

## **5 MANTENIMIENTO DE LOS SISTEMAS DE INFILTRACIÓN RÁPIDA**

Si los trabajos de campo para la caracterización del suelo y del acuífero subyacente y el proceso de diseño de las balsas, así como su construcción han sido adecuados, el sistema de depuración debe funcionar sin problemas durante un largo periodo de tiempo. Sin embargo, además de los posibles errores que se pueden cometer en cualquiera de estas fases, el lecho filtrante puede cambiar con el tiempo, de hecho, así lo hará debido a los ciclos repetidos de inundación – desecado y al continuo aporte de materia orgánica.

La regeneración de la superficie de filtrado puede ir desde una simple escarificación superficial y retirada de la materia orgánica, hasta un arado profundo. También es posible la conveniencia de establecer periodos de descanso más largos de los habituales o incluso la necesidad de dejar una balsa fuera de servicio hasta que las propiedades de infiltración de su superficie se hayan regenerado. Sin embargo, no es posible predecir, antes de que el sistema se encuentre operativo la frecuencia y necesidad de estos tratamientos y es la experiencia diaria y la capacidad de observación del operario de mantenimiento de las balsas lo que aconsejará el momento e importancia del tratamiento a realizar.

Lo anteriormente expuesto hace necesario que en el diseño de las balsas se prevea un cierto margen, una flexibilidad que posibilite realizar los ajustes operacionales necesarios y la optimización del uso de las balsas. Incluso con un buen diseño, hay casos en los que se cometen errores en el funcionamiento, como por ejemplo, que todas las balsas estén llenas al mismo tiempo, aunque se supone que el procedimiento debe ser cíclico, o que en cada balsa se esté vertiendo hasta que ésta esté llena, antes de que el flujo sea dirigido a la siguiente. Por estas razones es de vital importancia que el operario tenga la información y los recursos suficientes como para que las expectativas de diseño puedan llevarse a cabo.

### **5.1 PROGRAMACIÓN DE LOS VERTIDOS**

Puesto que se ha diseñado un sistema con suficiente flexibilidad, la principal variable con la que se puede jugar para obtener los objetivos específicos de funcionamiento es la manipulación del ciclo de carga hidráulica. El ciclo fijado deberá ir en función del objetivo que pretendamos conseguir, bien sea maximizar los valores de infiltración, la nitrificación, la eliminación de nitrógeno, o algún otro.

En algunos casos, el diseño puede especificar cargas hidráulicas diferentes para las diferentes balsas que forman el sistema si los suelos son significativamente diferentes. En un caso típico, sin embargo, el diseño se basa en una aplicación uniforme para todas las balsas, derivada de los resultados obtenidos en los experimentos de campo y laboratorio. No es inusual que algunas de las balsas tengan una capacidad más alta o algo más baja que los valores de diseño. El operario debe observar y anotar el volumen de agua aplicada en cada balsa y el tiempo necesario para que se complete la infiltración en cada ciclo. También es recomendable la instalación de un indicador de la altura del agua en cada

balsa. El operario entonces puede observar la velocidad de infiltración real después de que la inundación de la balsa haya finalizado. Éste debe también dibujar las manchas húmedas y las pequeñas áreas que queden encharcadas durante el periodo de secado, a esto debe prestarse especial atención en el siguiente programa de mantenimiento.

La evaluación rutinaria de estos datos permite la optimización de las balsas mediante el ajuste del programa de aplicación y vertido regular en las balsas.

Normalmente no es posible alterar la capacidad de bombeo para aumentar o disminuir los valores de flujo, de forma que los ajustes requieren un cambio en los periodos de inundación para una balsa determinada. Estos datos nos pueden servir como aviso de cuando la colmatación está llegando a niveles inaceptables. No es posible la definición, a priori, de unas reglas generales de aplicación, pero se puede tomar como regla preliminar que toda el agua acumulada al final del periodo de inundación debería haberse infiltrado completamente durante el primer tercio del periodo de secado. Si el final de la infiltración necesita más de la mitad del periodo de secado, entonces será necesario realizar un mantenimiento de la superficie de las balsas. Todos los tipos de suelos, excepto los de materiales gruesos, deben dejarse secar y después se debe escarificar el fondo de la balsa o eliminar la costra de colmatación una vez al año durante la estación más cálida y seca, al margen de cuál sea la capacidad de infiltración en ese momento.



**Foto 5.1** La formación de una costra de colmatación puede llegar a ser extraordinariamente rápida si el agua infiltrada no ha sido convenientemente tratada para eliminar la materia en suspensión antes del vertido.

En muchos sistemas el flujo de agua residual, en los primeros años de aplicación, puede ser significativamente menor que el previsto en el diseño final, por lo que será necesario contar con un programa de operación apropiado. La mejor aproximación consistiría en la realización de ciclos rotativos de infiltración entre las balsas o entre grupos de balsas,

usando sólo el número necesario para absorber el flujo actual. A éstas se les debe aplicar la carga hidráulica de diseño. Esto nos puede proporcionar también una confirmación temprana de que todas las balsas tienen la capacidad de funcionar dentro de los valores de diseño. La flexibilidad operacional para hacer este tipo de ajustes requiere múltiples células de sistemas de IR. Se recomienda un mínimo de tres células para los sistemas más pequeños. El operario puede también tener que hacer ajustes o instalar alguna red de distribución adicional en ésta, si la distribución de agua residual en la balsa no es uniforme.

## 5.2 MANTENIMIENTO DE LAS SUPERFICIES DE INFILTRACIÓN

En la superficie de las balsas de infiltración se producen numerosos fenómenos que disminuyen su capacidad de infiltración, los más importantes son:

- Deposición de los sólidos en suspensión transportados por el agua residual.
- Crecimiento bacteriano.
- Clasificación de los materiales del lecho con concentración de los más finos en la superficie.

Estas capas impermeabilizantes deben ser eliminadas mediante escarificación superficial, operación que ha de realizarse al menos cada seis meses, aunque en dispositivos pequeños puede hacerse solo una vez al año, preferentemente en la época más seca del año. Si la superficie de las balsas está vegetada también será necesario proceder a su siega cuando sea necesario y a la retirada del material vegetal, pues su acumulación puede dar lugar a un crecimiento bacteriano excesivo que tapone los poros más superficiales.

El equipo para el mantenimiento rutinario normalmente consiste en un tractor, u otro vehículo de remolque, poco pesados para evitar la compactación (de ruedas de baja presión) y de discos, o de características similares, para escarificar la superficie. El número y el tamaño del equipo varía con el tamaño del sistema de IR. Un sistema de IR pequeño puede contratar este servicio anualmente a no ser que existan otros usos municipales que requieran de la utilización de este equipo. Si sólo es necesario realizar algunos surcos profundos no será necesario poseer tal equipo dedicado únicamente al mantenimiento del sistema de IR.

Las actividades de mantenimiento deben ser realizadas sólo cuando la balsa esté seca.

Otra operación necesaria es allanar las pequeñas depresiones que se pueden formar debido a la compactación diferencial que produce el agua en el terreno sobre el que se infiltra. Si se observa que existe erosión en los diques de separación, generalmente consistente en los materiales más finos, estos deben ser eliminados.

La frecuencia de estas operaciones debe ajustarse en función de los resultados observados.

En casos extremos, por ejemplo cuando se haya acumulado una excesiva cantidad de materia orgánica, puede llegar a ser necesario eliminar y reponer la capa más superficial del suelo.

En zonas muy frías, las temperaturas bajo cero durante largos periodos de tiempo, hacen que los sólidos en suspensión que lleva el agua residual se des sequen por el viento seco y frío evitando que se forme una capa reductora de los valores de infiltración. Este proceso de desecación tiende a compensar el impacto que sufre la infiltración como consecuencia de la reducción de la actividad biológica debido al clima frío. Cuando se establece un nivel de hielo de más de 0,6 m sobre la balsa, no se produce una reducción significativa de la infiltración.

El mayor problema en la reducción de los valores de la infiltración parece ocurrir en primavera cuando prevalecen las temperaturas más cálidas, ya que no se produce un secado significativo de las balsas. La actividad biológica aumenta al aumentar la temperatura, y algunas veces se puede formar una capa de material biológico que puede reducir sensiblemente la infiltración. Si esto ocurre, hay que hacer provisiones para retirar o escarificar esta capa para permitir la infiltración. (WPCF, 1990).

Durante los periodos de exposición solar excesiva, los sólidos en suspensión en una balsa de IR pueden aumentar de 20 a 30 mg/l a un exceso de 100 mg/l. Cuando esto ocurra hay que tomar medidas para acortar el periodo de dosificación de forma que el agua no permanezca en las balsas tanto tiempo y evitar que esté durante las horas de sol. (WPCF, 1990).

### **5.3 RENDIMIENTOS OBTENIDOS EN LA DEPURACIÓN**

Aunque la mayor parte del proceso de depuración del agua residual, tiene lugar en el primer metro de suelo bajo las balsas de infiltración, es necesario que se produzca un importante movimiento del agua en la zona no saturada y en el acuífero para completarlo (eliminación de bacterias y virus, precipitación de fosfatos, descomposición de compuestos orgánicos, eliminación del sabor y el olor, etc.).

Interesa pues que la distancia entre las balsas de infiltración y el punto donde el agua depurada deja el acuífero, para ser reutilizada, sea lo más larga posible. De esta forma el tiempo de retención y el contacto con los materiales del acuífero serán lo más largos posible.

Aunque la infiltración rápida es una alternativa real a otros sistemas de depuración de aguas residuales urbanas, el impacto principal del proceso se produce sobre el medio subterráneo por lo que de forma continua se debe monitorizar la evolución de los indicadores de calidad del agua subterránea para abastecimiento o riego.

La calidad esperada para el agua residual renovada tiene que compararse con los límites impuestos por la legislación para determinar qué constituyentes del agua residual depurada deberían limitarse.

Los principales procesos que pueden dar lugar a la atenuación de la contaminación de las aguas, una vez infiltradas en el suelo, son los siguientes:

- Filtración.
- Cambio iónico.

- Absorción.
- Reacciones químicas y precipitación.
- Mezcla y dilución.
- Cambio de pH.
- Hidrólisis.
- Volatilización.
- Asimilación biológica.
- Reacciones microbiológicas.
- Desintegración radioactiva.

La influencia de todos y cada uno de estos procesos, en la depuración de los efluentes infiltrados, depende de gran número de factores (calidad físico-química y bacteriológica de los efluentes y de las aguas contenidas en el acuífero, procesos de tratamiento empleados previos a la infiltración, características litológicas y mineralógicas del subsuelo, espesor de la zona no saturada, características climáticas de la zona, etc.), por todo ello, resulta extremadamente aventurado generalizar sobre los resultados obtenidos en cada experiencia concreta. Por otra parte, alguno de los procesos como la desintegración radioactiva, se producen independientemente de las condiciones del medio o de las aguas vertidas.

### **Sólidos disueltos y en suspensión**

La concentración de sustancias disueltas en el agua depurada tiende a ser ligeramente más alta que la del agua residual original debido a la evaporación de las balsas y a la posible disolución del carbonato cálcico y otros minerales en el suelo. La pérdida anual por evaporación en un sistema de IR puede ser algo menor que en una superficie libre de agua, porque la velocidad de evaporación del agua del suelo varía menos que la velocidad potencial próxima al final del periodo seco (Idso et al, 1974).

La evaporación anual para una superficie libre de agua en un clima árido está en un rango entre 1,5 a 2,5 m. En una carga hidráulica de 100 m/año, la evaporación de las balsas puede hacer que el contenido en sal del agua depurada pueda ser entre 1,5 a 2,5% más alto que en el agua residual. En suelos calcáreos puede producirse la disolución de carbonato cálcico sobre todo si la actividad biológica del suelo es elevada. Estos suelos son normalmente alcalinos y el efluente de agua residual puede llevar hasta el lecho iones calcio que tenderán a cambiar el pH de neutro a ligeramente ácido en el suelo debido a la descomposición biológica de los compuestos orgánicos, que produciría CO<sub>2</sub> y ácidos orgánicos.

En la experiencia realizada en el oeste de Phoenix, (Arizona), conocida como "The Flushing Meadows Project" (Bouwer et al., 1974a y b), el contenido en sólidos disueltos totales (SDT) obtenido en el agua depurada fue sobre el 2% mayor (aproximadamente 1.100 mg/l) que en el efluente secundario del agua residual que se infiltraba.

En el proyecto de infiltración rápida de la Avenida 23, en Phoenix, el contenido en SDT en el efluente secundario y en el agua depurada fue prácticamente el mismo, sobre 910 mg/l. La concentración de SDT tiende a variar diaria y estacionalmente. Los pequeños

cambios en el contenido de SDT en el agua cuando se mueve a través del suelo y el acuífero son difíciles de detectar, debido al tiempo que tarda el agua en atravesar la zona no saturada y el acuífero hasta llegar a los pozos de control. La concentración total de sales del efluente de agua residual tiende a ser de 300 a 400 mg/l más alta que la que tiene el agua potable al llegar a la ciudad.

Las reacciones entre los cationes de cambio pueden hacer que la composición catiónica inicial del agua depurada difiera de la del agua residual que se infiltra. El amonio, por ejemplo, puede ser absorbido en los primeros meses de operación del proyecto y no aparece en el agua depurada. Esto puede conducirnos a conclusiones erróneas sobre la capacidad a largo plazo del sistema suelo-acuífero de eliminar el nitrógeno del agua. Como es un catión de cambio complejo, en el equilibrio, tanto en el suelo como en el acuífero, con el movimiento del agua residual a través de este, la composición iónica del agua depurada puede aproximarse a la del agua residual original.

La concentración de sólidos en suspensión en el agua residual puede ser muy variable. Para un efluente secundario bueno, deberían ser del orden de 10 mg/l. Los sólidos en suspensión son prácticamente eliminados por completo por filtración, que empieza con la deposición de las partículas grandes suspendidas en la superficie del suelo o a alguna profundidad. Las partículas individuales pueden ser atrapadas en los poros o pueden, muchas de ellas, interactuar rellenando el poro quedando inmobilizadas e impidiendo así su desplazamiento en la dirección del flujo.

Una vez que el movimiento de las partículas grandes suspendidas se ha bloqueado, las propias partículas sirven como filtro para atrapar partículas sucesivamente más pequeñas, hasta que eventualmente el filtro se colmata y la conductividad hidráulica así como la velocidad del flujo se reducen a una fracción respecto a su valor original. Estudios de laboratorio con materiales esféricos uniformes, han indicado que el taponamiento de los poros ocurre cuando el diámetro de las partículas suspendidas que se mueven a través del medio es mayor de 0,2 veces el diámetro de las partículas del medio (Sakthivadivel and Irmay, 1966).

Dependiendo de cómo se empaqueten las partículas en el medio poroso, el taponamiento también puede ocurrir si el tamaño de las partículas suspendidas es mayor de 0,07 veces el tamaño de las partículas del medio. Cuando el tamaño de las partículas suspendidas es menor de 0,07 veces el de las partículas del medio, las suspendidas se mueven a través del mismo sin taponarlo. En suelos con texturas de media a fina quizá sea esperable que se eliminen todos los sólidos en suspensión del agua residual por filtración. El contenido en sólidos en suspensión para el agua depurada en el Flushing Meadows Project y en el 23<sup>rd</sup> Avenue Project, generalmente fueron menores de 1 mg/l.

## **Nitrógeno**

El nitrógeno es un nutriente esencial en el crecimiento de las plantas por lo que la mayoría de los suelos responden a la adición de nitrógeno aumentando su producción; sin embargo, las necesidades de nitrógeno para la producción óptima de los cultivos son muy inferiores a los grandes volúmenes que aportan las aguas residuales, no estando compensados.

Al llegar el nitrógeno al suelo en cantidades muy superiores a las que los cultivos pueden retirar, éste percola bajo la zona de las raíces, y al desplazarse a través del suelo llega al agua subterránea. Esto explica que frecuentemente se puedan encontrar altas concentraciones de nitrato en los pozos poco profundos de zonas rurales, donde existe una protección inadecuada de las instalaciones ganaderas o de las fosas sépticas.

La forma predominante del nitrógeno en las aguas residuales es normalmente el amonio, aunque los nitratos también pueden estar presentes si el pretratamiento ha incluido una o varias etapas aeróbicas.

También suele estar presente una pequeña cantidad de nitrógeno orgánico, del cual una parte es soluble y fácilmente convertible en amonio a través de la acción microbiana. El nitrógeno orgánico insoluble asociado a las partículas del suelo también puede convertirse en amonio aunque más lentamente.

Cuando el agua residual se aplica al suelo se inicia una gran variedad de reacciones, unas biológicas y otras no. De las reacciones biológicas las más importantes son la nitrificación y la desnitrificación. La nitrificación es importante porque convierte formas del nitrógeno no lixiviables en otras que pueden viajar con el agua de percolación. La desnitrificación es importante porque es el principal proceso por el cual el nitrógeno en forma de nitrato o nitrito es procesado a través del suelo y escapa a la atmósfera en forma gaseosa.

#### *Mecanismos de eliminación del nitrógeno de las aguas residuales.*

El amonio es la forma mayoritaria en que el nitrógeno se añade al suelo durante la aplicación del agua residual. Éste puede quedarse en la superficie del suelo como un catión de cambio, en cuyo caso, competiría por los sitios de cambio con otros cationes que, generalmente limitan este tipo de sorción a menos del 5% de la capacidad de intercambio catiónico (CIC); o puede penetrar irreversiblemente entre los minerales laminares de las arcillas micáceas. Una pequeña fracción del amonio aplicado superficialmente se volatiliza como amoníaco durante la aplicación del agua residual; la extensión de la volatilización dependerá del pH del suelo y del agua residual, de la CIC del suelo, de las condiciones meteorológicas y de los valores de infiltración.

El amonio puede ser absorbido por el suelo cuando éste es transformado en nitrito (nitrificación). Esta conversión se debe principalmente a la acción de bacterias autotróficas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Estas bacterias se encuentran normalmente en suelos con una importante carga microbiana y están normalmente presentes en número suficiente como para convertir el amonio en nitrato rápida y completamente si las condiciones ambientales son apropiadas.

Respecto a la eliminación de nitratos, el suelo tiene una capacidad finita de absorción de los mismos, especialmente en presencia de iones competidores. Por lo tanto, cuando la desnitrificación o inmovilización es limitada, el nitrato se encuentra libre para moverse hacia las aguas subterráneas profundas. Cuando este nitrato alcanza profundidades suficientes, donde el bajo contenido en materia orgánica no permite las reacciones microbianas, éste se comporta como un ion conservativo, en el agua subterránea, siendo transportado junto con ésta a través del suelo.

La inmovilización (asimilación microbiológica de los nutrientes inorgánicos), sucede cuando el nitrógeno proporcionado por la descomposición de la materia orgánica es insuficiente para satisfacer las necesidades microbianas. Cuando esto ocurre, el nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) se incorpora a las células microbianas. El proceso se ve mayoritariamente afectado en función de la relación C/N. Como regla general, cuando existe una alta relación C/N se promueve la inmovilización. En el caso contrario se favorecería la mineralización, (Alexander, 1961).

Las bacterias más importantes en los procesos de desnitrificación son las heterótrofas pertenecientes a los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus* y *Achromobacter*. Una de las bacterias autotróficas sulfo-oxidantes, *Thiobacillus denitrificans*, también puede jugar un papel significativo en la desnitrificación cuando los sulfuros se encuentran en forma reducida. Las bacterias desnitrificantes, son desde un punto de vista fisiológico, muy variadas, se caracterizan por ser capaces de reducir desasimilatoriamente el nitrato y nitrito al emplearlo como aceptor de electrones en una cadena respiratoria.

Tanto las bacterias nitrificantes como las desnitrificantes son organismos comunes en los suelos y de amplia distribución. Existe una pequeña correlación entre los valores de desnitrificación y el número de bacterias desnitrificantes presentes en los suelos. Además del tamaño de la población, existen otros factores limitantes de la desnitrificación como son la presencia de una fuente de energía adecuada, el contenido en oxígeno del medio, la temperatura y el pH.

Cuando el ARU estabilizada se aplica al suelo, la disponibilidad de materia orgánica presente en el mismo es más importante que la contenida en el agua residual. Generalmente esta disponibilidad es mayor cerca de la superficie, quizá aumentada por las reacciones de desnitrificación. Gilmour et al demostraron que en un flujo superficial en el suelo el 0,91% del carbono total es desnitrificado rápidamente sin necesidad de enmienda orgánica y que, por el contrario en el subsuelo solo se desnitrifica el 0,48% a menos que se le suministre un substrato orgánico (Gilmour et al, 1978 en Asano 1985). Se podría afirmar que la zona más activa en la desnitrificación es la más cercana a la superficie a pesar de ser la más próxima a la atmósfera.

#### *Eliminación de nitrógeno en un sistema de IR*

La mayoría de los compuestos nitrogenados en las aguas residuales pueden ser transformados en iones nitrato móviles debido a la acción bacteriana. Sin embargo, el único mecanismo de eliminación permanente de nitratos en las balsas de recarga es la desnitrificación, que ocurre bajo condiciones de saturación del suelo. Ésta puede ser responsable de la eliminación del 30 al 95% del nitrógeno total aplicado en función del contenido en carbono del agua residual, de las cargas hidráulicas aplicadas y de la duración de los periodos de inundación en las balsas de recarga.

Las condiciones que favorecen este proceso pueden verse aumentadas para efluentes en los cuales el nitrógeno está en forma de amonio, mayoritariamente debido a que el periodo de inundación es suficientemente largo como para saturar el complejo de cambio catiónico en los primeros 0,5 a 1 m de suelo, (esta zona se convierte en aeróbica durante la fase de secado) con el amonio absorbido.

La máxima cantidad de nitrógeno que se puede desnitrificar eficazmente durante el proceso de IR, bajo condiciones operativas óptimas, ( $\Delta N$ ), se puede estimar a partir de la concentración de COT del agua residual empleando la siguiente ecuación:

$$\Delta N = (COT - 5) / 2$$

Por lo tanto, para maximizar la eliminación de nitrógeno, es necesario que la relación C/N sea, como mínimo de 2 a 1. Normalmente, la relación C/N en los efluentes secundarios es inferior a este valor. Esta es la razón por la cual, para obtener la máxima eliminación de nitrógeno se recomienda que se de un tratamiento primario a este efluente, previo a la aplicación.

En suelos aptos para sistemas de IR, la eliminación de nitrógeno es inversamente proporcional a la permeabilidad del suelo. Este hecho hace que sea posible aumentar el potencial de eliminación de nitrógeno reduciendo la velocidad superficial de infiltración compactando el terreno en superficie. En consecuencia, es necesario reducir la carga hidráulica de diseño.

Bajo las balsas de infiltración durante el periodo de desecación, el oxígeno atmosférico puede moverse dentro del perfil del suelo y permitir a las bacterias nitrificantes convertir el amonio adsorbido en nitrato. Este nitrato puede difundirse hacia lugares microanaeróbicos, que están todavía presentes en los pequeños poros e intersticios en la otra zona aeróbica, donde puede ser desnitrificada. El nitrato sobrante es conducido fuera del sistema cuando se retoma el periodo de inundación. Esto produce una alta concentración de nitratos en el agua depurada al moverse hacia abajo. Analizando el nitrato en un diagrama este aumento se puede detectar como un pico de nitrato en la muestra de agua depurada de la parte superior del agua subterránea bajo las balsas. A medida que aumenta la profundidad o el alejamiento de las balsas este pico se va disipando ya que la concentración de nitrato se va haciendo más homogénea.

La duración de los periodos de humectación y desecado para maximizar la desnitrificación en el suelo inundado con el agua residual, donde el nitrógeno está mayoritariamente en forma de amonio depende principalmente de la carga de nitrógeno (que viene determinada por los valores de infiltración y de concentración de nitrógeno del efluente), de la capacidad de intercambio catiónico del suelo, del porcentaje de amonio intercambiable (que se determina mediante la composición catiónica del agua residual), de la profundidad de suelo que se vuelve aeróbica durante el periodo de desecado y de la temperatura. La mayoría de estos procesos han sido cuantificados y es posible hacer una estimación de la longitud óptima de los periodos de humectación y desecado registrados para la desnitrificación (Lance et al. 1976), sin embargo, la experiencia local es necesaria para su evaluación precisa.

A título orientativo, para un efluente primario, la máxima desnitrificación se alcanza con un periodo corto de humectación (1 ó 2 días) seguido de un periodo largo de desecado, (12 a 14 días), siempre que exista una alta relación  $DBO_5/N$  (la máxima desnitrificación se produce cuando la relación  $DBO_5/N$  es de 3,2:1). Para efluentes secundarios un ciclo de 9 días de humectación y 12 de desecado pueden hacer máxima la desnitrificación.

En Hollister, California, la eficiencia en la eliminación del nitrógeno total fue del 93 % al pasar el agua residual de la superficie hasta la zona saturada (Pound et al, 1978). La relación  $DBO_5/N$  fue de 5,5:1, y el ciclo de aplicación fue de 1 día de humectación seguido de 14 a 21 días de secado.

Dornbush estudió el tratamiento de estabilización de efluentes mediante IR (Dornbush, 1981, en Asano, 1985). Aplicó una carga hidráulica de 12 m/año a suelos arcillosos salinos y la eliminación de nitrógeno fue del 80%. Por el contrario, Carlson et al consiguió una nitrificación aproximadamente del 10% en materiales más gruesos (Carlson et al, 1982).

Para el proyecto de Flushing Meadows, los periodos óptimos para la nitrificación fueron de 9 días de humectación y 12 de secado, mientras que se mantenía una carga hidráulica de aproximadamente 70 m/año con una profundidad de agua en las balsas de 0,5 m. Con esta periodicidad el agua renovada contenía el 65 % menos de nitrógeno que el efluente secundario (Bouwer et al., 1980). En el 23<sup>rd</sup> Avenue Project, una secuencia de dos semanas de infiltración - dos semanas de secado proporciona una eliminación de nitrógeno del 74 % (Bouwer et al, 1984).

Para ambos proyectos, el nitrógeno residual en el agua renovada aparecía en su mayoría en forma de nitrato. Si los periodos de inundación fuesen más largos que los arriba expuestos, entraría en el suelo más nitrógeno en forma de amonio del que puede ser nitrificado durante el periodo de secado. De esta forma, el amonio adsorbido se acumularía en el suelo, reduciendo la cantidad de amonio que puede ser adsorbido durante el ciclo de humectación siguiente, y aumentando la concentración de éste en el agua depurada. Por otro lado, si los periodos de inundación son más cortos de lo necesario para que la desnitrificación sea máxima, el suelo no será lo suficientemente anaeróbico para la adsorción de amonio y se produciría más nitrificación y menos desnitrificación. En ciclos de 2 días de humectación y 5 de secado, por ejemplo, se produce esencialmente la conversión completa del nitrógeno total en el efluente a nitrato en el agua depurada (Bouwer en Asano, 1985).

Otros procesos pueden también simular la desnitrificación. Por ejemplo, un estrato de algas activas en la parte de debajo de las balsas produce oxígeno durante el día, que puede nitrificar algo de amonio en el agua de infiltración. El nitrato resultante podría moverse a través del suelo, donde podría ser desnitrificado.

La desnitrificación en el suelo puede también verse incrementada por pequeñas aplicaciones de agua residual durante los periodos de desecado mediante, por ejemplo, un sistema de aspersión. Esto puede añadir carbono orgánico a la porción de suelo superior biológicamente activa y crear condiciones húmedas que puedan favorecer la desnitrificación.

La desnitrificación del nitrato, que es conducido fuera de los niveles superficiales del suelo cuando la humectación se reanuda, puede ser simulada manteniendo una profundidad de agua mínima en las balsas para el primer día o los dos primeros días de humectación. Esta acción puede reducir el valor inicial de infiltración, dando al nitrato más tiempo en los minerales superiores del suelo biológicamente activos, donde puede ser

desnitrificado. Los valores de desnitrificación se ven también afectados por la temperatura, si se reduce por debajo de 15 °C. Esto provoca el aumento de nitrógeno en forma de nitrato en el agua depurada en invierno y primavera.

Si el nitrógeno en el efluente para un sistema de infiltración rápida está en su mayoría en forma de nitrato, la desnitrificación se puede aumentar mediante el uso de periodos de humectación largos que den lugar a condiciones anaeróbicas en el suelo bajo las balsas.

La desnitrificación requiere aproximadamente 1 mg de carbono orgánico por cada mg de nitrógeno en forma de nitrato para ser desnitrificado, aunque este valor variará según el microorganismo implicado, de la fuente de carbono disponible, de la presencia de oxígeno, etc. (Gómez, MA et al, 2000). Cuando los efluentes nitrificados tienden a tener un contenido bajo en carbono orgánico, puede ser necesario añadir carbono orgánico antes de que el efluente se infiltre.

#### *Otras consideraciones respecto del nitrógeno.*

Desde un punto de vista sanitario un exceso de nitratos en el agua de consumo puede causar metahemoglobinemia en lactantes, afección, que aunque rara, está perfectamente descrita y documentada en la bibliografía. Los rumiantes también pueden verse afectados por los efectos adversos del nitrato en el agua de bebida. (WHO, 1985).

El exceso de nitrógeno puede además causar un crecimiento explosivo de algas en las balsas de decantación o en las propias balsas de infiltración. Como consecuencia de este crecimiento se puede producir una rápida colmatación del lecho filtrante, además las algas, al descomponerse durante el periodo de secado, aumentan el contenido en materia orgánica del suelo.

El nitrato se comporta en el agua subterránea como un contaminante conservativo, cuando un agua enriquecida en esta especie aflora a superficie en el lecho de un río, en un lago, etc. puede producir fenómenos de eutrofización de difícil explicación si no se conoce este origen poco frecuente.

Desde un punto de vista agrícola niveles moderados de nitrógeno en el agua de riego pueden servir de complemento al abonado, niveles excesivos pueden llegar a ser tóxicos.

## **Fósforo**

A diferencia del nitrógeno, el comportamiento del fósforo aplicado con el agua residual es controlado principalmente por reacciones químicas.

En los sistemas de IR los principales mecanismos de eliminación de fosfatos en el agua son la adsorción y la precipitación química, de sus componentes amorfos o cristalinos con hierro, aluminio o calcio. Las superficies reactivas del hierro y el aluminio se producen al romperse los bordes de los minerales cristalinos de la arcilla y las del calcio las encontramos principalmente en los carbonatos cálcicos y calcico-magnésicos en estado sólido. En los suelos ácidos, los fosfatos de hierro y aluminio son dominantes mientras que en los alcalinos lo son los de calcio.



**Foto 5.2** El crecimiento explosivo de algas en las balsas de almacenamiento del agua o en las balsas de infiltración puede dar lugar a problemas imprevistos de colmatación del lecho.

Muchas investigaciones han puesto de manifiesto, que los ensayos de sorción isotérmica estándar subestiman seriamente la capacidad de eliminación total de fósforo (EPA, 1981 y Enfield & Bledsoe, 1975), ya que aunque la adsorción sobre la superficie de los minerales sea inicialmente rápida, con el tiempo se producen reacciones que transforman el ortofosfato adsorbido a fosfato mineral al unirse a iones hierro, aluminio o calcio solubles, que hace que la solubilidad pase a ser algo menor que la de las formas adsorbidas, produciéndose la precipitación. Esto, junto con la creación de nuevas posiciones por la alternancia de la humectación y el secado, proporciona nuevos sitios para la adsorción.

Tras el estudio de la cinética de estas reacciones (Enfield et al, 1981) se ha desarrollado un modelo para predecir la eliminación de fosfato del agua residual al moverse a través de los suelos. La reacción comienza con una ecuación cinética de primer orden, pudiéndose obtener la concentración final o de equilibrio de fosfato en el agua depurada de un sistema de tratamiento suelo-acuífero a partir de los productos de solubilidad de los componentes mayoritarios del fosfato en el ambiente subterráneo.

A modo ilustrativo se puede mostrar el comportamiento del fósforo en el suelo a partir de los siguientes estudios realizados en Estados Unidos.

Para los suelos calcáreos en el proyecto de Flushing Meadows, la eliminación de fosfato en la zona no saturada y en el acuífero dependió de la cantidad de fosfato aplicada que vino determinada por la carga hidráulica y la concentración de fosfato, de forma que la eliminación de fosfato fue menor cuando la carga hidráulica era mayor. También los niveles

de fosfato en el agua depurada tendieron a aumentar y a disminuir en función de la concentración de fósforo en el agua añadida. Al final de 1977, la concentración de fosfatos fue de 6,5mg/l para el efluente secundario, 1,2 mg/l para la muestra de agua depurada a una profundidad de 9 m en el centro de la balsa, y 0,3 mg/l en la muestra de agua depurada a una profundidad de 6 m a una distancia de 30 m de la balsa.

En el proyecto de la 23<sup>rd</sup> Avenue se observó como las concentraciones de fósforo en forma de  $PO_4$  tras cinco años de operación se reducen de forma continua cuando el agua depurada fluye vertical y horizontalmente a través del acuífero. La acumulación de fosfato precipitado por unidad de volumen de suelo y de acuífero es muy lenta lo que provoca se pueda tardar décadas o cientos de años en detectar una reducción significativa de la porosidad y la conductividad hidráulica debido a la acumulación de fosfato.

No existen estándares sobre el contenido en fósforo en las aguas de riego, en aguas de abastecimiento la concentración máxima admisible es de 5 mg/l como  $P_2O_5$ , además en el agua subterránea suele ser un elemento minoritario pues es fácilmente eliminado por la matriz sólida, únicamente en algunos casos excepcionales pueden darse casos de eutrofización de las masas de agua superficiales relacionadas con el acuífero contaminado.

### **Elementos traza: Metales, boro y flúor**

Las concentraciones de metales pesados en el agua residual suelen estar, normalmente, por debajo de los límites máximos establecidos para el agua de abastecimiento y de riego excepto en aquellos lugares en que el agua residual procede de metalurgias o de procesos en los que se emplean metales pesados. Donde la concentración de éstos es excesivamente alta, el procedimiento más lógico para reducirla se basa en el control del foco que está produciendo estos contaminantes.

Los elementos traza pueden ser objeto de gran variedad de reacciones en el perfil del suelo. Estas reacciones incluyen:

- Asociación con las superficies activas del suelo.
- Precipitación.
- Oclusión en otros precipitados.
- Difusión de sólidos dentro de los minerales del suelo.
- Incorporación a biosistemas.
- Complejación y quelación.
- Unión a vertidos residuales.

La diferencia en importancia relativa y frecuencia de estas reacciones depende del elemento traza en cuestión. La naturaleza y la extensión de las reacciones de degradación de contaminantes varían en función del potencial redox, del pH, de la concentración de electrolito, presencia de materia orgánica, presencia de agentes complejantes o quelantes y del tipo de suelo.

En el suelo, los metales pesados entran en reacciones de cambio catiónico con la arcilla y la materia orgánica, también intervienen reacciones específicas de sorción con los

minerales del suelo, y de quelación con moléculas orgánicas. Los metales pesados en el efluente residual pueden aparecer como quelatos solubles de bajo peso molecular. Estos agentes quelantes pueden aumentar la movilidad de los metales en el sistema suelo acuífero. Por otra parte, las deformaciones físicas, presiones, estiramientos y la sorción pueden eliminar los metales complejados de alto peso molecular procedentes del efluente. Al descomponerse las moléculas orgánicas, los metales quedan libres para reaccionar con hidróxidos de hierro y aluminio, calcio y otros compuestos químicos del suelo y quedar inmovilizados. Esta reacción de inmovilización será más pronunciada a pH alto y condiciones aeróbicas que a pH bajo y condiciones anaeróbicas. El principal problema de los metales pesados es que pueden acumularse en el suelo en cantidades demasiado altas para la utilización de este como suelo agrícola. Sin embargo esto no es un inconveniente en sistemas de infiltración rápida donde el suelo no se usa para la producción de cultivos. Hay estudios que indican que el cadmio es el metal pesado más móvil en el ambiente subterráneo.

El boro es adsorbido por hidróxidos de aluminio y hierro de los minerales de la arcilla, por óxidos de hierro y aluminio, por minerales micáceos de la arcilla y por hidróxidos de magnesio que aparecen en las superficies de erosión de los minerales ferromagnesianos. En suelos arenosos y en acuíferos formados principalmente por cuarzo, la inmovilización del boro no es significativa

El flúor proviene en el agua residual de la fluoración del agua de abastecimiento público. Éste es adsorbido por varios componentes del suelo, especialmente óxidos de aluminio hidratados, y precipitados como fluorita ( $\text{CaF}_2$ ) y fluorapatito. Es posible que la eliminación de flúor continúe en el acuífero paralela a la eliminación de fosfato.

### **Sustancias orgánicas en concentraciones traza**

El agua residual urbana contiene sustancias orgánicas en concentraciones traza que poseen efectos nocivos sobre la salud. Estas concentraciones pueden ser reducidas cuando se vierte el agua a través del suelo debido a procesos de volatilización, sorción y degradación biológica de estas partículas orgánicas. Tanto el mecanismo como la tasa de eliminación varía en función del tipo de componente orgánico.

#### *Volatilización.*

La tasa de volatilización de los microcontaminantes en el suelo, está controlada por seis factores:

- Propiedades físico-químicas del compuesto orgánico
- Características de sorción del suelo
- Contenido de agua
- Movimiento del aire
  - Temperatura
  - Difusión.

La volatilización se produce durante la aplicación del agua y la infiltración de ésta a través del suelo en los lugares de sorción. La tasa de reducción de estos contaminantes

dependerá tanto de sus características físico-químicas como de las condiciones atmosféricas y del método de aplicación.

La volatilización en los lugares de sorción depende de tres reacciones:

- Transferencia de los compuestos orgánicos del suelo de los lugares de sorción a la solución del suelo.
- Paso de estas sustancias de la solución del suelo al aire del suelo.
- Difusión de los compuestos orgánicos del aire del suelo a la atmósfera.

La extensión de estas tres reacciones dependerá de la solubilidad, gradiente de concentración y proximidad a la superficie del suelo respectivamente.

#### *Sorción.*

Se producirá en función de las características del sistema:

- Forma y configuración de las moléculas sorbentes, incluyendo su estructura, la posición de los grupos funcionales y la presencia y grado de insaturación molecular.
- Características químicas de las sustancias sorbentes, incluyendo acidez y basicidad, solubilidad en agua, distribución de la carga, polaridad y capacidad para polarizarse.
- Naturaleza del sorbente, incluyendo su composición mineralógica, contenido en materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico.

Existen siete mecanismos de sorción:

- Catión de cambio
- Anión de cambio
- Catión-dipolo
- Coordinación de enlaces
- Puentes de hidrógeno
- Fuerzas de Van Der Waals
- Enlaces hidrofóbicos.

El catión de cambio afecta a los componentes orgánicos básicos; la sorción por este mecanismo aumenta cuando el suelo está saturado con cationes electronegativos. El anión de cambio usa compuestos orgánicos ácidos y el aumento de pH es despreciable. En ausencia de agua, las moléculas orgánicas polares pueden ser atraídas por cationes de cambio y formar un enlace catión-dipolo. De igual forma, en ausencia de agua, un metal de transición de cambio puede formar un enlace de coordinación. Los puentes de hidrógeno constituyen un mecanismo importante para compuestos que contengan grupos carbonilo, hidroxilo, y amino. Las fuerzas de Van der Waals pueden ser importantes en la sorción de moléculas monoiónicas y apolares.

#### *Degradación.*

La degradación puede ser química o biológica. Un ejemplo de degradación química, que ocurre en el suelo, puede ser la hidrólisis de compuestos orgánicos o la fotoxidación. La eliminación de los compuestos orgánicos traza en el suelo es el principal resultado de la

degradación biológica. Sin embargo, muchos compuestos orgánicos que pueden ser parcial o totalmente degradados, no pueden ser metabolizados por los microorganismos del suelo. Además los factores ambientales, como el pH, el contenido en humedad, la temperatura, la capacidad de intercambio catiónico, y la disponibilidad de aire pueden limitar la capacidad microbiana para la descomposición de sustancias orgánicas traza .

McCarty et al. (McCarty et al, 1980) determinaron que para sustancias simples, hay una concentración mínima por debajo de la cual la película biológica, lugar donde la actividad biológica es máxima, desaparece. Esto se debe a que para el mantenimiento de los microorganismos se necesita un nivel mínimo de sustrato simple que puedan reducir. Aunque si la película biológica se mantiene debido a que estas sustancias orgánicas están presentes en concentraciones suficientemente altas, los compuestos con concentraciones por debajo de la mínima también se pueden degradar. Por tanto, el vertido de efluentes primarios puede ser más beneficioso, desde el punto de vista de la degradación de los microorganismos que el de efluentes secundarios y terciarios.

Bower y McCarty (Bower y McCarty, 1981) mostraron que los bencenos clorados traza podrían ser usados por la película microbiana mantenida con acetato como sustrato principal. La eliminación del acetato fue del 95% para un efluente con concentración 0,05 mg/l en la columna de estudio. Los bencenos clorados se redujeron en un 90 a 98 %, lo que los autores atribuyeron a su utilización como sustrato secundario.

Por el contrario, McNabb et al. (McNabb et al, 1981) añadieron muchos componentes orgánicos refractarios a suelos sin añadir sustrato orgánico biodegradable. Obtuvieron que más del 90% del Tolueno fue degradado en una semana de incubación pero que sólo el 10% del clorobenceno se degradó en el mismo tiempo. Cuando el suelo fue autoclavado antes de la incubación no se produjo degradación de ningún componente, esto indica que la actividad biológica es responsable de este proceso.

## **DBO<sub>5</sub>**

La principal fuente de descomposición de materia orgánica en el suelo son los microorganismos. Este hecho en principio debería ser una ventaja, dado el tipo de depuración de ARU de que se trata. En los casos en los que la carga de DBO<sub>5</sub> es elevada, las bacterias se reproducen a gran velocidad formando películas biológicas que pueden llegar a obstruir los poros del suelo, reduciendo tanto la velocidad de infiltración como la reaireación del suelo en la etapa de secado, lo que contribuirá a que los periodos de secado cada vez tengan que ser más largos. A largo plazo, este sellado del suelo, que se ve acelerado por los subproductos de las bacterias anaerobias, junto con el consumo de oxígeno durante la degradación por acción bacteriana, puede conducir al desarrollo de condiciones anaerobias en el interior del suelo. El resultado final por tanto sería el fallo del sistema.

Meltca y Eddy recomiendan que las cargas de DBO<sub>5</sub> esten dentro del intervalo de 45-299 kg/ha/d ya que aunque en la bibliografía aparecen cargas más elevadas, los sistemas requieren un mantenimiento más exhaustivo, e incluso ir precedidos de estudios en planta piloto.

## Microorganismos

### *Bacterias*

Las bacterias en el agua residual son eficazmente eliminadas mediante filtrado a través del suelo o retención en su superficie y en los contactos interpartículas, junto con la sedimentación y sorción por las partículas del suelo.

En suelos arcillosos, la adsorción juega el papel más importante en la eliminación de microorganismos debido al pequeño tamaño de las arcillas, su forma aplanada, la presencia de una gran área superficial para un volumen dado, y la sustitución de los átomos de metal de valencia baja en su estructura cristalina, hacen de ellas lugares ideales de adsorción para las bacterias, y sobre todo de los virus.

Es difícil hacer generalizaciones respecto a la distancia del recorrido de microorganismos, pero el movimiento está relacionado directamente con los valores de infiltración hidráulica e inversamente con el tamaño de las partículas del suelo y de la concentración y composición catiónica del soluto. La retención y, en consecuencia, la supervivencia también depende de los valores de flujo del agua subterránea, la tensión de oxígeno, la temperatura, la disponibilidad de alimento, las formas antagonistas de la microflora del suelo, el contenido en humedad, el pH, la insolación, el contenido en materia orgánica, y la concentración inicial de bacterias.

Las zonas más superficiales del perfil del suelo juegan un papel clave en la eliminación de las bacterias. Una vez que estos microorganismos son retenidos, el periodo de supervivencia es función de la exposición a la luz solar, la oxidación, la desecación y el antagonismo de la población microbiana en el suelo. En general, las enterobacterias persisten en el suelo durante dos o tres meses, aunque se han detectado tiempos de supervivencia mayores de 5 años. Sin embargo, la infiltración rápida intermitente del agua residual suele obtener resultados significativos en la eliminación de bacterias.

Bouwer y Chaney (Bouwer y Chaney, 1974) observaron que las bacterias coliformes fecales en general son eliminadas en los primeros 5 a 8 cm del suelo. Sin embargo, en los suelos con materiales gruesos y grandes volúmenes de aplicación de ARU puede ser necesario del orden de unos 30 m de suelo para su completa eliminación.

### *Virus*

A diferencia de lo que ocurre con las bacterias, en las que la infiltración en la interfase suelo-agua se muestra como el factor limitante de su movimiento a través de la ZNS, la adsorción es el factor predominante en la eliminación de virus a través del suelo, este fenómeno determinará no solo la eficiencia de la retención de virus a corto plazo, sino también el comportamiento a largo plazo. La adsorción viene condicionada por variables tales como el pH, la presencia de cationes en el medio, y la presencia de grupos ionizables en los virus.

El mecanismo exacto de adsorción de los virus se desconoce. Sin embargo, existe una teoría a cerca de la formación de una unión o puente arcilla-cación-virus como enlace entre virus con carga negativa y partículas de arcilla. Puede que una reducción en la

concentración de cationes termine en una rotura del puente y la consiguiente liberación del virus. De la misma forma, el pH juega un papel crucial tanto para los virus como para las partículas coloidales del suelo. Se ha demostrado que la materia orgánica en solución compite eficientemente por la adsorción de virus con las partículas de arcilla.

Los factores que influyen en el movimiento de los virus en el suelo son:

- **La lluvia:** Los virus retenidos cerca de la superficie del suelo pueden ser eluidos tras una lluvia fuerte debido al establecimiento de gradientes iónicos en la columna de suelo.
- **pH:** Los pH bajos favorecen la adsorción de virus.
- **La composición del suelo:** En condiciones favorables y altos contenidos de arcilla, los virus son adsorbidos por éstas. En suelos arenosos limosos y los que contienen materia orgánica son también favorables para la eliminación de virus. En cambio, los suelos que presentan una superficie específica reducida no son efectivos en la eliminación de virus.
- **Velocidad del flujo:** Al aumentar la velocidad del flujo, la eliminación de virus disminuye.
- **Compuestos orgánicos solubles:** la materia orgánica soluble compite con los virus en los lugares de adsorción de las partículas del suelo, que trae como resultado la disminución de la adsorción de virus o incluso la elución de los virus adsorbidos previamente.
- **Cationes:** La presencia de cationes normalmente aumenta la retención de los virus en el suelo.

La adsorción de los virus no puede considerarse como un proceso de absoluta inmovilización de éstos, ya que hay procesos que pueden romper los enlaces que éstos establecen con las partículas del suelo y por tanto quedar libres para llegar a lugares muy profundos en el perfil. Una vez retenidos en el suelo, los virus pueden permanecer vivos durante periodos entre 7 días y 6 meses. Las condiciones climáticas, especialmente la temperatura, ejercen la mayor influencia en el tiempo de supervivencia.

Desde principios de los años 70 se dispone de métodos de muestreo de enterovirus en grandes volúmenes siendo posible realizar estudios de campo sobre el movimiento de los virus a través del suelo. Aunque el número de estudios de campo realizados es reducido, éstos han demostrado que los virus pueden conseguir llegar al agua subterránea bajo las balsas de infiltración (Cortes, 1985).