
RECOMENDACIONES PARA EL RIEGO CON AGUAS DEPURADAS EN LA MACARONESIA

M.P. Palacios Díaz*, M.T. Tejedor Junco**, J.M. Hernández Moreno***

* Dpto. Producción Animal (Agronomía). Universidad de Las Palmas de G.C. Autovía Las Palmas- Arucas km 6,5 35416 Arucas. Islas Canarias España. mpalacios@dpat.ulpgc.es

** Dpto. Ciencias Clínicas (Microbiología). Universidad de Las Palmas de G.C. PO Box 550. 35080 Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. España. mtejedor@dcc.ulpgc.es

*** Dpto. de Edafología. Universidad de La Laguna. Av Astrofísico Fco. Sánchez. 38204 La Laguna. Tenerife. Islas Canarias . España. jhmoreno@ull.es

Abstract

The establishment of Macaronesian quality guidelines for reclaimed water (RW) reuse envisages: (i) Developing a single set of guidelines and criteria that are appropriate for Macaronesia and that are based on a consensus of Macaronesia expertise and other role players in water quality, and (ii) Adapt national/international guidelines in the light of local research and experience. To this end, a revision of the current guidelines or recommendations for RW reuse was performed in this work. For each parameter or group of parameters, case examples that can illuminate recommendations for different situations in the Macaronesia are given. In spite the great climatic differences shown by this region, the islands share important characteristics that can lead to common criteria for RM reuse: hydrogeological features, types of soils and types of land use. A number of examples have been described that stress the need to adequately characterise the soil types, specially the andic soils, due to their unique properties such as their pollutant and nutrient binding capacity and special physical properties.

Key words: Reclaimed water, Reuse, Faecal Coliforms, Irrigation, Volcanic Soils, Nutrients

Resumen

El planteamiento de unas recomendaciones para la reutilización de las aguas depuradas (AD) en la Macaronesia contempla: (i) Establecer un conjunto de guías y criterios adaptados a las características de la Macaronesia para someterlos a un consenso entre expertos de la región en calidad y manejo de aguas. (ii) Adaptar las guías nacionales o internacionales a las condiciones agroclimáticas de la Macaronesia, en función de la experiencia e investigación locales. Con este fin, en el presente trabajo se ha realizado una revisión del estado actual de las normativas o guías para la reutilización de las AD. Para cada parámetro o grupo de parámetros se han recogido ejemplos de casos significativos en cuanto a la orientación de las recomendaciones para distintas situaciones en la Macaronesia. A pesar de las grandes diferencias climáticas que presenta la Macaronesia, las islas comparten propiedades importantes del medio físico que constituyen un denominador común para establecer algunos criterios específicos de la reutilización, destacando las características hidrogeológicas, tipos de aguas subterráneas, tipos de suelo y tipos de uso del territorio. Se han descrito en este trabajo numerosos ejemplos que ponen de manifiesto la importancia de caracterizar adecuadamente los tipos de suelos debido a las propiedades particulares de los suelos ándicos como la elevada capacidad de retención de aniones y cationes y las propiedades físicas.

Palabras clave: Agua Depurada, Reutilización, Coliformes Fecales, Riego, Suelos Volcánicos, Nutrientes

1. Introducción

1.1. Consideraciones generales de la gestión del AD y objetivos del trabajo

El aumento de presión sobre los recursos hídricos (más acentuado en las zonas áridas y semiáridas con balances hidrológicos desequilibrados por el excesivo consumo) unido a la necesidad de tratamiento de las aguas residuales municipales e industriales antes de su vertido, permite que el reuso de aguas depuradas (AD) sea ya una parte integral del manejo de los recursos hídricos.

Los beneficios asociados a la reutilización de las aguas depuradas como alternativa a su vertido incluyen la conservación de calidad de los recursos hídricos, la protección del medio ambiente así como la obtención de beneficios económicos. Un salto cualitativo en la evolución del reuso del AD ha sido la necesidad de proveer una alternativa para satisfacer las necesidades de agua para el riego, la industria y usos urbanos (potables y no potables) surgidas a raíz del extraordinario crecimiento y desarrollo de muchas regiones del mundo, incluyendo la Macaronesia.

Los objetivos del presente trabajo se enmarcan en el planteamiento de unas recomendaciones para la reutilización del AD en la Macaronesia y contemplan:

- a) Establecer un conjunto de guías y criterios adaptados a las características de la Macaronesia para someterlos a un consenso entre expertos de la región en calidad y manejo de aguas.
- b) Adaptar las guías nacionales o internacionales a las condiciones agroclimáticas de la Macaronesia en función de la experiencia e investigación locales.

Para la consecución de estos objetivos se ha realizado una revisión del estado actual de las normativas o guías para la reutilización de las AD. Para cada parámetro o grupo de parámetros se han recogido ejemplos de casos significativos en cuanto a la orientación de las recomendaciones para distintas situaciones en la Macaronesia.

1.2. La gestión del AD en la Macaronesia

1.2.1 El medio físico

Si bien los tres archipiélagos macaronésicos tienen muchos aspectos comunes, la diferente situación latitudinal impone variaciones en los factores ambientales. El clima de Azores y Madeira es templado, con características oceánicas, mientras que el de Canarias puede considerarse subtropical y marítimo, con variaciones climáticas importantes, en los tres archipiélagos, en función de la altitud y orientación de las vertientes. En las islas portuguesas la pluviometría anual, en las zonas de mayor humedad, supera los 3.000 mm mientras que en Canarias pocas veces supera los 1.000 mm. Las islas con menor pluviometría son Lanzarote y Fuerteventura con menos de 150 mm; en las zonas más áridas de Azores y Madeira las precipitaciones anuales nunca bajan de 400 mm.

Los tres archipiélagos son de origen volcánico con materiales de naturaleza y edades muy variados. Madeira y Porto Santo son islas miocénicas. En la primera dominan los productos basálticos ya sean consolidados o piroclásticos (escorias, cinder, cenizas y tuff); en la segunda, más antigua, se encuentran basaltos, andesitas, traquitas, riolitas, piroclastos (tuff y escorias) de diferente composición, y materiales sedimentarios (arenas carbonatadas). Las islas Azores son más jóvenes, sólo Santa María es miocénica, el resto proceden del Plioceno y Pleistoceno. Están formadas por materiales de naturaleza basáltica, coladas y piroclastos, así como materiales más ácidos, traquíticos. Las edades de los materiales superficiales en Canarias proceden del mioceno y el pleistoceno, apareciendo en algunos núcleos muy erosionados el complejo basal. El volcanismo canario es de carácter alcalino, estando representados todos los términos de esta serie de diferenciación: basaltos, traquibasaltos, traquitas y fonolitas. Como formaciones sedimentarias, con cierta representación, se observan arenas calcáreas de origen marino y depósitos aluviales.

Las variaciones en los factores anteriores se reflejan en la tipología de los suelos. Los suelos más característicos de zonas húmedas se encuentran en Azores, mientras que en Canarias están mejor representados los de zona árida. No obstante, en los tres archipiélagos se puede diferenciar entre islas húmedas e islas más o menos áridas. Los suelos más característicos de todas ellas son los Andisoles, suelos típicos de regiones volcánicas, formados por constituyentes inorgánicos mal cristalizados que les confiere unas propiedades totalmente diferentes al resto de suelos. Existe una marcada distribución altitudinal de los suelos, siendo las secuencias más características las siguientes:

Azores.	Islas húmedas : Inceptisol, Andisol. Islas más secas : Vertisol, Molisol, Inceptisol, Alfisol, Andisol
Madeira.	Madeira: Vertisol, Molisol, Inceptisol, Andisol Porto Santo: Aridisol, Vertisoles, Molisoles, Alfisoles, Inceptisoles
Canarias.	Islas húmedas : <ul style="list-style-type: none">• Norte: Inceptisol/Vertisol, Inceptisol/Alfisol, Andisol/Ultisol, Andisol• Sur: Aridisol, Inceptisol Islas áridas : Aridisol

En síntesis, los Andisoles predominan en las islas Azores, representan el 50-60% del territorio de Madeira (Madeira et al. 2005) y se encuentran bien representados en las Canarias occidentales. En los casos de Azores y Canarias son importantes los suelos sobre piroclastos recientes (Vitrandos y Entisoles). Es frecuente además que otros Ordenes de suelos presenten propiedades ándicas, especialmente los Inceptisoles, Alfisoles y Ultisoles.

Considerando la importancia y extensión de los Andisoles y suelos ándicos en la Macaronesia y su relativo desconocimiento a nivel técnico (extensión agraria, métodos oficiales de análisis, etc.) en Europa, se hace una breve descripción de la caracterización de estos suelos y propiedades más importantes en el Apéndice que aparece al final del artículo.

La gran variabilidad climática de la Región influye tanto en la cantidad y calidad de recursos convencionales disponibles, como en las demandas de agua y gestión que se hace de la misma. Así, en el archipiélago canario, la escasez de agua ha motivado que el uso de recursos hídricos no convencionales sea un hecho y que las tecnologías asociadas tanto a la producción como al manejo del agua estén muy desarrolladas. Esta escasez comienza a mostrarse en algunas zonas de Madeira, sobre todo asociada a variaciones estacionales de la población, pero es desconocida en Azores.

Los suelos húmedos, las plantas y la superficie de los arroyos, ríos, lagos y océanos mantienen un equilibrio dinámico con el agua de la atmósfera. Para ello, pierden parte de su agua, que se evapora o transpira (que es como llamamos a la pérdida de agua que se produce a través de los estomas de las hojas) volviendo a la atmósfera, incrementando su humedad y contribuyendo a la formación de las nubes. Dicho equilibrio depende de la temperatura, que influye así en las pérdidas de agua.

Por ello los consumos de agua por parte de los cultivos varían de unas zonas a otras, siendo mayores en los lugares y las estaciones más cálidas. Además, a medida que las plantas crecen, su consumo se incrementa hasta llegar a un periodo crítico de máximas necesidades de agua. En este periodo, si las necesidades de agua no son satisfechas, los rendimientos de los cultivos descienden de forma significativa. Así, en lugares o periodos de escasez de lluvia, si los suelos no son capaces de retener la cantidad de agua suficiente, la rentabilidad de los terrenos agrícolas de secano está muy limitada. El desarrollo de los regadíos permite que las explotaciones agrícolas incrementen sus beneficios pero el consumo de agua de las zonas regadas se incrementa de forma muy marcada, ya que la agricultura representa entre el 60 y el 70% del consumo total de agua de una región.

1.2.2 Datos de tratamientos, producción, uso actual, previsión de necesidades

En las islas Azores y Madeira no existen experiencias de reutilización agrícola con efluentes tratados en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) públicas, debido, en parte, a que no existe escasez de recursos hídricos. No obstante, el consumo de agua es muy elevado en verano, con tendencia a aumentar, por lo que el DRSB ha planteado la conveniencia de establecer tratamientos terciarios para su reutilización o descarga en zonas muy sensibles (AQUATLAN, 2001). A nivel privado, existen casos de reutilización para riegos de jardines en hoteles con EDAR propias.

Las Islas Canarias reciben anualmente escasas precipitaciones. Así por ejemplo, las características semiáridas de la isla de Gran Canaria (precipitación media anual de 300 mm) y su elevado consumo de agua, asociado a su nivel de desarrollo (147,5 hm³/año) producen un desequilibrio en su balance hidrológico: se extraen anualmente 82 hm³/año del acuífero, mientras que sólo 47 hm³/año de las aguas subterráneas son renovables. Este excesivo consumo

supone un desequilibrio entre la extracción y la recarga de 35 hm³/año (Plan Hidrológico de Gran Canaria, 1998). Sólo gracias al aporte de recursos de agua no convencionales (54,5 hm³/año, provenientes de la desalación y la reutilización) el desequilibrio se compensa en parte. La reutilización en Gran Canaria es por tanto un hecho desde hace muchos años. Las EDAR de Gran Canaria suelen contar con tratamientos avanzados que mejoran la calidad del agua producida para que pueda ser utilizada con fines agrícolas. También existen EDAR piloto que cuentan con tecnologías avanzadas que incorporan tratamientos de agua no convencionales, como los modernos sistemas de membranas de fibra hueca, sobre las que ya se han realizado proyectos de investigación (Delgado et al, 2002 a y b). La tecnología del agua en Canarias está pues muy desarrollada, por lo que se incorporan rápidamente a los sistemas productivos los avances científicos.

En Tenerife, desde los servicios técnicos de BALTEN (OAL Balsas de Tenerife) se elaboró en 1993 un "Proyecto de Seguimiento de la implantación del regadío con aguas depuradas de la ciudad de Santa Cruz de Tenerife en el Valle de San Lorenzo", que tenía como objetivos principales (Aguar, 2004):

- a) Seguimiento de todos los elementos que integran el Sistema:
 - Proceso de depuración de las aguas residuales.
 - Transporte, almacenamiento y distribución de las aguas depuradas.
 - Riego con aguas depuradas.
- b) Evaluación del impacto ambiental:
 - Evaluación de riesgos sanitarios para frutos y usuarios del "sistema".
 - Contaminación de acuíferos.
 - Evolución de los suelos.
- c) Experiencia piloto:
 - Establecimiento de normas para el riego con aguas depuradas.
 - Conclusiones y recomendaciones para otras iniciativas similares que se desarrollen en Canarias y en el resto del país.

En base a estos objetivos generales, se han venido ejecutando una serie de *Proyectos* de colaboración con los departamentos de "Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica", de "Edafología y Geología" y de "Parasitología, Ecología y Genética" de la Universidad de La Laguna

En la isla de Lanzarote la escasez de recursos hídricos, consecuencia fundamentalmente de su aridez climática, ha llevado a una creciente reutilización en los últimos años de las aguas residuales urbanas, constituyendo en la actualidad la principal fuente de agua para uso agrícola, permitiendo así poner en regadío algunas zonas de la isla (Foto 1). Según el Plan Hidrológico Insular de Lanzarote (2001), el volumen de agua reutilizada en la actualidad es de 5,23 Hm³/año, pudiéndose llegar a reutilizar en el futuro 15,74 Hm³/año una vez se ejecuten las plantas de depuración en proyecto. La aplicación de riego con aguas depuradas en sistemas tradicionalmente de secano (arenados y gavias) puede permitir, sin lugar a dudas, un incremento de la actividad agrícola en la isla, pero debe ir acompañada de los estudios necesarios que permitan adoptar las medidas pertinentes para asegurar la sostenibilidad de estos sistemas extremadamente frágiles. Con este objetivo se lleva a cabo un proyecto de investigación en el departamento de Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna que pretende evaluar el impacto del riego con aguas recicladas en los suelos agrícolas de Lanzarote.



Foto 1. Cultivo de batatas regadas con aguas residuales depuradas. Lanzarote. (Foto: F. Díaz)

2. Aspectos sanitarios de la reutilización agrícola de aguas depuradas

La Organización Mundial de la Salud ha definido el concepto salud como “el estado de total bienestar físico, mental y social, y no simplemente la ausencia de enfermedad”. Por tanto, existe un componente social y cultural en dicho concepto, que es necesario analizar en cada situación concreta. Si aceptamos la necesidad de reutilizar el agua depurada con fines agrícolas, debemos asumir que esta práctica puede tener consecuencias negativas para la salud humana y animal. Estas consecuencias se podrán asumir o no, dependiendo de las condiciones socioeconómicas de cada zona.

Para minimizar los riesgos debemos aplicar el llamado “principio de precaución” cuyo objetivo es garantizar un nivel elevado de protección del medio ambiente y de la salud humana, animal o vegetal en los casos en que los datos científicos disponibles no permitan una evaluación completa del riesgo. Este principio se aplica cuando se han detectado los efectos potencialmente peligrosos de un fenómeno, producto o **procedimiento** a través de una evaluación científica y objetiva, pero esta evaluación no permite establecer el riesgo con suficiente certeza. En nuestro caso, el procedimiento en estudio es la reutilización agraria de aguas depuradas, y es obvio que por el momento, no podemos establecer con absoluta certeza los riesgos que podría suponer para la salud.

- Potenciales riesgos sanitarios:

Existen dos factores fundamentales que condicionan el riesgo. Por un lado, como factor principal, el mayor o menor riesgo vendrá dado por la presencia o ausencia de determinados patógenos en el agua. En segundo lugar, el riesgo dependerá del grado de exposición de cada grupo de población. Otros factores que pueden intervenir en menor medida son, por ejemplo, la utilización o no de determinadas prácticas agrícolas y la educación sanitaria de la población.

Los principales riesgos sanitarios derivan de la presencia en las aguas depuradas de bacterias, virus y parásitos patógenos u oportunistas. Los hongos patógenos también pueden suponer un riesgo, especialmente para las personas que manipulan el agua depurada. Los microorganismos patógenos presentes en el agua depurada vendrán condicionados fundamentalmente por el estado de salud de la población a la que la depuradora da servicio y por la

presencia de vertidos procedentes de explotaciones ganaderas. Entre los patógenos más frecuentes en nuestro entorno podemos encontrar bacterias (*Salmonella*), virus (Enterovirus, Hepatitis A, Norovirus, Parvovirus) y parásitos (*Ascaris*, algunos protozoos).

Además de los microorganismos y parásitos descritos, habría que incluir entre los riesgos sanitarios los denominados "patógenos y contaminantes emergentes de interés" (EPA, 2004). Podemos citar por ejemplo la necesidad de estudiar la presencia de patógenos como *Giardia* (Cacciò et al., 2003), *Cryptosporidium parvum* o *Cyclospora cayetanensis* (Mansfield y Gajadhar, 2004), o de contaminantes químicos entre los que se incluyen hormonas, disruptores endocrinos, antibióticos, citostáticos, plaguicidas, etc. (Pedersen et al., 2005)

Los riesgos para la salud están condicionados también por el tipo de exposición. Podemos considerar tres grupos fundamentales de población en función de su grado de exposición: trabajadores, consumidores y personas que vivan cerca de zonas donde se lleve a cabo la reutilización (Westcot, 1997).

Otro factor a considerar es el tipo de prácticas agrícolas utilizadas, especialmente en cuanto al tipo de riego. Diversos autores (Catalán et al., 1997) han descrito la presencia de *Legionella pneumophila* en aguas depuradas, señalando los riesgos derivados del riego por aspersión que puede implicar la adquisición de la infección mediante la inhalación de aerosoles. En otros casos, se señala la necesidad de dejar zonas "buffer" entre aquellas irrigadas con agua depurada de baja calidad y las zonas a las que tiene acceso la población (EPA, 2004).

- Control del riesgo:

Existen tres factores fundamentales en los que podemos incidir para controlar el riesgo: Calidad del agua, usos autorizados y reglamentación. Otros condicionantes son el manejo del agua y las prácticas agrícolas empleadas, los sistemas de distribución, la vigilancia epidemiológica etc.

- Manejo del agua y prácticas agrícolas:

Como hemos descrito anteriormente, el manejo del agua condiciona la exposición, especialmente de los trabajadores, pero también de los consumidores y de las personas que viven en las áreas cercanas. El riego por aspersión constituye una de las prácticas agrícolas que más condicionan la calidad microbiológica del agua a utilizar. Además de los riesgos para la salud de los trabajadores, es necesario señalar la dificultad de controlar el área regada mediante esta técnica, ya que influyen numerosos factores ambientales, especialmente el viento y la humedad. Por ello, se recomienda no utilizar el riego por aspersión cuando se emplea agua depurada. La mecanización de las tareas agrícolas permite reducir la exposición de los trabajadores y contribuye a disminuir el riesgo. La exposición de los trabajadores puede tener lugar en la planta depuradora, en las tareas agrícolas o durante la manipulación de los cultivos (industria conservera, almacén, comerciantes...). En estos grupos es básica una política de prevención (vacunas, quimioprofilaxis) y educación sanitaria.

- Sistemas de distribución:

Deben estar diseñados y señalizados de forma que en ningún caso puedan producirse contaminaciones cruzadas ni inducir a errores. Las conducciones de agua depurada deben estar siempre enterradas por debajo de las de agua potable y a una distancia suficiente.

- Sistemas de vigilancia epidemiológica:

Los sistemas de vigilancia epidemiológica deben cumplir una doble función. Por un lado, deben ser capaces de detectar un aumento en la incidencia de determinadas patologías que pueden estar causadas por la reutilización agrícola de aguas depuradas. Para ello es necesario crear grupos centinela cuyo seguimiento sea continuado y actúen como un sistema de alerta temprana. Por otro lado, la vigilancia epidemiológica debe servir para comunicar aquellas variaciones en el estado de salud de la población, que condicionan de manera significativa la posible presencia de determinados microorganismos en los vertidos. En una sociedad globalizada existen importantes flujos de población y por tanto de microorganismos. Inmigrantes, cooperantes, turistas, adopciones internacionales, puertos y aeropuertos, son, entre otros, potenciales fuentes de nuevos microorganismos en las aguas. En cualquier caso debemos tener en cuenta que parte de esta población puede no utilizar nuestros servicios sanitarios y, por tanto, no tendremos acceso a

esos datos epidemiológicos. Los consumidores deben estar informados de forma clara y precisa de los potenciales riesgos derivados del consumo de productos regados con agua depurada, especialmente en aquellos casos que puedan suponer situaciones especiales (inmunosuprimidos, transplantados, etc.).

- Calidad del agua:

El factor crítico para controlar los riesgos sanitarios derivados de la reutilización agrícola de aguas depuradas es el control de la calidad microbiológica del agua utilizada. En la medida en que podamos garantizar una mayor calidad microbiológica, estaremos minimizando los riesgos inherentes a la reutilización. Sin embargo, debemos tener en cuenta que existe un flujo constante de agua y, por tanto, sus condiciones microbiológicas pueden variar de forma muy significativa en un periodo de tiempo muy corto. Un ejemplo claro es la alteración brusca en la calidad microbiológica del agua que puede suponer el vertido procedente de una explotación ganadera. En la valoración de la calidad microbiológica del agua tendremos que considerar los siguientes factores:

- Indicadores de contaminación.
- Métodos de detección, periodicidad del muestreo.
- Puntos de muestreo.

a) Indicadores de contaminación: Desde el punto de vista microbiológico, los indicadores de contaminación más utilizados son los coliformes fecales y los huevos de nemátodos (Blumenthal et al. 2000). Debemos considerar que estos parámetros se miden en una muestra tomada en un momento concreto y que los resultados se obtienen al cabo de varios días, por lo que sólo indican los valores existentes en un momento dado. Sin embargo, podemos asumir que si medimos con suficiente frecuencia, obtenemos una aproximación a la media de valores existentes en nuestra depuradora, siendo mayor la aproximación cuanto mayor sea la frecuencia de muestreo y el número de muestras analizadas. En la actualidad, diversos estudios intentan analizar la correlación entre la presencia de microorganismos en el agua y el valor de determinados parámetros (turbidez, potencial redox) que pueden medirse en continuo, con lo que aumentaría la precisión. Por otro lado, la aparición de "chips genómicos" que permiten detectar en pocas horas la presencia de determinados microorganismos en el agua, facilitará el control ya que no será necesario utilizar indicadores, sino que se detectará presencia o ausencia de cada patógeno concreto.

b) Métodos de detección: Es imprescindible la utilización de métodos normalizados y la inclusión de cepas de referencia que permitan confirmar la correcta realización de las técnicas. El empleo de la filtración en membrana frente al método de tubos múltiples (cálculo del número más probable) permite el análisis simultáneo de un mayor número de muestras y acorta los tiempos, pero se ve limitado en los casos en los que la turbidez y los sólidos en suspensión son elevados. La elección de los indicadores de contaminación fecal a estudiar presenta dos limitaciones fundamentales. Por un lado, estamos limitados técnicamente por la existencia o no de los laboratorios con el equipamiento y el personal necesarios para llevar a cabo las analíticas. Por otro, existe una limitación económica, tanto en la organización y dotación de los laboratorios como en la posibilidad de llevar a cabo el número suficiente de análisis. La periodicidad no tiene que ser igual para todos los parámetros.

c) Puntos de muestreo: En la mayoría de los proyectos de reutilización el punto de muestreo para el control de la calidad microbiológica del agua es el punto de salida de la depuradora (Westcot, 1997). Sin embargo sería interesante considerar la posibilidad de controlar los puntos en que se lleva a cabo la reutilización e incluso, realizar un análisis microbiológico de los cultivos, dada la posible persistencia de microorganismos patógenos en ellos (Guo et al., 2001; Ronconi et al, 2002).

- Usos autorizados (cultivos):

Muchas de las normativas iniciales daban datos para numerosos usos. Sin embargo, ello conduce a confusiones y dificulta el control. Actualmente se tiende a la simplificación de las recomendaciones o normativas, señalando tres o cuatro niveles (A, B, C y D) de calidad microbiológica en función del uso agrícola. El nivel A sería para el uso sin restricciones e implica una calidad microbiológica muy alta y a medida que vamos disminuyendo la calidad, se van limitando los usos.

- Normativa, control y sanciones:

El primer paso para establecer una normativa es elegir el nivel de “riesgo aceptable” en cada caso, que debe ser asumido por la población y por los gobernantes. Cada normativa viene dada por el nivel de riesgo que se desea asumir. A mayor nivel económico y mayor conciencia social, legislación más restrictiva. En ningún caso es posible afirmar la existencia de un “riesgo cero” ya que existen variables que no se pueden controlar, pero podemos minimizar los riesgos aumentando las restricciones y los controles. Algunos autores (Blumenthal et al., 2000), proponen unas reglamentaciones basadas en modelos cuantitativos de análisis de riesgo, mientras que en otros casos (EPA, 2004) los valores son mucho más restrictivos.

Otra cuestión que debemos planteamos es si tiene sentido establecer legislación a nivel autonómico. Dada la existencia de un flujo de mercancías, animales y personas, la adquisición de productos de otras zonas, etc. estas normativas no tienen excesivo sentido si no van acompañadas de mecanismos de control suficientes. No existe en este momento una legislación común sobre este tema en la Unión Europea, siendo éste probablemente el marco más adecuado para este tipo de iniciativas.

En diferentes países existen distintos grados de control. En determinados casos la reutilización de agua depurada está regulada mediante una legislación, en otros, sólo existen recomendaciones que no son vinculantes mientras que en determinadas zonas no hay legislación ni recomendaciones. Esta última situación tiene a su vez dos enfoques diferentes. En determinados países, sobre todo en vías de desarrollo, no existe ningún control sobre la reutilización agrícola de aguas depuradas, empleándose en algunos casos incluso vertidos directos. Sin embargo, en determinados estados de EEUU, en los que no hay legislación al respecto, cada proyecto de reutilización individual debe ser sometido a la aprobación de la autoridades locales (EPA, 2004). Según se recoge en el informe de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA, 2004), en 26 estados existe legislación sobre este tema, en 15 estados, recomendaciones y en 9 estados ninguna de las dos cosas. Otros países donde existe legislación son Israel, Túnez e Italia, mientras que en Alemania, Australia o Chile, solo se dan recomendaciones.

Los indicadores más utilizados son los coliformes fecales y los huevos de helmintos. El rango de valores para coliformes fecales va desde No Detectables (Arizona) hasta 1000 UFC/ 100mL (WHO), en cultivos para consumo humano.

En algunos casos (California, Washington, Israel, Italia), se incluyen valores de coliformes totales. Sin embargo, este parámetro no se suele utilizar dado que en ellos se incluyen coliformes de origen ambiental. En relación con los huevos de helmintos, los valores más utilizados son 1 huevo/L o 0,1 huevo/L, en función de la exposición infantil. Consideramos que resulta difícil cuantificar dicha exposición, por lo que se asumiría el valor más restrictivo.

Otros indicadores utilizados en la mayoría de los casos son: la demanda biológica de oxígeno (DBO), turbidez (rango entre 2 y 10 NTU) y sólidos en suspensión (STS). La mayoría de las legislaciones indican los tratamientos mínimos exigidos para cada tipo de reutilización.

Cuanto más amplia y variada es la zona geográfica para la que se intenta establecer la normativa, mayor es la generalización que debemos aplicar y por tanto, menor es la precisión. Así, las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (1989) son de gran utilidad en países en vías de desarrollo, pero no en países desarrollados, donde los estándares de salud son mucho mayores. Si imponemos una legislación o recomendaciones muy restrictivas, a países en vías de desarrollo, conseguiremos el efecto contrario al deseado. Si no pueden alcanzar los valores propuestos, no se aplicará ninguna medida de control, con lo que el riesgo aumenta (Carr et al., 2004). En los países desarrollados, puede realizarse una inversión en tecnología e infraestructuras que permita un nivel de control microbiológico muy superior.

3. Bases para el desarrollo de unas recomendaciones para la reutilización del AD

3.1 Características de las AD

- La calidad de las AD dependen de su origen y tratamiento, pero en general tienden a tener mayor contenido en diversas sustancias, entre las que podemos destacar:

- sales

- carga de nutrientes
- niveles de contaminantes tóxicos superiores que las aguas de otras fuentes no contaminadas

Los constituyentes de las aguas residuales municipales que pueden entrañar riesgos para la salud pública, además de los agentes patógenos, pueden clasificarse en tres grupos, como se presenta en la Tabla 1 (Metcalf and Eddy, 2003).

Tabla 1: constituyentes de las aguas residuales municipales que pueden entrañar riesgos para la salud pública (Metcalf and Eddy, 2003).

Convencional	DBO, COD, amonio, NO ₃ , NO ₂ , Nitrógeno total, Fósforo (mg/L)
No Convencional	Orgánicos Refractarios/Volátiles, Surfactantes, Metales (µg/L o ng/L)
Emergente	Drogas, Productos limpieza domésticos, antibióticos, hormonas y otros disruptores endocrinos (µg/L o ng/L)

En las AD destinadas a reutilización habrá que añadir a estos parámetros otros que estimen el riesgo para las instalaciones de almacenamiento, transporte y distribución del agua, así como parámetros propios de cada tipo de reutilización.

3.2 Calidad del AD en función del tipo de reutilización

Los países que han adoptado reglamentaciones o guías para el reuso de AD, han establecido estándares para la calidad del AD y/o especifican los requerimientos mínimos de tratamiento. Generalmente, cuando se trata de reuso público no restringido, se exige un mayor nivel de tratamiento del AD que en el caso de un uso con menor exposición.

Los parámetros más comunes por los que se imponen límites a la calidad del agua para la protección de la salud y de las instalaciones son: Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), sólidos totales en suspensión (STS) y coliformes fecales o totales. La DBO es un indicador de la efectividad del tratamiento del agua residual para eliminar la materia orgánica. Para muchas aplicaciones de reutilización del agua depurada, la DBO no es un contaminante crítico, excepto en aquellos en los que el AD se introduce en cursos de agua en los que se desarrollan organismos acuáticos. Sin embargo, una DBO elevada se relaciona con problemas en los sistemas de almacenamiento y transporte y puede causar problemas de obstrucción en los sistemas de riego localizados. El grado de turbidez se especifica para el seguimiento de la operatividad de la estación de tratamiento. Asimismo, tanto DBO como STS reflejan la cantidad de material particulado, que es vector de patógenos y contaminantes orgánicos y minerales. Por último, con valores de DBO elevados, los tratamientos convencionales de desinfección presentan importantes limitaciones. Los coliformes fecales o totales son microorganismos indicadores de contaminación, relacionados con la posibilidad de presencia de microorganismos patógenos.

Las actuales reglamentaciones y guías se dividen de acuerdo con diversas categorías de reutilización en función del riesgo de contacto o exposición al agua:

- *Urbana no restringida*: todo tipo de riego (parques, golf, etc.), lavado urbano y otros usos con exposición similar
- *Urbana con acceso restringido*: viveros y otras áreas con acceso prohibido o restringido al público
- *Agrícola consumo humano*: riego superficial o aspersión de cualquier cultivo
- *Agrícola no consumo*: pastos, cultivos para fibras o semillas
- *Recreo no restringido*: permitido contacto total o accidental con el AD
- *Recreo restringido*: contacto con el AD no permitido
- *Industrial*: Refrigeración
- *Ambiental*: humedales, aumento del caudal en los cursos de agua, inyección al acuífero,...

En la Tabla 2 se han seleccionado algunas guías sugeridas por USEPA (2004) para la reutilización del AD. Estas guías se complementan con recomendaciones para el seguimiento de la calidad del agua, establecimiento de distancias mínimas y observaciones específicas para cada parámetro y reuso.

Tabla 2. Guías propuestas por USEPA (2004) en función del tipo de reuso.

REUSO	Urbano no restringido	Urbano restringido	Agrícola consumo humano	Agrícola no consumo
Tratamiento	Secundario, filtración, desinfección	Secundario, desinfección	Secundario, filtración, desinfección	Secundario, desinfección
Calidad AD	pH 6-9 ≤ 10 mg/L DBO Colis fecales/100 mL no detectables 1 mg/l Cl ₂ residual (mínimo)	pH 6-9 ≤ 30 mg/L DBO Colis fecales/100 mL ≤ 200 1 mg/l Cl ₂ residual (mínimo) ≤ 30 mg/L STS	pH 6-9 ≤ 10 mg/L DBO Colis fecales/100 mL no detectables 1 mg/l Cl ₂ residual (mínimo)	pH 6-9 ≤ 30 mg/L DBO Colis fecales/100 mL ≤ 200 1 mg/l Cl ₂ residual (mínimo) ≤ 30 mg/L STS

4. Reutilización del AD para el riego

En el párrafo anterior se describieron las recomendaciones mínimas de reutilización para la protección de la salud y de los sistemas. Estas recomendaciones deben complementarse con las diferentes guías generales de la calidad de las aguas para el riego, adaptándolas las características más frecuentes asociadas a la AD: exceso de nutrientes (nitrógeno y fósforo), salinidad/sodicidad y materia orgánica.

Al evaluar la aptitud de las AD para el riego, deben valorarse aquellas características que afectan a la producción agrícola y a la calidad de las aguas superficiales y subterráneas en la zona de aplicación. La Tabla 3 resume los factores clave de los efectos del riego en los suelos, cultivos y recursos hídricos.

Tabla 3. Factores clave en los efectos del agua de riego en suelos, plantas y recursos hídricos.

Suelo	Salinidad en la zona radicular, Estabilidad estructural del suelo, Acumulación de contaminantes en el suelo Efectos en los organismos del suelo, Liberación de contaminantes desde el suelo a cultivos
Plantas	Producción, Calidad, Tolerancia a la salinidad y a iones específicos, Desequilibrios nutricionales, Absorción de contaminantes en productos para consumo humano Contaminación por patógenos
Recursos hídricos	Drenaje profundo y lixiviación por debajo de la zona radicular Movimiento de sales, nutrientes y contaminantes a las aguas superficiales y subterráneas
Otros	Cantidad y estacionalidad de la precipitación, Radiación solar y Presencia de vientos dominantes,

Especies de cultivo y prácticas culturales, Manejo del agua en las parcelas: tipo y frecuencia de riegos,...

Orografía del terreno, Profundidad y calidad del agua subterránea

Para evaluar la calidad agronómica del AD destinada a la reutilización agrícola (incluyendo el riego campos de golf, parques y jardines) es necesario medir una serie de parámetros (presentados en la Tabla 4) para poder realizar una interpretación del riesgo que supone utilizarla en el riego de especies vegetales (Tabla 5).

Así, además de la calidad química del AD, el éxito de un proyecto de reutilización dependerá también del resto de los factores agronómicos que condicionan la reutilización: el clima de las parcelas regadas, el tipo de suelo y sus propiedades, el sistema de riego y manejo del agua que se aplique en las parcelas y las especies y variedades cultivadas. Sólo una interpretación integral de estos factores realizada por especialistas en suelos y sistemas agrícolas garantizará una reutilización rentable y sostenible en el tiempo.

Además de los riesgos (toxicidad, desequilibrios) asociados a concentraciones elevadas de contaminantes, es necesario introducir un criterio de sostenibilidad que contemple los efectos de la aplicación a largo plazo que contemple los efectos de la aplicación a largo plazo y baja concentración de contaminantes que pueden acumularse en el suelo y su entorno. Es decir, existen dos principios a la hora de elaborar guías de calidad del agua para el riego (Jensen et al., 2001):

- Principio de sostenibilidad
- Principio de riesgo

El principio de sostenibilidad requiere que el agua de riego no debería contribuir a una acumulación neta de sustancias extrañas y peligrosas para los suelos agrícolas, el entorno medioambiental, los cultivos, los animales y la población. En otras palabras, el insumo de tales sustancias durante un intervalo de tiempo debe ser igual o inferior a la cantidad que puede ser exportada por el sistema regado:

$$Mac = \sum_i^n \Delta Mi$$
$$\Delta Mi = Min - Mdr - Mcult - Mproc$$

Siendo:

Min: cantidad de sustancia introducida con el agua de riego

Mdr: exportación por drenaje

Mcult: exportación cultivo

Mproc: exportación por otros procesos de eliminación como descomposición de productos fitosanitarios, desnitrificación o disminución de patógenos.

Mientras que el principio de riesgo contempla tanto efectos agudos como a largo plazo, el de sostenibilidad sólo contempla estos últimos. El principio de riesgo debe adaptarse a los niveles de tolerancia máxima para los usos locales del agua, pero también dependerá, tanto como el principio de sostenibilidad, de las condiciones geográficas y climáticas locales. El principio de riesgo considera las concentraciones en el agua de riego, mientras que el de sostenibilidad contempla la masa por unidad de superficie.

Estos dos principios constituyen las bases para el desarrollo de valores límite o máximos admisibles en las más recientes guías o recomendaciones para el reutilización del AD (ANZECC, 2000; USEPA, 2004). En los apartados siguientes se describen los parámetros o grupos de parámetros más importantes para el riego y se comparan con las condiciones específicas de la Macaronesia y experiencia obtenida en su caso.

Así, además de la calidad química del AD, el éxito de un proyecto de reutilización dependerá también del resto de los factores agronómicos que condicionan el reuso: el clima de las parcelas regadas, el tipo de suelo y sus propiedades, el sistema de riego y manejo del agua que se aplique en las parcelas y las especies y variedades cultivadas. Sólo una interpretación integral de estos factores realizada por especialistas en suelos y sistemas agrícolas garantizará una reutilización rentable y sostenible en el tiempo.

Tabla 4: parámetros de AD que es necesario considerar para una correcta interpretación agronómica de la calidad del agua para el riego de especies

Parámetros	Symbolo	Unidad
Físicos		
Sólidos totales en suspensión	STS	mg/l
Conductividad Eléctrica	CE	dS/m ¹
Temperatura	T	°C
Color/Turbidez		NTU/JTU ²
Dureza		mg equiv.CaCO ₃ /l
Sedimentos		g/l
Acidez/Basicidad	pH	
Tipo y concentración de aniones y cationes:		
<input type="checkbox"/> Calcio	Ca ⁺⁺	me/l
<input type="checkbox"/> Magnesio	Mg ⁺⁺	me/l
<input type="checkbox"/> Sodio	Na ⁺	me/l
<input type="checkbox"/> Carbonato	CO ₃ ⁻	me/l
<input type="checkbox"/> Bicarbonato	HCO ₃ ⁻	me/l
<input type="checkbox"/> Cloruro	Cl.	me/l
<input type="checkbox"/> Sulfato	SO ₄ ⁻	me/l
Relación de adsorción de Sodio, RAS	SA	
Boro	B	mg/l
Metales Traza		mg/l
Metales Pesados		mg/l
Nitrógeno	NO ₃ -N	mg/l
Fosforo	PO ₄ -P	mg/l
Potasio	K	mg/l

(Pescod, 1992)

Tabla 5. Parámetros de calidad de aguas de importancia agronómica e interpretación del riesgo supone su uso para el riego de suelos cultivados con especies vegetales (Ayers y Wescot, 1985).

Problemas Potenciales		Grado de restricción de uso		
		No	Ligero a moderado	Severo
Salinidad				
CE	dS/m	<0.7	0.7-30	>3.0
Sólidos Totales Disueltos	mg/l	<450	450-2000	>2000
Infiltración				
RAS = 0 y CE		>0.7	0.7-0.2	<0.2

3-6		>1.2	1.2-0.3	<0.3
6-12		>1.9	1.9-0.5	<0.5
12-20		>2.9	2.9-1.3	<1.3
20-40		>5.0	5.0-2.9	<2.9
Toxicidad iónica específica				
Sodio				
Riego Superficial	RAS	<3	3-9	>9
Riego Aspersión	meq/l	<3	>3	
Cloruro				
Riego Superficial	meq/l	<4	4-10	>10
Riego Aspersión		<3	0.7-3.0	
Boro	mg/l	<0.7	0.7-3.0	>3.0
Otros efectos				
Nitrógeno (NO ₃ -N)	mg/l	<5	5-30	>30
Bicarbonato (HCO ₃)	meq/l	<1.5	1.5-8.5	>8.5
pH	Rango Normal 6.5-8.0			

5. Contaminantes Inorgánicos. Metales pesados y metaloides

Los aspectos más relevantes se centran en la fitotoxicidad, la minimización de la absorción por los cultivos (calidad de alimentos), impacto en infraestructuras (por ejemplo, posibilidad de bio-obtención de las líneas de riego por Fe o Mn), efectos colaterales e impacto en los organismos del suelo (micro y macro flora y fauna). Aunque la ecotoxicidad se observa generalmente a concentraciones menores que la fitotoxicidad (Will y Sutter, 1994), la investigación en este campo todavía no es suficiente como para incluir este factor en las guías de calidad del agua (AUstralia/N Zelanda).

5.1. Metodología para el desarrollo de valores guía

- *Fuentes del agua de riego.* Se contempla una gran variabilidad de la calidad
- *Uso del agua de riego:* Se asume que los suelos pueden reducir la biodisponibilidad del contaminante por interacción con los mismos, disminuyendo así las concentraciones en las soluciones del suelo. Por esta razón, las guías no son adecuadas para cultivos sin suelo (hidropónicos o similares)
- *Toxicidad del AR:* Existen dos formas en las que la presencia de los contaminantes inorgánicos en el agua pueden tener un impacto negativo en los cultivos:
 - Los contaminantes pueden ser directamente fitotóxicos durante los periodos de riego
 - El riego prolongado puede conducir a la acumulación de contaminantes alcanzando concentraciones tóxicas o disminuyendo la calidad del cultivo
- *Cálculo de las tasas de acumulación:* se asumen una serie de hipótesis, recogidas internacionalmente en las guías de calidad del agua de riego desarrolladas por FAO (Pescod, 1992), Estados Unidos (USEPA, 2004) o Sudáfrica (DWAf, 1996) entre otros. Estas asunciones se refieren a la aplicación anual del AR y cantidad de agua destinada al drenaje, profundidad de acumulación del contaminante, años de duración del riego y densidad del suelo.
- *Bases teóricas para el desarrollo de valores guía:* Se han propuesto concentraciones límite sobre la base de los valores-umbral disponibles en la bibliografía para prevenir efectos potenciales adversos de los contaminantes inorgánicos en plantas y otros organismos, considerando además una serie de hipótesis sobre la tasa de acumulación de contaminante por el riego.

5.2. Valores de concentración límite

Se han definido concentraciones límite a largo (CLP) y corto plazo (CCP) (ANZECC, 2000; USEPA, 2004). La CLP es la concentración máxima admisible (expresada en mg/L) de contaminante en el AR que puede tolerarse asumiendo 100 años de riego. La CCP es la concentración máxima (mg/L) tolerable a cortos periodos de riego (20

años), asumiendo la misma tasa de acumulación que para CLP. Estas concentraciones se han definido para minimizar la acumulación de contaminante en el periodo de riego, pero también para prevenir la toxicidad directa. Cuando CLP = CCP, prevalece el riesgo de toxicidad directa más que la acumulación (ej. litio en cítricos). Los máximos recomendados para “largo plazo” se han establecido de forma conservadora para incluir suelos arenosos, con baja capacidad de secuestrar o eliminar (USEPA, 2004). Estos máximos se encuentran por debajo de las concentraciones que producen toxicidad en las plantas más sensibles cuando crecen en disoluciones nutritivas o cultivos en arena a los que se ha añadido contaminante. Los criterios para “corto plazo” se recomiendan para suelos neutros o alcalinos de textura fina, con alta capacidad para inactivar los diferentes elementos contaminantes. Los valores de CCP y CLP son muy similares en las diferentes guías (ANZECC, 2000, USEPA, 2004). En la Tabla 6 se recogen algunos valores para elementos seleccionados que se utilizarán posteriormente.

Otro parámetro propuesto recientemente (ANZECC, 2000) es la concentración límite de acumulación de contaminante (kg/ha), por encima de la cual se recomienda una evaluación de riesgo si se continúa el riego en las mismas condiciones. Se trata pues de un parámetro de sostenibilidad.

Tabla 6. Límites recomendados para constituyentes inorgánicos en AD para riego (selección adaptada de USEPA, 2004)

Constituyente	CLP (mg/L)	CCP (mg/L)	Observaciones
Boro	0.7	2.0	Elemento esencial. Tóxico en plantas sensibles. Muchas herbáceas tolerantes de 2 a 10 mg/L
Hierro	5.0	20.0	No tóxico en suelos aireados. Disminuye asimilabilidad de fósforo y molibdeno
Manganeso	0.2	10.0	Tóxico para muchos cultivos en suelos ácidos
Zinc	2.0	10.0	Tóxico para muchas plantas, la toxicidad se reduce a pH<6 y suelos de textura fina

En este apartado ya se puede observar la importancia del suelo en el establecimiento de valores guía y que existen asunciones que no son aplicables a los suelos ándicos: (1) Aplicación de funciones de edafotransferencia (relación entre fracciones granulométricas, materia orgánica y densidad aparente, retención de agua, permeabilidad, etc.) Y (2) Uso de valores umbral discutibles para suelos con alta capacidad de retención

Situación en la Macaronesia

- Metales pesados

Estos contaminantes potenciales (algunos son nutrientes esenciales) se presentan generalmente a concentraciones muy bajas en las AD de origen urbano, por debajo de las concentraciones límite antes descritas (Tabla 6). Probablemente, el aporte de estos elementos como impurezas presentes en los fertilizantes comerciales sea mucho mayor que el aporte por el riego con AD (APHA, AWWA Y WEF, 1998). En el caso de los Andisoles y suelos ándicos, hay que tener en cuenta la elevada capacidad de retención de metales que presentan estos tipos de suelos. Así, las especies vegetales cultivadas en suelos ándicos suelen presentar carencias de estos metales, por lo que para evitarlas se suelen añadir en cantidades altas en los programas de abonado, especialmente en el caso del zinc. Por ello, es frecuente encontrar en parcelas con este tipo de suelo niveles de zinc que sobrepasan el valor máximo admitido por la UE (300 mg/kg) para este elemento sin efectos negativos para el cultivo (BALTEN, 1994-2001; Canarias Explosivos, comunicación personal). Estas condiciones específicas se encontrarían en gran parte de los suelos de la Macaronesia, por lo que sería necesario realizar una interpretación específica en cada zona.

- Boro

En las Islas Canarias las concentraciones de boro en las AD se encuentran con frecuencia entre 1 y 2 mg/L, es decir, en el rango de tolerancia de cultivos moderadamente sensibles (Ayers y Wescot, 1976 y 1985 y Wescot, 1997),

en el límite establecido por otras normativas para uso a corto plazo (CCP) y por encima de CLP, límite a largo plazo, Tabla- (ANZECC,2000; USEPA, 2004).

Como en el caso de los metales pesados, hemos de distinguir los suelos de carácter ándico del resto de los suelos, por su elevada capacidad de retención de boro. A continuación exponemos algunos datos de la experiencia acumulada en Canarias.

Tenerife y Gran Canaria

Al igual que con los micronutrientes metálicos, en los suelos ándicos existe una fuerte respuesta al boro en los cultivos establecidos en estos tipos de suelos. Debido a la elevada capacidad amortiguadora de boro de los suelos, el aporte de este elemento hasta alcanzar una situación óptima en la solución del suelo requiere niveles de boro extraído en agua caliente (uno de los métodos más utilizados para determinar el boro asimilable) superiores a 2 mg/kg, que es la concentración máxima recomendada por el FAO. En fincas regadas con AD de Santa Cruz de Tenerife en el Valle de San Lorenzo (Proyecto BALTEN, Departamento de Edafología y Geología, 1994-actualidad) desde hace diez años se han llegado a superar 10 mg/kg de boro en agua caliente sin alcanzar valores críticos en disolución (pasta saturada) y sin efecto aparente en los cultivos.

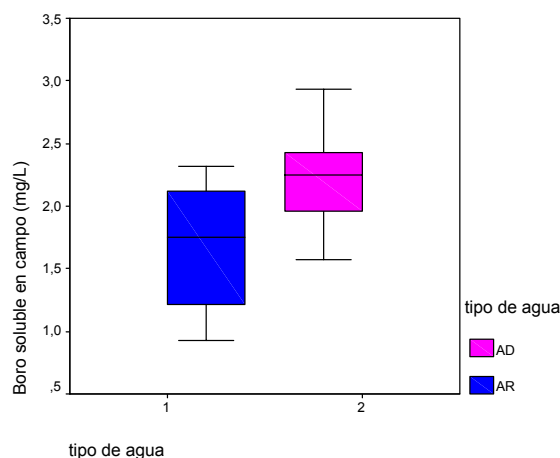
Es ilustrativo comparar los niveles de Boro en hoja de platanera en cultivos sobre suelos ándicos y no ándicos. En la siguiente tabla se recogen los rangos de Boro soluble en agua caliente y los correspondientes a la concentración foliar en las fincas de platanera de Tenerife, antes citadas, y de Gáldar en Gran Canaria.

	B agua caliente	B foliar
mg/kg		
Suelos ándicos	6-12	30-60
Suelos no ándicos ¹	4-6	80-240

¹ Arents, arcillosos, esmectita, ilita

Se observa cómo los niveles foliares en Gáldar se encuentran próximos al umbral de toxicidad de 300 mg/kg (Smith y Mullins, 1996), siendo cultivadas en suelos con valores de B soluble en agua caliente significativamente menores que los de Tenerife.

En experiencias llevadas a cabo en Gran Canaria en Bañaderos, se observa que la concentración de B soluble en un mismo suelo es superior cuando se riega con AD que cuando se utiliza agua convencional, como se presenta en la figura 1 (Mendoza Grimón et al, 2003). La concentración de media de B del AD utilizada en el periodo regado fue de 2,00 mg L⁻¹, mientras que la del agua convencional fue de 0,02 mg L⁻¹ (Palacios et al, 2004).



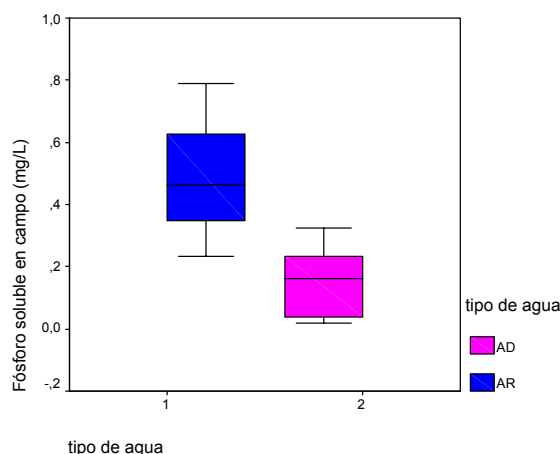


Figura 1. Concentraciones de B y fósforo inorgánico soluble (mg L^{-1}) medidas en las soluciones del suelo en campo, en la parcela regada con agua de riego convencional (AR) y con agua depurada (AD), en la experiencia de reutilización llevada a cabo por la ULPGC con la colaboración de la Granja Agrícola Experimental del Cabildo de Gran Canaria y financiada parcialmente por el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria (Mendoza Grimón et al, 2003).

6. Nitrógeno y Fósforo

Los conceptos de concentración límite, CCP y CLP, también se han utilizado en el desarrollo de las guías para estos nutrientes, con la peculiaridad de sus rápidos ciclos biogeoquímicos, significado ambiental y las elevadas cantidades exportadas por las cosechas. Las guías para estos nutrientes deben ayudar a la evaluación de la calidad del agua como herramienta global para establecer balances de nutrientes, no solo para una producción óptima, sino también para minimizar los efectos colaterales del nitrógeno y fósforo.

La cuantificación del aporte total de nutrientes no garantiza su asimilabilidad, debido a las diversas formas químicas en la que estos pueden presentarse en las AD. En los suelos agrícolas no contaminados éstas evolucionan naturalmente hasta formas asimilables pero la evolución exige un tiempo variable según las condiciones agroclimáticas. Las exigencias de los cultivos pueden entonces no coincidir con los periodos de máxima disponibilidad de los nutrientes aportados por el agua depurada. Este hecho es crítico en los cultivos intensivos que utilizan los programas de fertirrigación.

Además, como los consumos de agua de las plantas varían estacionalmente, también lo hacen la cantidad de nutrientes aportados por el agua depurada. Este hecho se hace más evidente en los periodos estivales de cultivos exigentes en agua como la platanera (Palacios *et al*, 1998), utilizándose dosis de riego de 130 l/planta y semana en la estación más seca.

6.1 Nitrógeno

Debido al efecto potencial desfavorable del exceso de nitrógeno en algunos estados fenológicos de los cultivos (floración y cuajado de las flores y frutos, tuberificación, etc.) se ha establecido la CLP a una concentración lo suficientemente baja como para evitar que se aporten concentraciones excesivas de nitrógeno durante estas etapas finales (que son críticas para la obtención de los rendimientos adecuados), evitando que se produzca una disminución de la producción (inferiores a 5mg/l, DWAF, 1996; Ayers y Wescot, 1985).

La CCP para el nitrógeno se ha establecido para asegurar que las aguas superficiales y subterráneas no excedan los valores guía para el agua potable, esto es, el nitrógeno total aplicado al suelo debe ajustarse a la absorción de nitrógeno exportado por el cultivo más una concentración aceptable en el agua potable (23 mg/l o 100 mg/l de nitrato). Los procesos de volatilización, desnitrificación e inmovilización en el suelo proveen márgenes de seguridad frente a una sobre acumulación de nitrógeno (NSWEPA, 1995). Los valores que aparecen en la Tabla 7 son aproximados ya que dependen de la concentración de nitrógeno exportada en la fracción cosechada del cultivo y de la evaluación local para un cultivo en particular.

Tabla 7. Concentraciones máximas de N a Largo y Corto Plazo (CLP y CCP) propuestas por ANZECC (1992)

Concentración máxima a largo plazo, CLP	5 mg N/L
Concentración máxima corto plazo, CCP	25-125 mg N/L ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Requiere evaluación específica del sitio

Situación en la Macaronesia

Los valores de nitrógeno son muy variables, dependiendo lógicamente del tipo de tratamiento. Las AD después del tratamiento secundario presentan proporciones variables de amonio y nitrato dependiendo del diseño de las EDAR, los tiempos de permanencia, etc. Por ejemplo, las AD de Sta Cruz de Tenerife superan CLP (Delgado *et al*, 2001, Departamento de Ingeniería Química y TF, 1994-actualidad) y se encuentran en el rango de los valores guía para CCP. Hay que destacar también los altos niveles de nitrato que se alcanzan en los suelos (pasta saturada) de las fincas (platanera y tomate) regadas con estas AD en el sur de Tenerife y que oscilan entre 3 y más de 30 meq/L (42 y 420 mg N/L).

Estas elevadas concentraciones también se encuentran en suelos de platanera regados con AD en Gran Canaria.

A pesar de estos elevados aportes, las exigencias de nitrógeno de la platanera son tan elevadas que no se suelen provocar efectos desfavorables por el aporte de este nutriente. Así, en un estudio realizado por la ULPGC en Gáldar (Gran Canaria) y financiado por el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, se compararon semanalmente los nutrientes aportados con diversas calidades de AD y las exigencias estacionales de dos variedades de platanera respecto a agua y nutrientes, no observándose exceso en Gran Enana y sólo excesos ocasionales (sin consecuencias desfavorables sobre la producción) en Pequeña Enana (Pavón *et al*, 2000). Otros cultivos con exigencias inferiores de nitrógeno pueden sufrir los efectos desfavorables citados anteriormente, por lo que la interpretación de los contenidos de nitrógeno de AD debe realizarse por un especialista en cultivos agrícolas.

En Azores se han observado concentraciones elevadas de nitrato en aguas superficiales y manantiales, que se han asociado a contaminación de origen agrícola (Direcção Regional Ordenamento do Território dos Açores, 2001).

6.2 Fósforo

Mientras que las diversas formas de N contenidas en las AD son cuantificadas y su asimilabilidad por las plantas es bien conocida, hay pocos estudios sobre las especies de fósforo aportadas por las AD, sobre su transformación y movilización en el suelo (Gahoonia and Nielsen, 2004, Grierson and Adams, 2000) y sobre su asimilabilidad por las plantas (Grant and Robertson 1997).

Una cantidad de fósforo excesiva no es un problema nutricional directo para las plantas. Sin embargo, el fósforo es a menudo el nutriente limitante para un crecimiento rápido de microorganismos. Si las demás condiciones son favorables para el crecimiento microbiano, un aumento de la concentración de fósforo en las aguas de riego (>0.05 mg/L, Ford y Tucker, 1975; Ford, 1979; Nakayama and Bucks, 1986; Haman *et al*, 1987; Pits *et al*, 1990) puede potenciar el crecimiento de algas en balsas de almacenamiento y provocar el bloqueo de filtros y tuberías en ciertos sistemas de riego. Estos problemas pueden ser evitados si se extremen las precauciones de mantenimiento del sistema de riego localizado (Haman *et al*, 1990; Fernández *et al*, 2000). El fósforo no suele presentar, como el nitrógeno, riesgo de lixiviación a las aguas subterráneas, aunque existen referencias de casos de contaminación de acuíferos en suelos arenosos de uso intensivo (ANZECC, 1992). No obstante, el transporte de fósforo en forma soluble o particulada por transporte superficial (escorrentía) ha sido frecuentemente descrito como causante de eutrofización de aguas superficiales, generando también su exceso otros problemas ambientales (Turner *et al*, 2002), por lo que se considera un contaminante crítico.

En la siguiente tabla se recogen los valores de concentración máxima en las aguas de riego propuestas por ANZECC (1992):

Tabla 8. Concentraciones máximas de P a Largo y Corto Plazo (CLP y CCP) propuestas por ANZECC (1992)

Valor límite a largo plazo en AR (CLP)	0.05 mg P/L
Valor límite a corto plazo en AR (CCP)	0.8-12 mgP/L ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Requiere evaluación específica del sitio

La CLP se ha establecido para minimizar el riesgo de desarrollo de algas en balsas de almacenamiento y reducir las obturaciones en los equipos de riego. Si esto no supone un problema potencial, CLP no debe considerarse un valor por defecto en el AR.

Situación en la Macaronesia

Los valores de fósforo en AD en las Islas Canarias, sobre los datos disponibles a partir de análisis sistemáticos a lo largo del tiempo (Departamento de Ingeniería Química y TF, 1994-actualidad; Palacios et al, 2000a y 2004) superan frecuentemente los valores de CCP en AD con tratamiento secundario. Existen muy pocos estudios sobre la especiación del AD (Haygarth and Edwards, 2000; Zhang and Kovar, 2000; Mendoza-Grimón *et al.*, 2003) y generalmente no se analizan las diferentes especies presentes en las AD, sino valores de fósforo total lo que, como veremos posteriormente tiene una incidencia muy importante sobre los programas de abonado.

En relación con la interacción del fósforo con los suelos es necesario distinguir los suelos ándicos del resto de los tipos de suelos.

Suelos Andicos

Como en el caso de los micronutrientes, antes descritos, los suelos ándicos presentan una elevada capacidad de retención de fosfato, por lo que se requieren cantidades importantes de fertilizantes fosfatados para su puesta en cultivo. Esta elevada capacidad amortiguadora se traduce en que los valores umbral de suficiencia para fósforo asimilable sean muy superiores en este tipo de suelo; por ejemplo, en Tenerife el nivel de fósforo Olsen recomendable se sitúa alrededor de 100 mg de P/kg, frente a los 20-25 mg de P/kg aceptado para un suelo "normal", para mantener una concentración de fósforo adecuada en la solución del suelo. A pesar de las elevadas aplicaciones de fertilizantes, la capacidad de retención de fósforo se mantiene elevada, por lo menos a medio plazo (ver ejemplo de la figura A-1 del Apéndice, donde se comparan fincas con una media de diez años de cultivo intensivo).

Por otra parte, como se indicó anteriormente sobre la eutrofización de aguas superficiales, en las islas Azores se han descrito casos de transporte por escorrentía que han dado lugar a eutrofización de aguas superficiales en las actuales condiciones de uso (Dr J. Pinheiro, Universidade dos Açores, Com. Personal). Es un dato a tener en cuenta en el caso de establecer riegos con AD.

Por otra parte, aunque el exceso de fósforo no induce en general cambios en las propiedades del suelo, en el caso de los suelos ándicos se pueden producir modificaciones importantes como el aumento de la capacidad de cambio catiónico y la estabilidad estructural.

Otros tipos de suelos

El aporte de fósforo por las AD puede suponer un ahorro importante de nutrientes pero también los aportes pueden superar las necesidades de los cultivos. Este exceso se produjo en la ya mencionada experiencia de reutilización de AD en platanera en Gran Canaria. Además, cuando se aportaba mayor cantidad de fósforo con el AD que la determinada en el programa de abonado, las plataneras presentaban mayores contenidos de P en hoja que las regadas con agua convencional. Sin embargo, este incremento no se tradujo en consecuencias desfavorables para los rendimientos (Pavón, 2000), ya que el peso medio de los racimos cosechados no presentaba diferencias entre ambos grupos, siendo para ambas calidades de agua muy elevado. Las posibles consecuencias de una acumulación progresiva de P y su posible interacción con la absorción de otros nutrientes) no pudieron ser estudiadas ya que la experiencia no tuvo la suficiente continuidad en el tiempo.

En la figura 1 se ha presentado el contenido de fósforo soluble en un suelo regado con AD (4,21 mg/L) y AR (0,04 mg/L) utilizando un sistema enterrado de riego por goteo. Paradójicamente, se observa que dicho contenido en suelo es inferior en la parcela regada con AD, lo que indica una inmovilización de parte del P aportado con este recurso no convencional, por lo que la especiación de las formas aportadas y el estudio de su evolución en el suelo son muy importantes. A pesar de esta inferior concentración de P soluble en el suelo regado con AD, las hojas de alfalfa cultivadas en este suelo presentaron superiores concentraciones de P que las del grupo control (Palacios et al, 2003), lo que indica la necesidad de profundizar en estos estudios. Estos resultados se han confirmado en estudios recientes siendo las diferencias mas acusadas en verano y principios de otoño (Mendoza Grimón, 2005).

6.3 Salinidad y sodicidad

Para evaluar el riesgo de salinidad y sodicidad de las aguas de riego, deben considerarse una serie de factores interactivos que incluyen: la calidad del AR, las propiedades del suelo, la tolerancia de las plantas a las sales, el clima, el paisaje (incluyendo características geológicas e hidrológicas) y el manejo del suelo y el agua.

6.3.1 Salinidad

El umbral de salinidad que produce una disminución en los rendimientos obtenidos es diferente en las distintas variedades, edad del cultivo y condiciones microclimáticas, y también varía en función del manejo del agua aplicada en campo (fundamentalmente en función de las dosis de lavado, frecuencias de riego y tipo de suelo). Por ejemplo, la platanera es una especie sensible a salinidad ya que estudios anteriores (Israeli *et al.*, 1986) parecen demostrar que a partir de un valor de conductividad eléctrica (CE) próximo a 1 dS/m puede existir un efecto desfavorable en la producción; no obstante, es frecuente encontrar en fincas de Tenerife valores de CE superiores a 5 dS/m sin efecto aparente en las plantas (Departamento de edafología y Geología). Más adelante se incidirá sobre este tema.

La salinidad del agua depurada se debe en parte a los nutrientes aportados, a diferencia de las aguas salinas de origen marino, cuya salinidad se debe casi exclusivamente a las elevadas concentraciones de cloruros y sodio. Como los umbrales de salinidad establecidos en la bibliografía han sido calculados para CE de recursos convencionales, para determinar el umbral de salinidad para el agua depurada es necesario realizar nuevos estudios, ya que los umbrales de salinidad pueden ser superados si se corrigen convenientemente los programas de fertirrigación. En este sentido, en Gran Canaria se obtuvieron rendimientos similares una vez superado el umbral de salinidad, como se muestra en la figura 2, en la que se representan los pesos medios de los racimos obtenidos frente a la salinidad media del agua empleada en su riego. Las variaciones entre los pesos obtenidos son debidas al efecto de la variedad (pequeña enana menos productiva que gran enana) y también a la anualidad en la que se obtuvo la cosecha) pero no se observan inferiores rendimientos una vez superado el valor de 1 dS/m (Palacios et al, 2000b; Palacios et al 2000c).

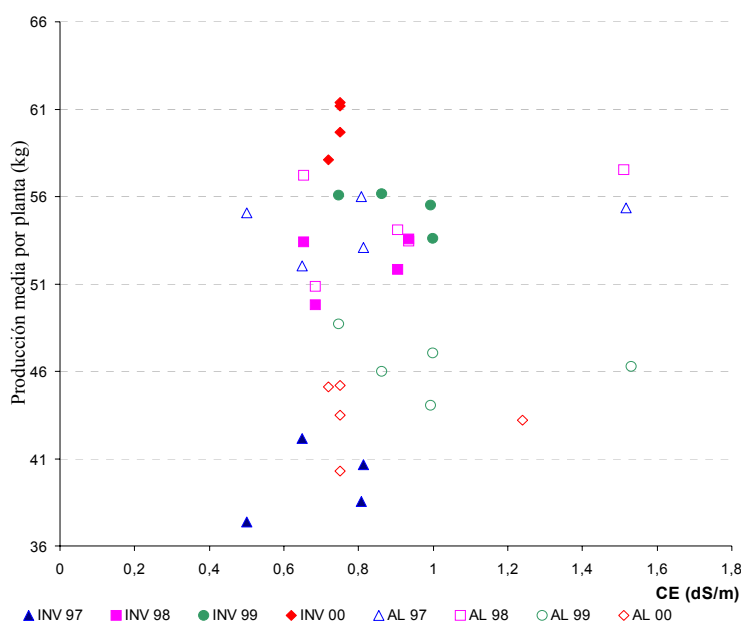


Figura 2. Producción media por planta (kg) asociada a la salinidad media del agua empleada, para dos variedades de platanera: Pequeña Enana (cultivada al aire libre) y Gran Enana (cultivada bajo invernadero), en cuatro anualidades diferentes (1998 hasta 2000).

6.3.2 Sodicidad

El enriquecimiento de sodio cambiante en el complejo de cambio, estimado como ESP (exchangeable sodium percentage) o PSI (porcentaje de saturación de sodio intercambiable), afecta notablemente a la estabilidad de la estructura y, en consecuencia a la permeabilidad y compactación de los suelos. Una combinación de SAR elevado y baja CE en el agua de riego tiene altas probabilidades de inducir porcentajes de saturación de sodio con alto riesgo para la estructura del suelo. No obstante, las consecuencias de un ESP o PSI elevado para las condiciones físicas del suelo dependen de numerosos factores: CE de la disolución del suelo, pH, texturas finas, carácter expandible de los minerales de arcilla (montmorillonita, illita), bajos contenidos en materia orgánica, perturbación mecánica y bajos contenidos en sesquióxidos. Por lo tanto, los valores guía de ESP deben considerarse con precaución ya que dependen de las propiedades del suelo y su manejo así como de las características locales. Generalmente, el riesgo de sodificación se estima a partir del SAR y la alcalinidad del agua de riego. Existen numerosos trabajos sobre la predicción de la estabilidad estructural de los suelos a partir de la CE, SAR y alcalinidad de las AR (Oster and Rhoades, 1975; Ayers and Westcot 1976; Cass and Sumner, 1982).

Por otra parte, los cambios de uso del suelo que afectan a la conductividad eléctrica o al laboreo son muy importantes en la evolución de ESP, por ejemplo, el paso de riego con AD a secano o a otra calidad de AD o el cambio de uso de no laboreo (por ej., árboles) a cultivo convencional.

Además de la composición química de las aguas de riego, el contenido de materia orgánica en suspensión también puede reducir la permeabilidad de los suelos por acción directa (bloqueo de poros) o indirecta (actividad biológica)

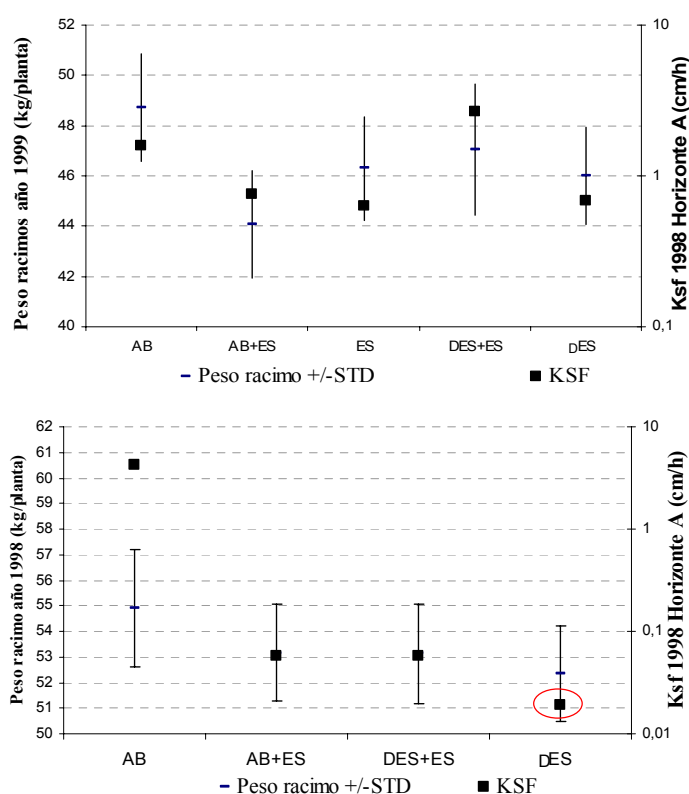
Situación en la Macaronesia

Suelos Andicos

En los medios científicos y técnicos de las islas Canarias ha venido existiendo una cierta disparidad de criterios en cuanto a la calificación de las aguas por su aptitud para el riego. La evidencia de una elevada estabilidad estructural en suelos regados con aguas de alto riesgo ha conducido a los expertos locales a adaptar las guías de calidad de las aguas de riego para Tenerife (Plan Hidrológico Insular de Tenerife, 1989). Este hecho puede atribuirse a la influencia que ejercen los sesquióxidos de hierro y aluminio, así como los materiales amorfos, característicos de los suelos volcánicos, en los efectos negativos de las sales y la sodicidad. La relativa insensibilidad a la sodificación está bien documentada en estos tipos de suelo (El-Sawify et al., 1969), no así el efecto de salinidad. La experiencia acumulada en los suelos ándicos de Tenerife regados con AD con riesgo de salinidad y sodicidad (Departamento de Edafología y Geología) confirman lo anterior, llegándose a alcanzar valores de PSI del orden de 30% sin reducciones significativas de la conductividad hidráulica. En trabajos realizados en suelos de Tenerife, Armas-Espinel et al., (2003) encontraron que bajo determinadas combinaciones de distribución de cationes cambiables, salinidad y mineralogía, el efecto agregante de los materiales no cristalinos no puede contrarrestar el deterioro de la estructura del suelo para ciertos valores críticos de los parámetros ándicos

Suelos no ándicos

En otros tipos de suelos canarios se ha demostrado el efecto desfavorable de una combinación de baja salinidad con SAR medio (que se corresponde con la calidad obtenida cuando se Desaliniza el Efluente Secundario, DES, duplicando su coste de producción) lo que suponía (según la tabla 4 de interpretación agronómica de parámetros) un riesgo moderado. Así se obtuvieron descensos significativos de la conductividad hidráulica saturada medida en campo (un parámetro indirecto para estimar la estabilidad estructural), que se relacionaban con inferiores rendimientos de la platanera, tanto cultivada al aire libre como bajo invernadero (Palacios et al, 2000b y c, figuras 3 y 4), en función de la calidad de agua empleada. Este hecho, unido a los anteriormente citados, nos permite plantearnos si realmente existe la necesidad generalizada de desalar las aguas depuradas como paso previo a su utilización en el riego.



Figuras 3 y 4. Peso medio de los racimos correspondiente a las cosechas de 1998 y 1999 (kg/planta) y conductividad hidráulica saturada (Ksf) media medida en otoño de 1998 (cm/hora), frente a las diferentes calidades de agua empleadas al aire libre y bajo invernadero (AB: Agua “Blanca” o Convencional; ES: Efluente Secundario y DES: ES Desalinizado, además de sus mezclas).

7. Efecto en las instalaciones de riego

Como ya se ha citado anteriormente, el Agua Depurada (AD) contiene diversas sustancias tanto disueltas como en suspensión, que pueden afectar al normal funcionamiento de las instalaciones, los sistemas de almacenamiento y transporte, así como a los sistemas de riego, siendo especialmente sensibles los sistemas de riego localizado.

En la bibliografía se cita que existen diversas causas de obturación de goteros cuyo origen puede ser físico, químico, microbiológico o, más frecuentemente, una combinación de varios de estos factores (Ford and Tucker, 1975; Pitts *et al.*, 1985; Nakayama and Bucks, 1986; Haman *et al.*, 1987; Boswell, 1990). En el agua depurada se potencian todos estos factores desfavorables para el sistema de riego, debido a una mayor presencia de sólidos en suspensión, pH generalmente básicos, materia orgánica biodegradable, concentraciones apreciables de hierro, etc. Existen recomendaciones generales para evitar que se produzcan problemas (Ford, 1979; Haman *et al.*, 1990; Pitts *et al.*, 1990; Clark y Smajstrla, 1992) pero éstas deben adaptarse a la calidad de agua disponible, a la programación del riego y abonado, así como a las características de los materiales empleados para el riego en cada parcela.

Por todo ello, el manejo del agua y el programa de fertirrigación que se utiliza en las instalaciones resultan decisivos para garantizar su correcta distribución. Además, el control de la eficacia del sistema de riego debe realizarse periódicamente. Existen una experiencia realizada en Gran Canaria (Fernández *et al.*, 2000) en la que se demostró que es posible regar con agua depurada de forma sostenible conservando el sistema de riego en buenas condiciones, siempre que se realice un programa de manejo y fertirrigación adecuadas. En nuestras condiciones (DBO y sólidos en suspensión por encima de 35 mg/L) resultó suficiente con programar 10 minutos con agua tras cada abonado, realizar un lavado diario de los filtros, uno o dos abonados con ácido fosfórico semanales (dependiendo de las exigencias del cultivo) y una aplicación de ácido semestral, no siendo necesario añadir ningún producto para la desinfección.

8. Conclusiones

Considerando la importancia del factor clima en la reutilización del AD para el riego, puesta de manifiesto en este trabajo, y la gran variabilidad climática que existe en la Macaronesia, las recomendaciones que se propongan al respecto han de poseer una gran flexibilidad. No obstante, las islas comparten propiedades importantes del medio físico que constituyen un denominador común para establecer algunos criterios específicos de la reutilización. Entre estas propiedades comunes destacamos las características hidrogeológicas, tipos de aguas subterráneas, tipos de suelo y tipos de uso del territorio. Por otra parte, el relieve accidentado constituye un factor a tener en cuenta a la hora de la reutilización debido a los procesos erosivos. En el caso de las zonas áridas hay que considerar también la erosión eólica como factor de riesgo en la diseminación de partículas portadoras de contaminantes o patógenos. En este sentido, los sistemas de riego por aspersión deberían ajustarse a criterios de seguridad en proyectos de reutilización de AD en las islas Macaronésicas, muy pobladas y cuyos ingresos principales procedan del turismo, sector muy sensible a los posibles problemas o alarmas sanitarias de una región. En el otro extremo, los modernos sistemas de riego enterrado (que minimizan el contacto con el AD) son los más recomendables desde el punto de vista de las condiciones sanitarias para la reutilización.

Una vez establecidas las características mínimas (especialmente las relacionadas con el riesgo para la salud) de un AD en función del tipo de uso que se pretende realizar, es el turno de considerar otras características como el poder fertilizante, el riesgo de fitotoxicidad y/o acumulación de sustancias potencialmente contaminantes y los efectos colaterales en el medio ambiente. En este sentido se han expuesto las bases metodológicas que se utilizan actualmente para el desarrollo de guías o recomendaciones de reuso del AD.

Se han descrito en este trabajo numerosos ejemplos que ponen de manifiesto la importancia de caracterizar adecuadamente los tipos de suelos debido a las propiedades particulares de los suelos ándicos. Mientras que en los suelos no ándicos los nutrientes del AD pueden satisfacer en muchos casos las necesidades de los cultivos, los suelos ándicos presentan altos requerimientos de fósforo, boro y micronutrientes metálicos que deben aportarse en cantidades elevadas previamente a su puesta en cultivo. Por este motivo, las correcciones del abonado para los programas de fertilización deberán realizarse por técnicos especialistas en suelos y cultivos agrícolas capaces de evaluar la importancia de los diversos factores. Asimismo, el comportamiento particular de estos suelos frente a la salinidad y alcalinidad requiere criterios específicos para evaluar la calidad del agua de riego y el manejo del suelo.

Los suelos ándicos, así como en suelos vítricos asociados a terrenos de piroclastos, presentan un gran interés para el reuso de AD procedente de sistemas de tratamiento natural o de baja tecnología en el ámbito rural, por su capacidad de retención de nutrientes e inmovilización de materia orgánica pero con una elevada permeabilidad.

La capacidad tecnológica de nuestras islas permite producir de forma rentable AD de alta calidad; esta posibilidad unida a la elevada conciencia social sobre los problemas sanitarios y ambientales, nos lleva a recomendar que las AD destinadas a reutilización cumplan estándares de calidad muy exigentes.

Finalmente, surge de este estudio la necesidad de establecer proyectos piloto de reutilización de AD con la intervención de equipos multidisciplinares.

9. Bibliografía

ANZECC (1992). Australian water quality guidelines for fresh and marine waters. National Water Quality. Management Strategy Paper No 4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Canberra.

ANZECC y ARMCANZ (2000). Australian guidelines for water quality monitoring and reporting. National Water Quality Management Strategy Paper No 7, Australian and New Zealand. Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.

APHA, AWWA y WEF (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition, eds. LS Clesceri, AE Greenberg y AD Eaton, American Public Health Association, American Water Work. Association, Water Environment Federation, Washington DC.

AQUATLAN (2001). Estudios de la situación de la reutilización agrícola de aguas residuales en zonas del área atlántica. Intercambio de experiencias tecnológicas.

- Aguiar González, E. (2004). "Reutilización de aguas depuradas en Tenerife: una década de experiencia" en *Jornadas sobre Avances en desalación y reutilización de aguas: la sólida experiencia de canarias*. Dirección General de Aguas del Gob de Canarias. Lanzarote, Diciembre, 2004.
- Armas-Espinel, S., Hernández-Moreno, J.M., Muñoz-Carpena, C., Regalado, C.M. (2003). "Physical properties of "sorriba" cultivated volcanic soils from Tenerife in relation to andic diagnostic parameters". *Geoderma*, 117: 297-311
- Ayers RS y Westcot DW (1976). Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Ayers RS y Westcot DW (1985). Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper 29, 1st revision, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Blumenthal, U.J., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. y Mara, D.D. (2000): "Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence". Task nº 68 , part 1. WELL Study.
- Cacciò, S.M., De Giacomo, M.D., Alicino, F.A. y Pozio, E. (2003): "Giardia cysts in wastewater treatment plants in Italy". *Appl. Environ. Microbiol.*, 69: 3393-8.
- Carr, R.M., Blumenthal, U.J., y Mara, D.D. (2004). "Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines". *Water Sci. Technol.* 50: 31-8.
- Catalán, V., García, F., Moreno, C., Vila, M.J. y Apraiz, D. (1997): "Detection of Legionella pneumophila by nested polymerase Chain reaction". *Res. Microbiol.*, 148: 71-8.
- Cruz, V., Amaral, C. (2004). "Major ion chemistry of groundwater from perched-water bodies of the Azores (Portugal) volcanic archipelago" *Applied Geochemistry* 19 (2004) 445-459.
- Delgado S, Díaz F, Villarroel R, Vera L, Díaz R y Elmaleh S. (2002a) "Influence of biologically treated wastewater quality on filtration through a hollow-fibre membrane" *Desalination Volume 146, Issues 1-3, no. 1, pp. 459-462(4)*
- Delgado, S, Díaz F, Villarroel R, Vera L, Díaz R y Elmaleh S. (2002b) "Nitrification in a hollow-fibre membrane birreactor *Desalination*" Volume 146, Issues 1-3 , no. 1, pp. 445-449
- Delgado, S.; Díaz, F.; Rodríguez, J.; Álvarez, M.; Rodríguez, L.; Calero, R.; Menéndez, A. y Yanes, A. (2001). Situación actual de la reutilización en Canarias y nuevas líneas de actuación. Resultados del Proyecto AQUATLAN. II Congreso Nacional AEDYR. Alicante
- Departamento de Edafología y Geología de La Universidad de La Laguna (1994- actualidad). Proyecto de colaboración con BALTEN para el estudio de "La evolución de los suelos y plantas bajo riego con aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife en el Valle de San Lorenzo". Informes Nos 1 al 14.
- Departamento de Ingeniería Química y TF de la Universidad de La Laguna (1994-actualidad). Informes del Proyecto de colaboración con BALTEN para el seguimiento de los elementos que integran el "sistema de regadío con aguas residuales depuradas de Santa Cruz de Tenerife en el Valle de San Lorenzo.
- Direcção Regional Ordenamento do Território Recursos Hídricos- Secretaria Regional do Ambiente de Região Autónoma dos Açores y el Instituto da Água (versión pública de 2001).
- DWAF (Department of Water Affairs and Forestry) (1996). South African water quality guidelines, 2nd edn, vol 4: Agricultural use: Irrigation. CSIR Environmental Services, Pretoria.
- El-Swaify, S. A., Swindale, L.D. y Uehara, G., (1969). "Salinity Tolerances of certain Tropical Soils and Relationships between Sodium Ion Activities and Soil Physical Properties". Research and Development Progress Report No 419, United States Department of the Interior, 1-46.
- Fernández F. Del-Nero E. Pavón, N. y Palacios, M.P. (2000) "Efecto de diferentes calidades de AD sobre una instalación de riego localizado Congreso Nacional de Desalación y Reutilización". *Libro Actas. Murcia*.
- Ford, H.W. (1979). "The use of chlorine in low pressure systems where bacterial slimes are a problem". Fruit Crop Mimeo Report FC- 79-5. IFAS, University of Florida.
- Ford, H.W. y D.P.H. Tucker, (1975). "Blockage of Drip Irrigation Filters and Emitters by Iron-Sulfur-Bacterial Products". *Hort Science* 10 (1): 62-64.
- Gahoonia TS y Nielsen NE (2004) "Root traits as tools for creating phosphorus efficient crop varieties". *Plant and Soil* 260: 47-57.

- Gahoonia TS, Claassen N y Jungk A (1992) "Mobilisation of phosphorus in different soils by ryegrass supplied with ammonium and nitrate". *Plant Soil* 143: 241-248.
- Grant R F y Robertson J A (1997). "Phosphorus uptake by root systems: Mathematical modeling in ecosystems" *Plant Soil* 188(2): 279-297.
- Grierson P F y Adams M A (2000) Plant species affect acid phosphatase, ergosterol and microbial P in a Jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest in South-western Australia. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1817-1827
- Guo, X., Chen, J., Brackett, R.E. y Beuchat, L.R. (2001). "Survival of Salmonellae on and in Tomato plants from the time of inoculation at flowering and early stages of fruit development through fruit ripening". *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 4760-4.
- Haman, D.Z., A.G. Smajstrla y F.S. Zazueta, (1987). Water Quality problems Affecting Microirrigation in Florida. *Agric. Eng. Extension Report* 87-2. IFAS, University of Florida.
- Haman, D.Z., A.G. Smajstrla y F.S. Zazueta, (1990). Chemical Injection Methods for Irrigation. Florida. Cooperative Extension Service Bulletin 864, May 1990.
- Israeli Y., Lahav E., Nameri N. (1986). The effect of salinity and sodium adsorption ratio in the irrigation water, on growth and productivity of bananas under drip irrigation conditions. *Fruits* vol 41, n°5, 297-302.
- Jensen, K., Matsuno, Y., van der Hoek, W. y Cairncross, S. (2001). Limitations of irrigation water quality guidelines from a multiple use perspective. *Irrigation and Drainage Systems* 15: 117-128, 2001.
- Madeira, M., Pinheiro, J., Madrugá, J. and Monteiro F. (2005). Soils of volcanic systems in Portugal en "Soil Resources of European volcanic systems", eds. F. Bartoli and O. Arnalds (en prensa).
- Mansfield, L.S. y Gajadhar, A.A. (2004): "Cyclospora cayetanensis, a food- and waterborne coccidian parasite". *Vet. Parasitol.* 126: 73-90.
- Mendoza-Grimón, V., Rodríguez-Martín, R., Fernández Vera, J., Palacios Díaz, P., Hernández Moreno, J. (2003). Estudio de la disponibilidad del fósforo y boro aportados por las aguas depuradas en la isla de gran canaria: metodología y resultados preliminares. *Estudios en la Zona no Saturada del suelo*, Vol 6.
- Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater Engineering-Treatment and Reuse-4th ed.*, McGraw- Hill, New York, New York.
- Nakayama, F.S. y D.A. Bucks, (1986). *Trickle Irrigation for Crop production*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, Netherlands.
- NSWEPA (1995). Draft environmental guidelines for industry: The utilisation of treated effluent by irrigation. New South Wales Environmental Protection Agency publication 95/20, Bankstown, NSW.
- NZLTC 2000. New Zealand Guidelines for Utilisation of Sewage Effluent on Land. Part 2: Issues for Design and Management. (Edited by L.J. Whitehouse, H.Wang and M. Tomer). Joint publication of the New Zealand Land Treatment Collective and Forest Research. Rotorua, New Zealand.
- Palacios M.P., Del-Nero E., Gil J.M., (1998). Banana tree trickle irrigated with municipal wastewater in the Canary Islands: Effects on soil, plants and irrigation works. *II Int. Symp. Wastewater Treatment and Reuse*. Milano. 999-1003.
- Palacios MP, Mendoza-Grimon V, Fernandez-Vera JR, Del-Nero E, Tejedor MT, Lupiola P, Rodríguez E, Pita L, Rodríguez F, (2003). Reclaimed water management in mountain areas of semiarid regions for safety animal production (to feed animals and to irrigate forage crops *CONGRESO: Animal Production and natural resources utilization in the Mediterranean mountain areas. Ioannina. Grecia.*
- Palacios, M.P, Pavón, N, Del-Nero E y Fernández F. (2000c). Efectos del uso de agua no convencional (desalada y depurada) sobre los suelos y la producción de platanera Congreso Nacional de Desalación y Reutilización. *Libro Actas. Murcia.*
- Palacios, M.P.; Haman, D; Del-Nero, E.; Pardo, A.; Pavón, N. (2000b). Banana production irrigated with treated effluent in Canary Islands. *Volumen:43(2)Pág:309-314. Transaction of the ASAE.*
- Palacios, P.(2004). Informe final del Convenio de Investigación: Definición de criterios de calidad y condiciones de manejo para la reutilización de aguas depuradas en el medio agrario: valoración de un sistema de riego enterrado para producción de forrajes en canarias y agua de bebida en animales. Entidad financiadora: Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria.

Pavón Pavón, N., Fernández F., Del-Nero E. y Palacios, M.P., (2000) Manejo del abonado utilizando diferentes calidades de agua depurada de origen municipal para un cultivo de platanera. Congreso Nacional de Desalación y Reutilización. Libro Actas. Murcia.

Pedersen, J.A., Soliman, M. y Suffet, I.H. (2005). "Human pharmaceuticals, hormones and personal care product ingredients in runoff from agricultural fields irrigated with treated wastewater". J. Agric. Food Chem., 53: 1625-32.

Pescod MB (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47.

Pitts, D.J., D.Z. Haman y A.G. Smajstrla, (1990). Causes and Prevention of Emitter Plugging in Microirrigation Systems. Florida. Cooperative Extension Service Bulletin 258, April 1990.

Ronconi, M.C., Merino, L.A. y Fernández, G. (2002): "Detección de Enterococcus resistentes a altos niveles de aminoglicósidos y resistentes a glucopéptidos en Lactuca sativa (lechuga)". Enferm Infecc Microbiol Clin. 20: 380-3.

Turner BL, Paphazy MJ, Haygarth PM y McKelvie ID (2002) Inositol phosphates in the environment. Philos. Trans. Royal Soc. London series B-Biol. Sci. 357, 449-469.

USEPA (1992). Manual: Guidelines for water reuse. Technical report 81, United States Environmental Protection Agency, Office of Water & Office of Research and Development, Washington DC.

USEPA (2004): "Guidelines for wastewater reuse". US Environmental Protection Agency. EPA/625/R-04/108. Washington, DC.

Westcot, D.W. (1997): "Quality control of wastewater for irrigated crop production; (water reports-10)". Food and Agriculture Organization of the United Nations.

WHO (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. WHO technical report. Series no. 778, World Health Organisation, Geneva.

Will ME y Suter GW (1994). Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process. Report ES/ER/TM-126, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

APÉNDICE: Andisoles y suelos ándicos

Los suelos de origen volcánico, presentan frecuentemente unas características químicas físicas muy particulares de gran incidencia en su capacidad de retención de compuestos orgánicos e inorgánicos así como en su comportamiento hídrico (retención de humedad, transporte, etc). Estas propiedades se deben a la presencia de materiales amorfos (alofana, imogolita, oxi-hidróxidos de Al y Fe (ferrihidrita), en general fuertemente asociados a la materia orgánica. Los suelos con estos constituyentes se denominan suelos ándicos y Andisoles cuando los constituyentes son predominantes en la fracción coloidal (Soil Survey Staff, 1998). Estos suelos son predominantes en Azores y Madeira y en las Canarias occidentales se reparten fundamentalmente en las zonas altas y medias de las Islas donde debe añadirse también la presencia frecuente, especialmente en suelos derivados de materiales basálticos, de Haloisita (mineral de arcilla 1:1) y oxi-hidróxidos cristalinos de hierro. Estos últimos también inducen una alta agregación y estabilidad estructural. Todo ello explica por qué generalmente no sean aplicables las funciones clásicas de edafotransferencia a los suelos de las Islas, por ejemplo, la relación entre textura y conductividad hidráulica saturada (Armas et al., 2003). Así, suelos arcillosos se comportan en el terreno como suelos de textura más ligera en lo que respecta al transporte de agua. La fuerte agregación explica por qué los métodos convencionales de dispersión para el análisis granulométrico no sean válidos en estos tipos de suelos.

Los tres parámetros de diagnostico que definen las propiedades son (Soil Survey Staff, 1998):

- $Al_0+1/2 Fe_0$ (% en peso): Aluminio y hierro extraídos con oxalato amónico a pH 3 (el factor $1/2$ se introduce para evitar la expresión en moles y refleja que el peso atómico del Fe duplica aproximadamente el del Al, facilitando así la utilización por usuarios del suelo no técnicos). Este parámetro representa la cantidad de materiales amorfos (alofana, óxidos de Fe y Al) que se disuelven selectivamente frente a los minerales cristalinos.

- ΔP (%): Porcentaje de fósforo retenido por 1 g de suelo a partir de una disolución de 1000 mg L^{-1} de P. Este parámetro da una medida de reactividad de los sólidos que refleja la naturaleza hidroxilada de las superficies de los materiales ácidos y la cantidad de superficie expuesta (en suelos no ácidos ΔP se expresa en ‰).

- ρ_b (g cm^{-3}): Densidad aparente a la capacidad de campo. Este parámetro físico refleja la elevada porosidad asociada a los materiales ácidos.

Estos parámetros, con algunas modificaciones menores han sido adoptados por otras clasificaciones de suelos, incluyendo en sistema FAO (1998) de amplia utilización internacional, especialmente en los países en desarrollo.

La elección del parámetro ($\text{Al}_o + 1/2 \text{ Fe}_o$) se ha fundamentado en la gran cantidad de propiedades físicas y químicas covariantes que presenta, además de ΔP y ρ_b . Así, existen estrechas correlaciones entre ($\text{Al}_o + 1/2 \text{ Fe}_o$) y las siguientes propiedades: Retención de agua, macroporosidad y microporosidad, estabilidad estructural y resistencia a la dispersión, superficie específica.

Los límites de los parámetros de diagnóstico que definen las propiedades ácidas son:

$$(\text{Al}_o + 1/2 \text{ Fe}_o) \geq 2\%$$

$$\Delta P \geq 95\%$$

$$\rho_b \leq 0.9$$

En las figuras A-1 se representa la capacidad de retención de fósforo frente a ($\text{Al}_o + 1/2 \text{ Fe}_o$) en fincas de Tenerife con suelos ácidos, la línea azul se corresponde con suelos naturales.

La figura A-2 muestra la dependencia de la densidad aparente de Al_o en los mismos suelos.

Retención de P vs Al y Fe reactivos

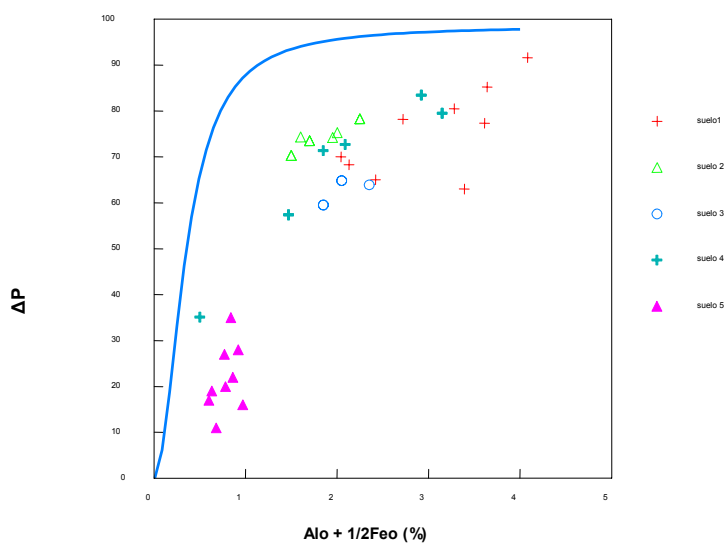


Fig. A-1

Densidad aparente vs Al reactivo

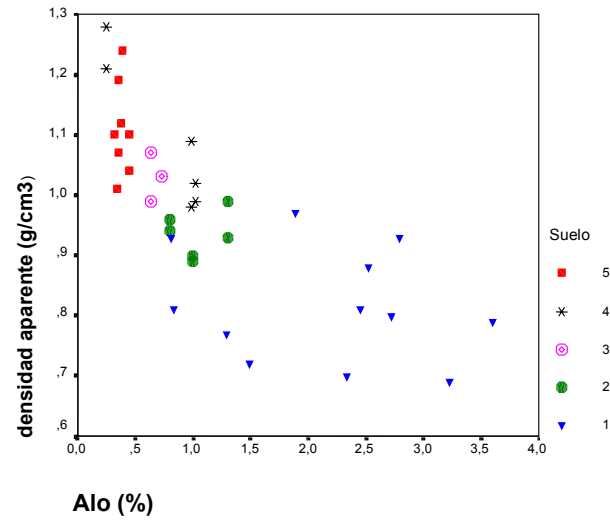


Fig. A-2