua de riego cuando su conductividad eléctrica es superior a 1,5 dS/m, lo que corresponde a un contenido aproximado de sales de 975 mg/L.

También hay riesgo por exceso de cloruros en el agua de riego. La norma chilena (INN) establece un máximo de 200 mg/L de cloro, igual a 5,6 meq/L. Los cítricos son especialmente sensibles al exceso de cloro, especialmente si están establecidos en suelos calcáreos de pH sobre 7,5 (Román, 2001).

Niveles de cloruro en las hojas de los cítricos superiores a 0,5-1,0 % (base peso seco) indican posibles problemas de toxicidad. Es por ello, que cuando se emplea riego por aspersión, el contenido de cloruro del agua debe ser inferior a 100 mg/L para evitar posibles problemas de fitotoxicidad.

Las aguas o suelos ricos en boro, pueden provocar una cierta toxicidad apareciendo puntas necróticas en las hojas de las plantas. Por ejemplo, concentraciones de boro superiores a 1 mg/L pueden ser perjudiciales para el riego de cítricos, melocotonero, ciruelo, vid, cebolla y fresa (Pescod, 1992).

La presencia de detergentes en las aguas residuales produce la aparición de espuma, que provoca una posible amenaza en las aguas para el riego. Es probable que los detergentes biodegradables no supongan ningún problema para los suelos ni los cultivos, pero hay poca información sobre este punto.

El contenido de metales en las aguas residuales de minería suele ser más elevado que en las aguas normales. Entre los metales traza están el cadmio, cobre, molibdeno, níquel, y zinc. Ellos pueden producir toxicidad en las plantas a altas concentraciones. La toxicidad del níquel y el zinc se reduce cuando el pH sube. Concentraciones excesivas de algunos elementos como el cobre, hierro y zinc, pueden presentar problemas de toxicidad para las plantas (USEPA, 2004). Otros elementos traza como el cadmio, cobre, molibdeno, níquel y zinc pueden ser tóxicos para las personas y animales (Page *et al.*, 1981).

En Estados Unidos existe recomendaciones de contenidos máximos de metales traza en las aguas de riego que varían según se considere un riego permanente para cualquier tipo de suelo, o bien para un período máximo de aplicación de riego de 20 años a suelos de textura fina (francos y arcillosos) y con un pH entre 6-8,5 (Bouwer y Idelovitch, 1987).

La Unión Europea ha regulado los aportes máximos de metales cuando se añaden lodos de depuradora a los suelos. Estos valores se pueden emplear como orientativos del peligro de contaminación de los suelos agrícolas por metales debido al riego con aguas residuales. En general, los aportes de metales con el agua de riego no suelen ser preocupantes, excepto en los casos en que estas aguas recojan los efluentes de industrias con altos contenidos de estos metales (Ramos, 1996).

Los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales urbanas suelen degradarse en el suelo. Además de los compuestos orgánicos fácilmente biodegradables que se añaden al agua

en su uso doméstico, también existen muchos productos orgánicos de origen sintético, de los cuales unos se descomponen en el suelo bajo condiciones aeróbicas, otros en condiciones anaeróbicas y otros no se descomponen. La conclusión es que, sólo cuando las aguas residuales contienen compuestos orgánicos de origen industrial de difícil degradación como, por ejemplo, los hidrocarburos halogenados, se pueden presentar problemas de contaminación de las aguas subterráneas al regar con estas aguas, sobre todo si los suelos son arenosos, ya que el poder de retención de los compuestos orgánicos por estos suelos es bajo (Bouwer y Idelovitch, 1987).

En relación a algunos compuestos orgánicos de muy lenta degradación, como los hidrocarburos policíclicos aromáticos (benzopireno, fluoreno y antraceno), no hay mucha información sobre su transporte hacia los acuíferos y sus efectos sobre el suelo y las plantas, pero parece razonable exigir para el riego sin restricción un contenido máximo en estos compuestos similar al requerido para el agua potable (Bouwer y Idelovitch, 1987).

#### **4. Efecto sobre salud, la flora, fauna y el medioambiente**

Cuando un agente contaminante ingresa al organismo, éste puede provocar una respuesta que se manifiesta fisiológicamente de muchas formas, desde un dolor de cabeza, mareo y vómito, hasta convulsiones y muerte. Tal respuesta depende, entre otros factores, de la naturaleza química del compuesto, de la ruta de ingestión, del tiempo de exposición, de la dosis efectiva, del individuo y de los órganos afectados. Existen tres vías de ingestión a través de las cuales los contaminantes pueden tener acceso al organismo humano: vía oral, vía respiratoria, y vía dérmica.

El ingreso de un contaminante al cuerpo humano es seguido por un conjunto de procesos altamente complejos, donde éste se absorbe, se distribuye, se almacena, se degrada y/o se elimina. Para producir algún efecto tóxico, el agente químico o alguno de sus productos de transformación, debe alcanzar un órgano con un nivel de concentración y un tiempo de exposición tales que puedan afectar su funcionamiento (Zaror, 1998).

El pH afecta directamente la vida de los organismos superiores, por lo que es importante evitar descargar aguas con pH muy diferente de 7. Desgraciadamente, la eutrofización de un cuerpo de agua genera variaciones extremas de pH que tienen un efecto negativo sobre muchas especies acuáticas. Los sólidos en el agua interfieren directamente con la transferencia de oxígeno y con la transmisión de la luz. Además, cuando sedimentan afectan la vida en el fondo del cuerpo de agua. Si son orgánicos biodegradables, imponen una fuerte demanda de oxígeno que genera rápidamente un medio anóxico (Zaror, 1998).

El aumento de la materia orgánica en el suelo genera una acidez del suelo, pues ésta posee grupos carboxílicos y fenólicos activos que se comportan como débiles liberando protones. Además, la descomposición de la materia orgánica produce iones  $H^+$ , acidificando el suelo (Pinilla, 2001).

En el caso de las aguas subterráneas, su contaminación es más problemática y persistente porque su autodepuración es lenta debido a que no presenta corrientes que le confieran una adecuada aireación (Saenz, 2003). Estas aguas suelen contener menos de 1 mg/L de DBO<sub>5</sub>. Contenidos superiores son indicativos de contaminación.

La eficiencia de reducción de contaminantes por los sistemas de tratamiento basados en experiencias en Chile para DBO<sub>5</sub> disminuye de 300-20000 mg/L (antes del tratamiento) a 200-600 mg/L (después del tratamiento físico-químico) (CONAMA, 1998).

En suelos, la presencia de materia orgánica (en estado húmico) es siempre deseable, ya que por su intermedio se desarrollan procesos de integración estructural del particulado fino, favoreciendo así las propiedades de infiltración y retención de agua. También permite, a través de la degradación, la entrega de micronutrientes esenciales para las plantas.

No obstante lo anterior, descargas de materia orgánica fresca producen una fuerte competencia entre los microorganismos del suelo con la planta, ya que ambos requieren nitrógeno para sus procesos fisiológicos. No es raro que en estas situaciones se presenten sintomatologías de déficit nutricional en las segundas. Una buena práctica en esta situación es reconocer el estado de la relación C/N, y suplementar el nitrógeno necesario para que esta se mantenga en una relación entre 8:1 a 15:1 en la capa arable del suelo (Tejeda *et al.*, 2001).

Niveles altos de N y P en el agua originan el proceso de eutrofización en cauces superficiales, el cual se caracteriza por un crecimiento explosivo de algas, lo que trae como consecuencia una acelerada desoxigenación e interferencia al paso de la radiación solar por debajo de la superficie, fenómenos que en conjunto producen la disminución de la capacidad autodepuradora del medio y una merma en la capacidad fotosintética de los organismos vivos acuáticos (Doménech, 1995).

Ciertos estudios han encontrado altas concentraciones de N, P, Pb y Al en los tejidos de plantas de lechuga cultivadas en suelos regados con aguas residuales por un periodo de tres años (Mañas *et al.*, 2009).

El impacto medioambiental de la contaminación por nitratos, de los acuíferos superficiales y subterráneos, puede acarrear serios problemas para la salud humana al desencadenarse procesos cancerígenos, al transformarse (en el estómago) a nitritos (Doménech, 1995). Se ha comprobado que cuando las embarazadas ingieren cantidades altas de nitritos se eleva la mortalidad durante los primeros días de vida del hijo, principalmente debido a malformaciones que afectan al sistema nervioso central, al muscular o al óseo. También se han descrito efectos perniciosos sobre las glándulas hormonales.

En el caso del amonio, antes de ser asimilado por las plantas debe ser transformado a nitrato, acción que se verifica por la acción de bacterias nitrificantes, "*oxidación que se estima, afecta anualmente al 40% del nitrógeno inicial*" (Doménech, 1995).

En general, el nitrógeno amoniacal no tiene efectos apreciables sobre la salud humana, salvo a altas concentraciones, sin embargo, "*es tóxico para los peces*" (Saenz, 2003), debido a su gran

solubilidad en lípidos que lo capacita para difundir rápidamente y cruzar las membranas celulares (Vidal, 2003).

Ya que las aguas residuales pueden contener grandes cantidades de nitrógeno, hay que tener en cuenta este aporte de manera de evitar excesos en el caso de realizar abonos, ya que puede disminuir la producción o calidad del suelo. Investigaciones realizadas específicamente en Israel, han demostrado que un agua de riego debería tener concentraciones de aproximadamente 15 a 20 mg/L para no exceder los requerimientos de la mayoría de los cultivos (Homsí y Asociados, 1997). No obstante, se ha descrito que las aguas residuales pueden poseer una concentración que fluctúa entre los 20 y 40 mg/L (Ramos, 1996; Sánchez, 1999).

La cantidad de nitratos que se lixivian hacia el subsuelo depende del régimen de pluviosidad y del tipo del suelo. La mayoría de los suelos poseen abundantes partículas coloidales, tanto orgánicas como inorgánicas, cargadas negativamente, con lo que repelerán a los aniones, y como consecuencia, estos suelos lixiviarán con facilidad a los nitratos. Por el contrario, muchos suelos tropicales adquieren carga positiva y por tanto, manifiestan una fuerte retención para los nitratos. La textura del suelo es un factor importante en relación con la lixiviación. Cuanto más fina sea la textura más capacidad de retención presentarán (Dorrosoro, citado por IASA, 2004).

Otro impacto ambiental que surge del uso de abonos nitrogenados es la generación (por desnitrificación o volatilización) de amonio y  $N_2O$ . Este último es un gas muy estable que difunde a la atmósfera y que participa en reacciones de eliminación del ozono estratosférico (Doménech, 1995). Se estima que del nitrógeno aplicado en los RILes, entre un 15% a un 25% se pierde por desnitrificación y otro 15%-25% se volatiliza en forma de amonio (EPA, 1982; INTA, 2000, ambos citados por IASA, 2004). Cabe destacar que su aplicación en exceso puede ocasionar efectos perniciosos en algunos cultivos, como son retardar la maduración de los frutos al favorecer el crecimiento vegetativo; debilitar la paja y favorecer el encamado; disminuir la calidad del cultivo y, en casos extremos, la muerte de la planta (Buckman y Brady, citado por IASA, 2004).

No obstante lo anterior, son precisamente las especies vegetales las que constituyen el principal agente capaz de remover el nitrógeno aplicado al suelo y tal capacidad se relaciona con la concentración de este elemento en sus tejidos y los niveles de producción.

En general, las mayores tasas de extracción de N se alcanzan con cultivos perennes de gramíneas y leguminosas, reconociendo que si bien las leguminosas tienen la capacidad de fijar N atmosférico, al existir nitratos disponibles en el suelo presentan altas tasas de extracción. A la vez, influye la tasa de cosecha, ya que al retirar material vegetal del terreno, directamente se retira parte de los nutrientes absorbidos por la planta. En este sentido, los cultivos silvícolas reducen significativamente su capacidad extractiva, puesto que en sitio de cultivo queda una importante cantidad de material vegetal. Se estima que aproximadamente un 30% del N absorbido por las plantas se retira en la madera cosechada (IASA, 2004).

Los sólidos suspendidos (SS) contenidos en los RILes pueden alojarse en las branquias de algunos peces y provocarles asfixia (Echarri, 1998). En aguas superficiales, produce una disminución de la transparencia así como modificaciones en el color, afectando con ello a los organismos fotosintéticos. Además en función de su composición química pueden dar lugar a otros problemas (Castilla, 2004).

Además, los SS en el agua interfieren directamente con la transferencia de O<sub>2</sub> y con la transmisión de la luz (Zaror, 1998). Eventualmente pueden llegar a obturar los poros del suelo si están presentes en grandes concentraciones en el agua residual, o si han sido aplicados al suelo mediante riego por muchos años en forma continuada (Manahan, 1997). Los sólidos representan la potencialidad de los sedimentos para actuar como transportadores de bacterias, algunas de las cuales pueden ser altamente patogénicas como es el caso de *Salmonella* spp. Las aguas residuales producen contaminación de origen fecal que puede aportar diferentes microorganismos patógenos existentes en la población circundante (Seoánez, 2004).

Uno de los principales problemas de la utilización de aguas residuales mediante riegos localizados, como goteo o microaspersión, es el taponamiento de los goteros. Esto es así ya que debido a la presencia de sólidos en el agua, se estima que hay un peligro de obturación catalogado como bajo para valores de SS inferiores a 50 mg/L, medio para una concentración de SS entre 50 a 100 mg/L y alto para cifras mayores a 100 mg/L (Ramos, 1996).

En suelos, estas fracciones del tamaño limos y arcillas, se depositan directamente sobre el horizonte superficial formando costras de diferente espesor, reduciendo el espacio poroso, sellando e impidiendo el intercambio gaseoso suelo -atmósfera, reduciendo o anulando la permeabilidad e infiltración del agua, afectando directamente la nitrificación y el crecimiento y desarrollo de las plantas.

En el suelo, los SS, así como la DBO, son eficientemente abatidos tanto por la acción filtrante del suelo como por los microorganismos presentes en este ambiente. Normalmente, en los primeros 1,5 m de suelo, los SS y la DBO alcanzan valores de 1,5 y 2 mg/L, determinando que ambos parámetros no representan los mayores riesgos en las aguas residuales (EPA, 1982).

Una práctica habitual en suelos regados con aguas ricas en SS, es el paso frecuente y periódico de rastra, de modo de quebrar y homogeneizar las primeras capas del suelo.

El fenol es tóxico para casi todas las especies (razón por la cual se usa como desinfectante). Se reconocen efectos adversos de los fenoles asociados a envenenamiento agudo del sistema nervioso en peces, especialmente las especies grasas como la trucha, el salmón y las anguilas. No obstante, ciertas bacterias del género *Pseudomonas* pueden usarlo como nutriente y descomponerlo, aún cuando su actividad es inhibida a altas concentraciones de fenol (Zaror, 1998).

Además de sus efectos adversos, asociados a envenenamiento agudo del sistema nervioso en peces, especialmente las especies grasas como la trucha, el salmón y las anguilas, el destino final del fenol en el ambiente y su remoción es difícil por varios factores: su alta solubilidad

en el agua a temperatura ambiente, su habilidad para ionizarse, su baja presión de vapor y su tendencia a la oxidación.

Por las características presentadas, las normas ambientales son rígidas y el límite de concentración del fenol en los efluentes líquidos industriales, previamente tratados, es de orden de 0,1 a 1 ppm.

No obstante lo anterior, la presencia de estos compuestos fenólicos desempeña un papel muy importante en la formación de las sustancias húmicas del suelo (Stevenson, 1982 citado por Sierra, 2000) y en especial en los horizontes A.

Los detergentes, al ser arrojados a los lagos y ríos dificulta la vida acuática ya que le quita la grasa de las plumas a las aves acuáticas, provocándoles que se escape el aire aislante de entre las plumas y que se mojen, lo cual puede ocasionarles la muerte por frío o porque se ahogan. Su poder contaminante en los vegetales acuáticos hace que se inhiba el proceso de la fotosíntesis originando la muerte de la flora y la fauna acuáticas. A los peces les produce lesiones en las branquias, dificultándoles la respiración y provocándoles la muerte (Echarri, 1998). Incluso se han reportado daños por detergentes en la producción de algunos cultivos como el maíz (Judy *et al.*, 1973).

Sus principales efectos perjudiciales son:

- *Las espumas dificultan la depuración natural o artificial de los cauces y sirven para retener partículas, bacterias y virus.*
- *Los detergentes dificultan la difusión del oxígeno en el agua.*
- *Incrementan la cantidad de boro en el agua, debido a su composición (contienen perboratos como agente blanqueador y fosfatos).*

El uso de los compuestos tensoactivos en el agua, al ser arrojados a los lagos y ríos dificulta la vida acuática ya que les quitan la grasa de las plumas a las aves acuáticas, provocándoles que se escape el aire aislante de entre las plumas y que se mojen, lo cual puede ocasionarles la muerte por frío o porque se ahogan.

El poder contaminante de los detergentes se manifiesta en los vegetales acuáticos inhibiendo el proceso de la fotosíntesis originando la muerte de la flora y la fauna acuáticas. A los peces les produce lesiones en las branquias, dificultándoles la respiración y provocándoles la muerte.

La adición de fosfato al agua, especialmente en cuerpos lacustres y estuarios puede, eventualmente, favorecer procesos de eutrofización. Un efecto no deseado de su empleo es la reducción en el poder autodepurador, al dificultar la actividad bacteriana. Adicionalmente, también interfieren en los procesos de floculación y sedimentación. El principal problema medioambiental producido por los detergentes es la bioconcentración y el hecho de aumentar la toxicidad del 3,4-benzopireno.

La presencia de detergentes en las aguas residuales provoca la aparición de espuma, sobre todo en el riego, cuando las concentraciones de este parámetro son superiores a 0,5 mg/L (Ramos, 1996). Adicionalmente, se ha observado que el ingrediente activo de algunos detergentes inhibe en un 70% el crecimiento de las plantas como el girasol en concentración de tan sólo 10 ppm y en un 100% a 40 ppm (Bold, citado por IASA, 2004).

Existe un importante riesgo de contaminación biológica del agua asociada a la actividad pecuaria, debido a que los patógenos eliminados a través de las deyecciones y orinas animales pueden ser transportados a las vías de agua, a través del escurrimiento superficial.

Un efecto importante de la contaminación biológica es el peligro que ésta implica para la salud ya que en las aguas ricas en materia orgánica de origen doméstico y ganadero proliferan organismos que causan enfermedades tales como alergias, diarrea, tifus, hepatitis.

Los planteles animales que carecen de adecuadas prácticas sanitarias pueden verse expuestos a alta infestación por roedores, constituyendo un factor de riesgo por leptospirosis, tanto para animales domésticos como para humanos (De León *et al.*, 2002), por lo que las aguas residuales de estos centros de producción pueden contener niveles altos de microorganismos patógenos peligrosos para el hombre, obligando en estos casos a poner especial cuidado en el uso de estos RILes cuando son usados para riego en la agricultura.

Las potenciales formas de exposición a estos patógenos son el contacto directo con el agua residual, el consumo de productos agrícolas contaminados, y la inhalación de patógenos por aerosoles generados en las aplicaciones con riego por aspersión (generalmente producidos cuando se riega durante las horas de mayor calor).

Los virus son importantes por la cantidad de partículas virales que se eliminan a través de las heces animales; se conocen más de 100 virus diferentes que se eliminan por las heces y pueden ser patógenos para el hombre; los virus son una de las principales causas de enfermedades fatales provocadas por microorganismos en los mamíferos; algunas enfermedades virales que afectan el sistema neurológico pueden presentar períodos de incubación muy lentos, de meses o incluso años.

Las bacterias están presentes en los intestinos de todos los animales viven gran cantidad de diferentes bacterias benéficas para la salud; pero algunas bacterias son responsables de importantes enfermedades; por ello la presencia de cualquier tipo de bacteria intestinal en el agua, indica contaminación por materia fecal y la convierten en no potable porque pueden estar acompañadas de bacterias patógenas. Existen distintas especies de protozoos que pueden infectar al hombre; pueden vivir en los intestinos de animales y el hombre, produciendo diarreas y disentería (Zaror, 1998). Las enfermedades intestinales causadas por helmintos son, junto con los protozoos, la principal causa de morbilidad en humanos, estimándose que el 50% de la población podría estar infestada con alguna de las especies de helmintos, producto de las malas condiciones sanitarias y disposición de aguas servidas no tratadas (Stott, 2003).

El uso de las aguas residuales o de agua contaminada sin los resguardos adecuados puede acarrear riesgos para la salud de los agricultores y de los consumidores, los que dependerán de las condiciones de vida de la población expuesta. La mayoría de los estudios indican una directa asociación entre la irrigación de terrenos con aguas residuales y riesgo a la salud de poblaciones rurales (Drechsel *et al.*, 2006).

Las especies más susceptibles de ser contaminadas con patógenos regadas con aguas servidas son las hortalizas que crecen a ras de suelo, como ser la lechuga, espinaca, apio, etc. Hay estudios que muestran huevos de helmintos de *Ascaris lumbricoide* y *Trichuris trichiura* en estos vegetales que han sido regados con aguas servidas (Gupta *et al.*, 2009). Es por ello que en Alemania no se permite el uso de RILes crudos en zonas de aguas protegidas, por el riesgo de contaminar el agua potable destinada a la población (Skjelhaugen and Donantoni, 1998).

## **5. Criterios para la determinación de la carga hidráulica máxima**

Chile presenta condiciones óptimas para la aplicación de RILes como riego, especialmente en suelos de zonas semi-áridas, donde el recurso agua escasea. Los recursos hídricos se tornarán más escasos debido al calentamiento global que cambiará los regímenes de lluvias en gran parte del territorio, y donde antes llovía más probablemente lloverá menos. Además, en Chile existen grandes extensiones de suelos degradados, pobres en materia orgánica y nutriente, lo que representa un potencial para la aplicación de efluentes mediante algún sistema de riego.

No obstante, la aplicación de efluentes al terreno requiere que su uso deba ser realizado con los controles y diseños adecuados para que sea efectivo en reducir los elementos en exceso que traen las aguas residuales.

La disposición de RILes al suelo debe ser sustentable, y para ello es necesario aplicar un caudal controlado de efluente sobre la superficie del terreno, donde previamente se ha instalado una masa forestal o un cultivo. De esta manera, se logra el crecimiento de especies vegetales, además de la depuración del efluente, lo que puede ser una valiosa alternativa en áreas con escasez de agua para la agricultura, la silvicultura o la minería.

El sistema debe estar diseñado para aplicar sólo lo que la planta necesita, y para ello sólo se riega con una cantidad de agua justa para satisfacer las necesidades hídricas de los cultivos del área. La tasa de aplicación, en este caso, determina los requerimientos de superficie y ésta depende del clima, el suelo, el cultivo, los requerimientos de lixiviación y el método de riego. El objetivo básico es regar la máxima cantidad de superficie de suelo sin afectar las napas y/o cursos de aguas superficiales.

Todas estas consideraciones deberán estar contempladas en una futura norma de riego para RILes en Chile, para asegurar esta práctica se legalice, regularice, se masifique y se aplique de manera sustentable.

## Bibliografía

- Briceño, G., Demanet, R. y Palma, G. (2007). Características físico-químicas y biológicas de un suelo andisol enmendado con purines de origen bovino. En: Memoria del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, León, México. pp. 277-280.
- Bronick, C. J. and Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.
- Bouwer, H. y Idelovitch, E. (1987). Quality requirements for irrigation with sewage water. *J. Irrig. & Drainage Eng.* 113: 516-535.
- Celis, J., M. Sandoval, R. Barra. (2008). Salmon wastes and sewage sludge as organic fertilizer for plant response on two Chilean degraded soils under greenhouse conditions. *Chil. J. Agric. Res.* 68 (3): 274-283.
- Celis, J., Sandoval, M. y Zagal, E. (2007). Estudio *in vitro* de la reutilización de lodos residuales de salmonicultura en un suelo patagónico degradado. En: II Simposio Internacional Suelos, Ecología y Medioambiente, Temuco 8-9 Noviembre. pp.105-110.
- De León, G., Orrego, A. y Betancurth, A. (2002). Los roedores como reservorios de *Leptospiras* en planteles porcinos de la zona central cafetera de Colombia. *Archivos de Medicina Veterinaria* 34 (1): 69-78.
- Doménech, X. (1995). *Química del Suelo: El impacto de los contaminantes*. Miraguano Ediciones. Madrid, España.
- Drechsel, P., Raschid-Sally, L., Williams, S. and Weale, J. (2006). Recycling realities: managing health risks to make wastewater an asset. International Water Management Institute, Water Policy Briefing, Issue 17. ([http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Water\\_Policy\\_Briefs/PDF/wpb17.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Water_Policy_Briefs/PDF/wpb17.pdf))
- Duiker, S. W., Rhoton, F.E., Torrent, J., Smeck, N.E. and Lal, R. (2003). Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 606-611.
- Echarri, L. (1998). *Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente*. Ed. Teide, España.
- Ellies, A. (2004). Efecto de la material orgánica en el suelo. En: *Residuos Orgánicos y su Uso en Sistemas Agroforestales*. Simposio de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, Universidad de la Frontera, Temuco. pp. 139-150.
- Fine, P. and Hass, A. (2007). Role of Organic Matter in Microbial Transport during Irrigation with Sewage Effluent. *J. Environ. Qual.* 36:1050-1060.
- Fuentes, B., Bolan, N., Naidu, R. and Mora, M. (2006). Phosphorus in organic waste-soil system. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 6 (2): 64-83.
- Gupta, N., Khan, D.K. and Santra, S.C. (2009). Prevalence of intestinal helminth eggs on vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. *Food Control* 20 (10): 942-945.
- Harper, K.T. y Belnap, J. (2001). The influence of biological soil crustsonmineraluptake by associated vascular plants. *Journal Arid Environments* 47: 347-357.
- Howell, J.M., M.S. Coyne, and P.L. Cornelius. (1996). Effect of sediment particle size and temperature on faecal bacteria mortality rates and the faecal coliform/faecal streptococci ratio. *J. Environ. Qual.* 25:1216-1220.
- IASA. (2004). *Guía: Condiciones básicas para la aplicación de riles vitivinícolas en riego*. Ministerio de Agricultura, SAG. Santiago.

- Isea, D., Bello, N., Vargas, L., Yabroudi, S., Durán, J. y Delgado, J. (2004). Acumulación de metales micronutrientes en suelos sometidos a riego con aguas residuales tratadas. *Interciencia* 29 (12): 660-666.
- Judy, N., Martens, D.C. and Kroontje, W. (1973). Effect of Detergent Application on the Growth of Corn. *J. Environ Qual* 2:310-314.
- Manahan, S. (1997). *Environmental science and technology*. Lewis Publishers, New York. 641 p.
- Mañas, P., Castro, E., De las Heras, J. (2009). Irrigation with treated wastewater: Effects on soil, lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop and dynamics of microorganisms. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44 (12): 1261-1273.
- Moreira, F.M.S., Siquiera, J.O. 2002. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. UFLA Ed., Universidad Federal de Lavras, Brasil, 625 p.
- Munita, J. (2001). Características y clasificación de los suelos. En: *Agenda del Salitre*, Soquimich, Santiago. pp. 27-50.
- Oron, G., R. Armon, R. Mandelbaum, Y. Manor, C. Campos, L. Gillerman, M. Salgot, C. Gerba, I. Klein, and C. Enriquez. (2001). Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks. *Water Sci. Technol.* 43:139–146. Page, A.L., C. Chang, G. Sposito y S. Mattigod. (1981). Trace elements in wastewater: Their effects on plant growth and composition and their behavior in soils. En: *Modeling wastewater renovation. Landtreatment*. I.K. Iskandar (ed) John Wiley & Sons.
- Pescod, M.M. (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture*. FAO Irrig. & Drain. Paper No. 47, Roma.
- Pinilla, H. (2001). Suelos ácidos. En: *Agenda del Salitre*, Soquimich, Santiago. pp. 99-116.
- Ramos, C. (1996). El riego con aguas residuales. *Jornada sobre "Aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana"*, Sanejament d'Aigües - Generalitat Valenciana, pp. 49-63.
- Rilg, M. C., S. F. Wright, and V. T. Eviner. (2002). The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and Soil* 238: 325-333.
- Román, S. (2001). Fertilización de cultivos e la zona Centro Norte de Chile. En: *Agenda del Salitre*, Soquimich, Santiago. pp. 269-337.
- Salazar, F., Dumont, J.C., Chadwick, D., Saldaña, R., Santana, M. (2007). Characterization of dairy slurry in southern Chile farms. *Agricultura Técnica (Chile)* 67(2):155-162.
- Seoáñez, M. (2004). *Depuración de las aguas residuales por tecnologías ecológicas y de bajo costo*. Ediciones. Mundi-Prensa, Madrid. 464 p.
- Sierra, J., Martí, E., Montserrat, G., Cruañas, R., Garau, M.A. (2000). Aprovechamiento del alpechín a través del suelo. Estimación del posible impacto sobre las aguas de infiltración. *Edafología*. 7: 91-102.
- Sierra, C., Lancelloti, A. y Vidal, I. (2007). Azufre elemental como corrector del pH y la fertilidad de algunos suelos de la III y IV región de Chile. *Agricultura Técnica* 67 (2): 173-181.
- Simonete, M., Kiehl, J. y Andrade, T. (2003). Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38 (10): 1187-1195.

- Skjelhaugen, O.J. and Donantoni, L. (1998). Combined aerobic and electronic treatment of cattle slurry. *J. Agr. Eng. Res.* 70 (2): 209-219.
- Soler, R., Brunetti, P. and Senesi, N. (2002). Comparative chemical and spectroscopic characterization of humic acid from sewage sludges and sludge-amended soils. *Soil Science* 167: 235-245.
- Stott, R. (2003). Fate and behaviour of parasites in wastewater treatment systems. *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (D. Mara and N. Horan, eds). Academic Press, London. pp. 491-521.
- Tejeda, H., Sadzawka, M., y Araos, J. (2001). Análisis de suelo, foliar y de agua para el diagnóstico nutricional y de uso de fertilizantes y enmiendas. En: *Agenda del Salitre*, Soquimich, Santiago. pp. 197-230.
- USEPA. (2004). Guidelines for wastewater reuse. US Environmental Protection Agency. EPA/625/R04/108. Washington, DC.
- Westerman, P.W., King, L.D., Burns, J.C., Cummings, G.A. and Overcash, M.R. (1987). Swine Manure and Lagoon Effluent Applied to a Temperate Forage Mixture: II. Rainfall Runoff and Soil Chemical Properties. *J Environ Qual* 16:106-112.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D. y Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Bioagro* 20 (3): 193-199.
- Zaror, C. (1998). *Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos*. Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería, Concepción.