

## 7 EXPERIENCIA EN ESPAÑA Y OTROS PAISES

Se presenta en este capítulo, una visión general de los trabajos más relevantes, que sobre depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno, se han llevado a cabo a lo largo de los últimos treinta años en el mundo. Así mismo, aunque de forma mucho más detallada, en especial la experiencia que el IGME lleva a cabo en Dehesas de Guadix, se muestran los trabajos desarrollados en nuestro país.

### 7.1 EXPERIENCIA EN OTROS PAISES

La depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa sobre el terreno, está bastante desarrollada en otros países, de hecho, algunas experiencias datan ya de la década de los años 1960. Los países en los que más ampliamente han experimentado con esta técnica han sido aquellos, que como Estados Unidos, no tienen problemas de espacio para la ubicación de grandes instalaciones de infiltración. Los estudios realizados, han demostrado la viabilidad de la IR como técnica de tratamiento de aguas residuales, empleándose tanto efluentes primarios como secundarios. Se destacan en este apartado algunas de las experiencias más relevantes realizadas fuera de nuestro país, presentadas a continuación por orden cronológico.

- *Bouwer et al. (1974a,b)*. Desarrollaron el conocido como « Flushing Meadows Project» en el que se investigaba el funcionamiento de una gran planta piloto de IR. Como resultado se obtuvo un agua depurada de alta calidad, prácticamente sin  $\text{DBO}_5$ , sólidos en suspensión ni coliformes fecales así como una importante eliminación de fosfato y metales pesados, acompañada de la conversión de amonio a nitrato.
- *Rice (1974)*. Estudió el efecto de la colmatación sobre los valores de infiltración obtenidos usando efluentes secundarios, en ensayos de laboratorio en columnas de suelo. La colmatación física debida a la alta concentración de sólidos en suspensión y la biológica durante los largos periodos de inundación (cuando la concentración de sólidos en suspensión era baja) trajeron como consecuencia una reducción importante de los valores de infiltración.
- *Bouwer et al. (1980)*. Demostraron que al hacer pasar un efluente secundario a través de 3,3 m de zona no saturada se conseguían reducciones de COD y  $\text{DBO}_5$  casi del 100%, de nitrógeno sobre el 30-65% y de fosfato sobre 40-80%. La eliminación de virus y coliformes fecales fue total. La carga hidráulica media del sistema fue de 121 m/año con periodos de inundación y desecado de 2 a 3 semanas y de 10 a 20 días respectivamente.
- *Lance et al. (1980)*. Realizaron un estudio comparativo sobre la renovación de efluentes primarios y secundarios, utilizando columnas rellenas de suelo para simular el tratamiento mediante IR. Se observó que los valores de infiltración para el efluente primario solo fueron algo más bajos, aproximadamente el 15%, respecto a los valores

de infiltración obtenidos para el efluente secundario. Esto implicaba que la concentración de sólidos en suspensión no afectaba a los valores de infiltración.

La eliminación del nitrógeno en el efluente primario fue más eficaz (45,6%) que en el efluente secundario (28,5%), esto fue atribuido al aumento de la desnitrificación debido a la alta concentración de materia orgánica presente en el efluente primario. El estudio puso de manifiesto que se podía conseguir una alta eliminación de nitrógeno del efluente primario con una alta relación C/N.

La eliminación de fosfato, por otro lado, fue casi la misma para los efluentes primario y secundario, la de coliformes fecales fue de 5 órdenes de magnitud y respecto a la de virus, no se produjo diferencia entre los efluentes primario y secundario.

- *McCarty et al. (1981)*. Mostraron que la volatilización, la sorción y las transformaciones químicas o biológicas son los procesos principales que afectan al movimiento y destino de los contaminantes en los sistemas de infiltración.
- *Carlson et al. (1982)*. Realizaron una evaluación comparativa de las eficacias relativas de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero usando efluentes primarios y secundarios y demostraron que se podían conseguir valores más altos de infiltración con efluentes primarios que con efluentes secundarios. Sin embargo. La carga hidráulica parecía ser más importante que la carga másica respecto a su influencia sobre la calidad del efluente.
- *Leach y Enfield (1983)*. Trataron de estudiar el efecto de los ciclo de humectación/desecado sobre la carga hidráulica y la eliminación de nitrógeno del agua residual urbana mediante IR. Utilizaron un efluente secundario y concluyeron que empleando ciclos cortos de humectación y bajas cargas hidráulicas, aumentaba la eliminación de nitrógeno, que se mantuvo en el efluente depurado bajo unos niveles aceptables.
- *Rice y Bouwer (1984)*. Llevaron a cabo un ensayo de laboratorio en columnas usando tanto efluentes primarios como secundarios y compararon la diferencia en la depuración de los distintos contaminantes. Se observó que la calidad del agua depurada en los dos casos fue similar, incluso a veces mejor en el caso del efluente primario. Obtuvieron una reducción significativa en nitrógeno, fósforo, bacterias y virus en el efluente depurado procedente del efluente primario y el agua depurada cumplía los estándares de calidad para su uso recreativo y para el riego sin restricciones.
- *Bouwer et al. (1984)*. Estudiaron la eficiencia de los sistemas de tratamiento suelo-acuífero para la eliminación de contaminantes orgánicos potencialmente nocivos, presentes en concentraciones traza en el agua residual (compuestos volátiles de bajo peso molecular). La volatilización se mostró como un proceso importante en la eliminación de estos compuestos, alcanzándose reducciones de entre 30 y 70% de su concentración, entre el flujo de entrada a la balsa de infiltración y el de salida.
- *Reed et al. (1985)*. Hacen un análisis de los problemas que se han planteado a lo largo de una serie de proyectos realizados y que podrían haberse evitado mediante un planteamiento, diseño y construcción adecuados. A su vez dan una serie de consejos en base a su experiencia para el buen funcionamiento de los sistemas de IR.

- *White y Dornbush (1988)*. Utilizaron el agua residual procedente de una planta de tratamiento para realizar una experiencia de infiltración directa que duró 4 años y cuyo objeto fue la determinación de la efectividad en la eliminación de nitrógeno y fósforo de suelos pobremente drenados y los cambios producidos en dichos suelos que podrían limitar su eliminación. Los resultados obtenidos fueron que al secarse los suelos que formaban el lecho filtrante la mayoría del fosfato sorbido pasaba a fosfato cálcico aunque su concentración total continuaba siendo aproximadamente la misma. En el agua vertida se observó que el nitrógeno disminuía, probablemente debido a la volatilización, es por eso que en la parte más superficial del suelo se perdía nitrógeno en lugar de ganarse. El contenido en Ca, Mg y K en el suelo no experimentó un cambio significativo, aunque el Na sí aumentó ligeramente. Respecto a las características físicas del suelo, tan solo se detectaron pequeños cambios, por lo que su efecto sobre la longevidad del sistema en principio será poco importante.
- *Martel (1988)*. Propone una nueva forma de calcular el tamaño de las balsas de infiltración. Basándose en que la mayoría de los sistemas de IR funcionan como procesos discontinuos, concluye que el tamaño de la superficie de infiltración está especialmente influenciado por el tiempo de aplicación del agua residual y por tanto por los ciclos de humectación/secado.
- *Jenssen y Siegrist (1990)*. Propusieron una metodología para evaluar los valores de carga hidráulica basados en el tipo de suelo y la calidad del agua residual a verter. Concluyeron que en general existía la necesidad de optimizar tanto la implementación como el diseño del sistema para adaptarse mejor a los requerimientos locales. Entre otras observaciones apuntaron que los primeros fallos importantes que podrían originarse en el sistema podían proceder de una localización errónea del mismo. Otra observación planteada fue la necesidad de realizar test de infiltración a gran escala y estudios in situ en el caso de sistemas que ocupen grandes superficies. También detectaron que la carga hidráulica no es solo función de las propiedades del suelo sino también de la calidad del agua residual. Apuntan también la falta de criterios de selección de la geometría óptima de las balsas. Y por último indican que para el buen funcionamiento del sistema debe hacerse una estimación tanto de la profundidad del suelo, de los valores de carga hidráulica (en función de las características de suelo) y de la composición del agua residual a verter así como de los rendimientos esperables en la depuración.
- *Bouwer (1991)*. Estimó el coste de un sistema de tratamiento suelo-acuífero en menos del 40% del de un sistema convencional.
- *Kanarek et al. (1993)*. Presentan un proyecto realizado en la región de Dan (Israel) que consistió en un sistema de tratamiento suelo-acuífero para la depuración y posterior reutilización de agua residual depurada. El sistema de tratamiento consistió en controlar el paso del efluente a través de la zona no saturada y del acuífero. Los datos de funcionamiento del proyecto mostraron que tras el tratamiento suelo-acuífero se consiguió la completa eliminación de  $\text{DBO}_5$  y SS, mientras que la reducción observada del fósforo y del nitrógeno fue del 50 y 99% respectivamente. El efluente depurado no contenía coliformes, bacterias, E-coli ni enterovirus y su calidad de reconoció como

apta para el riego sin restricciones, para usos industriales, así como para otras aplicaciones no urbanas.

- *Muszkai et al. (1993)*. Estudiaron el movimiento de los contaminantes orgánicos desde la superficie del terreno a través de la zona no saturada hasta el nivel freático de un efluente residual procedente del riego de un campo de cítricos. Este estudio enfatiza la necesidad de elegir cuidadosamente la composición del agua residual a tratar desde el punto de vista de que el agua depurada pueda usarse para riego y por tanto es necesario tener en cuenta los riesgos que pueden ir asociados a su uso.
- *Amy et al. (1993)*. Dirigió un estudio piloto a escala bajo condiciones de campo con el fin de evaluar el potencial del sistema de tratamiento suelo-acuífero para la renovación de efluentes secundarios con la finalidad de obtener una calidad del agua asimilable a la potable. Aunque el proceso se vio afectado por problemas operacionales, la calidad del efluente depurado mediante este sistema fue semejante, e incluso, en algunas ocasiones, mejor a la obtenida mediante tratamiento terciario convencional.
- *Guilloteau et al. (1993)*. Presentaron un caso de tratamiento de agua residual mediante balsas de infiltración en una planta de tratamiento en Saint Symphorien de Lay (Francia). El estudio dio como resultado la eliminación del 85% de los SS totales. Por el contrario, los porcentajes de eliminación de carbono orgánico disuelto y de fosfatos totales fueron más bajos de lo esperado.
- *Guessab et al. (1993)*. Estudiaron un proceso de tratamiento de aguas residuales en Marruecos en el que el agua era retenida en lagunas aeróbicas y después pasaban a través de una balsa de infiltración dentro de un dren colector. Como resultado del tratamiento se obtuvo la eliminación de un 99.93% de los coliformes fecales y de un 99.98% de estreptococos, así como la disminución de DQO y SS.
- *Foreman et al. (1993)*. Presentaron los resultados de un proyecto de experimentación de un año de duración en el que se comparó el tratamiento de aguas residuales mediante IR con la depuración terciaria convencional. El índice óptimo de infiltración y la relación húmedo/seco fue de 2,13 m/día y 1:1 respectivamente. El agua extraída estaba libre de virus. El nitrógeno inorgánico total contenido en el efluente secundario se redujo en un 30 a 35%, y el carbono orgánico total se redujo entre un 60-70%. La comparación entre los dos métodos mostró que la IR era más efectiva bajo las condiciones locales.
- *Powelson y Gerba (1994)*. Investigaron el fenómeno del transporte de virus a través de columnas de suelo utilizando efluentes secundarios. Sus conclusiones fueron: (1) el transporte de virus no se veía afectado por el tipo de efluente; (2) la eliminación de virus fue mayor en la zona no saturada que en la saturada y (3) el transporte real de virus constituyó tan solo una pequeña fracción de los valores esperados basados en estudios discontinuos.

La eliminación de enterovirus humanos de los efluentes secundario y terciario mediante sistemas de tratamiento suelo-acuífero también fueron expuestos por estos autores.

- *Wilson et al. (1995)*. Realizaron estudios de campo para estimar la efectividad del sistema de tratamiento suelo-acuífero en una superficie de 5,7 ha en Tucson (Arizona).

Los resultados obtenidos mostraron que carbono orgánico disuelto, TOX y N total se redujeron aproximadamente en 92%, 85% y 47% respectivamente. Los enterovirus fueron totalmente eliminados a través de 37m de espesor de zona no saturada.

- *Soliman et al. (1995)*. Desarrollaron un modelo tridimensional de elementos finitos para estudiar los efectos del uso de efluentes terciarios para la recuperación de un acuífero potable contaminado por agua residual procedente de un sistema de lagunaje.
- *Tanik y Comakoglu (1996)*. Estudiaron la eliminación de nitrógeno y fósforo en un canal horizontal de 25 m de longitud para simular el funcionamiento de un tratamiento de depuración mediante IR en regiones áridas y semiáridas con varios tipos de suelos, a través del tiempo, y de la distancia recorrida. La eficiencia obtenida en la eliminación de nitrógeno y fósforo varió entre 54-70% y 46-93% respectivamente. La eficiencia en la eliminación de ambos nutrientes se observó que se reducía a medida que aumentaba el tamaño de los poros del suelo.
- *Kopchynski et al. (1996)*. Investigaron a través de un ensayo en columnas de laboratorio los efectos del tipo de suelo y del pretratamiento recibido por las aguas residuales a infiltrar sobre el funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero. El objetivo de la investigación fue el evaluar la viabilidad del tratamiento suelo-acuífero para la recarga de agua reutilizable. Utilizaron muestras de suelos que cubrían un gran rango de características hidrológicas y fisicoquímicas procedentes del lugar propuesto para el estudio en Phoenix (Arizona). Los resultados obtenidos de los efluentes estudiados indicaron que el nivel de pretratamiento no influía en la eficiencia en la eliminación de carbono orgánico disuelto. Bajo las condiciones del ciclo óptimo de humectación/desecado, la  $DBO_5$  se eliminó eficazmente, aunque el carbono orgánico residual persistió en concentraciones de 5-6 mg/l. El amonio fue nitrificado eficientemente bajo la mayoría de las condiciones impuestas para los ensayos, sin embargo, se observó que no se producía más desnitrificación al aplicar un efluente previamente desnitrificado. Del estudio se concluyó que tanto los ciclos de humectación/secado como el grado de pretratamiento de las aguas a depurar afectaban de forma importante al proceso de eliminación, especialmente, de nitrógeno y carbono orgánico.
- *Yamaguchi et al. (1996)*. Estudiaron los valores de nitrificación en ensayos de laboratorio en columnas de 50 cm de altura y 2cm de diámetro y material de porosidad media para simular las condiciones del tratamiento mediante infiltración rápida. Se inyectó a las columnas un flujo constante de agua residual sintética. Los resultados mostraron que la combinación de bajas temperaturas con alta carga en nitrógeno disminuye la nitrificación, por lo que esta combinación debe ser evitada durante el funcionamiento de un sistema de estas características. Por otra parte, no se observó que se produjeran efectos derivados de la composición del material de relleno de las columnas.

Los resultados de este estudio mostraron que la técnica de IR es ventajosa, en muchas ocasiones, respecto a los tratamientos convencionales.

Los datos contenidos en este estudio, junto con los de Yamaguchi et al. (1994) sugie-

ren que el sistema de IR con flujos descendentes (nitrificación) y ascendentes (desnitrificación) alternativamente puede conseguir la completa eliminación de nitrógeno del agua si funciona a una velocidad de flujo y carga de nitrógeno correctas, ya que no se producirían encharcamientos favoreciendo así la mejor transferencia de oxígeno.

- *Quanrud et al. (1996)*. Realizaron un ensayo de laboratorio en columnas en la Universidad de Arizona para determinar el efecto del tipo de suelo y de los valores de infiltración sobre la eliminación de los compuestos orgánicos del agua residual durante un tratamiento suelo-acuífero. Se trataba de determinar la viabilidad del agua obtenida para su reutilización como agua potable. Se utilizaron para la experiencia un amplio rango de tipos de suelo y se llegó a la conclusión de que no existía una correlación significativa entre los valores de infiltración y la eficacia en la eliminación de compuestos orgánicos entre los suelos estudiados. (arenosos a limo arenosos).
- *Tang et al. (1996)*. Desarrollaron una simulación matemática con el objeto de establecer una metodología para determinar el funcionamiento óptimo de un sistema de tratamiento suelo-acuífero. Esta metodología puede ayudar a la toma de decisiones sobre el diseño y funcionamiento de un sistema de tratamiento de estas características.
- *Kanarek y Michail (1996)*. Llevaron a cabo un proyecto de tratamiento suelo-acuífero en la región de Dan (Israel). Los resultados obtenidos fueron muy satisfactorios, tanto respecto a rendimiento en la depuración como económicamente. El agua depurada mediante este tipo de tratamiento cumplía los requisitos para uso agrícola y recreativo.
- *Arnold et al. (1996)*. Estudiaron el destino de los residuos orgánicos durante un tratamiento suelo-acuífero, incluyendo experimentos destinados a medir la eficiencia en la eliminación de los compuestos orgánicos en función del diseño y variables operacionales del sistema de tratamiento suelo-acuífero. También investigaron la reactividad con cloro libre de los compuestos orgánicos residuales tras la depuración mediante este sistema.
- *Chipello et al. (1996)*. Estudiaron la eliminación de nitrógeno y su transformación en los sistemas de tratamiento suelo-acuífero. La experiencia se vio afectada tanto por el tipo de suelo como por las características del efluente a depurar y el modo de operación.
- *Rav-Acha et al. (1996)*. Desarrollaron un modelo simple para predecir los factores de retención y los tiempos de penetración de varios microcontaminantes en el proceso de tratamiento suelo-acuífero. Como resultado se observó una alta correlación entre los valores previstos por el modelo y los resultados experimentales del laboratorio de isoterms de adsorción y las curvas de penetración.
- *Bouwer (1996)*. En este artículo presenta una recopilación de diversos trabajos asociados a la recarga artificial de acuíferos, tanto con agua residual como no residual, incluyendo métodos de tratamiento, desinfección y uso del agua recargada.
- *Sumner et al (1998)*. Llevaron a cabo un experimento para estudiar el transporte de nutrientes y su transformación bajo las balsas de infiltración usadas para verter el agua residual. El estudio tuvo lugar en el suroeste de Orange Country (Florida) y el

agua usada en el sistema de IR procedía de un tratamiento secundario. En el tratamiento mediante IR, la eliminación de nitrógeno por desnitrificación en el agua infiltrada fue despreciable bajo las balsas, probablemente debido a la superficie de aireación como resultado del vertido intermitente de agua en las balsas. Se produjo una importante retención de N orgánico en los primeros 4,6 m de ZNS (el nivel piezométrico estaba a 11 m) durante el vertido en las balsas que, durante el periodo de secado, se mineralizó y nitrificó. Aproximadamente el 90% del fósforo presente en el agua residual tratada fue eliminado en los primeros 4,6 m, probablemente debido a reacciones de adsorción de abundantes oxihidróxidos de hierro y aluminio. El fósforo que alcanzó el nivel piezométrico era predominantemente orgánico y fue inmovilizado mediante reacciones de adsorción y precipitación durante el secado de la balsa.

- *Viswanathan et al. (1999)*. Realizaron un estudio para mejorar la calidad del agua residual procedente de un tratamiento terciario mediante un tratamiento suelo-acuífero, en la región de Sulaibiyah (Kuwait) demostrando la viabilidad de este sistema, dadas las condiciones de esta región. Obtuvieron reducciones de DQO del 70%, de DBO<sub>5</sub> del 81%, de fosfatos del 80%, de amonio del 100%, de nitratos del 21%, de coliformes totales del 99% y fecales del 100%. Además de demostrar su viabilidad técnica demostraron su viabilidad económica, al llegar a la conclusión de que el coste del tratamiento suelo-acuífero es considerablemente menor que el de los métodos convencionales.
- *Houston et al. (1999)*. Estudiaron los aspectos hidráulicos del sistema de infiltración por medio de balsas de recarga, mediante la combinación de investigaciones de campo y laboratorio. Los estudios indicaron, que tanto los valores de infiltración, como el propio tratamiento suelo-acuífero del agua residual, estaban influenciados por el tipo de suelo (que es el encargado de retener los contaminantes del agua a lo largo del perfil), las características del perfil para absorber una carga hidráulica razonable, la presencia de estratos superficiales sensibles a la colmatación, la profundidad de la balsa y la duración de los ciclos de humectación y secado. Debido a que la presencia de un estrato colmatado está asociado a la reducción de la conductividad hidráulica, en este trabajo también se dan una serie de actuaciones a llevar a cabo para evitar que esto ocurra, como, por ejemplo limitar la profundidad del agua en las balsas o acortar los periodos de humectación para evitar la colmatación por crecimiento de algas. Los resultados de esta investigación indican que los suelos con textura fina, tienen ventajas e inconvenientes de igual modo que los de texturas más gruesas para el empleo de esta técnica y que por tanto, en principio existe un rango muy amplio de texturas que pueden usarse con éxito para el tratamiento suelo-acuífero. Los autores apuntan que el factor crítico en este sentido es la disponibilidad de perfiles que transmitan el agua eficientemente hasta al zona saturada.
- *Drewes y Fox (1999)*. El objeto de su estudio fue comparar el comportamiento y características del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero en distintas zonas de estudio de Arizona y California. Para determinar el carbono orgánico biodegradable y residual se llevaron a cabo estudios de biodegradabilidad y se realizaron ensayos en columnas en el laboratorio, combinados con análisis de ultrafiltración y adsorción. En base a esta comparación las series de columnas de suelo

parecían ser más apropiadas para simular el tratamiento suelo-acuífero. Se realizaron también ensayos en campo y la conclusión de los estudios fue que la biodegradación era el proceso dominante en la eliminación del carbono orgánico disuelto durante el tratamiento suelo-acuífero.

El nivel de carbono orgánico disuelto después del tratamiento en los lugares estudiados fue similar, sin embargo los procesos ocurridos durante el tratamiento del agua residual fueron diferentes de una zona a otra. En general llegaron a la conclusión de que el aumento del carbono orgánico total en el agua originaria conlleva un aumento del mismo en el agua residual, por tanto, la calidad del agua originaria, de la potable y de la procedente del tratamiento suelo-acuífero, en un proyecto de reutilización, deben entenderse como un único sistema.

- *Drewes y Fox (2000)*. Centrarón su estudio en investigar, como la materia orgánica natural procedente del agua potable y los productos microbianos solubles generados en el proceso de tratamiento suelo-acuífero, influían sobre las características del carbono orgánico disuelto del agua depurada, usada para usos potables indirectos. Los resultados indicaron que las propiedades de calidad del agua original juegan un papel clave en las propiedades y viabilidad del agua residual y por ende, en el impacto del sistema de tratamiento suelo-acuífero.
- *Drewes y Fox (2001)*. Desarrollaron un modelo para evaluar el impacto sobre la calidad del agua originaria, de la que provenía el agua residual depurada usada para usos potables indirectos. El modelo de impacto sobre el agua originaria (SWIM) considera la calidad del agua original, los datos de distribución del abastecimiento de agua, el uso del agua y el impacto del tratamiento del agua residual para calcular la calidad del agua depurada. Fue aplicada para sulfato, cloro y carbono orgánico disuelto en cuatro lugares de reutilización del agua en Arizona y California. SWIM fue capaz de diferenciar entre la cantidad de sales derivadas del agua potable original y la cantidad añadida por los consumidores. En otros lugares, la magnitud de residuos orgánicos en el agua depurada estuvo fuertemente afectada por la concentración de orgánicos correspondiente al agua originaria. Bajo estos precedentes SWIM se describe como una herramienta de gran utilidad para predecir la calidad del agua depurada en los sistemas de reutilización.
- *Nema et al. (2001)*. Realizaron un estudio piloto en Ahmedabad, (India) para la depuración de efluentes primarios de agua residual urbana a través de un sistema de tratamiento suelo-acuífero. Los datos de funcionamiento indicaron que este sistema tenía un buen potencial para la eliminación de contaminantes orgánicos, nutrientes, así como bacterias y virus.

El sistema suelo-acuífero resultó ser más eficiente y económico que los sistemas de tratamiento convencionales.

El efluente obtenido era apto para el riego sin restricciones. Pero también se observó que la calidad del efluente se deterioraba con el aumento de la carga acumulativa en la mayoría de los parámetros de calidad. La relación observada entre la calidad del efluente y la carga orgánica, así como entre la calidad del efluente y la carga hidráulica resultaron



ser de semejante naturaleza y en base a esas tendencias se contradice lo expuesto en la bibliografía acerca de que la carga hidráulica es un indicador más importante de la eficacia del funcionamiento del sistema de tratamiento suelo-acuífero en comparación con la carga orgánica.

Respecto a los rendimientos en la depuración, se observó una reducción en los contaminantes orgánicos ( $\text{DBO}_5$ , DQO y SS) de aproximadamente el 90%, respecto a la eliminación de nutrientes se obtuvo un porcentaje de eliminación de nitratos del 50% y de fosfatos del 90% y la eliminación de bacterias fue de entre 4-5 órdenes de magnitud. También se observó que la penetración de los contaminantes se redujo sólo al nivel superficial del suelo, entre los 5 y los 10 cm de profundidad debido a la enorme actividad de los microorganismos del suelo que producían una rápida degradación de la materia orgánica.

- *Fox et al. (2001)*. Evaluaron las transformaciones de la calidad del agua durante el tratamiento suelo-acuífero llevado a cabo en la planta de depuración de agua residual del noroeste de Mesa (Arizona) (Mesa Northwest water reclamation plant). Se utilizó sulfato como trazador para estimar los tiempos de tránsito del penacho de agua depurada y definir su movimiento. La concentración de COD en el agua vertida era de 5-7 mg/l y se redujo aproximadamente a 1 mg/l tras 12 a 24 meses de tratamiento suelo-acuífero. La absorbancia ultravioleta específica aumentó durante el tratamiento en una escala de tiempo de días y después disminuyó a medida que el tratamiento suelo-acuífero iba eliminando los compuestos absorbentes de ultravioleta. Los análisis de los orgánicos traza revelaron que la mayoría de los compuestos orgánicos fueron eliminados al eliminar el COD a excepción del iodo orgánico. La mayoría de nitrógeno fue encontrado como nitrato en el agua depurada y se mostró en concentraciones más bajas que en el agua subterránea original. La concentración media de COD en el agua depurada fue menor del 50% de la concentración de éste en el agua potable de la que procedía originalmente el agua residual a depurar.
- *Castillo et al. (2001)*. Pretendieron evaluar la infiltración intermitente en el suelo para la reutilización del agua depurada en el norte de Chile. Se utilizó un efluente procedente de una laguna aerobia para realizar un ensayo de infiltración en columnas, usando como material de relleno de las mismas suelos de la zona donde se pretendía realizar la instalación. Las columnas estuvieron funcionando durante más de un año bajo diferentes ciclos de humectación/secado, diferente altura de columna y presión de carga en función de las características del suelo en cuestión. La eficiencia del sistema se determinó a través del nivel de indicadores microbiológicos y la caracterización físico-química entre influente y efluente, así como medidas de flujo hidráulico. Los resultados mostraron: (a) una eficiente reducción en el contenido microbiológico, (b) eliminación estable de materia orgánica (80-90% del COT, DQO y  $\text{DBO}_5$ ), (c) reducción parcial de amonio a través de adsorción y nitrificación con desnitrificación especialmente en suelos arenosos.

Los datos preliminares obtenidos de la planta piloto en campo muestran mejores resultados que los obtenidos en el laboratorio, especialmente en la eliminación de microorganismos ya que los indicadores microbiológicos hacen al efluente depurado apto para su uso agrícola.

- *Van Cuyk et al. (2001)*. Realizaron un ensayo con lisímetros para estudiar el comportamiento hidráulico y depurativo, así como la interacción de ambos, en un sistema de depuración de agua residual mediante infiltración a través del suelo. Las observaciones realizadas durante el estudio revelaron que en los cuatro lisímetros usados se observaba una dinámica y un comportamiento similar para la hidráulica y el proceso de depuración. El proceso de depuración tubo un periodo de adaptación de cuatro meses, después de los cuales se experimentó una alta eficiencia en la eliminación (>90%) para los constituyentes orgánicos, microorganismos y virus, pero sólo limitada en la eliminación de nutrientes. En este estudio el comportamiento observado en los cuatro lisímetros fue comparable, sugiriendo que bajo las condiciones estudiadas, las características de la superficie de infiltración y la profundidad de suelo no producen un efecto medible sobre la hidráulica o el funcionamiento en la depuración.

## **7.2 EXPERIENCIA EN ESPAÑA**

A pesar de que, como se ha mostrado en los capítulos precedentes, la infiltración rápida podría ser una sistema adecuado para la eliminación de las aguas residuales urbanas de muchas poblaciones, en España no existe aún ningún sistema operativo exceptuando los dos modelos experimentales que el IGME ha diseñado y desarrollado con el fin de investigar la capacidad de esta técnica en diversos tipos de materiales, de permeabilidad reducida en el caso de Dehesas de Guadix y de elevada permeabilidad en el caso de Mazagón.

### **7.2.1 EL MODELO EXPERIMENTAL DE DEHESAS DE GUADIX**

Una limitación básica de los sistemas de infiltración rápida, es la necesidad de que el material que constituye el lecho filtrante sea capaz de absorber toda la carga hidráulica que se vierte en él. Esto condiciona la extensión de las balsas de infiltración, pues lógicamente, cuanto menos permeable es el material del lecho, mayor ha de ser la extensión de las balsas.

Cuando existe suficiente terreno disponible para construir balsas relativamente grandes, respecto a la población que genera el agua residual, cabe plantearse la viabilidad de un sistema de infiltración rápida (*sensu lato*) en medios cuya capacidad de infiltración se encuentre por debajo de las recomendaciones (10 a 60 cm/día), normalmente recogidas en la bibliografía (EPA, 1984) y si sería la colmatación, o quizá otro factor, el limitante de la capacidad de infiltración, del coste de mantenimiento o de la vida de las balsas.

Si se demuestra la posibilidad de emplear la infiltración directa sobre el terreno, en formaciones de permeabilidad reducida, podría aumentar sensiblemente el número de poblaciones, sobre todo pequeñas, en las que la aplicación de esta técnica sería la solución a los problemas de eliminación de ARU

Es en el marco de estas disquisiciones y de la experiencia previa del IGME (Moreno Merino *et al*, 2000; 2001; 2002), (Murillo *et al*, 2001), (Fernández *et al*, 2001), donde surge un proyecto de investigación titulado: "Investigación del impacto sobre el medio ambiente de la técnica de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa

sobre el terreno. Empleo de un modelo experimental a escala real y simulación matemática" financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT, proyecto REM 20001039 HID) que aunque dirigido por investigadores del Instituto Geológico y Minero de España y de la Universidad de Almería cuenta con la participación de técnicos de la Diputación de Granada y del Ayuntamiento de Dehesas de Guadix.

El modelo de Dehesas, operativo desde hace ya más de tres años, se ha diseñado con el fin de investigar la viabilidad del sistema y su impacto ambiental, por lo que tanto el dimensionamiento de las instalaciones de infiltración, como el pretratamiento que se da al agua residual, pero sobre todo las características del sistema de vigilancia y control de la evolución del lecho filtrante y de las aguas subterráneas, no corresponden a lo que sería un diseño estándar de una unidad de infiltración de ARU.

### **Selección de la ubicación del sistema experimental de balsas de infiltración**

La selección del emplazamiento de las instalaciones experimentales es una fase crítica del proyecto pues se han de tener en cuenta tanto consideraciones de carácter técnico y científico, como sociales y económicas, en ocasiones incompatibles entre sí, siendo necesario llegar a soluciones de compromiso. Los criterios básicos que han sido tenidos en consideración han sido los siguientes:



**Foto 7.1** La población de Dehesas de Guadix, con un censo de 700 habitantes y sin componente industrial en sus vertidos de ARU es un candidato idóneo al empleo de la infiltración directa sobre el terreno como sistema de depuración de sus aguas residuales.

- a) Referente a la población:** se impone como criterio único el que la población debe contar con un máximo de 2000 habitantes equivalentes, esto permite un diseño del sistema de infiltración de tamaño fácilmente manejable, un coste de realización razonable y además, los requerimientos mínimos de depuración, nivel 1, exigidos en el PDDAR (Plan de depuración de aguas residuales de la provincia de Granada) (ITGE, 1993), están en principio, garantizados.
- b) Referente al material sobre el que se va a infiltrar el agua:** Se han buscado materiales en el límite inferior de los considerados como aceptables, de permeabilidad media-baja (por debajo de 25 mm/h) esto implica la posibilidad de emplear terrenos de texturas limosas e incluso ligeramente arcillosas que facilitarán los procesos de depuración de las aguas residuales.
- c) Referente a la naturaleza de los vertidos:** Es condición necesaria que los vertidos de la población carezcan de componente industrial, o que si esta existe su naturaleza físico-química sea asimilable a un vertido típico urbano (ausencia de metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos, y en general de cualquier sustancia no biodegradable o que por sus especiales características, a las concentraciones de vertido, sean tóxicas impidiendo el normal desarrollo de la población microbiana responsable de los procesos de depuración).
- d) Condiciones sociales y económicas:** Es necesario que las instalaciones no afecten al uso tradicional del suelo o del agua ni supongan un impacto visual importante, además es conveniente concienciar a la población de su utilidad, importancia económica y medioambiental, y, si es posible, que las personas encargadas del mantenimiento de las instalaciones pertenezcan a la misma población.

El emplazamiento seleccionado, Dehesas de Guadix, cumple con todos los requisitos impuestos por lo que puede ser considerado como un modelo ideal para el desarrollo de la experiencia. La población se sitúa en la provincia de Granada, sobre la unidad hidrogeológica nº 13 entre las localidades de Pedro Martínez y Alicum de Ortega. Ocupa una superficie de 63,9 km<sup>2</sup>, de los que 42,5 km<sup>2</sup> son permeables. La red hidrográfica está representada por los ríos Fades, Gor y Guadahortuna que es el que pasa próximo a la población de Dehesas.

Los materiales acuíferos corresponden a calizas y dolomías del Lías del Subbético Medio, que son los que dan lugar a las elevaciones montañosas de la zona (El Mercal, La Secreta y Alicum de Ortega). Los conglomerados y arenas del Mioceno y Plio-Cuaternario conforman una zona de descarga al sur y este, mientras que en el límite septentrional, las margocalizas del Paleógeno actúan como límite impermeable. Constituye un acuífero compuesto por una serie de pequeños afloramientos carbonatados dispersos a los que se suman los depósitos aluviales ligados a los cauces de los ríos, de los cuales el de mayor importancia es el del río Alicúm. Es en el aluvial del río Guadahortuna en el que se han construido las instalaciones de depuración. La recarga de los acuíferos procede fundamentalmente de la infiltración del agua de lluvia y del retorno de riegos.

La población del municipio de Dehesas de Guadix es de 699 habitantes según datos del INE (Instituto Nacional de Estadística) de 1995, dispone de una red de saneamiento unita-

rio de reciente construcción, toda ella de PVC, por lo que se consideran despreciables las pérdidas. Las aguas residuales generadas, aproximadamente  $80 \text{ m}^3$  día, se conducen a una planta de tratamiento situada a unos 2 km de la población donde se procede a la eliminación de gruesos, desarenado y desengrasado y de ahí se vertía en un minúsculo filtro verde claramente insuficiente para una población de casi 700 habitantes.

Las instalaciones de infiltración directa se han construido junto a las de tratamiento de las aguas residuales en una finca cedida por el IARA, conocida como "Chozones", de unos  $2500 \text{ m}^2$  de superficie, que linda con el río Guadahortuna.

## Estudios previos

Antes de proceder a la construcción definitiva del sistema de depuración, es preciso realizar una serie de estudios previos (Moreno Merino *et al*; 2000, 2001), que permitan determinar la permeabilidad y distribución granu-lométrica del lecho filtrante, el tipo de arcillas predominantes y la presencia de niveles impermeables cercanos a su superficie, que pudieran distorsionar el flujo del agua. Hay que tener en cuenta que en general, a mayor cantidad de arcillas, sobre todo de elevada capacidad de cambio, mayor depuración pero también menor permeabilidad.

### *Ensayos de infiltrometría*

En la foto 7.2 se muestra el desarrollo de una de las medidas de permeabilidad del lecho mediante la técnica del infiltrómetro de doble anillo esto también se hizo en catas de  $1 \times 1 \text{ m}$  directamente excavadas en el fondo de las balsas.

Se han realizado un total de 23 ensayos a diversas profundidades desde los 90 cm a 360 cm. Las curvas de infiltración presentan tiempos de estabilización muy cortos, menos de 60 minutos. Las medidas realizadas sobre hoyos excavados no han proporcionado datos útiles al producirse una intensa absorción de agua por las paredes, que dan lugar a unas velocidades de infiltración anormalmente altas. La tasa media infiltración es de  $0,0466 \text{ cm/min}$  (oscilando entre un máximo de 0,09 y un mínimo de  $0,02 \text{ cm/min}$ ), justo en el límite de lo recomendado.



**Foto 7.2** Medida de la capacidad de infiltración mediante la técnica de infiltrómetro de doble anillo. Esta técnica presenta entre otras ventajas la posibilidad de situar el infiltrómetro directamente sobre el estrato que va a servir de lecho de la balsa de infiltración.

### *Caracterización textural de la matriz sólida*

El análisis de la textura de los materiales es necesaria, pues aporta información acerca de los factores principales que condicionan el comportamiento del suelo y zona no saturada como transmisor del fluido y depurador. Las fracciones granulométricas finas, especialmente dentro del rango de los limos finos y las arcillas, son las responsables de gran parte de los procesos de depuración y de retención de los sedimentos orgánicos que luego serán descompuestos por la actividad microbiológica, por ello, cuando además de la recarga del acuífero se busca una depuración rápida y efectiva del agua, la situación ideal es aquella en la que se consigue el mayor porcentaje posible de arcillas de gran capacidad de cambio catiónico compatible con la permeabilidad necesaria para que infiltre toda la carga hidráulica disponible.

En todas las muestras domina la textura franco-limosa, salvo en una de ellas, muy arenosa y que corresponde a algunas de las pasadas de materiales más gruesos observadas en las catas abiertas. No existe una clara relación entre la profundidad de muestreo y la clase textural o el porcentaje de las diferentes fracciones granulométricas, excepto en el caso de la arcilla para la que se observa una ligera correlación negativa frente a la profundidad ( $r = -0,363$ )



**Foto 7.3** Toma de muestras inalteradas para la determinación de las características físicas del suelo.

Desde el punto de vista de la infiltración rápida, se trata en todos los casos de un terreno poco favorable (se recomiendan suelos con textura franco arenosa, arenoso-franca o arenosa con un porcentaje de arcilla inferior al 10% lo cual solo se produce en 5 de las 21 muestras analizadas) aunque debido al escaso caudal de agua a infiltrar la superficie de balsa necesaria se mantiene dentro de unos límites aceptables.

### *Caracterización de la fracción arcilla*

Casi la mitad de la fracción fina está compuesta por carbonato cálcico, alrededor del 5% es dolomita, sobre el 13% cuarzo y el resto filosilicatos. Entre los filosilicatos dominan las micas que se presentan en proporciones cercanas al 25% del total de fracción fina, las esmectitas suponen alrededor del 14% y las caolinitas el 5%.

Desde el punto de vista del funcionamiento de las balsas de infiltración, resulta de especial relevancia la capacidad de intercambio catiónico y la capacidad de hinchamiento de las arcillas. Las arcillas micáceas, que son el tipo más abundante en las muestras estudiadas, son además muy frecuentes en suelos del área mediterránea, tienen una capacidad de intercambio catiónico (CIC) menor a la que sería de esperar atendiendo a las sustituciones isomorfas (de 10 a 40 cmol (+) kg<sup>-1</sup>).

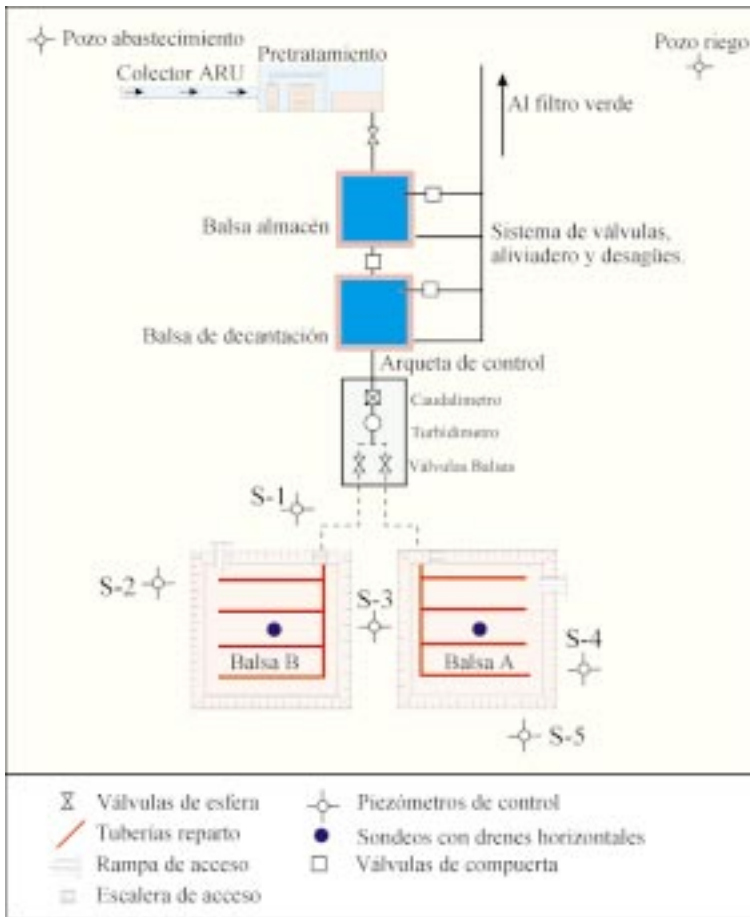
La presencia de esmectitas es considerable, su propiedad más destacable es la capacidad de expansión-retracción interlamina por el humedecimiento y secado y la elevada CIC (de 80 a 150 cmol (+) kg<sup>-1</sup>), su superficie específica también es elevada (600-800 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>), además son arcillas con una actividad coloidal, plasticidad y cohesión elevadas, se trata pues de un material no deseable desde el punto de vista de las propiedades físicas, pero favorable por su elevada actividad ante los agentes potencialmente contaminantes. Las caolinitas por su parte presentan una CIC muy reducida (de 1 a 10 cmol (+) kg<sup>-1</sup>), se trata seguramente de un material heredado.

En resumen, los estudios preliminares demuestran que los materiales elegidos se encuentran en el límite de permeabilidad aceptable para permitir la infiltración de aguas residuales, sin dar lugar en poco tiempo a graves problemas de colmatación, pero por otra parte, el mayor tiempo de residencia del agua en el suelo, la presencia de una elevada capacidad de cambio catiónico y la distancia considerable hasta el nivel freático (entre 11 y 14 metros), facilitará los procesos de depuración que es lo que se está buscando.

### *Características básicas de diseño del dispositivo de infiltración.*

Los parámetros básicos empleados para el diseño han sido: la tasa de infiltración (K), y la carga hidráulica de agua residual CHAR. En la figura 7.1 se muestra un esquema general del diseño de las instalaciones de depuración. Este diseño se ha realizado teniendo en cuenta que las instalaciones:

- a) Han de ser capaces de aceptar todo el agua generada por la población, teniendo en consideración la posible existencia de puntas estacionales y diarias (la población genera 80-85 m<sup>3</sup>/día de agua residual en verano, aproximadamente un 20% menos en invierno).
- b) El transporte de agua desde el sistema colector a las balsas debe tener un coste mínimo, en la medida de lo posible será por gravedad.
- c) El diseño no debe impedir o dificultar el acceso del personal de mantenimiento.
- d) El impacto visual será el menor posible.
- e) Debe contar con las medidas necesarias de vallado y señalización que impidan cualquier accidente de personas o animales.
- f) Se debe prever la acción de vándalos y desaprensivos por lo que conviene proteger suficientemente las instalaciones (vallado, candados de acceso, etc.).



**Figura 7.1** Esquema de disposición del sistema de infiltración, de elementos accesorios y del sistema de control de la evolución de la calidad del agua subterránea y del suelo.

A la tasa de infiltración se le aplica un coeficiente de corrección que oscila entre el 2% y el 4% para el cálculo de la carga hidráulica de agua residual aplicable. Los ensayos previos de infiltrometría (ITGE, 1999) han dado como resultado una permeabilidad superficial media de 0,046 cm/min con un rango de oscilación entre 0,02 y 0,09 cm/min.

Los datos empleados para el cálculo del tamaño de las balsas han sido:

Tasa de infiltración:	$K = 0,152 \text{ cm/min} = 820 \text{ m/año.}$
Caudal de agua residual disponible considerando el 100% de consumo:	$QAR = 30248,6 \text{ m}^3/\text{año.}$
Carga hidráulica aplicable:	$CHAR \times 2\% = 16,4 \text{ m/año}$
Caudal medio diario:	$QARm = QAR/365 = 82,87 \text{ m}^3/\text{día}$
Superficie necesaria:	$S_{NECESARIA} = QAR/CHAR = 1844,43 \text{ m}^2$



El número de ciclos de humectación / secado y su periodicidad se ha calculado considerando que el sistema funciona a flujo continuo y teniendo en cuenta que el agua residual ha sido sometida a un pretratamiento con decantación de los sólidos en suspensión .



**Foto 7.4** Vista general de una de las balsas de infiltración.

La carga hidráulica de agua residual a aplicar en cada ciclo ( $CH_{\text{ciclo}}$ ) se obtiene de repartir la carga hidráulica anual entre el número de ciclos anuales. La superficie final necesaria será la mayor de la calculada para los períodos de verano e invierno, según la siguiente fórmula:

$$S = (QARm \times N \text{ días / ciclo}) / CH_{\text{CICLO}}$$

Esta superficie se distribuye en un número de balsas para cada ciclo de carga considerado.

A la superficie del sistema calculada debe añadirse la necesaria para construir la instalación del pretratamiento que estará compuesta de desbaste, desarenado y desengrasado además de una balsa almacén y una balsa de decantación. La superficie adicional supone aproximadamente 400 m<sup>2</sup>. Se han calculado 17 variantes de diseño sobre la base de las consideraciones teóricas anteriormente propuestas habiéndose elegido finalmente una superficie total de 2.450 m<sup>2</sup> repartidos en dos balsas gemelas de 1.225 m<sup>2</sup> (divididas a su vez en dos semibalsas).

Los ciclos de humectación / secado, dada la baja tasa de vertido que se espera tener son de 7/21 días. El tiempo de residencia en las balsas de decantación y almacén es de 18/24 horas en cada una de ellas.

El dispositivo de infiltración consta, de forma resumida, de los siguientes elementos:



**Foto 7.5** En primer plano la balsa de decantación, en segundo plano la balsa almacén.

- a) **Toma de agua.** El ARU procedente de la planta de pretratamiento llega a una arqueta de hormigón armado que forma parte de la estación de pretratamiento, donde se ha construido una acometida para la toma de agua. La acometida se ha realizado mediante la perforación del muro de hormigón armado y la colocación de una brida estanca roscada de 50 mm de diámetro. La brida se conecta a una tubería de polietileno de baja densidad de 50 mm de diámetro mediante racores de bronce rosca-polietileno. En la tubería de polietileno se ha insertado una válvula de esfera de latón, cuya misión es el corte y regulación del caudal de entrada a la balsa almacén.
- b) **Balsa almacén.** Esta balsa se ha construido mediante excavación en el terreno por medio de una pala-retro. Tiene unas dimensiones de 11 m de largo por 11 m de ancho, una profundidad de 1,2 m, con un talud 1:1 de inclinación, y una capacidad efectiva de 80.000 litros. En el fondo de la balsa se ha construido un desagüe con válvula de compuerta de fundición, y un rebosadero que desemboca en el filtro verde, a 50 m de las instalaciones de pretratamiento. Las paredes y el fondo de la balsa se han impermeabilizado mediante láminas de PVC maleable, para evitar filtraciones.
- c) **Balsa decantadora.** Está construida de la misma forma que la balsa almacén, con unas dimensiones de 12 m de ancho por 12 m de largo, una profundidad de 2 m, con un talud de 1:2 para evitar derrumbamientos, su capacidad efectiva, es, al igual que la balsa almacén, de 80.000 litros. De igual manera se ha instalado un desagüe con una válvula de compuerta de fundición y un rebosadero a 2 m de distancia, estos conectan con las conducciones de desagüe y aliviadero de la balsa almacén.

- d) Arqueta de control y vaciado de balsa decantadora.** En ella se ubican las válvulas de esfera de 90 mm de diámetro que envían el ARU procedente de la balsa de decantación, a las balsas de infiltración. El volumen de ARU descargada se controla mediante un caudalímetro de paletas de 100 mm, pudiendo hacerse además medidas de turbidez en continuo mediante un Water Logger series 200. La arqueta tiene unas dimensiones de 1,5 m x 1,5 m x 2 m de profundidad. Las paredes están entibadas con ladrillo hueco, el techo se ha construido mediante dos vigas de hormigón y bovedillas. El acceso al interior de la arqueta se realiza por medio de una escalera y una compuerta de chapa de 3 mm de espesor y 0,5 m de ancho por 0,5 m de largo.
- e) Balsas de infiltración.** Las balsas de infiltración se han construido mediante excavación en el terreno. Esta construcción es atípica pues normalmente se vierte directamente sobre el suelo, pero con el fin de ganar cota y evitar la necesidad de emplear bombas para la impulsión del agua residual, ha sido necesario la excavación. Las balsas son iguales, tienen unas dimensiones de 40 m por 40 m en la parte superior y 35 m por 35 m en la base, con una inclinación del 66 % en las paredes, y una profundidad de 2,5 m. Mediante triangulaciones, se procedió a la nivelación del fondo de cada una de las balsas, para posteriormente distribuir de forma ramificada aproximadamente 160 m de tubería de PVC ranurada de 90 mm de diámetro, por la cual se vierte el ARU a infiltrar. Las balsas están divididas a su vez en dos semibalsas.

### Funcionamiento del sistema

El ARU se conduce por medio de un colector a la estación de tratamiento primario, donde se somete a un desbaste, desarenado y desengrasado. De esta estación se hace llegar a una balsa almacén en la que permanece 18 horas, de esta se hace pasar a la balsa de decantación, y tras 18 horas de reposo se vierte directamente en la balsa de infiltración. El tiempo de vaciado de la balsa es de unas 3 horas. Se vierten aproximadamente 80 m<sup>3</sup> por descarga.

El mantenimiento de las instalaciones consiste en la retirada periódica del material sedimentado en las balsas de decantación, aproximadamente cada tres meses, además es necesario evitar el crecimiento de vegetación en las balsas de infiltración por lo que en los periodos de desecación se procede a eliminar las plántulas que van creciendo. Una vez al año se debe limpiar con agua a presión el sistema de conducciones y válvulas.

### Diseño del dispositivo de vigilancia y control

Para el control del impacto del sistema de depuración sobre el sistema suelo-agua se han diferenciado tres subsistemas cuyo muestreo y control presentan características muy diferentes: el lecho filtrante, el agua subterránea y la solución del suelo.

- a) Agua subterránea.** El seguimiento de las aguas subterráneas se ha realizado a través cinco sondeos piezométricos, y dos pozos de gran diámetro situados en el aluvial del río Guadahortuna que se emplean, uno para el abastecimiento a la población de

Dehesas y el otro para riego. La perforación de los sondeos piezométricos se han realizado a circulación directa con obtención de testigo continuo hasta un nivel de gravas cuyo tamaño hace imposible la recuperación, momento en el que se ha sustituido la herramienta de corte, corona de vidia, por un tricono de cuatro pulgadas y media con circulación directa de polímeros para evitar derrumbamientos y colapsos. La perforación se ha detenido al alcanzar el impermeable de base, tras lo cual se ha procedido a la limpieza del sondeo con agua clara. Las profundidades de perforación oscilan entre 52 y 55 metros. Los sondeos están entubados en PVC de 90 mm de diámetro ranurado a partir de los 10 metros de profundidad. Se han cementado los 10 metros superiores y dotado a cada uno de los sondeos de una protección metálica en el emboquille con tapa.

**b) Solución del suelo.** A la hora de seleccionar un método de muestreo de la solución del suelo se ha impuesto como premisa fundamental el que las muestras deben ser representativas, tanto del proceso que se está estudiando como del medio receptor de los vertidos. Por ello se han establecido una serie de criterios cuyo cumplimiento se considera esencial para garantizar la representatividad de las muestras:

- a) Ha de ser un sistema selectivo en profundidad.
- b) Debe permitir el muestreo de microorganismos.
- c) No debe alterar el material que se encuentra sobre el de forma que se modifiquen las condiciones naturales del terreno.
- d) Debe obtener muestra de la mayor extensión posible de balsa.
- e) Debe captar un volumen suficiente de muestra para realizar en ella todas las determinaciones físicas, químicas y biológicas que están previstas.
- f) No debe alterar la composición de la muestra por someterla a condiciones anormales o por ponerla en contacto con materiales no inertes.
- g) El equipo necesario para su instalación ha de ser de uso común.
- h) La extracción de la muestra no debe someter a esta a un estrés innecesario y debe poder ser realizada por cualquier operario.

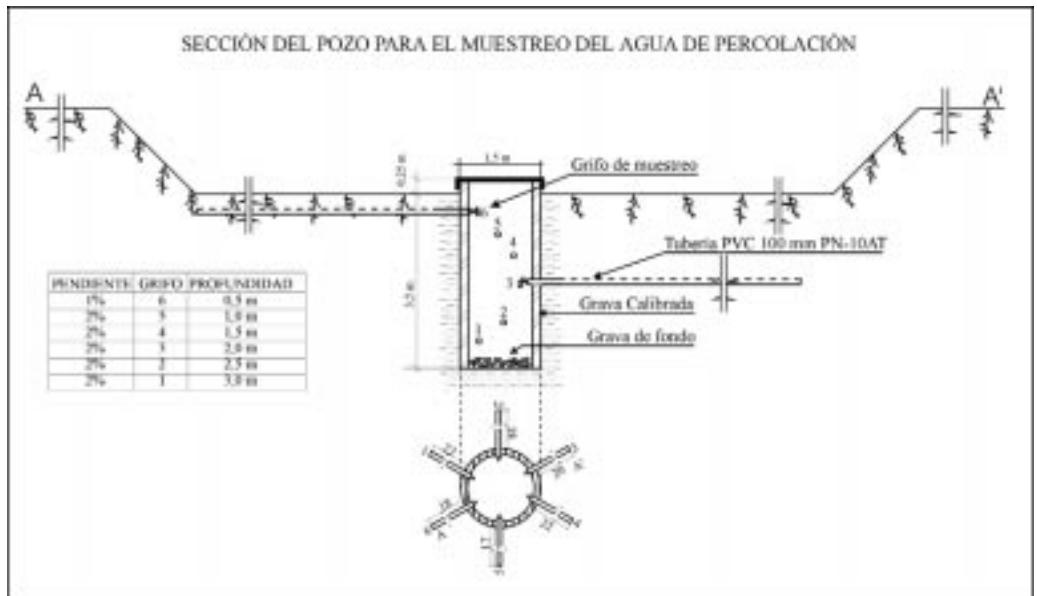


**Foto 7.6** Piezometro de control de la calidad del agua subterránea. Es un sondeo totalmente penetrante en el acuífero entubado en toda su longitud.

Tras un análisis exhaustivo de las posibilidades existentes se ha concluido que el sistema que mejor se adapta a las necesidades y condicionantes del proyecto es el de lisímetros equipados con drenes horizontales, estos consisten en dos pozos de gran diámetro con drenes horizontales.

Los pozos están situados en el centro de las balsas de infiltración. La perforación se ha realizado con una maquina rotativa modelo MAIT HR 110 de vástago telescópico, el detritus es evacuado con la cuchara de la propia máquina. Se han construido dos pozos de 1,5 metros de diámetro y 3 metros de profundidad con seis taladros horizontales, uno cada 50 cm, y dispuestos en estrella, con un ángulo de 60°. Los tubos para el revestimiento son de hormigón, de 80 mm de espesor, 1,500 mm de diámetro, en tramos de 1.000 mm.

Los drenes horizontales se han realizado mediante una máquina de rotación modelo COCHOBA, con inyección de agua a alta presión en circuito cerrado, el consumo de agua es de aproximadamente 50 litros por metro lineal. Cada dren se ha entubado con PVC de 90 mm de diámetro ranurado únicamente en su parte superior, excepto el primer metro, para evitar infiltraciones del agua que percola en el perímetro del pozo. Los drenes tienen una pendiente positiva del 2% para favorecer la toma de muestras, excepto los que están a menor profundidad cuya pendiente es del 1% evitando de esta manera que el tubo pueda aflorar en la balsa de infiltración. En el extremo de cada tubo se ha puesto un tapón provisto de un grifo.



**Figura 7.2** Diagrama de los pozos con drenes horizontales para el muestreo de la solución del suelo.



**Foto 7.7** Vista de los pozos con drenes horizontales, pueden apreciarse en su interior los grifos de muestreo.

En una etapa posterior han sido instaladas dos grupos de seis cápsulas de succión de cerámica porosa a profundidades variables, de 15 cm a 1,8 metros, para completar el muestreo de la solución del suelo

**c) Lecho filtrante.** El lecho filtrante se ha muestreado cada tres meses mediante la apertura manual de catas, se han tomado muestras del primer centímetro, de 1 a 5 cm, 5 a 10 cm, y a partir de este nivel cada 10 cm hasta 60 cm.



**Foto 7.8** Equipo de muestreo de la solución del suelo mediante cápsulas cerámicas de succión.



**Foto 7.9** Toma de muestras del lecho filtrante mediante la apertura manual de catas.

**d) Control del agua residual urbana.** Se toman muestras cada 15 días del agua bruta y del agua en cada una de las balsas

*Parámetros controlados.*

El muestreo de las aguas subterráneas y de la solución del suelo ha sido aproximadamente quincenal, el lecho filtrante se ha muestreado cada tres meses, se dispone además de muestras de los testigos de los sondeos piezométricos, del agua del río Guadahortuna y del agua residual.

Las determinaciones realizadas en el agua han sido: parámetros físico-químicos (pH, T, C.E., sólidos en suspensión, DBO<sub>5</sub>, DQO y turbidez) cationes y aniones mayoritarios (Ca, Mg, Na, K, Cl, HCO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, CO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, SiO<sub>2</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y metales pesados (Fe, Mn, Cr, Al, Hg, Pb, Zn, Cu), en los análisis microbiológicos se han determinado: Coliformes totales, coliformes fecales, clostridios sulfito reductores, aerobios totales y estreptococos fecales.

En el material del lecho filtrante se ha determinado: C.E, materia orgánica, nitrógeno total, pH en agua y en KCl, carbonatos equivalentes, capacidad de cambio y cationes de cambio, sales solubles, densidad aparente, granulometría y caracterización de la fracción arcilla por rayos X.

### **Rendimiento del sistema**

Se presenta de forma esquemática un análisis del rendimiento del sistema a través de la cuantificación de los volúmenes de agua aportados, del aporte neto de carga contaminante y del rendimiento en la eliminación de contaminantes.

A lo largo de la experiencia, se han vertido un total de 82.125 m<sup>3</sup> de agua residual, aproximadamente 20.131 m<sup>3</sup> en cada una de las semibalsas con un promedio de 75 m<sup>3</sup>/día en cada una de ellas.

En la figura 7.3 se presenta un gráfico resumen con el balance de masas de vertido en las balsas de Dehesas

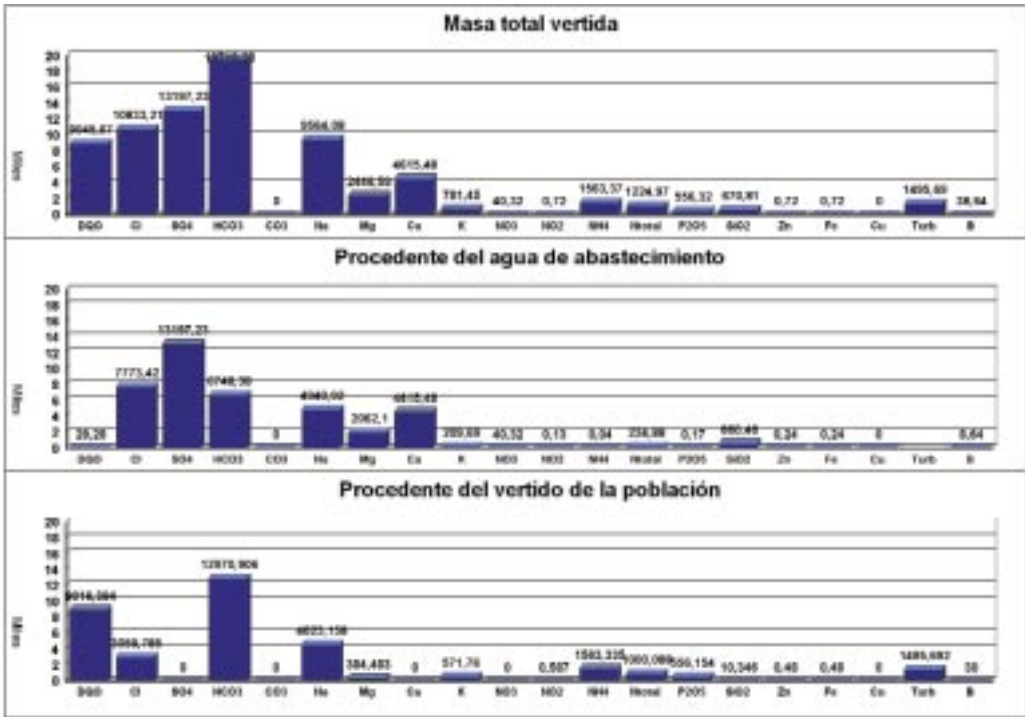


Figura 7.3 Balance de masas (g/m<sup>2</sup>) de la carga vertida en las balsas de Dehesas de Guadix.

El aporte de carga inorgánica, excepto el fósforo y en menor medida el sodio y el cloruro, se debe, en su mayoría, a la composición propia del agua de abastecimiento en origen, además, no sufre una variación significativa en su paso por la red de alcantarillado. La mayor parte del fósforo procede del aporte doméstico pues el agua de abastecimiento contiene una cantidad puramente testimonial de esta especie. El aporte de sodio y cloruros se ve incrementado notablemente y aparece en el agua residual en forma de puntas de corta duración, pues tiene su origen en una pequeña industria chacinera. En cuanto a los indicadores de contaminación orgánica se ha determinados el aporte de DQO y nitrógeno.

En las figuras 7.4 y 7.5 se muestra el rendimiento del sistema respecto a las sustancias disueltas en el agua y la carga bacteriana. Se ha representado el porcentaje de eliminación (cuando el valor es negativo significa que se produce un incremento de la variable). El sistema se muestra especialmente eficaz en la eliminación de la contaminación orgánica.



Las especies más solubles, que no se ven sometidas a procesos redox ni son retenidas por el complejo de cambio o sometidas a degradación bacteriana ven incrementada su concentración.

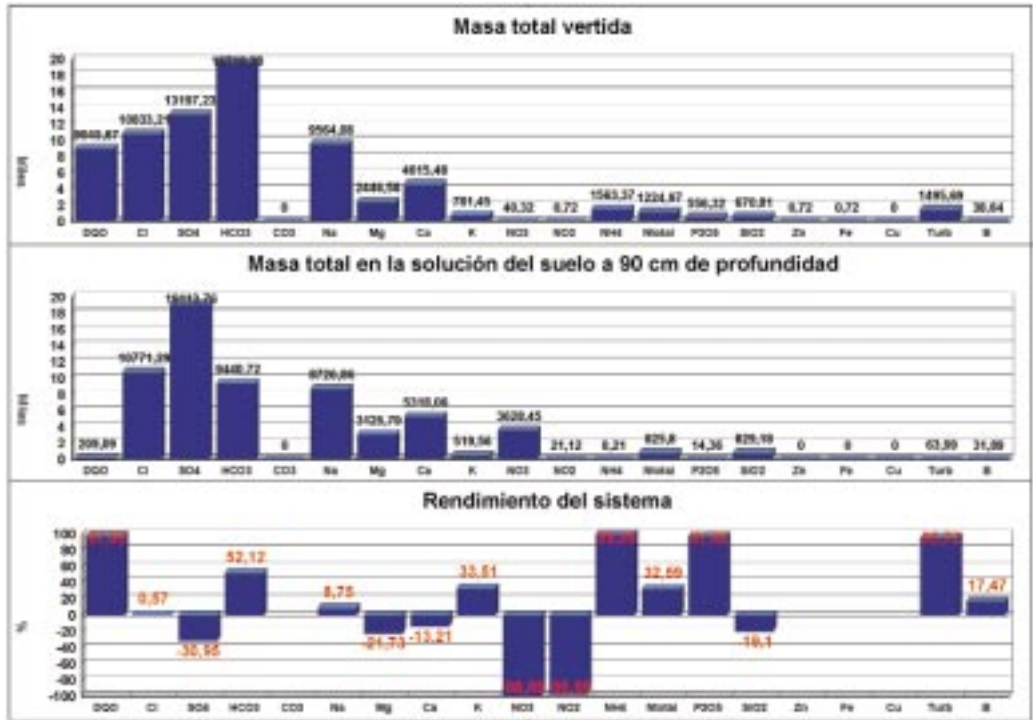


Figura 7.4 Rendimiento del sistema (g/m<sup>2</sup>) en la eliminación de carga disuelta. Los números negativos implican un aumento del contenido.

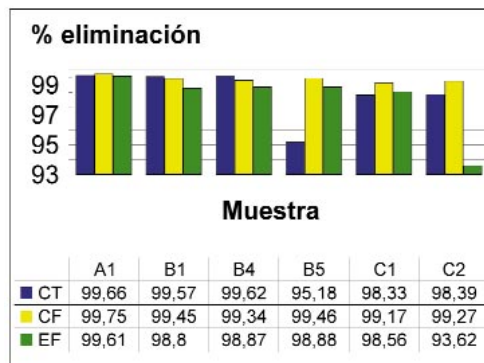


Figura 7.5 Rendimiento en la eliminación de microorganismos en los drenes A1, B1, B4, B5, C1, C2 de los pozos de gran diámetro.



**Foto 7.10** Aspecto de la superficie del lecho filtrante, antes, inmediatamente después y 21 días tras el vertido del agua residual. Las algas que crecen en las primeras etapas de desecado son completamente mineralizadas al final.

## Aspectos ambientales.

La infiltración directa sobre el terreno es, en contra de lo que pudiera parecer, una técnica de muy bajo impacto ambiental, siempre que no se cometan errores de diseño, se mantenga en unas dimensiones reducidas y se tomen las precauciones necesarias para el control del proceso de depuración. En la figura 7.6 se muestra un esquema descriptivo de la metodología empleada para el análisis de impacto ambiental, que se fundamenta en la identificación de las acciones potencialmente impactantes así como de los componentes del medio susceptibles de ser impactados. Estudiando las relaciones causa-efecto entre las acciones y los componentes ambientales se obtienen los posibles impactos que después se pasará a valorar.

La valoración de los impactos requiere de dos pasos previos: cuantificación de la importancia y de la magnitud de los mismos. Después, teniendo en cuenta el peso específico de cada uno de los componentes ambientales en el medio estudiado, junto con los valores obtenidos para el impacto en cada uno de ellos se obtiene el impacto ambiental total sobre cada componente ambiental, así como el impacto total del proyecto en su conjunto. Este último paso permitirá proponer medidas correctoras y preventivas, así como un programa de vigilancia ambiental que garantice el funcionamiento de la instalación sin riesgo de impacto no evaluado.

Acciones del proyecto con capacidad de causar impacto

Se han identificado las siguientes acciones como capaces de producir impacto (se describen separadas para cada una de las fases del diseño):



**Figura 7.6** Metodología de la evaluación del impacto ambiental en las instalaciones de Dehesas.

### **1. Fase de diseño:**

- Ensayos previos para la evaluación de la viabilidad técnica del proyecto.

### **2. Fase de Construcción:**

- Excavaciones y movimientos de tierra: La excavación ha sido necesaria para ganar cota y evitar la necesidad de bombear el agua residual.
- Montaje de los elementos que forman la instalación.
- Acondicionamiento de una zona de vertido de materiales procedentes de la excavación de las balsas de infiltración.

### **3. Fase de funcionamiento:**

- Presencia de la planta depuradora.
- Transporte del ARU, debe hacerse de forma que no existan pérdidas.
- Pretratamiento del ARU.
- Permanencia del ARU en las balsas almacén y decantación.
- El vertido del ARU como parte del proceso de depuración, que puede afectar al agua y al suelo.
- Acumulación y manejo de lodos procedentes de la limpieza de las balsas. Reutilización en la agricultura o su depósito en un vertedero controlado.

### **4. Fase de abandono:**

- Desmantelamiento de la instalación.
- Utilización de una zona de acopio para rellenar las balsas de infiltración.
- Revegetación de todo el área ocupada por el proyecto.

### **5. Fase de estabilización:**

Una vez abandonada la actividad en el suelo quedarán una serie de compuestos aportados por las aguas residuales, que pueden mobilizarse al dejar de verter y variar las condiciones físico-químicas del medio

Componentes de medio susceptibles de ser impactados

Entre los componentes del medio susceptibles de ser impactados destacan:

1. **El aire**, como consecuencia de la puesta en suspensión de partículas durante las fases de construcción y desmantelamiento. El proceso de almacenamiento del agua, el vertido y la depuración pueden además producir olores.
2. **El suelo**, puede variar sus características físicas, químicas, biológicas y microbiológicas. También su calidad para uso agrícola.
3. **El agua superficial y subterránea.**
4. **La vegetación** como consecuencia de las obras y de la revegetación cuando se abandonen las instalaciones.
5. **La fauna**, de forma indirecta como consecuencia de la retirada de la vegetación y la construcción de la planta y de forma directa por la permanencia del ARU en las balsas, algunos animales al intentar beber pueden caer dentro.
6. **El paisaje**, por la propia presencia de la planta.

7. **Los usos del suelo**, la instalación impide el uso tradicional.
8. **La calidad de vida** por la posible proliferación de insectos y olores, especialmente en verano.
9. **El aprovechamiento y la reutilización de los recursos**, tanto del agua depurada que va al acuífero, como de los lodos que se acumulan en las balsas de almacenamiento y de decantación.

A la hora de valorar el impacto ambiental total del proyecto es necesario tener en cuenta la contribución de cada componente ambiental a la situación del entorno objeto de estudio, ya que no todos tienen la misma importancia ambiental. Este peso de cada componente se ha expresado en Unidades de Importancia (UIP), tabla 7.1, asignándole a cada factor un valor que resulta de la distribución de 1000 UIP entre el total de los factores ambientales considerados.

**Tabla 7.1** Unidades de Importancia.

					UIP		
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FÍSICO	MEDIO INERTE	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20		
			TOTAL AIRE				20
			SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	20		
		CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS		20			
		CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA		50			
		TOTAL SUELO				90	
		AGUA	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	195			
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	210			
			CANTIDAD DEL RECURSO SUBTERRÁNEO	80			
		TOTAL AGUA				485	
	<b>TOTAL MEDIO INERTE</b>				<b>595</b>		
	M BIÓTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	50			
		FAUNA	FAUNA	50			
	<b>TOTAL MEDIO BIÓTICO</b>				<b>100</b>		
	M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	20			
	<b>TOTAL MEDIO PERCEPTUAL</b>				<b>20</b>		
	<b>TOTAL MEDIO FÍSICO</b>				<b>715</b>		
MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5			
	M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200			
	M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL RECURSO	80			
<b>TOTAL MEDIO SOCIAL</b>				<b>285</b>			

### Matriz de identificación de impactos

Para estudiar las relaciones causa-efecto de las acciones sobre las componentes ambientales, se ha construido una matriz de Leopold (tabla 7.2), en la que los impactos detectados aparecen en la casilla de cruce entre la actividad impactante y el factor ambiental sobre el cual ésta ejerce su acción.

**Tabla 7.2** Matriz de identificación de impactos.

				ACCIONES DEL PROYECTO																		
				DISEÑO		CONSTRUCCIÓN			FUNDACIONMIENTO			ABANDONO		ESTAS								
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	MEDIO FÍSICO	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA																		
			SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS																		
		AGUA	CONTAMINACIÓN QUÍMICAS																			
			CONTAMINACIÓN MICROBIOL																			
	M BIOTICO	VEGETACIÓN																				
		FAUNA																				
	M PERCEPTUAL	PASAJE																				
		PASAJE																				
	MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO																		
		M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA																		
M. ECON		ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL REC																			

### Valoración de los impactos

#### Calculo de la importancia del impacto.

La importancia del impacto es la relación mediante la cual se mide cualitativamente el impacto ambiental, en función, tanto del grado de incidencia o intensidad de la alteración producida, como de la caracterización del efecto, que responde a su vez a una serie de atributos de tipo cualitativo (Conesa, 1997), en la tabla 7.3 se presenta la importancia calculada para cada uno de los impactos. El cálculo de la importancia del impacto sirve para determinar cuales son las acciones más agresivas y qué factores pueden estar viéndose más afectados por ellas.

Como se puede observar en la tabla 7.3 además se ha calculado la importancia absoluta y relativa por factores y por acciones. A la vista de los valores obtenidos para la importancia relativa se puede afirmar que las acciones más agresivas son la estabilización del sistema, la permanencia del agua en las balsas, la excavación y movimientos de tierra, la presencia de la planta y el vertido del efluente al suelo. De la misma forma los factores más afectados por el desarrollo de la actividad serán el agua superficial y subterránea, los usos del suelo y la calidad de vida.

Analizando los valores de la importancia absoluta se observa que las acciones con valores más altos, el vertido del efluente en el suelo y a la estabilización del sistema, se deben a que la primera acción no es tan agresiva pero impacta sobre un mayor número de factores y la segunda impacta sobre menos factores pero de forma más agresiva (con mayor intensidad). De igual forma, los valores más altos para los factores son los correspondien-

tes a la calidad del agua subterránea debido a la agresividad de las acciones que le impactan, y las características físicas del suelo y la calidad de vida por el número de acciones que impactan sobre ellos.

*Cálculo de la magnitud del impacto.*

Para calcular la magnitud de los impactos se ha elegido un indicador representativo de cada uno de los factores ambientales a valorar. La diferencia entre el valor de este indicador sin proyecto y con proyecto, referido a cada una de las acciones que impactan en él será la magnitud del impacto de cada acción sobre ese factor en cuestión. En la tabla 7.3 aparecen los indicadores utilizados y los valores de la magnitud para los impactos estudiados.

**Tabla 7.3** Cálculo de importancia absoluta y relativa por factores y acciones.

				ACCIONES DEL PROYECTO										TOTAL																					
				DISEÑO		CONSTRUCCIÓN				FUNCIONAMIENTO				ABANDONO		ESTAB		ABSOLUTO	RELATIVO																
				ENSAYOS PREVIOS	ELIMINAC CUBIERTA VEGETAL	EXCAVAC Y MOV TIERRA	MONTAJE OBRAS INGEN E IMPERMEAS	ACONDDO ZONA VERTIDO MATERIALE	PRESENCIA DE LA PLANTA	TRANPORTE DE ARU	PRETRATAMIENTO	PERMANENCIA ARU EN BALSAIS	VERTIDO DEL EFLUENTE AL SUELO	ACUMULACIÓN Y MANEJO DE FAGOS	DESAMTELAMIENTO	ZONA DE ACOPTO PARA RELLENO	REVEGETACIÓN			ESTABILIZACIÓN DEL SISTEMA															
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FÍSICO	MEDIO INERTE	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20													-75	-37,5																
			SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	20		-25	-19												-108	-27														
				CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	20															-25	-66	-33													
		AGUA	CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA	50																-33	-33														
			CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	185																-42	-80	-40													
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERR	210															-52	-104	-52														
			CANTIDAD DE REC SUBTERR	80																18	18														
	M BIOTICO	VEGETACIÓN	50																	-24	-7,67														
		FAUNA	50																	-16	-16														
	M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	20																-21	-41	-29	-91	-30,33											
MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5																-51		-36	-87	-43,5											
	M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200																				-45	-117	-39									
	M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y REUTILIZ DEL REC	80																						43	16	-84	-207	16	-92	-11	-164	-739	59
TOTAL	ABSOLUTO																																		
	RELATIVO																																		

La magnitud nos sirve para valorar cuantitativamente el impacto de una acción sobre un factor determinado pero no podemos comparar los valores de distintas magnitudes porque no están en unidades homogéneas, es decir, son magnitudes inconmensurables. Para poder establecer comparaciones entre magnitudes y determinar que impactos tienen mayor magnitud, se hace necesario pasar de estas unidades heterogéneas a magnitudes en unidades homogéneas o conmensurables, estas unidades son las de calidad ambiental, que varían entre 0 y 1. Para pasar de unidades heterogéneas a unidades homogéneas, para los impactos cuantificables, se han empleado funciones de transformación (Conesa, 1997; Gómez Orea, 1999) y para los no cuantificables se ha recurrido a una valoración subjetiva en función de nuestra experiencia. Los valores en unidades conmensurables o de calidad ambiental aparecen en la tabla 7.4.

**Tabla 7.4** Indicadores y valores de magnitud para los impactos estudiados.

IMPACTO	INDICADOR	UNIDAD	MAGNITUD INCONMENSURABLE			MAGNITUD CONMENSURABLE		
			SIN PROYECTO	CON PROYECTO	NETO	SIN PROYECTO	CON PROYECTO	NETO
1	Pérdida de permeabilidad	%	0	5	5	1	0,98	-0,02
2	Suma ponderada de cada tipo de suelo	%	51,6	20	-31,6	0,68	0,2	-0,48
3	Pérdida de permeabilidad	%	0	10	10	1	0,975	0,025
4	Presencia/Ausencia	adimensional	si	no		1	0	-1
5	Presencia/Ausencia	adimensional	pres	aus temp		1	0,5	-0,5
6	Pérdida de calidad paisajística	%	100	100	0	1	1	0
7	Pérdida de calidad paisajística	%	100	80	-20	1	0,8	-0,2
8	Indicador semicuantitativo del olor	adimensional	1	3	2	1	0,5	-0,5
9	Afección a la calidad de vida	%	0	5	5	1	0,95	-0,05
10	Indicador semicuantitativo del olor	adimensional	1	2,5	1,5	1	0,7	-0,3
11	Pérdida de permeabilidad	%	0	25	25	1	0,8	-0,2
12	CE a 20 cm de profundidad	microS/cm	874	423	-451	1	0	-1
13	Presencia/Ausencia de cont. Fecal	adimensional	no	si		1	0	-1
14	Nivel de nitratos	mg/l	40	56	16	0,2	0	-0,2
15	Nivel de nitratos	mg/l	44	40	-4	0,15	0,2	0,05
16	Variación del nivel piezométrico	%	0	0	0	1	1	0
17	Afección a la calidad de vida	%	0	5	5	1	0,95	-0,05
18	Conductividad Eléctrica	microS/cm	3094	2834	2606	1	1	0
20	Pérdida de permeabilidad	%	0	10	10	1	0,975	-0,025
21	Presencia/Ausencia	adimensional	si	si		1	1	0
22	Presencia/Ausencia	adimensional	pres	aus temp		1	0,5	-0,5
23	Pérdida de calidad paisajística	%	100	90	-10	1	0,9	-0,1
24	Presencia/Ausencia de vegetación	adimensional	si	si		1	1	0
25	Suma ponderada de cada tipo de suelo	%	51,6	100	48,4	0,98	1	0,02
26	CE a 20 cm de profundidad	microS/cm	874	423	-451	1	0	-1
29	Afección a la calidad de vida	%	0	20	20	1	0,8	-0,2

En la magnitud conmensurable, la diferencia de los valores con proyecto y sin proyecto nos da la pérdida, si es negativa, o ganancia, si es positiva, de calidad ambiental al realizar el proyecto con respecto a la situación inicial. Como es apreciable, la "pérdida de calidad ambiental", cuando la hay, es en general bastante reducida, ya que aunque hay algunos casos que denotan una pérdida de calidad ambiental total, ésta es reversible y además dos de los tres impactos en los que esto ocurre son muy puntuales.

Debido a la dificultad de estimación que presentan los impactos 19, 27 y 28, para el cálculo de su magnitud, se ha procedido a no valorarlos y prestarles especial atención en el plan de vigilancia.

#### Valoración de los impactos.

En la tabla 7.5 se presenta la importancia absoluta y la magnitud conmensurable absoluta para cada factor que resultan de la suma de las importancias y las magnitudes respectivamente de los impactos sobre cada uno de los factores ambientales.

En función de ambas se ha obtenido el valor del impacto a que se ve sometido cada factor ambiental utilizando la siguiente función,



$$V_j = (I_j / I_{\max} \times M_j^2)^{1/3}$$

Donde  $V_j$  es el valor del impacto para cada factor,  $I_j$  es la importancia absoluta para el factor,  $I_{\max}$  es el valor más alto de la importancia absoluta y  $M_j$  es el valor de la magnitud total para cada factor.

En función del valor obtenido para los impactos se puede afirmar que los factores que más se ven afectados por esta instalación son las características químicas del suelo y la calidad del aire. Hay que destacar que, al contrario de lo que cabría esperar, el valor del impacto obtenido para la calidad del agua subterránea y superficial, es bastante bajo.

#### *Impacto ambiental total*

Para conocer el impacto total que se produce sobre cada uno de los factores, es necesario no solo tener en cuenta el valor de dicho impacto, sino también la importancia ambiental del factor sobre el que éste se está produciendo en el entorno donde se está desarrollando esta actividad. Para ello hay que tener en cuenta las unidades de importancia calculadas anteriormente para cada factor ambiental, ya que aunque el valor del impacto sea bajo, si el factor sobre el que se produce es muy relevante respecto al conjunto ambiental, el impacto total puede ser más alto que para otro impacto con mayor valor pero que ejerce su acción sobre un factor de escasa importancia.

De esta forma, el impacto total sobre cada uno de los factores viene determinado por el producto entre las unidades de importancia asignadas al factor ( $P_j$ ) y el valor del impacto calculado ( $V_j$ ). (Conesa, 1997).

$$IA_{T \text{ Fact}} = P_j \times V_j$$

Sumando los impactos ambientales totales de los correspondientes factores ambientales se obtienen los impactos ambientales sobre las componentes ambientales, los subsistemas, los sistemas ambientales y el impacto ambiental total.

$$IA_T = \sum_j P_j \times V_j = \sum_j IA_{T \text{ Fact}}$$

Los valores del impacto ambiental total causado por el proyecto deben encontrarse en el intervalo  $-1000$  y  $+1000$  unidades de impacto ambiental, que son las unidades obtenidas a partir de las UIP asignadas a cada factor, teniendo en cuenta el valor del impacto sobre el mismo.

**Tabla 7.5** Valor del impacto para cada componente ambiental en función de su importancia absoluta y su magnitud.

FACTORES AMBIENTALES	$I_j$	$M_j$	$V_j$
Calidad del aire	-75	-0,80	-0,743
Características físicas del suelo	-108	-0,27	-0,407
Características químicas del suelo	-66	-2,00	-1,312
Características microbiológicas del suelo	-33	-1,00	-0,650
Calidad del agua superficial	-38	-0,20	-0,235
Calidad del agua subterránea	-52	0,05	-0,104
Cantidad del recurso subterráneo	18	0,00	0,000
Vegetación	-23	-1,00	-0,581
Fauna	-32	-1,00	-0,649
Paisaje	-91	-0,30	-0,412
Uso del suelo	-87	-0,46	-0,540
Calidad de vida	-117	-0,30	-0,448
Aprovechamiento y reutilización del recurso	43	0,00	0,000

Para calificar los impactos se ha usado el siguiente criterio: los impactos totales que se encuentren entre 0 y 250 serán calificados como compatibles, los que se encuentren entre 250 y 500 como moderados, entre 500 y 750 severos y entre 750 y 1000 críticos (intervalos expresados en valor absoluto).

En la tabla 7.6 se presentan los valores obtenidos para el impacto total por factores, componentes, subsistemas y sistemas.

**Tabla 7.6** Valores de impacto total.

				UIP	VALOR DEL IMPACTO	IMP. AMB. TOTAL	
COMPONENTES AMBIENTALES	MEDIO FISICO	AIRE	CONTAM ATMOSF Y SONORA	20	-0,743	-14,86	
			TOTAL AIRE	20	-0,743	-14,86	
		SUELO	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS	20	-0,407	-8,14	
			CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS	20	-1,312	-26,24	
			CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA	60	-0,656	-32,80	
		TOTAL SUELO	90	-2,375	-67,18		
		AGUA	CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL	196	-0,235	-45,83	
			CALIDAD DEL AGUA SUBTERR	210	-0,104	-21,84	
			CANTIDAD DE REC SUBTERR	60	0	0,00	
		TOTAL AGUA	466	-0,339	-67,67		
	TOTAL MEDIO INERTE	586	-3,457	-149,71			
	M BIOTICO	VEGETACIÓN	VEGETACIÓN	50	-0,581	-29,05	
		FAUNA	FAUNA	60	-0,649	-32,45	
		TOTAL MEDIO BIÓTICO	100	-2,676	-61,50		
	M PERCEPTUAL	PAISAJE	PAISAJE	20	-0,412	-8,24	
	TOTAL MEDIO PERCEPTUAL	20	-0,412	-8,24			
	TOTAL MEDIO FISICO	716	-6,913	-219,45			
	MEDIO SOCIAL	M. RURAL	USOS DEL SUELO	USOS DEL SUELO	5	-0,54	-2,70
		M. SOC-CULT	HUMANO	CALIDAD DE VIDA	200	-0,448	-89,60
		M. ECON	ECON Y POBL	APROVECH Y RSUTILIZ DEL REC	60	0	0,00
TOTAL MEDIO SOCIAL	265	-1,977	-92,30				
TOTAL COMPONENTES AMBIENTALES	1000	-8,89	-311,75				

## Conclusiones

La infiltración directa sobre el terreno es un sistema eficaz para la depuración de aguas residuales urbanas procedentes de pequeñas poblaciones, siempre que no contengan elementos no biodegradables. Desde un punto de vista ambiental se observa que todos los valores de impacto ambiental total son compatibles, y, además, el impacto ambiental total de este tipo de proyectos se encuentra dentro de los moderados o bajos. Los mayores problemas podrían deberse a la afección a la calidad de vida por la proliferación de insectos o la aparición de olores (no se han observado). Tanto el agua superficial como la subterránea podrían verse afectadas por un aumento en la concentración de nitratos a largo plazo, por lo que es precisamente en este aspecto en el que se están centrando las investigaciones.

El efecto sobre el paisaje y los usos del suelo son prácticamente nulos debido a la reducida dimensión de las instalaciones, además, la aptitud agrícola del suelo mejora con la aplicación del agua residual. Hasta la fecha, y después de casi dos años de experiencia, la mayoría de los impactos descritos no se han manifestado por lo que actualmente no se puede hablar de impactos sino de puntos débiles del sistema que se controlan con un buen sistema de vigilancia y la previsión de medidas correctoras en el caso de que estos impactos llegaran a materializarse.

Las elevadas tasas de depuración obtenidas, el hecho de que después de más de dos años de funcionamiento no se observe impacto sobre la calidad del agua subterránea y que los efectos de colmatación del lecho filtrante no hayan modificado la capacidad de infiltración del sistema, permiten, por un lado considerar que el procedimiento es viable en las condiciones estudiadas, abriéndose la posibilidad de prolongar la experiencia con el fin de desarrollar un modelo de comportamiento de estos dispositivos en condiciones de explotación intensiva y de abandono tras un uso prolongado. Por ello se ha abierto una nueva línea de trabajo, a través de la realización de una tesis doctoral, que consiste en el desarrollo de un modelo matemático de flujo y transporte mediante el cual se pretende simular el comportamiento del sistema en diferentes condiciones de explotación y tras su abandono cuando sea preciso.

### **7.2.2 LA EXPERIENCIA DE MAZAGÓN**

A lo largo del año 1993, el ITGE, y el BRGM (Boureau de Recherches Geominieres), llevaron a cabo una experiencia de depuración de aguas residuales urbanas mediante infiltración directa en el terreno (Mottier, 1993; Nieto y Alamy, 1994; Nieto y Brissaud, 1994; Nieto, 1996); el objetivo de esta investigación fue doble: por una parte determinar la capacidad de los materiales empleados como sustrato depurador, por otro, establecer el mejor modo de funcionamiento de una estación de estas características. Además, este trabajo supuso una importante contribución al conocimiento y comprensión de los mecanismos de depuración implicados, la respuesta de la instalación a las cargas hidráulicas aplicadas, la dinámica de la carga contaminante en el transcurso de la percolación así como el flujo de gases en el seno del material filtrante. A pesar de haber empleado materiales de permeabilidad relativamente alta, arenas, se obtuvieron resultados muy alentadores.

Se trató de un ensayo muy diferente al de Dehesas de Guadix, tanto por el tipo de materiales elegidos como lecho filtrante como por el diseño del sistema de infiltración y de control del avance del agua infiltrada a través de la zona no saturada.

Las instalaciones se construyeron a cuatro kilómetros al oeste de la población de Mazagón, sobre el cordón dunar que separa el océano de una laguna. El mar está a unos 300 metros de las instalaciones, la laguna a unos 100 metros. La población que vive en Mazagón es de unos 1000 habitantes de forma fija, en época veraniega pueden llegar a ser 10 veces mayor.

### **Descripción del material del lecho filtrante y del acuífero:**

El material del lecho filtrante se reconoció mediante una serie de sondeos cuyas profundidades variaban entre los 7 y los 32 metros, además de varios perfiles eléctricos. Estaba constituido por unos 30 metros de arenas de duna, sobre un sustrato margoso, muy bien clasificadas y con gran homogeneidad, sobre todo en los 10 primeros metros. El nivel piezométrico se situaba a una profundidad de 6 a 8 metros, con un gradiente hidráulico hacia el mar del 0,5%.

Regionalmente el sistema se asienta sobre la unidad Almonte-Marismas, S.A. nº 27, las transmisividades medidas son del orden de  $10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s, y el coeficiente de almacenamiento de 0,2.

La distribución del agua en las balsas de infiltración se hacía por gravedad aprovechando el desnivel existente.

### **Descripción de las instalaciones:**

La planta ocupa una superficie total de media ha., repartida en dos zonas, la parte alta, que recibe el ARU bruta y contiene las instalaciones de pretratamiento y la parte baja donde se realiza la infiltración controlada.

El pretratamiento consiste en una decantación prolongada precedida de un desbaste con rejilla y desarenador estáticos, con eliminación de flotantes, sobre un caudal de entrada medio de 7 l/s, procedente de un estanque de retención.



**Foto 7.11** Vista de una de las balsas de infiltración en pleno funcionamiento.

Por rebose, el agua pasa del decantador a una balsa de almacenamiento cuya descarga (100 m<sup>3</sup>) ocurre a través de una válvula sifón al alcanzar su nivel máximo. El agua descargada se distribuye por gravedad mediante tuberías de PVC de 160 mm de diámetro y válvulas manuales, llegando a cada una de las 6 balsas de infiltración (que tienen un tamaño de 10 x 20 metros) acopladas de 2 en 2. Cada balsa contiene un pozo de observación donde asoman 5 puntos para muestreo del percolado, a distinto nivel (30, 60, 100, 150 y 200 cm de profundidad). En tres de las balsas hay instalado un sistema de muestreo de gases a esas mismas profundidades.

En una de las balsas se ha dispuesto un sistema para medir la resistividad eléctrica en el primer medio metro de terreno.

Se instalaron 3 piezómetros separados entre sí unos 50 metros, con distancia variable a la balsa más cercana ( 0, 2 y 15 metros respectivamente). Se construyó asimismo una caseta para guardar material e instrumentos.



**Foto 7.12** Vista de las balsas de decantación.

### **Mantenimiento de las instalaciones y muestreos:**

La actividad de la planta ha consistido fundamentalmente en su cuidado y en la toma de datos, el mantenimiento de las instalaciones consistió fundamentalmente en:

- En la fase de pretratamiento: limpieza de la rejilla de desbaste y eliminación de sobrenadantes en el decantador (diario); purga del desarenador (semestral) y eventualmente del decantador.
- En la fase de infiltración: limpieza del ranurado en las tuberías de descarga (diario); horizontalización y rastrillado de la superficie de la balsa, y eliminación de vegetación (según necesidades).

En cuanto a las mediciones realizadas, además de los caudales de agua aplicada, lámina de agua alcanzada, volúmenes recogidos a diferentes profundidades y registro de niveles en los pozos:

- Temperatura, pH, CE, amonio, nitritos, nitratos, DQO y contenido bacteriano.
- Gases y temperatura en 3 balsas junto a los pozos de observación. También se ha medido oxígeno, nitrógeno y dióxido de carbono.

Estas actividades se han realizado de forma sistemática durante seis meses aunque de forma esporádica se llevó un cierto control en las primeras fases del proyecto.

### **Resultado obtenido:**

Las descargas de agua se llevaron a un ritmo de unos 100 m<sup>3</sup>/día sobre dos balsas (250 l/m<sup>2</sup>) excepto en un breve periodo de tiempo que se ensayó una descarga doble.

Se ha observado la aparición de fenómenos de colmatación del lecho que se evitaban completamente rastrillando 2 ó 3 veces por semana

El domo de agua de recarga sobre la superficie freática ha dejado siempre libres al menos 4 metros de zona de aireación.

No ha habido problemas de generación de olores ni han aparecido insectos.

Los rendimientos en la eliminación de la DQO han llegado hasta el 90% en el dren situado a 2 metros, la oxidación del amonio ha llegado a ser del 100% también en el último dren. Estos valores no se alcanzan hasta una semana después de comenzado el vertido debido a la necesidad de que se produzca un proceso de maduración del sistema de depuración.

Al acuífero ha llegado el nitrógeno siempre como nitrato, excepto en el periodo en el que se duplicó la tasa de aplicación de agua, cuando se detectó la aparición de amonio en el agua subterránea.

El análisis de gases ha demostrado que el sistema funciona en aerobiosis produciéndose un rápido descenso de las concentraciones de oxígeno con la profundidad y recuperación tras el periodo de desecado de las balsas, el CO<sub>2</sub> se ha comportado de forma inversa.

El comportamiento frente a la carga bacteriana no ha sido tan eficaz: la reducción observada en el contenido en microorganismos ha alcanzado, en el muestreador situado a 2 metros de profundidad, de 1,2 unidades logarítmicas para los coliformes totales, 1,1 para los fecales y 1,4 para los estreptococos fecales. No obstante las muestras tomadas en los piezómetros muestran siempre ausencia de contaminación bacteriana, salvo cuando se duplicó la carga aplicada.