



Instituto Tecnológico
GeoMinero de España

62015

**RECARGA ARTIFICIAL DE ACUÍFEROS: EVALUACIÓN,
ANÁLISIS Y SEGUIMIENTO DE CONDICIONANTES
TÉCNICOS Y ECONÓMICOS**

**SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
MEDIANTE INFILTRACIÓN DIRECTA SOBRE EL TERRENO,
EXPERIENCIA EN DEHESAS DE GUADIX (GRANADA).**

MEMORIA (Capítulos 7 a 9)

1ª PARTE

Madrid, Julio de 1999.

INDICE

1.- INTRODUCCIÓN Y MARCO LEGAL	1.1
1.1.- Criterios para la selección del método de depuración	1.3
1.1.1.- Descripción de las principales tecnologías blandas para el tratamiento de ARU	1.3
1.1.2.- Selección del método	1.8
1.2.- Aspectos legales	1.13
2.- ANTECEDENTES.	2.1
3.- OBJETIVOS Y PLANIFICACIÓN DEL TRABAJO	3.1
4.- CRITERIOS DE SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN GENERAL DEL EMPLAZAMIENTO DE LAS INSTALACIONES	4.1
4.1.- Criterios de selección del emplazamiento	4.1
4.2.- Contexto geológico e hidrogeológico general y local	4.3
4.2.1.- Contexto general	4.3
4.2.2.- Contexto local	4.5
4.3.- Características del núcleo de población y tratamiento actual de sus aguas residuales	4.8
5.- DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE INFILTRACIÓN	5.2
5.1.- Estudios previos	5.3
5.1.1.- Situación de los puntos de muestreo y ensayo	5.3
5.1.2.- Ensayos de infiltrometría	5.4
5.1.3.- Caracterización textural de la matriz sólida	5.11
5.1.4.- Caracterización de la fracción arcilla	5.14
5.1.5.- Catas descriptivas de investigación	5.18
5.2.- Metodología de dimensionamiento del sistema de balsas	5.19
5.2.1.- Estudio comparativo de los diferentes supuestos de recarga ..	5.19
5.3.- Superficie de balsas y ciclos propuestos	5.32
5.4.- Diseño final y características constructivas del sistema de infiltración ..	5.32
6.- DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE VIGILANCIA Y CONTROL DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y DE LA SOLUCIÓN DEL SUELO	6.1
6.1.- Antecedentes. Criterios de selección del sistema de muestreo del agua subterránea y de la solución del suelo	6.1

6.1.1.- Métodos de campo	6.1
6.1.2.- Métodos de laboratorio	6.4
6.1.3.- Metodología elegida para la obtención de la solución del suelo	6.8
6.1.4.- Sistema de control de la calidad de las aguas subterráneas	6.9
6.2.- Diseño y construcción de los sondeos de control	6.10
6.2.1.- Consideraciones constructivas y de acondicionamiento	6.10
6.2.2.- Descripción litológica de los sondeos	6.11
6.3.- Diseño y construcción de los pozos con drenes horizontales	6.21
7.- RESULTADOS OBTENIDOS	7.1
7.1.- Caracterización de las aguas subterráneas en la zona en estudio	7.2
7.1.1.- Material y métodos	7.2
7.1.2.- Resultados analíticos	7.5
7.1.3.- Conclusiones sobre la caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas de la zona de Dehesas de Guadix	7.12
7.2.- Características del agua del río Guadahortuna	7.13
7.2.1.- Materiales y métodos	7.14
7.2.2.- Resultados analíticos	7.15
7.2.3.- Conclusiones sobre la caracterización hidroquímica de las aguas del río Guadahortuna	7.22
7.3.- Características químicas de las aguas residuales urbanas de Dehesas de Guadix	7.24
7.3.1.- Material y métodos	7.26
7.3.2.- Aguas residuales urbanas. Resultados analíticos	7.27
7.3.3.- Impacto de los vertidos líquidos de la población de Dehesas en la composición de las aguas de abastecimiento	7.36
7.3.4.- Evolución de las aguas residuales en las balsas almacén y de decantación	7.39
7.3.5.- Conclusiones acerca de las características de las ARU de Dehesas de Guadix y de su evolución en las balsas de decantación y almacén	7.48
7.4.- Evolución de la composición de la solución del suelo	7.51
7.4.1.- Material y métodos	7.52
7.4.2.- Resultados analíticos	7.53
7.4.3.- Conclusiones acerca de la composición y evolución de la solución del suelo	7.80

7.5.- Evolución de la composición de las aguas subterráneas	7.83
7.5.1.- Material y métodos	7.83
7.5.2.- Resultados analíticos	7.85
7.5.3.- Conclusiones acerca de la evolución de la composición de las aguas subterráneas	7.113
7.6.- Evolución de los indicadores de contaminación microbiológica en las aguas subterráneas y en la solución del suelo	7.114
7.6.1.- Materiales y métodos	7.114
7.6.2.- Resultados analíticos	7.118
7.6.3.- Conclusiones sobre la caracterización microbiológica del proceso de infiltración	7.126
7.7.- Evolución de las características fisico-químicas del lecho filtrante	7.127
7.7.1.- Material y métodos	7.127
7.7.2.- Resultados analíticos	7.138
7.7.3.- Conclusiones acerca de la evolución del lecho filtrante	7.169
7.8.- Rendimiento del sistema	7.172
7.8.1.- Volúmenes de agua residual infiltrados	7.172
7.8.2.- Aporte neto de carga contaminante	7.173
7.8.3.- Rendimiento del proceso de depuración	7.175
8.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES	8.1
9.- BIBLIOGRAFÍA	9.1
10.- DOSIER FOTOGRÁFICO.	
11.- ANEXOS	
1.- Fichas de inventario.	
2.- Análisis granulométrico y de rayos X de suelos.	
3.- Análisis granulométrico del sondeo nº 4.	
4.- Columnas litológicas de los sondeos de control.	
5.- Calendario de muestreo y descarga de ARU.	
6.- Curvas de infiltrometría.	
7.- Catas descriptivas.	
8.- Listado de análisis de aguas y cálculos.	

CAPÍTULO 7
RESULTADOS OBTENIDOS

7.- RESULTADOS OBTENIDOS.

Se presentan y discuten en este apartado los resultados obtenidos en el proceso de tratamiento suelo-agua. La exposición se ha estructurado siguiendo el trayecto que sigue el agua desde su vertido en la red de saneamiento hasta su incorporación al acuífero.

En primer lugar se muestran las características de las aguas subterráneas antes de comenzar los ensayos, posteriormente se estudia el agua residual bruta y el efecto que su permanencia en las balsas de decantación y almacén tienen sobre su composición.

En un tercer apartado se presenta la evolución del lecho filtrante, para posteriormente analizar los resultados referidos a la solución del suelo y las aguas subterráneas. En un último apartado se discuten los resultados desde el punto de vista del rendimiento del sistema como depurador.

7.1.- CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN LA ZONA EN ESTUDIO.

7.1.1.- Material y métodos.

Previo al comienzo de la puesta en explotación del sistema de balsas de infiltración, se han realizado una serie de campañas de muestreo de las aguas subterráneas en el entorno de la zona en la que se ubicarán las instalaciones. En dichas campañas se han muestreado, además de los sondeos de control contruidos específicamente para este proyecto (S1 a S5), los sondeos P1, P2, P5 y P6; correspondiendo el sondeo P5 al abastecimiento a la población de Dehesas y los sondeos P1, P2 y P6 a explotaciones agrícolas que emplean el agua subterránea para riego.

La metodología seguida para la recogida, transporte y conservación de las muestras se basa en las recomendaciones de la publicación del ITGE titulada: *“Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico”* (ITGE, 1997).

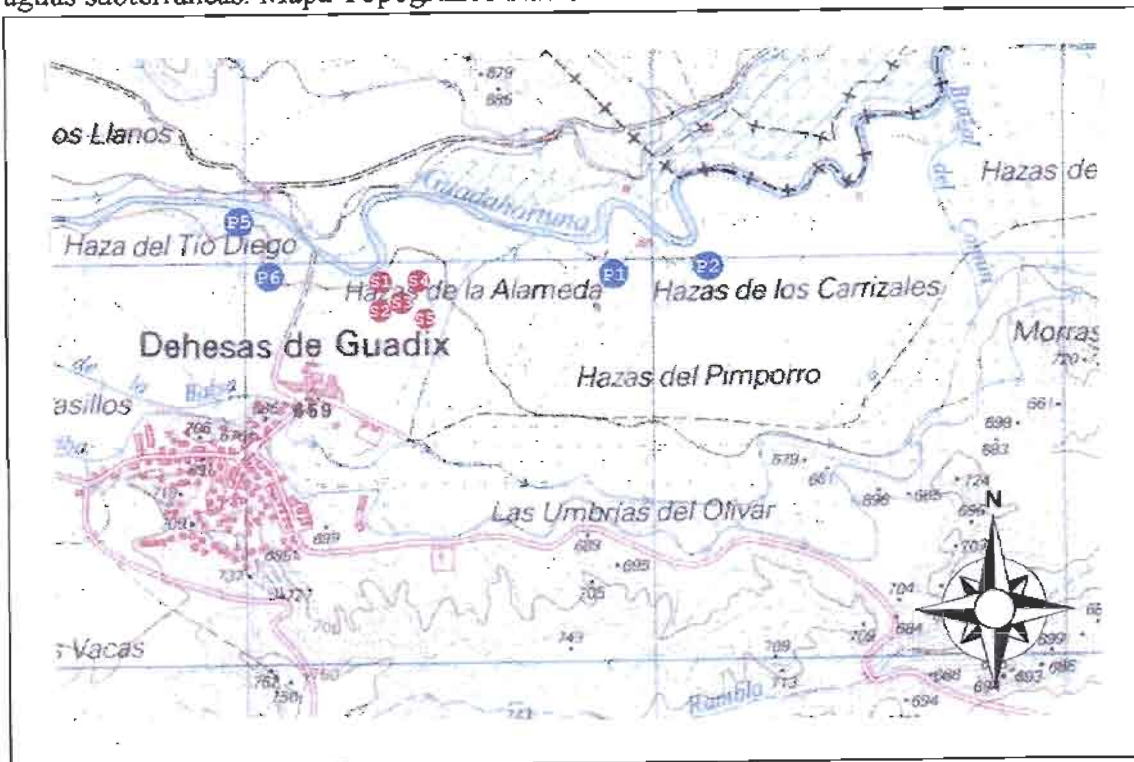
En la tabla 7.1 se presenta la correspondencia entre la nomenclatura con la que se nombran las captaciones controladas y los número de inventario ITGE (ver el anexo 1, fichas de inventario de puntos de agua).

Tabla 7.1.- Correspondencia de nomenclatura de las captaciones de control.

	ITGE		ITGE
S1	2139-2-0022	P1	2139-2-0029
S2	2139-2-0023	P2	2139-2-0013
S3	2139-2-0024	P5	2139-2-0002
S4	2139-2-0025	P6	2139-2-0015
S5	2139-2-0026		

En la figura 7.1 se muestra, sobre el plano topográfico 1:25.000 la localización de los diversos puntos controlados. Como se puede observar se ha muestreado tanto aguas arriba de las instalaciones como aguas abajo, aunque como se verá mas adelante, las aguas del acuífero, al menos a la escala de trabajo, presentan una composición muy homogénea.

Figura 7.1.- Situación de los puntos de muestreo de la campaña de caracterización de las aguas subterráneas. Mapa Topográfico Nacional. Escala: 1:25.000 971-I



Los métodos analíticos empleados para hacer las determinaciones en las muestras de agua limpia (río y sondeos piezométricos) han sido los siguientes:

- **Conductividad eléctrica:** Electrometría. PTE-AG-001.
- **pH:** Electrometría. PTE-AG-002.
- **DQO (oxidabilidad):** Ebullición en medio ácido y valoración con MnO_4K . PTE-AG-004.
- **Ca:** Según concentración: Espectrofotometría de Absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Volumetría.
- **Mg:** Según concentración: Espectrometría de Absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Complexometría.
- **Na y K:** Espectrometría de Emisión Atómica. PTE-AG-007.
- **HCO₃:** Según concentración: Espectrofotometría de Absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Volumetría.
- **CO₃:** Volumetría.
- **SO₄:** Según concentración: Espectrometría de Absorción. Autoanalizador de flujo continuo. Gravimetría.
- **Cl, Si, PO₄, SiO₂, NO₃, NO₂, NH₄:** Espectrofotometría de Absorción. Autoanalizador de flujo continuo.
- **Cu y Zn:** Espectrofotometría de Absorción Atómica. PTE-AG-008
- **Fe y Mn:** Espectrofotometría de Absorción Atómica. PTE-AG-022
- **Hg:** Espectrofotometría de Absorción Atómica. PTE-AG-009.
- **Pb:** Espectrofotometría de Absorción Atómica. PTE-AG-022.
- **Cr:** Espectrometría de Emisión Plasma de acoplamiento inducido (ICP/AES).
- **Cd:** Espectrometría de Emisión Plasma de acoplamiento inducido (ICP/AES).

Los métodos empleados para el análisis de aguas residuales y contaminadas han sido:

- **Ca, Mg, Na, K, Zn y Cd:** Método por absorción atómica según EPA serie 200.
- **pH:** método electrométrico según EPA 150.1.
- **Conductividad eléctrica:** método electrométrico según EPA 120.1.

- **DQO:** Método espectrofotométrico según ASTM D1252-88
- **DBO₅:** método de incubación 5 días a 20 °C, según EPA 405.1.
- **Sólidos en suspensión:** Método gravimétrico según EPA 160.5.
- **Cl:** método tritimétrico según EPA 325.3.
- **SO₄:** método espectrofotométrico según EPA 375.2.
- **NO₃:** método espectrofotométrico según EPA 352.1.
- **NO₂:** método espectrofotométrico según EPA 354.1.
- **CO₃:** método tritimétrico según Rodier.
- **HCO₃:** método tritimétrico según Rodier.
- **NH₄:** método espectrofotométrico según EPA 350.1.
- **SiO₂:** método espectrofotométrico según EPA 370.1
- **Turbidez:** método nefelométrico, según EPA 180.1.
- **COT:** método APHA 5310 B.
- **Sólidos en suspensión orgánicos e inorgánicos:** método gravimétrico, según EPA 160.4.
- **Sólidos no decantables:** Método gravimétrico según EPA 160.1.

7.1.2.- Resultados analíticos.

En la tabla 7.2 se muestran los resultados analíticos¹ de los nueve puntos controlados. Antes de pasar a la interpretación de los resultados, conviene realizar algunas puntualizaciones: así, los sondeos P1, P2, P5 y P6 son captaciones construidas hace algún tiempo y en funcionamiento en la actualidad, por tanto se bombean regularmente, mientras que S1 a S5 son los piezómetros de control de pequeño diámetro construidos "ex profeso" para este proyecto, y al realizarse la toma de muestras mediante una botella lastrada, no se produce en ellos una circulación del agua tan intensa como en los anteriores, de forma que no es posible vaciar el sondeo antes de tomar la muestra.

¹ Se presentan los datos correspondientes a la campaña realizada el 20-1-1998 pues es esta en la que han sido muestreados más puntos.

En la tabla 7.3 se presenta el cálculo del error analítico tipo α (balance iónico) empleado para comprobar la bondad de los análisis realizados. Este error (disbalance de cargas) se mantiene siempre por debajo del 7%, y en la mayoría de las ocasiones por debajo del 5%, por lo que, desde este punto de vista, los análisis pueden considerarse como correctamente realizados.

Se trata de aguas de fuerte mineralización, atribuible a la influencia de los materiales evaporíticos del sustrato. Su residuo seco varía entre 1.416 mg/L en la muestra menos mineralizada, P5, y 2.096 mg/L en la más mineralizada, S3. Las conductividades eléctricas superan normalmente los 2.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ llegando en el caso del sondeo P2 a los 3.533 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los pH se encuentran en todos los casos por encima de la neutralidad, aunque sin llegar a ser alcalinos. En los sondeos P1 a P6 el margen de variación es muy estrecho, entre 7,4 y 7,6 unidades, mientras que en los sondeos S1 a S5 el rango es algo mayor, entre 7,1 y 7,7 unidades.

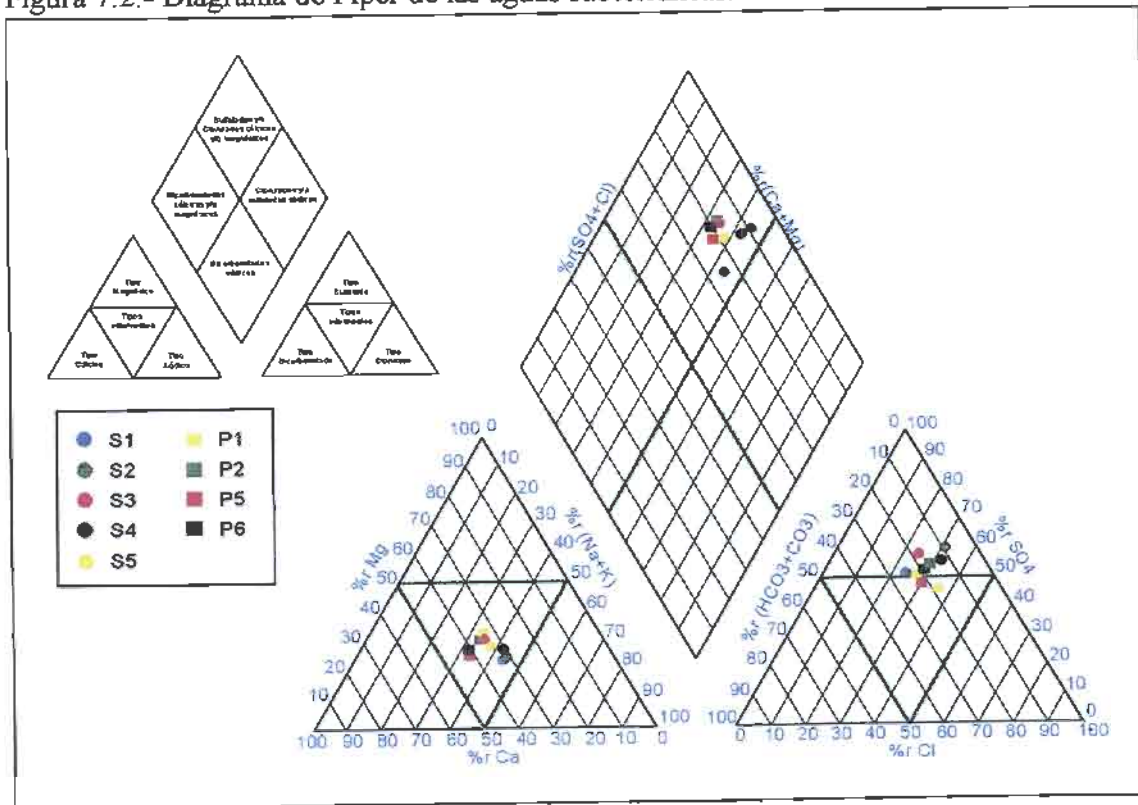
Tabla 7.2.- Caracterización de las aguas subterráneas. Datos generales.

	DQO	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca
P1	14,6	292	760	422	0	47	259	130	210
P2	16,3	346	872	352	0	48	254	130	260
P5	2	217	496	300	0	52	178	74	190
P6	12,2	286	728	348	0	50	220	125	220
S1	17,9	220	588	350	0	23	264	77	155
S2	14,6	280	736	146	0	3	280	80	155
S3	12,2	316	932	360	0	44	300	140	240
S4	11,4	310	748	228	0	9	283	100	175
S5	13	326	832	366	0	32	290	120	225

	K	pH	Con	R S	NO2	NH4	P2O5	SiO2
P1	11	7,5	2963	1910	0	0	0	22,3
P2	11	7,4	3533	2053	0	0	0	29,6
P5	9	7,6	1873	1416	0	0	0	24,6
P6	9	7,4	3063	1846	0,06	0	0	31,7
S1	21	7,3	2493	1564	0,17	0	0,52	29
S2	13	7,1	2593	1644	0	0	0	25,5
S3	10	7,6	3313	2096	0	0	0	29,6
S4	20	7,7	2753	1780	2,48	0	0	26,1
S5	12	7,4	3323	2047	0	0	0	30,5

Todos los resultados están expresado en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 7.2.- Diagrama de Piper de las aguas subterráneas.



En la figura 7.2 se han representado mediante un diagrama de Piper las facies características. Como se puede observar, y cabía de esperar dada la procedencia de las aguas analizadas, la facies catiónica es muy equilibrada, produciéndose un cierto predominio del calcio sobre el magnesio y de estos sobre la suma de sodio + potasio, aunque no de forma clara. Es importante recalcar que el contenido en sodio es relativamente elevado lo que podría ser un problema desde el punto de vista del empleo del agua para riego o de la gestión de suelos, pero al ser la relación $(Ca+Mg)/Na$ muy favorable a los cationes divalentes el efecto de ion alcalino se ve contrarrestado y el problema no es relevante. En cualquier caso, en la tabla 7.4 se presentan los índices agrícolas que se comentarán más adelante y demuestran este hecho.

Por su parte, las facies aniónicas son también equilibradas, aunque en este caso si se aprecia un claro predominio de un ion, el sulfato, sobre el resto, dando lugar a las facies que predominan en las aguas subterráneas del área en estudio: sulfatadas bicarbonatadas.

Destaca el contenido elevado en nitratos. La procedencia de este ion se encuentra en el empleo de abonos agrícolas en exceso y ocasionalmente en la infiltración del agua del río. En alguno de los sondeos, como es el caso de P5, llega a sobrepasarse el límite establecido en la RTS para aguas de consumo (50 mg/L). Este dato reviste una especial importancia, pues muestra la vulnerabilidad de un acuífero, que se encuentra afectado por la actividad antrópica establecida sobre su superficie. El sondeo P5 que es el de abastecimiento a la población de Dehesas, dada la proximidad al río, seguramente está provocando un flujo inducido de este hacia el acuífero aluvial que ha de ser tenido en cuenta. La ausencia de fósforo o de formas reducidas de nitrógeno es síntoma de que, a pesar de todo, los procesos de depuración en la zona no saturada son suficientemente intensos para garantizar una calidad aceptable del agua.

El contenido en fósforo se encuentra, como corresponde a aguas subterráneas que atraviesan formaciones de naturaleza caliza, bajo el límite de detección. La pequeña cantidad detectada en el sondeo S1, tiene su origen en la contaminación producida durante su construcción pues se han empleado polifosfatos como aditivos de perforación, no teniendo ningún otro significado.

En la tabla 7.3 se presentan los principales parámetros calculado, entre ellos, los índices de D'Amore, el icb, la dureza y la suma total de aniones y cationes expresados en meq.

Tabla 7.3.- Caracterización de las aguas subterráneas. Parámetros calculados.

				Índices de D'Amore.								
	Cationes	Aniones	Error	A	B	C	D	E	F	icb	icb(-)	Dureza (°)
P1	32,7	31,7	3,1	-28,1	15,4	8,4	1,7	42,9	-3,2	-0,4	-0,14	1066
P2	35,0	34,4	1,5	-35,9	21,1	3,2	1,01	50,8	4,7	-0,1	-0,06	1191
P5	23,5	22,2	5,8	-24,3	13,6	5,3	7,1	43,9	6,4	-0,3	-0,12	783
P6	31,1	29,7	4,3	-31,7	20,1	3,6	-2,3	49,2	3,7	-0,2	-0,08	1070
S1	26,1	24,5	6,1	-26,4	5,8	18,7	19,7	30,5	-16,4	-0,9	-0,3	708
S2	26,8	25,6	4,4	-50,3	14,3	14,6	20,8	44,1	-17,8	-0,5	-0,2	720
S3	36,8	34,9	5,2	-38,6	20,1	9,9	4,1	46,9	-3,6	-0,4	-0,1	1183
S4	29,7	28,2	5,4	-41,9	13,8	10,3	13,7	43,7	-13,7	-0,4	-0,2	854
S5	34,0	33,0	2,9	-34,2	15,3	9,2	8,1	43,9	-4,9	-0,4	-0,1	1062

mg/l de CaCO₃

El elevado contenido en calcio y magnesio hace que la dureza, expresada en mg/L de CaCO₃, sea muy elevada, variando entre un mínimo de 708 mg/L de CaCO₃ en el sondeo P5 y un máximo de 1.191 mg/L de CaCO₃ en el sondeo P2. En general los valores encontrados varían poco de unos sondeos a otros.

Tabla 7.4.- Índices de calidad agrícola.

C			S			%Na	CSR		RCa	RMg	Normas Scott	
P1	C3	Alto	3,5	S1	Bajo	35,3	6,7	Inadec.	0,3	50,5	7,0	Tolerable
P2	C4	Muy alto	3,2	S1	Bajo	32,4	8,1	Inadec.	0,4	45,2	5,9	Mediocre
P5	C3	Alto	2,8	S1	Bajo	33,9	8,3	Inadec.	0,4	39,1	9,4	Tolerable
P6	C4	Muy alto	2,9	S1	Bajo	31,6	6,4	Inadec.	0,4	48,4	7,1	Tolerable
S1	C3	Alto	4,3	S1	Bajo	46,1	7,1	Inadec.	0,3	45,0	7,9	Tolerable
S2	C3	Alto	4,6	S1	Bajo	46,6	3,5	Inadec.	0,3	46,0	6,5	Tolerable
S3	C4	Muy alto	3,8	S1	Bajo	36,2	6,3	Inadec.	0,3	49,0	6,5	Tolerable
S4	C3	Alto	4,2	S1	Bajo	43,1	4,2	Inadec.	0,3	48,5	6,6	Tolerable
S5	C4	Muy alto	3,9	S1	Bajo	38,0	7,3	Inadec.	0,3	46,8	6,3	Tolerable

Los índices de D'Amore no presentan una distribución clara. El índice A es negativo lo que corresponde a un predominio de sulfatos sobre carbonatos. Esto unido a un índice B positivo, que es característico de aguas enriquecidas en sulfatos al circular a través de terrenos evaporíticos, hace sospechar la influencia de formaciones yesíferas, probablemente de edad miocena, que en cierta medida enmascaran la influencia de los materiales margosos que harían que dicho índice tomara valores negativos.

Las relaciones iónicas, se han calculado todas las de uso frecuente aunque solo se comentan las que tienen algún significado, se presentan en la tabla 7.5. La relación Mg/Ca, que en las aguas continentales varía frecuentemente entre 0,3 y 1,5, toma valores en general próximos a 1, pues el material calizo dominante es de tipo dolomítico. La relación K/Na toma valores entre 0,02 y 0,04 que se encuentra dentro de lo normal. La elevada capacidad de cambio iónico de las arcillas del medio deben estar retirando de forma selectiva sodio y potasio.

La conductividad eléctrica es elevada por lo que el índice C oscila entre alto y muy alto. Todas las aguas pertenecen al grupo C3 o C4 lo cual desaconseja su empleo si no es en el caso de

sistemas bien drenados, con un riego suficiente para favorecer el lavado de las sales del suelo y empleando cultivos que no sean sensibles al exceso de sales.

Tabla 7.5.- Relaciones iónicas.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
P1	0,66	0,33	0,73	0,71	1,51	0,75	1,07	1,09	1,02	1,19	0,02	1,08	0,53	1,92
P2	0,44	0,24	0,88	0,86	1,40	0,77	1,01	1,15	0,82	1,69	0,03	0,85	0,47	1,86
P5	0,52	0,32	0,79	0,77	1,09	0,66	0,98	0,94	0,64	1,24	0,03	0,82	0,50	1,69
P6	0,52	0,27	0,84	0,82	1,38	0,71	0,98	1,12	0,94	1,41	0,02	0,87	0,45	1,88
S1	0,74	0,41	0,54	0,52	1,58	0,87	1,28	0,93	0,82	1,08	0,05	1,48	0,82	1,97
S2	0,31	0,17	0,65	0,63	1,98	1,07	1,24	1,15	0,85	3,30	0,03	1,57	0,85	1,94
S3	0,49	0,25	0,68	0,67	1,62	0,83	1,08	1,12	0,96	1,51	0,02	1,09	0,56	2,18
S4	0,43	0,22	0,71	0,68	1,78	0,92	1,14	1,13	0,94	2,34	0,04	1,41	0,73	1,78
S5	0,53	0,28	0,73	0,71	1,54	0,82	1,11	1,10	0,88	1,53	0,02	1,12	0,60	1,88
1: CO ₃ + HCO ₃ /Ca 2: CO ₃ +HCO ₃ /Ca+Mg 3: Cl/Na 4: Cl/Na+K 5: SO ₄ /Ca														
6: SO ₄ /Ca+Mg 7: CO ₃ +HCO ₃ +SO ₄ /Ca+Mg 8: Cl+SO ₄ /Na+K+Ca 9: Mg/Ca														
10: Cl/HCO ₃ 11: K/Na 12: Na/K 13: Na/Ca+Mg 14: SO ₄ /Cl														

Sin embargo, a pesar del elevado contenido en sodio, todas las muestras presentan un índice S inferior a 5 unidades, encontrándose dentro del grupo denominado S1, para el cual se considera que no existe riesgo de alcalinización. En base al criterio de H. Greene (H. Greene en Canovas, 1986) se trata de un agua de buena calidad, pues el sodio está compensado suficientemente con los cationes divalentes.

El carbonato sódico residual es, según Eaton (Eaton en Canovas, 1986) elevado, lo cual trae consigo el peligro de formación de depósitos de carbonato cálcico en sistemas de riego, la elevación de la relación de sodio por este mismo fenómeno también ha de ser considerada. La relación de Calcio y de Magnesio se encuentran dentro de los límites tolerables. En la última columna de la tabla se presenta la clasificación de las aguas de riego según Scott (Scott, en Canovas, 1986), se trata, según este criterio, de aguas tolerables para el cultivo siempre que se tomen precauciones para impedir acumulación de sales, en general mediante riegos abundantes, excepto en suelos sueltos con drenaje libre.

Por último, en la tabla 7.6 se presenta el resultado de calcular los índices de saturación respecto

a los principales minerales presentes en la formación acuífera, las sales más solubles como la halita, el yeso o la anhidrita se encuentran muy por debajo del límite de saturación. Los minerales carbonatados: dolomita, calcita y aragonito están saturando de forma que no es previsible que manteniéndose el pH se continúe la disolución de la matriz sólida carbonatada, al contrario, es posible la formación de depósitos calcáreos por precipitación de carbonatos a partir de la disolución. Las formas amorfas de sílice, silicagel y SiO₂ amorfo están bajo el límite de saturación, no así el cuarzo y calcedonia.

Tabla 7.6.- Índices de saturación (IS) de los principales minerales de la formación.

	P1	P2	P5	P6	S1	S2	S3	S4	S5
FI ^(*) (x 10e ⁻²)	4,12	4,451	3,006	3,937	3,244	3,402	4,566	3,723	4,273
Anhidrita	-0,91	-0,79	-1,04	-0,90	-1,07	-0,99	-0,80	-0,96	-0,85
Aragonito	0,44	0,34	0,42	0,29	0,08	-0,52	0,50	0,31	0,30
Calcita	0,59	0,49	0,57	0,44	0,23	-0,37	0,65	0,46	0,45
Calcedonia	0,21	0,33	0,25	0,36	0,32	0,27	0,33	0,27	0,34
CO ₂	-1,99	-1,97	-2,22	-1,97	-1,85	-2,03	-2,16	-2,45	-1,95
Dolomita	1,23	0,94	0,98	0,89	0,40	-0,77	1,23	0,93	0,89
Yeso	-0,67	-0,55	-0,80	-0,66	-0,83	-0,75	-0,56	-0,72	-0,61
Halita	-5,76	-5,70	-6,04	-5,84	-5,86	-5,74	-5,67	-5,69	-5,67
Magnesita	0,08	-0,11	-0,15	-0,11	-0,38	-0,96	0,12	-0,09	-0,12
Cuarzo	0,66	0,78	0,70	0,81	0,77	0,72	0,78	0,73	0,80
SilicaGel	-0,33	-0,21	-0,29	-0,18	-0,22	-0,27	-0,21	-0,26	-0,19
SiO ₂	-0,66	-0,53	-0,62	-0,50	-0,54	-0,60	-0,53	-0,59	-0,52
Hidroxiap.					0,22				

(*) FI = Fuerza iónica.

7.1.3.- Conclusiones sobre la caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas de la zona de Dehesas de Guadix.

Las aguas subterráneas del acuífero de Dehesas son la fuente de abastecimiento a la población y por tanto su composición determina la del agua residual. Su facies característica catiónica es equilibrada, de tipo intermedio, cálcico-magnésico-sódicas. La facies aniónica es menos equilibrada, sulfatada bicarbonatada.

Son aguas de elevada dureza y fuerte mineralización y por tanto de notable conductividad eléctrica. El pH se sitúa ligeramente sobre la neutralidad, en los alrededores de 7,5 unidades.

El contenido en nitratos es elevado, en algunas ocasiones en el límite de los 50 mg/L, pero no se detecta la presencia de nitritos ni de amonio. No se aprecia la presencia de compuestos de fósforo en disolución.

Los índices de D'Amore se corresponden con aguas en contacto con materiales margo-calizos y evaporíticos, yesos, que confieren al agua su mineralización característica.

Desde el punto de vista de su empleo en la agricultura como agua de riego, las muestras analizadas se mueven en el entorno de los tipos C3-C4, es decir de elevada conductividad eléctrica y por tanto de uso limitado, sin embargo, el elevado contenido en calcio y magnesio trae consigo que el índice S tome siempre el valor S1, no habiendo por tanto peligro de alcalinización del suelo. El carbonato sódico residual es según el criterio de Eaton elevado, esto se ve confirmado claramente por la notable saturación que presentan los minerales carbonatados, los minerales más solubles como yeso o halita están aún fuertemente desaturados pudiendo ser disueltos activamente. Existe peligro de precipitación de carbonato cálcico.

Desde el punto de vista de su infiltración sobre el terreno destaca el contenido elevado en sodio, aunque suficientemente compensado con los cationes divalentes, y el estado de saturación de los minerales carbonatados que en ciertas condiciones podrían precipitar dando lugar a la aparición de costras calizas.

7.2.- CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS DEL RÍO GUADAHORTUNA.

El río Guadahortuna es un curso de agua de carácter discontinuo, solo lleva agua en época de lluvias durante algunos meses, o toda la temporada en años especialmente lluviosos como en 1997, que ha permitido que se mantuviera circulando hasta agosto de 1999.

Figura 7.3.- Río Guadahortuna a su paso por Dehesas de Guadix.



El río Guadahortuna se encuentra colgado sobre el acuífero, en la zona de Dehesas de Guadix, como promedio entre 3 y 5 metros sobre el nivel piezométrico. Es por tanto de vital importancia controlar la composición de su agua antes y después de pasar por la población con el fin de comprobar si los vertidos urbanos tienen alguna influencia sobre la composición de sus aguas y de esta forma establecer si el río puede llegar a contaminar el acuífero subyacente.

Puesto que en principio no se hacen vertidos directos al río, este estudio permitirá determinar la posible influencia del filtro verde sobre este.

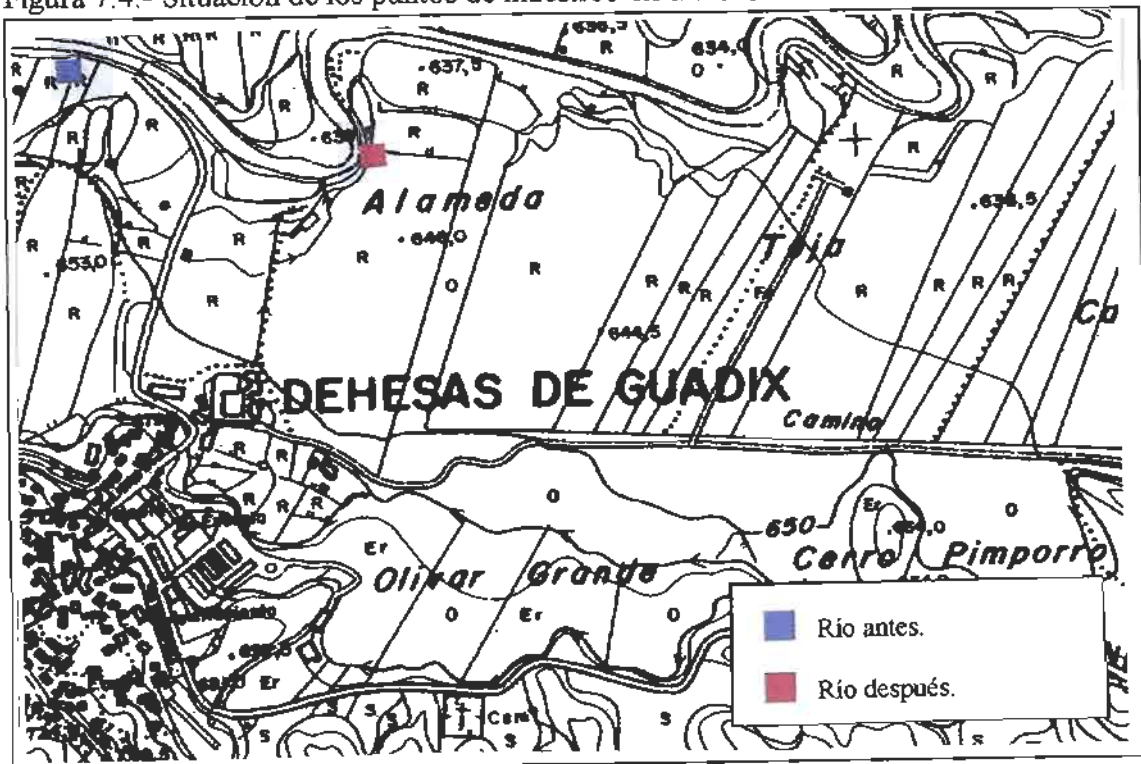
7.2.1.- Materiales y métodos.

Se han tomado muestras del río en dos puntos, uno a la altura del sondeo P5 a partir del cual se abastece la población de Dehesas y otro unos metros después de pasar el filtro verde. En el plano de la la figura 7.4 se ha señalado convenientemente la situación de estos puntos.

El periodo de muestreo coincide con el de la experiencia de recarga. La muestra de mayo de 1999 no ha podido tomarse pues ya iba seco el cauce.

La metodología de toma de muestra, transporte y conservación de la misma coincide en todo con lo expuesto en el apartado 7.1.

Figura 7.4.- Situación de los puntos de muestreo en el río Guadahortuna.



7.2.2.- Resultados analíticos.

En la tabla 7.7 se presentan los resultados analíticos de las aguas del río Guadahortuna a lo largo de siete meses de muestreo. La composición se presenta bastante constante a lo largo del periodo de control, manteniendo la facies sulfatada cálcica y pH ligeramente alcalino, sobre las 8 unidades en todas las muestras salvo la primera así como concentraciones estables de todos los parámetros medidos.

Tabla 7.7.- Composición de las aguas del río Guadahortuna antes de la población de Dehesas de Guadix.

F_Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH
27/09/98	1,9					122	219	255	0	40	80	42	115	6	7,7
14/10/98	3,9					118	207	218	3	36	70	38	104	5	8,3
28/10/98	1,6					100	217	155	12	36	74	39	79	8	8,6
12/11/98	1,5					96	233	236	13	45	64	43	115	5	8,6
26/11/98	1,8					94	224	277	14	52	63	42	128	5	8,6
10/12/98	2,1					107	243	281	12	46	95	33	151	6	8,5
20/12/98	2,6					100	238	271	15	45	45	40	133	6	8,6
1/99	0	0	31	0	7	93	210	268	36	43	73	37	122	6	8,5
2/99	0	0	6	0	0	98	224	234	72	44	75	39	123	6	8,4
3/99	0	0	29	0	4,6	124	279	159	18	28	94	49	88	7	8,8
	Con	R_S	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Mn	Cr	Hg	Pb	Cd	Cu	
27/09/98	1047	873	0,09	0	0,17	15,6	0	0	0	0	0	0	0	0	
14/10/98	958	752	0	0	0,17	15	0	0	0	0	0	0	0	0	
28/10/98	1002	724	0	0	0	4,2	0	0	0	0	0	0	0	0	
12/11/98	1265	805	0	0	0,4	9,2	0	0	0	0	0	0	0	0	
26/11/98	1084	817	0	0	0,94	14,1	0	0	0	0	0	0	0	0	
10/12/98	1143	835	0	0	0,95	15,8	0	0,04	0	0	0	0	0	0	
20/12/98	1099	790	0	0	0,58	10,9	0	0	0	0	0	0	0	0	
1/99	1011		0,41	0	0,7	13	0,01								
2/99	1017		3,7	0	0	6	0,02								
3/99	1052		0,54	0,17	0	6	0,02								

Todos los resultados están expresado en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Se puede destacar la baja DQO, siempre inferior a 5 mg/L de oxígeno, la ausencia de metales pesados, el contenido elevado en nitrógeno, en la mayoría de las muestras rozando el límite de los 50 mg/L e incluso sobrepasándolo en una ocasión (26/11/98).

En la tabla 7.8 se recogen los resultados obtenidos en el segundo punto de muestreo, después de Dehesas, como se puede apreciar, y se analiza más adelante, existe una cierta influencia, medible, de la población sobre la calidad de las aguas del río.

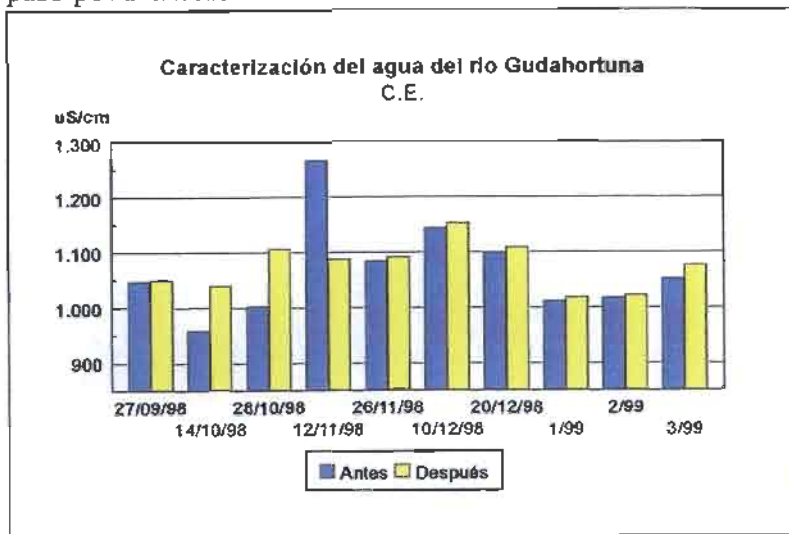
Tabla 7.8.- Composición de las aguas del río Guadahortuna después de la población de Dehesas de Guadix.

F_Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH
27/09/98	3,5					125	239	257	0	39	75	42	115	5	7,8
14/10/98	4,4					126	245	233	0	40	78	40	112	6	7,7
28/10/98	1,6					105	252	294	8	42	75	41	128	8	8,4
12/11/98	1					98	235	259	12	40	66	49	122	5	8,5
26/11/98	1,9					95	225	296	12	54	62	43	129	5	8,6
10/12/98	2,1					109	268	290	7	48	95	25	155	6	8,4
20/12/98	2,1					100	241	278	10	45	90	39	134	6	8,5
1/99	0	0	391	1,5	3	95	209	280	24	42	73	37	130	6	8,3
2/99	0	0	12	0	0	102	220	236	48	42	79	39	120	6	8,4
3/99	0	0	14	0	2,6	125	288	171	18	32	97	49	95	7	8,7
F_Toma	Con	R_S	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Mn	Cr	Hg	Pb	Cd	Cu	
27/09/98	1049	870	0,09	0	0,15	15,5	0	0	0	0	0	0	0	0	
14/10/98	1040	815	0	0	0,86	12,4	0	0	0	0	0	0	0	0	
28/10/98	1106	839	0	0	1,5	11,7	0	0	0	0	0	0	0	0	
12/11/98	1087	769	0	0	0,84	13,1	0	0	0	0	0	0	0	0	
26/11/98	1091	838	0	0	1,08	14,2	0	0	0	0	0	0	0	0	
10/12/98	1153	811	0	0	0,97	16,1	0	0,07	0	0	0	0	0	0	
20/12/98	1108	791	0	0	0,58	7,5	0	0	0	0	0	0	0	0	
1/99	1018		0,47	0	1,5	13	0,01								
2/99	1021		0,4	0	0	6	0,02								
3/99	1076		0,77	0,4	0	6	0,03								

Todos los resultados están expresado en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Se ha representado mediante gráficas de barras (figura 7.5 a 7.10) la evolución temporal de los principales parámetros controlados. En la figura 7.5 se presenta la evolución de la conductividad eléctrica. En general, salvo la muestra del 12/11/98 que tiene un comportamiento anómalo, se observa una tendencia al aumento de la conductividad en los meses de noviembre diciembre. Es de destacar el hecho de que en todas las muestras, la conductividad sufre un ligero incremento después de pasar la población de Dehesas, aumento que tiene un valor promedio de 2,75 % sobre el de entrada, pero que en la mayoría de las ocasiones se mueve en el rango de 0,6 al 0,8 %; suponiendo las muestras del 14 y del 24 de octubre, con el 10,38 y 8,56 % dos caso excepcionales ligados a los vertidos a la red de

Figura 7.5.- C.E. del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



alcantarillado de aguas cargadas en sodio de las industrias chacineras.

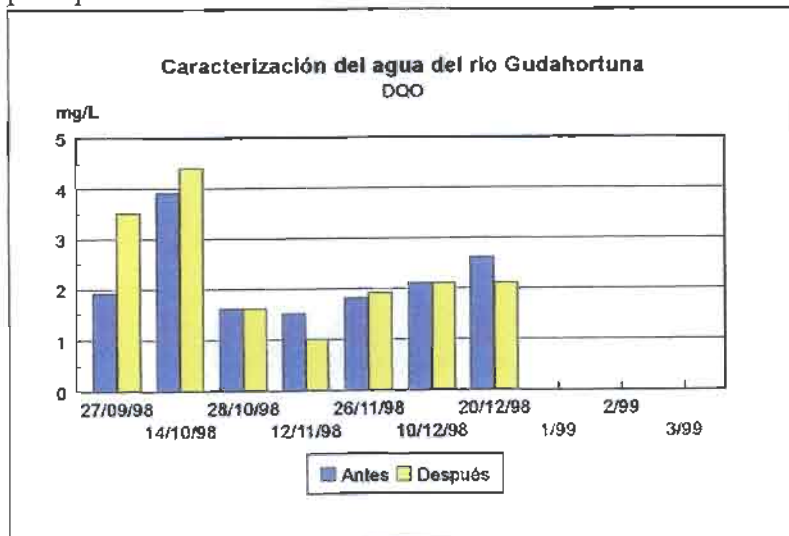
Este efecto se corresponde con lo observado en la evolución de las aguas residuales brutas (ver el apartado 7.3).

En la figura 7.6 se ha representado la evolución

de la DQO. Este parámetro muestra un comportamiento menos constante que el observado en la conductividad eléctrica, pero en general también se observa un ligero incremento, con sus excepciones, después del paso del agua por la población de Dehesas.

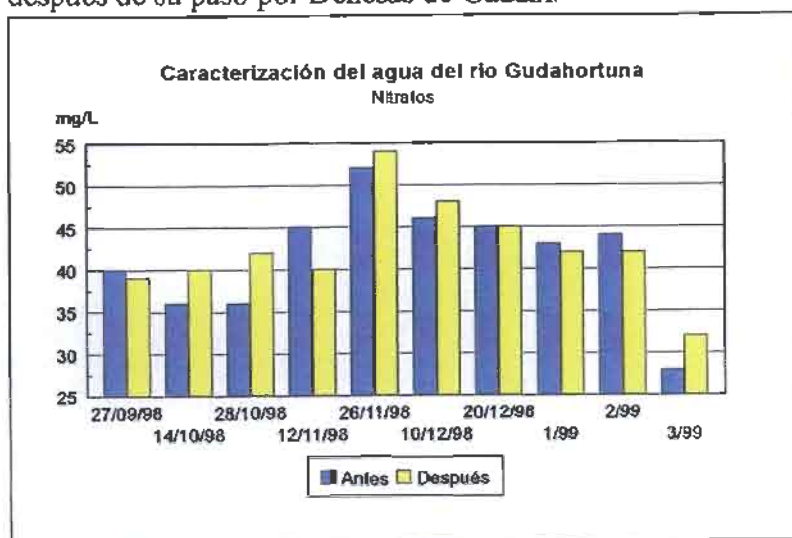
Este comportamiento diferente se debe a que la DQO es un parámetro más variable en el agua residual y más sensible a las variaciones del medio que la conductividad eléctrica, produciéndose una disminución a lo largo del tiempo una vez que el vertido es liberado al medio ambiente.

Figura 7.6.- DQO del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



En la figura 7.7 se muestra la evolución del nitrógeno en forma de nitratos. Al igual que sucede con la conductividad eléctrica la tendencia general es a un ligero incremento en el punto de muestreo que hay después del filtro verde. Las causas que determinan

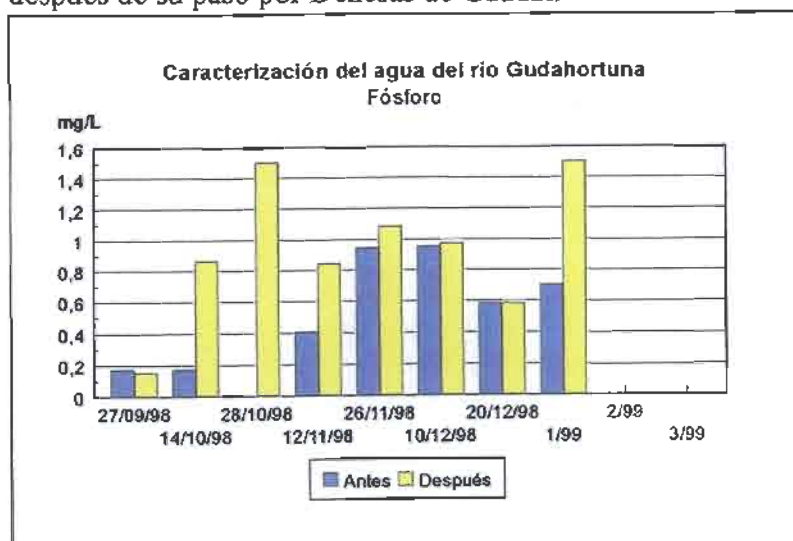
Figura 7.7.- Contenido en NO_3 del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



este aumento son las mismas que en aquel caso. La evolución temporal muestra que las concentraciones más elevadas se producen en los meses de octubre, noviembre y diciembre llegando en los dos últimos a superarse la concentración máxima permitida por la RTS para las aguas de bebida.

En la figura 7.8 se ha presentado la evolución del contenido en fósforo, pueden destacarse dos hechos notables, por un lado las elevadas concentraciones de fosforo que llega a tener el agua del río, más de 1,4 mg/L, sobre todo si se le compara con el agua subterránea, por otro el incremento tan elevado que se observa en alguna de los muestreos en la muestra tomada después del filtro verde.

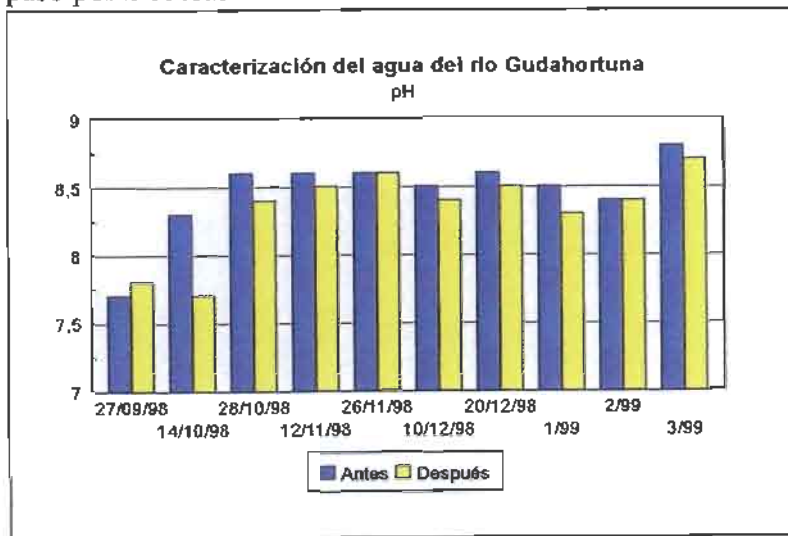
Figura 7.8.- Contenido en P_2O_5 del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



La concentración elevada de fósforo se debe a la influencia que sobre la composición del agua del río tienen los vertidos urbanos que son el origen principal de esta especie.

Al río llegan los excedentes de agua del filtro verde, así que no es de extrañar que

Figura 7.9.- pH del río Gadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



exista un incremento tan grande del contenido en fósforo con relación al agua muestreada aguas arriba de las instalaciones.

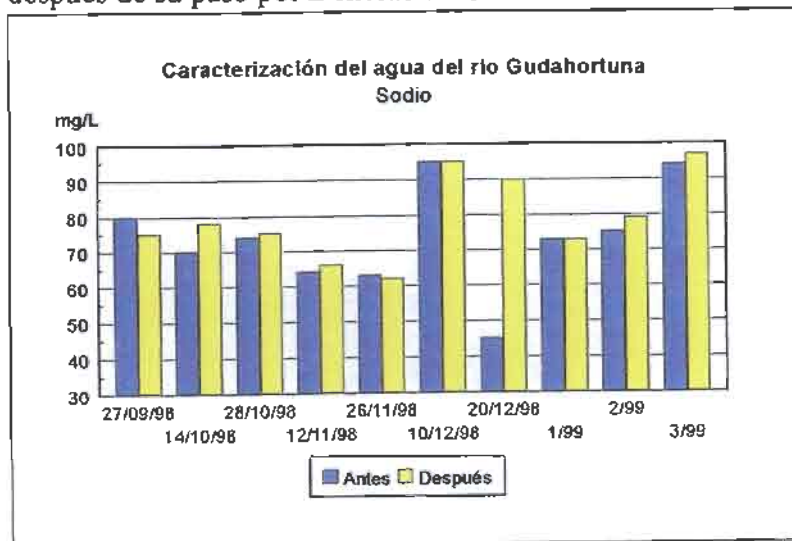
La evolución del pH se ha representado en la figura 7.9. Como se puede observar se produce una ligera disminución de esta variable, entre 0,1 y 0,6

unidades, aunque en la mayoría de las ocasiones es muy pequeña, entre 0,1 y 0,2 unidades.

Por último, en la figura 7.10 se ha presentado la concentración de sodio, que sigue el comportamiento esperado: un ligero incremento por efecto de la influencia de la población de Dehesas, una evolución estacional en la que se observa un aumento importante en los meses de octubre-noviembre y un comportamiento más o menos variable el resto del año dependiendo principalmente de factores difíciles de controlar como son los vertidos urbanos al cauce o las

variaciones en el tipo de vertido según la época del año o el momento del día.

Figura 7.10.- Contenido en Na del río Guadahortuna antes y después de su paso por Dehesas de Guadix.



En la tabla 7.9 se presentan los índices de correlación (r de Pearson) calculados para los diferentes parámetros determinados en las aguas del río.

Los índices hallados no destacan especialmente, excepto la notable correlación encontrada entre el contenido en sólidos en suspensión con el fósforo ($r = 0,91$) y la turbidez ($r = 0,89$). La razón más probable de este hecho sea que la mayor parte del fósforo que transporta el río proceda de aportes externos por vertido de aguas urbanas o por erosión y por tanto ligado a los materiales más finos transportados por el río, también hay que considerar que la turbidez suele ir ligada al contenido en materia orgánica, y por tanto al fósforo total (Moreno, 1998).

Tabla 7.9.- Índices de Correlación (r de Pearson) entre los diversos componentes de las aguas del río Guadahortuna. (r para un nivel de significación de $0,001 = 0,6787$)

	DQO	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2
DQO	1,00																		
DBO5																			
S.S.		1,00																	
Turb.		1,00	1,00																
COT		0,08	0,02	1,00															
Cl	0,38	-0,37	-0,38	0,03	1,00														
SO4	-0,08	-0,40	-0,40	0,06	0,51	1,00													
HCO3	0,20	0,54	0,55	0,04	-0,44	-0,26	1,00												
CO3	-0,70	-0,32	-0,28	-0,58	-0,43	-0,21	-0,10	1,00											
NO3	0,15	0,23	0,25	-0,25	-0,65	-0,34	0,81	0,07	1,00										
Na	-0,20	-0,39	-0,40	0,05	0,50	0,57	-0,27	-0,02	-0,39	1,00									
Mg	-0,23	-0,39	-0,40	0,08	0,21	0,21	-0,45	-0,04	-0,45	-0,17	1,00								
Ca	0,11	0,47	0,49	-0,21	-0,40	-0,05	0,90	0,03	0,77	-0,03	-0,62	1,00							
K	-0,31	-0,30	-0,32	0,21	0,16	0,36	-0,42	0,07	-0,47	0,38	0,01	-0,36	1,00						
pH	-0,54	-0,52	-0,55	0,39	-0,49	0,24	-0,20	0,31	0,04	-0,02	0,17	-0,05	0,20	1,00					
Con	0,04	-0,27	-0,28	0,03	-0,21	0,40	0,33	-0,25	0,41	0,02	-0,06	0,44	-0,16	0,27	1,00				
NO2	-0,47	-0,26	-0,22	-0,52	-0,10	-0,03	-0,20	0,82	-0,08	0,10	0,04	-0,07	0,08	0,07	-0,27	1,00			
NH4	-0,37	-0,28	-0,28	0,08	0,47	0,69	-0,58	0,02	-0,57	0,47	0,50	-0,46	0,34	0,34	-0,01	0,14	1,00		
P2O5	0,11	0,91	0,89	0,37	-0,40	-0,07	0,75	-0,25	0,56	-0,18	-0,31	0,65	-0,07	-0,00	0,29	-0,34	-0,36	1,00	
SiO2	0,51	0,66	0,63	0,61	0,08	-0,21	0,68	-0,51	0,44	-0,15	-0,37	0,57	-0,54	-0,46	0,11	-0,42	-0,42	0,54	1,00
Zn	-0,73	-0,57	-0,54	-0,45	0,18	0,34	-0,52	0,66	-0,48	0,40	0,32	-0,36	0,30	0,31	-0,29	0,60	0,72	-0,45	-0,61

Como estudio complementario se han calculado los índices de aptitud agrícola de las aguas de riego que se presentan en la tabla 7.10. Desde este punto de vista, las aguas del río Guadahortuna muestran una composición muy estable y la influencia de la población de Dehesas de Guadix no puede considerarse significativa al no variar la calificación que hacen del agua los diferentes índices.

La conductividad eléctrica es moderada por lo que en todas las ocasiones se ha clasificado, según las normas Riverside, dentro del grupo C2 o de salinidad media. Son aguas que pueden emplearse en todos los suelos, excepto en los de escasa permeabilidad, para cultivos de

tolerancia moderada. No suelen ser necesarias precauciones especiales. La reducida proporción de Na frente a Ca y Mg permite clasificar este agua dentro del grupo S1 o de baja relación de adsorción de sodio, pueden utilizarse en todos los suelos sin peligro de que se eleve el sodio de cambio.

Tabla 7.10.- Indices de aptitud agricola del agua del rio Guadahortuna.

Antes.													
Fecha	C			S			%Na	CSR		RCa	RMg	Scott	
14/10/98	958	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	27,6	5,74	Inadecuada	0,5	37,6	17,3	Tolerable
28/10/98	1002	C2	Medio	1,7	S1	Bajo	32,4	3,67	Inadecuada	0,4	44,9	20,4	Buena
12/11/98	1265	C2	Medio	1,3	S1	Bajo	23,9	6,50	Inadecuada	0,5	38,1	21,3	Buena
26/11/98	1084	C2	Medio	1,2	S1	Bajo	22,6	7,94	Inadecuada	0,5	35,1	21,7	Buena
10/12/98	1143	C2	Medio	1,8	S1	Bajo	29,5	9,83	Inadecuada	0,5	26,5	19,1	Buena
20/12/98	1099	C2	Medio	0,9	S1	Bajo	17,5	8,29	Inadecuada	0,6	33,1	20,4	Buena
1/99	1011	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	26,7	8,64	Inadecuada	0,5	33,3	21,9	Buena
2/99	1017	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	26,8	9,16	Inadecuada	0,5	34,3	20,8	Buena
3/99	1052	C2	Medio	2,0	S1	Bajo	33,6	3,57	Inadecuada	0,4	47,9	16,5	Tolerable
Despues.													
Fecha	C			S			%Na	CSR		RCa	RMg	Scott	
27/09/98	1049	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	26,9	6,50	Inadecuada	0,5	37,6	16,3	Tolerable
14/10/98	1040	C2	Medio	1,6	S1	Bajo	28,5	6,12	Inadecuada	0,5	37,1	16,2	Tolerable
28/10/98	1106	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	26,2	8,10	Inadecuada	0,5	34,6	19,4	Buena
12/11/98	1087	C2	Medio	1,3	S1	Bajo	22,9	6,70	Inadecuada	0,5	39,8	20,8	Buena
26/11/98	1091	C2	Medio	1,2	S1	Bajo	22,1	8,15	Inadecuada	0,5	35,5	21,5	Buena
10/12/98	1153	C2	Medio	1,9	S1	Bajo	30,4	10,66	Inadecuada	0,6	21,0	18,7	Buena
20/12/98	1108	C2	Medio	1,8	S1	Bajo	29,1	8,37	Inadecuada	0,5	32,4	20,4	Buena
1/99	1018	C2	Medio	1,5	S1	Bajo	25,9	8,83	Inadecuada	0,5	31,9	21,5	Buena
2/99	1021	C2	Medio	1,6	S1	Bajo	28,1	8,25	Inadecuada	0,5	34,9	20,0	Buena
3/99	1076	C2	Medio	2,0	S1	Bajo	33,4	4,11	Inadecuada	0,4	46,0	16,3	Tolerable

Desde el punto de vista del carbonato sódico residual, se trata, sin embargo, de un agua problemática, ya que sobrepasa en todos los casos los 2,5 meq/L de Na_2CO_3 , que es el valor considerado por Eaton como limite de las aguas adecuadas para el riego.

La relación de calcio es relativamente constante, oscila entre 0,4 y 0,6 unidades, en cualquier caso siempre muy por encima de 0,35 que es el limite que Kelley estableció para poder afirmar que un agua no es problemática desde el punto de vista de la sodificación del suelo, este indice coincide con los resultados de la norma Riverside.

La relación de magnesio se mueve entre 26,5 y 47,9. Se considera que los efectos del magnesio pueden llegar a ser perjudiciales cuando este índice supera las 50 unidades, valor al que se aproximan las muestras analizadas, pero que en ningún caso alcanzan. En las aguas subterráneas, ya se verá en el apartado 7.4 si se llega a superar ampliamente el límite establecido.

Por último, desde el punto de vista de las normas Scott, se trata de aguas buenas en la mayoría de las ocasiones que se pueden emplear durante muchos años sin tomar especiales precauciones para impedir la acumulación de sales. Dos muestras presentan un índice de Scott menor de 18, por lo que se clasifican como tolerables. Con este tipo de agua es necesario tomar precauciones para impedir acumulación de sales, excepto en los suelos sueltos con drenaje libre.

7.2.3.- Conclusiones sobre la caracterización hidroquímica de las aguas del río Guadahortuna.

Las aguas del río Guadahortuna presentan una facies sulfatada cálcica, pH ligeramente alcalino, sobre las 8 unidades, y concentraciones bastante estables a lo largo del tiempo de todos los componentes analizados. La DQO es siempre baja, inferior a 5 mg/L de oxígeno disuelto. No se observa la presencia de metales pesados. La concentración de nitrógeno en forma de nitratos es relativamente elevada, llegando en alguna ocasión a sobrepasar los 50 mg/L que la legislación actual marca como límite para las aguas de bebida.

La población de Dehesas de Guadix tiene un impacto pequeño, pero medible sobre la composición del agua del río, aumentando ligeramente la conductividad eléctrica (entre el 0,6 y el 0,8 %), disminuyendo el pH en 0,1-0,2 unidades, aumentando ligeramente el contenido en nitratos y sobre todo elevando sustancialmente el contenido en fósforo que en algunas ocasiones, como en el muestreo de enero de 1999 llegó a duplicarse pasando de 0,7 mg/L a 1,5 mg/L. El sodio también se eleva ligeramente. El impacto sobre la DQO no está claro, muestra un comportamiento variable, aunque en general se puede decir que aumenta.

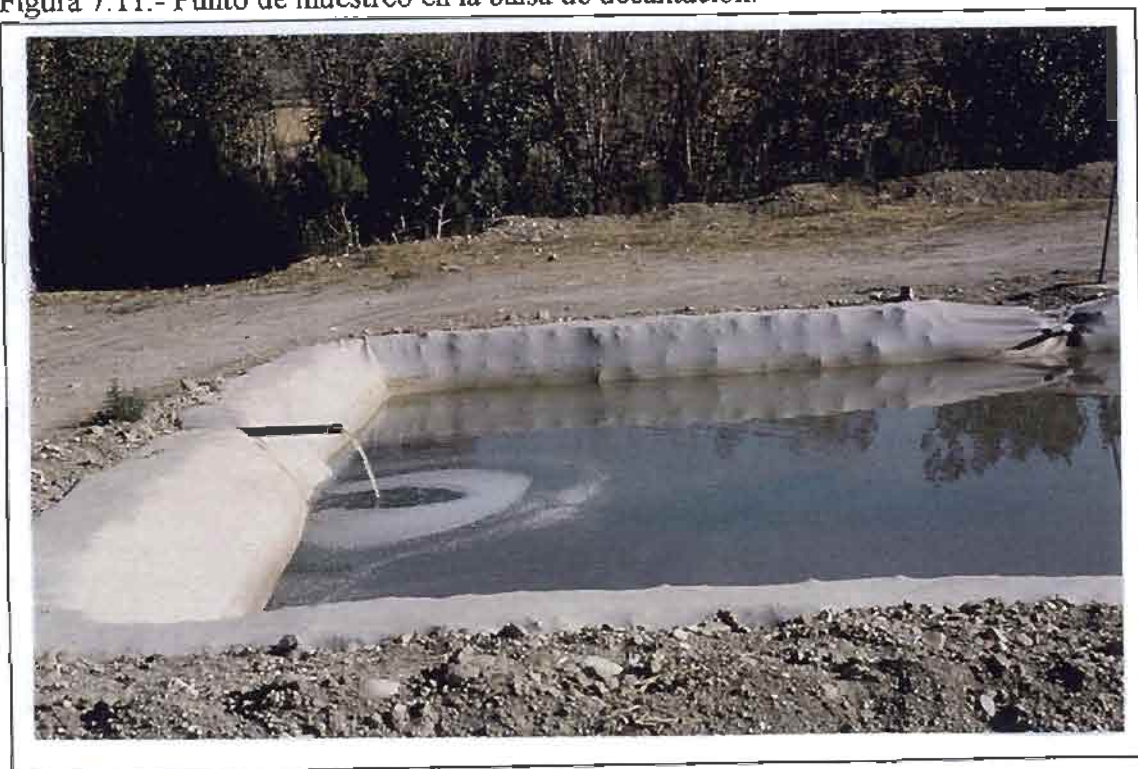
Desde el punto de vista del uso agrícola son aguas adecuadas, según todas las normas

estudiadas, excepto por el elevado valor del carbonato sódico residual que supera, normalmente entre dos y tres veces, el límite propuesto por Eaton de 2,5 meq/L de Na_2CO_3 . Puede producirse precipitación de carbonatos.

7.3.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS DE DEHESAS DE GUADIX.

En este apartado se presentan las características fisico-químicas de las aguas residuales brutas generadas en la población de Dehesas de Guadix a lo largo del periodo de control que va desde el mes de septiembre de 1998 a marzo de 1999. También se muestra como evoluciona su composición después de permanecer en la balsa de decantación y en la balsa almacén.

Figura 7.11.- Punto de muestreo en la balsa de decantación.



Dada la gran variabilidad que presenta la composición de las aguas residuales, no ya entre diversas poblaciones, sino en una misma población a lo largo del día, se ha tomado como referencia el trabajo de Mujeriego (Mujeriego, 1990) a la hora de comentar los resultados analíticos y una tabla de Metcalf y Eddy (Metcalf y Eddy, 1979) en la que se muestran los incrementos característicos en la concentración de diversas sustancias inorgánicas producidos por el empleo del agua para usos domésticos (tablas 7.10 y 7.11).

Tabla 7.11. Composición típica de un agua residual municipal bruta (*)

Componente	Intervalo de concentraciones		
	alta	media	baja
Materia sólida, mg/L	1200	720	350
disuelta total	850	500	250
inorgánica	525	300	145
orgánica	325	200	105
en suspensión	350	220	100
inorgánica	75	55	20
orgánica	275	165	80
Sólidos decantables, ml/L	20	10	5
DBO ₅ , a 20 °C, mg/L	400	220	110
C.O.T., mg/L	290	160	80
DQO, mg/L	1000	500	250
Nitrógeno, mg/l N total	85	40	20
orgánico	35	15	8
amoníaco	50	25	12
nitritos	0	0	0
nitratos	0	0	0
Fósforo, mg/L P total	15	8	4
orgánico	5	3	1
inorgánico	10	5	3
Cloruros	100	50	3
Alcalinidad, mg/L CaCO ₃	200	100	50
Grasa, mg/L	150	100	50
Coliformes totales, NMP (**)/ 100 ml	--	--	--
Coliformes fecales NMP / 100 ml	--	--	--
Virus, ufp (***) / 100 ml	--	--	--
(*) Modificado de Mujeriego, 1990. (**) Número más probable. (***) Unidades formadoras de placa.			

Tabla 7.11.- Incremento característico de la concentración de diversas sustancias inorgánicas producidas por la utilización del agua para usos domésticos.

Componente.	Intervalo del incremento (*) mg/L
Aniones	
Bicarbonatos, HCO_3	50 - 100
Carbonatos, CO_3	0 - 10
Cloruros, Cl	20 - 50 (**)
Fosfatos, PO_4	5 - 15
Sulfatos, SO_4	15 - 30
Cationes	
Amoniaco, NH_4^+	15 - 40
Calcio, Ca CO_3	15 - 40
Magnesio, MgCO_3	15 - 40
Potasio, K	7 - 15
Sodio, Na	40 - 70
Otros componentes	
Aluminio, Al	0,1 - 0,2
Boro, B	0,1 - 0,4
Hierro, Fe	0,2 - 0,4
Manganeso, Mn	0,2 - 0,4
Silice, SiO_2	2 - 10
Alcalinidad total, mg/L de CaCO_3	100 - 150
Materia disuelta total, mg/L	150 - 400
(*) Valores generalmente adoptados en EEUU, en los que no se incluyen las aportaciones de vertidos comerciales o industriales.	
(**) No incluyen las aportaciones producidas por los ablandadores del agua.	

7.3.1.- Material y métodos.

Los puntos exactos de muestreo han sido: para el agua bruta el caño de vertido desde la arqueta de salida del tratamiento primario; para la balsa de decantación la orilla opuesta al punto de entrada del agua, justo antes de su trasvase a la balsa almacén; y para el agua de la balsa almacén, las tuberías de reparto en el interior de las balsas. En la figura 7.1 se muestra el punto de muestreo de la balsa de decantación.

Las muestras han sido guardadas en botellas de polipropileno nuevas, llenadas hasta el borde y transportadas en neveras portátiles hasta su entrega en el laboratorio, que se ha realizado dentro de las 24 horas siguientes al muestreo.

En total se dispone de 11 análisis completos de cada uno de los puntos muestreados.

Los métodos analíticos empleados para realizar las determinaciones sobre el agua han sido descritos en el apartado 7.1.

7.3.2.- Aguas residuales urbanas. Resultados analíticos.

Los resultados analíticos de caracterización físico-química de las ARU se presentan en la tabla 7.12 Como se explica en capítulo 5 de este informe, el agua únicamente ha sufrido un proceso previo de desbaste, desarenado y desengrasado por lo que se considera que las muestras son plenamente representativas, además, el paso a través del sistema de tratamiento primario, que es rápido, permite una cierta homogeneización que no evita, sin embargo, que la representatividad de la muestras de agua bruta tomada directamente del acceso a las balsas este influenciada por la variabilidad horaria en el vertido.

Es importante hacer hincapié, a la hora de interpretar correctamente los resultados obtenidos, que la única fuente de abastecimiento de la población de Dehesas de Guadix, pues el manantial que se capta en la plaza del pueblo supone una cantidad despreciable del total de agua consumida, procede del sondeo del ayuntamiento, y que este (ver apartado 7.1) tiene una composición relativamente estable a lo largo de todo el año. Sin embargo, la composición del agua residual es muy variable, debido a los vertidos puntuales que se hacen en cada momento, y aunque la muestra a analizar, se toma siempre a la misma hora y en idénticas condiciones, puede haber diferencias notables a lo largo del día y del año, esto es especialmente cierto en dos épocas concretas, el verano, porque aumenta la población y el consumo de agua, y la época de matanza, pues se modifica notablemente las características de los vertidos al aumentar el contenido en materia orgánica y sodio. No obstante este problema se palia, al menos en lo referente a la variabilidad diaria, mediante la toma de muestras en las balsas de decantación y

almacén.

De los metales pesados analizados: hierro, manganeso, aluminio, cromo, mercurio, plomo, cadmio, cobre y cinc, únicamente este último se presenta en contenidos apreciables y de forma reiterada, aunque los valores son equivalentes a los hallados en las aguas subterráneas, por lo que no parece que exista un aporte antrópico importante de este metal. El resto de los metales pesados no se han detectado en ninguno de los muestreos.

Tabla 7.12.- Aguas brutas. Características físico-químicas.

F_Toma	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
11/09/98	586	211	144	18	108	375	702	818	0	0	340	124	230	41	7,6
27/09/98	355	125	52	5	22	368	600	903	0	0	320	128	240	35	7,6
14/10/98	784	330	168	82	102	360	577	972	0	0	340	114	230	41	7,7
28/10/98	613	253	324	98	81	375	396	1365	0	0	440	109	195	49	7,7
12/11/98	1310	460	322	475	60	375	792	824	0	0	430	112	190	64	7,9
26/11/98		600	317	90	48	438	774	512	0	0	410	111	210	45	6,5
10/12/98	840	473	296	80	45	644	800	549	0	0	530	110	200	35	6,7
20/12/98	700	220	190	110	39	384	921	580	0	0	410	112	210	26	7,2
1/99	1348	806	304	58	63	405	869	488	0	0	410	102	188	44	6,7
2/99	211	53	55	17	7	284	662	512	0	0	270	94	183	26	8,1
3/99	435	110	164	25	21	333	734	549	0	0	360	104	196	25	7,5
4/99	2445	1308	468	150	81	980	867	390	0	0	760	112	230	62	5,6
F_Toma	Con	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	TEM	Fe	Mn	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Zn	Cu
11/09/98	3700	0	68,61	22,5	40		0		0	0	0	0	0	0,06	0
27/09/98	3370	0	82	19			0		0	0	0	0	0	0,05	0
14/10/98	3790	0	160	25	26		0		0	0	0	0	0	0,04	0
28/10/98	3740	0	135	62	29		0		0	0	0	0	0	0,06	0
12/11/98	3550	0	144	32	29		0		0	0	0	0	0	0,06	
26/11/98	3220	0	52	53	27		0,08		0	0	0	0	0	0,04	0
10/12/98	3650	0	23	28	26		0		0	0	0	0	0	0,04	0
20/12/98	3060	0	13	37	28		0		0	0	0	0	0	0,05	0
1/99	3100	0	45	8	28									0,05	
2/99	2510	0	79,5	12,3	21									0,03	
3/99	2810	0	28	33	27										
4/99	4590	0	51	63	36										

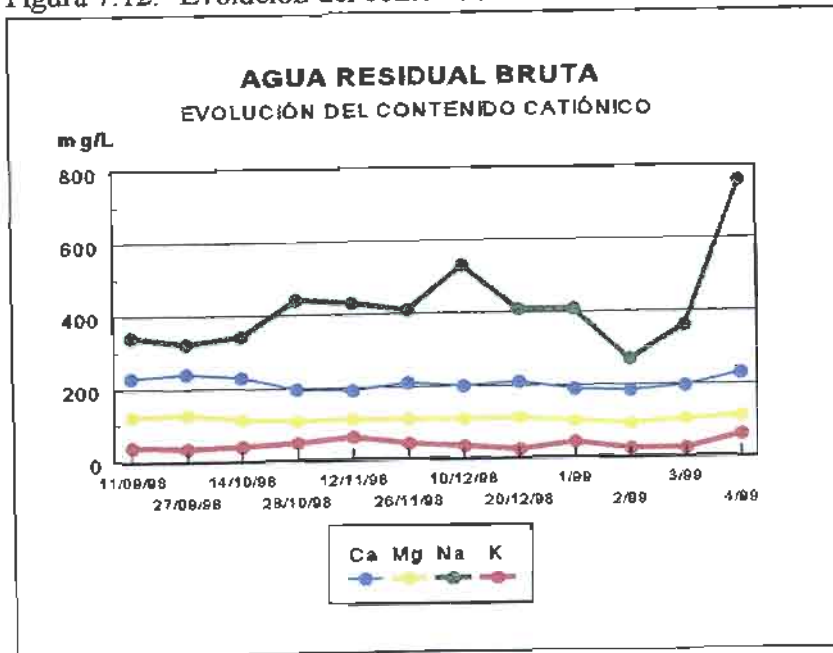
Todos los resultados están expresado en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en uS/cm.

En la tabla 7.13 se presenta un análisis estadístico descriptivo de la muestras de agua residual, se empleará como apoyo a los comentarios que se hacen mas adelante.

Tabla 7.13.- Variabilidad de los principales parámetros fisico-químicos determinados en las ARU brutas.

	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	Na
Media	875,18	412,42	233,67	100,67	56,42	443,42	724,50	705,17	418,33
Error típico	182,00	103,39	35,96	36,31	9,29	54,87	42,83	80,63	36,66
Mediana	656,50	291,50	243,00	81,00	54	375,00	754,00	564,50	410,00
Desviación típica	630,48	358,17	124,57	125,80	32,18	190,09	148,38	279,31	126,98
Curtosis	2,97	2,71	-0,47	8,46	-0,92	6,28	0,77	1,48	4,72
Asimetría	1,51	1,59	0,13	2,74	0,16	2,46	-0,88	1,26	1,91
Recorrido	2445	1255	416	470	101	696	525	975	490
Mínimo	211,00	53,00	52,00	5,00	7,00	284	396	390	270
Máximo	2445	1308	468	475	108	980	921	1365	760
Categoría	11	12	12	12	12	12	12	12	12
	Mg	Ca	K	pH	Con	NH4	P2O5	SiO2	Zn
Media	111,00	208,50	41,08	7,23	3424	73,43	32,90	28,82	0,06
Error típico	2,60	5,65	3,73	0,21	156	14,15	5,23	1,48	0,01
Mediana	111,50	205,00	41,00	7,55	3460	60,31	30,00	27,50	0,05
Desviación típica	9,02	19,56	12,92	0,72	541	49,02	18,11	5,12	0,04
Curtosis	0,85	-1,44	-0,39	0,85	1,00	-0,74	-0,63	5,63	4,42
Asimetría	0,17	0,36	0,52	-1,09	0,42	0,69	0,58	-1,84	2,12
Recorrido	34,00	57,00	39,00	2,50	2080	147,00	55,00	40,00	0,13
Mínimo	94,00	183,00	25,00	5,60	2510	13,00	8,00	21,00	0,03
Máximo	128,00	240,00	64,00	8,10	4590	160,00	63,00	40,00	0,16
Categoría	12	12	12	12	12	1	12	11	12

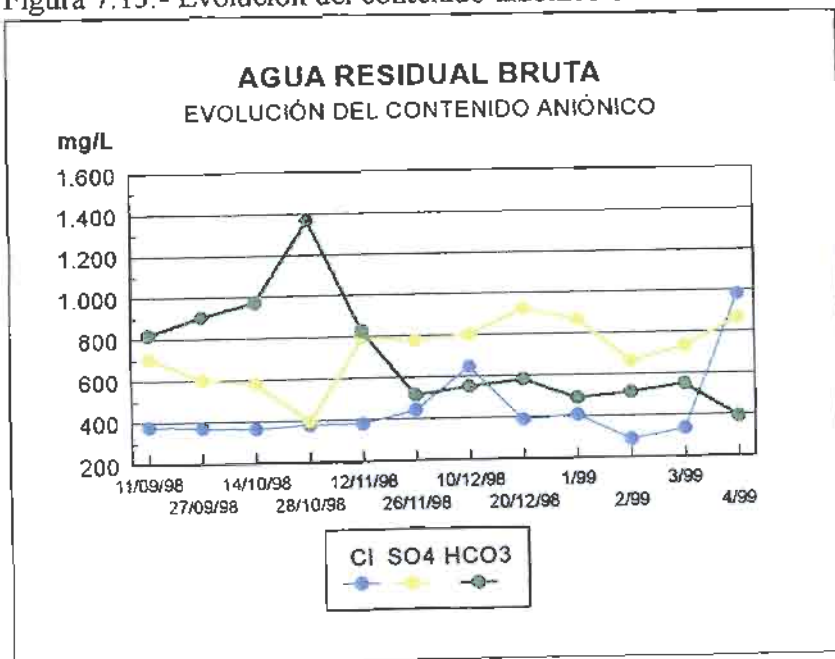
Figura 7.12.- Evolución del contenido catiónico del ARU.



En la figura 7.12 se presenta la evolución del contenido catiónico del agua residual. Como era de esperar, los cationes divalentes y el potasio no muestran una variación apreciable, esto es debido a que el agua de distribución tiene siempre el mismo origen, el pozo de abastecimiento, y los

aportes de estos iones al agua por parte de los vertidos domiciliarios es pequeño, sin embargo, el sodio, presenta una clara elevación entre los meses de octubre y enero con un pico muy marcado en el mes de diciembre, la causa de este hecho hay que buscarla en el aporte extra de este metal en la época de matanza, pues el cloruro sódico se emplea abundantemente en el proceso de preparación de embutidos y se vierte directamente a la red de alcantarillado.

Figura 7.13.- Evolución del contenido aniónico de las ARU.



En la figura 7.13 se puede observar la evolución del contenido aniónico. La variabilidad observada depende mucho de la especie estudiada.

El contenido en cloruro se muestra muy constante, excepción hecha del muestreo de

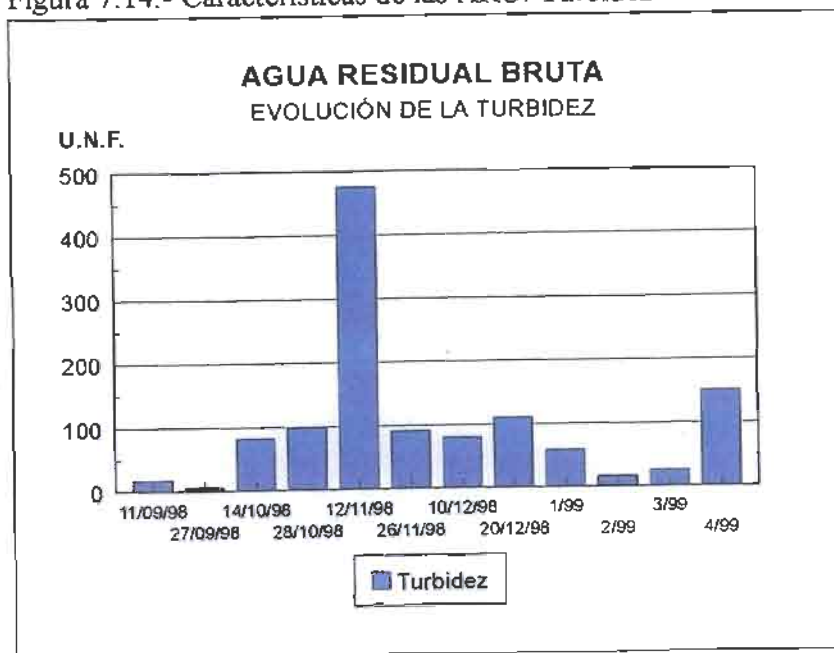
los meses de noviembre, diciembre y enero, que coincide lógicamente con el aumento de sodio y tiene la misma explicación.

Sulfatos y bicarbonatos siguen un comportamiento diferente y en general opuesto entre sí, de forma que si un anión aumenta, el otro disminuye. Se ha observado una fuerte correlación entre el contenido en sulfatos del agua de abastecimiento y el agua residual, por tanto las variaciones en este anión, más que deberse al efecto del vertido, hay que explicarlas desde la variabilidad natural del agua del acuífero.

En el caso de los bicarbonatos, a la explicación anterior hay que añadir el que las ARU sufren variaciones notables en el pH debido a los vertidos domésticos y estas variaciones afectan al

equilibrio de las especies carbonatadas. En general se observa un aumento del pH y por ello disminución de la solubilidad de los carbonatos.

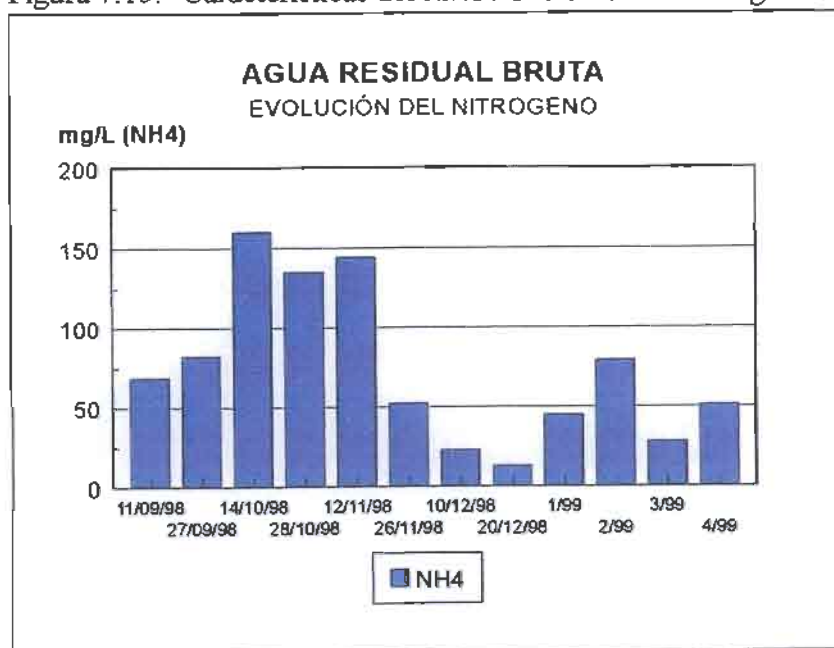
Figura 7.14.- Características de las ARU. Turbidez



En la figura 7.14 se ha representado la evolución de la turbidez. Se aprecia que se trata de un parámetro que, salvo el pico del

muestreo del 12/11/98 cuando se alcanzaron más de 450 UNF, presenta valores bastante constantes moviéndose en general entre 50 y 150 UNF. El pico debe corresponder a una situación puntual pues los valores normales son notablemente mas reducidos. La turbidez de estas aguas se debe principalmente a la presencia de materia orgánica en suspensión, y si esta lleva suficiente tiempo en el agua, al desarrollo bacteriano. El pico coincide con la época de vertido de matanza.

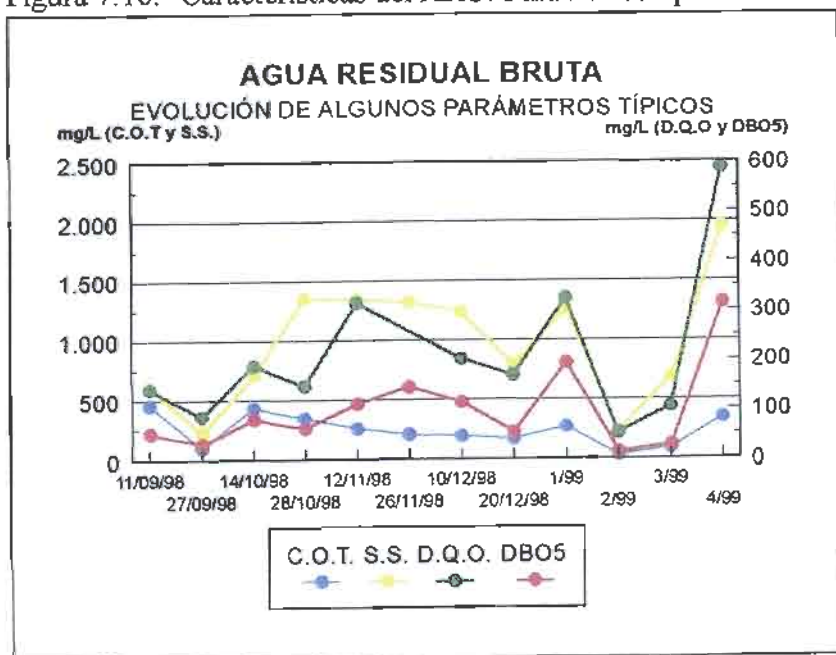
Figura 7.15.- Características del ARU. Evolución del nitrógeno.



Es interesante comprobar que todo el nitrógeno presente en el agua residual se encuentra en forma reducida, como amonio, no habiéndose detectado la presencia de nitratos ni de nitritos en ninguno de los análisis realizados. Esto da idea de que el agua se encuentra en

condiciones fuertemente reductoras, debida a la intensa actividad bacteriana que mantiene. Los valores medidos oscilan mucho en términos absolutos, entre un mínimo de 13 mg/L en el muestreo del 20 de diciembre y un máximo de 160 mg/L en el muestreo del mes de octubre. Un factor que debe ser tenido en cuenta, aunque es de muy difícil valoración, es que parte del nitrógeno amoniacal puede estar producido por el empleo de detergentes amoniacales.

Figura 7.16.- Características del ARU. Parámetros típicos.

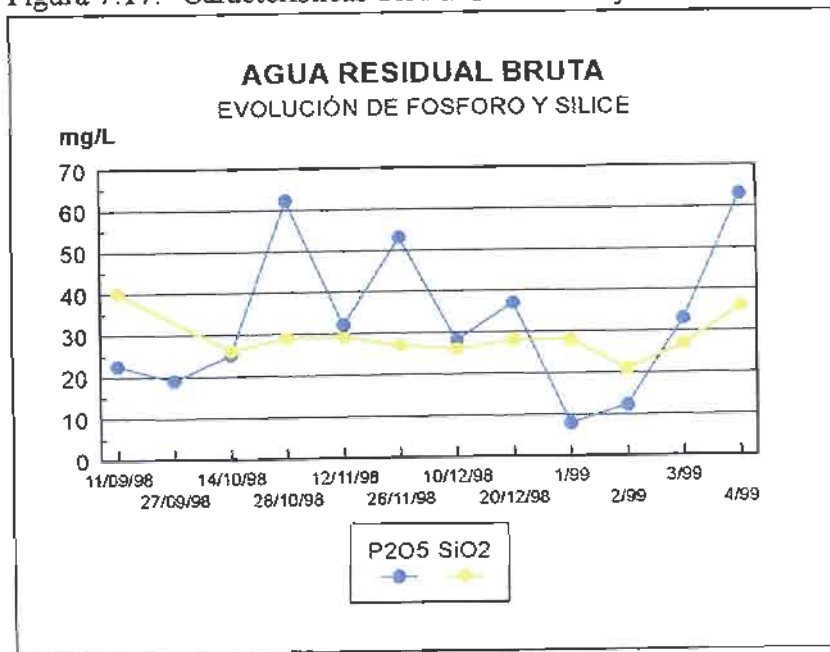


En la figura 7.16 se muestra la evolución de cuatro parámetros que suelen estar muy relacionados entre ellos, y así sucede como se puede observar al analizar la evolución paralela de las curvas representadas. Se trata de la D.B.O., la D.Q.O., el carbono orgánico

total y el contenido en sólidos en suspensión.

En general todos los parámetros aumentan en la época de actividad industrial, el pico que se observa en el mes de enero debe tratarse de un vertido puntual, y se mantienen dentro de un rango de variación moderado. El factor que porcentualmente menos varia es el carbono orgánico total. El total de sólidos en suspensión tiene un comportamiento algo diferente al resto de las variables, hay que tener en cuenta que entre los sólidos en suspensión se incluyen tanto componentes orgánicos como inorgánicos y que el lavado de las calles por episodios de lluvia o el arrastre por el viento de polvo hace que su valor pueda subir notablemente sin causa aparente.

Figura 7.17.- Características del ARU. Fósforo y Sílice.

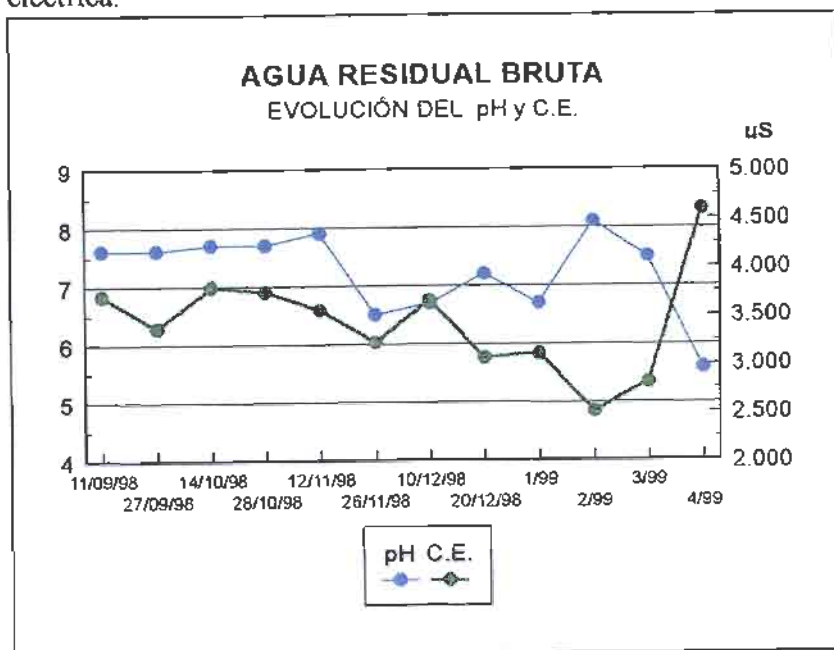


Las cantidades de fósforo son en general elevadas, en ocasiones más de 60 mg/L, y provienen casi exclusivamente del aporte de los detergentes domésticos, pues el agua de abastecimiento, ver la tabla 7.2, no contiene este ión en disolución. Las oscilaciones observadas son grandes,

incluso en épocas de año de similar climatología, por lo que hay que explicar este hecho en base a las variabilidad del vertido, al no haber transcurrido tiempo suficiente para que la precipitación o la retirada por la biomasa haya podido ser significativa.

Sin embargo, el contenido en sílice es prácticamente constante al no sufrir ningún proceso de oxidación-reducción o aporte por actividades domésticas. Los valores encontrados oscilan

Figura 7.18.- Características del ARU. pH y Conductividad eléctrica.



entre 20 y 30 mg/L (salvo la primera muestra que llegaba a 40 mg/L) y se corresponde al contenido medios en el agua de abastecimiento.

Los valores del pH se han mantenido muy constantes a lo largo de las primeras campañas de muestreo oscilando entre 7,6 y 7,9

unidades, en general algo más elevados que el agua de abastecimiento, pero en los meses de noviembre a enero sufre un descenso brusco relacionado con los vertidos de la industria chacinera y las lluvias, para volver a recuperarse en los últimos análisis. El agua de acuífero, ver el apartado 7.1, se muestra mucho más estable al no tener una influencia antrópica directa.

La conductividad eléctrica de las ARU viene determinada tanto por el agua de origen, que salvo excepciones no sufre grandes variaciones, como por los vertidos y la mezcla con aguas de escorrentía superficial en época de lluvias. Esto tiene una especial relevancia dado que el agua de abastecimiento tiene una conductividad relativamente elevada lo que puede ser negativo desde el punto de vista de uso agrícola. La conductividad eléctrica se muestra como un parámetro relativamente constante, únicamente en el muestreo de febrero de 1999 se aprecia un descenso significativo, pues se pasó de una media de 3.200 - 3.500 $\mu\text{S/cm}$ a 2.510 causada por el aporte de agua de lluvia a la red de acantarillado que provocó una apreciable dilución de las ARU.

En la tabla 7.14 se muestran los índices de aptitud agrícola de las ARU brutas, reseñar únicamente que se trata de aguas con una notable cantidad de sales en disolución, por lo que

son poco adecuadas para el riego en todos los casos.

Todas las muestras menos la última presentan una elevada conductividad eléctrica, clase C4, por lo que no son adecuadas para el riego excepto en condiciones muy excepcionales tales como suelos muy permeables, drenaje muy intenso y cultivos muy tolerantes a la salinidad, en todo caso debe aplicarse en exceso importante de agua para conseguir un lavado considerable. Sin embargo, desde el punto de vista del riesgo de alcalinización, índice SAR, debido al elevado contenido en calcio y magnesio de las muestras, todas presentan valores inferiores a 10, entre 4 y 7,5 unidades, por lo que se clasifican como S1 o de baja relación de adsorción de sodio pudiendo utilizarse en todos los suelos sin peligro de que se eleve el sodio de cambio.

Tabla 7.14.- Aptitud para el riego de las ARU de Dehesas de Guadix.

Fecha	C	S	%Na	CSR	RCa	RMg	Normas Scott					
11/09/98	C4	Muy alto	4,5	S1	Bajo	42,2	14,68	Inadecuada	0,31	47,1	5,4	Mediocre
27/09/98	C4	Muy alto	4,1	S1	Bajo	39,7	16,25	Inadecuada	0,33	46,8	5,5	Mediocre
14/10/98	C4	Muy alto	4,6	S1	Bajo	43,2	18,03	Inadecuada	0,32	45,0	5,7	Mediocre
28/10/98	C4	Muy alto	6,3	S1	Bajo	52,2	23,14	Inadecuada	0,26	48,0	4,7	Mediocre
12/11/98	C4	Muy alto	6,1	S1	Bajo	52,1	13,77	Inadecuada	0,25	49,3	4,7	Mediocre
26/11/98	C4	Muy alto	5,7	S1	Bajo	49,2	9,74	Inadecuada	0,28	46,6	4,7	Mediocre
10/12/98	C4	Muy alto	7,5	S1	Bajo	55,7	9,93	Inadecuada	0,24	47,6	3,2	Mediocre
20/12/98	C4	Muy alto	5,7	S1	Bajo	48,4	10,77	Inadecuada	0,28	46,8	4,7	Mediocre
1/99	C4	Muy alto	6,0	S1	Bajo	51,6	8,99	Inadecuada	0,26	47,2	4,5	Mediocre
2/99	C3	Alto	4,0	S1	Bajo	42,4	9,79	Inadecuada	0,32	45,9	7,2	Tolerable
3/99	C3	Alto	5,2	S1	Bajo	47,1	10,22	Inadecuada	0,29	46,7	5,4	Mediocre
4/99	C4	Muy Alto	10,3	S2	Medio	62,6	8,66	Inadecuada	0,21	44,5	2,1	Mediocre

Desde el punto de vista de las normas H.Greene (porcentaje de sodio respecto al total de cationes) se trata de un agua que oscila en el límite entre buena y mediocre.

El carbonato sódico residual presenta valores muy elevados, siempre mayores de 8 meq/L, llegando en un caso extremo a 23 meq/L. Se trata pues de un agua inadecuada para el riego, desde el punto de vista de este criterio, que valora la posibilidad de que la precipitación de calcio y magnesio, según se concentra la solución del suelo en el entorno de las raíces, modifica el valor del SAR. Es interesante observar como, desde el punto de vista del carbonato sódico residual, la calidad del agua residual empeora notablemente frente al agua subterránea.

En base a las normas Scott, se trata de un agua mediocre, para cuyo empleo debe seleccionarse el suelo y, en ocasiones, suministrar un drenaje artificial para permitir el lavado del exceso de sales que pueden quedar en el suelo, también desde el punto de vista de estas normas el agua residual presenta peor calidad que las aguas del acuífero.

La relación de calcio se mueve en el límite de 0,35 unidades que se considera como la frontera a partir de la cual el agua de riego puede provocar problemas de sodificación del suelo. No existe riesgo de exceso de magnesio pues en todos los casos el valor del índice RM se encuentra por debajo de 50 unidades, aunque muy próximos a este valor.

7.3.3.- Impacto de los vertidos líquidos de la población de Dehesas en la composición de las aguas de abastecimiento.

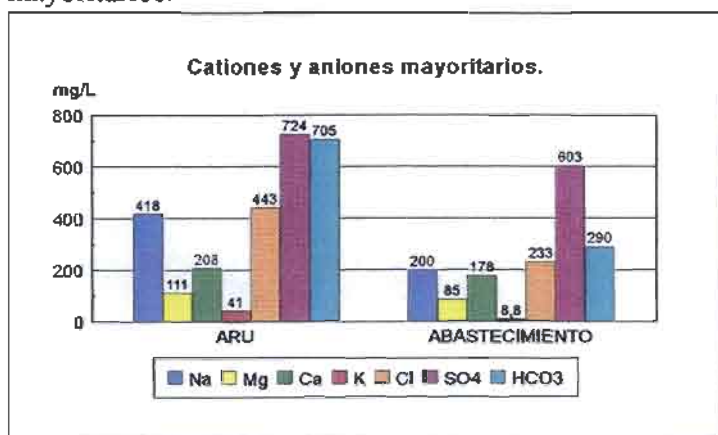
En apartados anteriores se estudiaba la composición de las aguas de abastecimiento y de las aguas residuales por separado, en este apartado se cuantifica y presenta de forma gráfica la variación en la composición que sufren las aguas de abastecimiento como consecuencia de su uso en la población de Dehesas. Con el fin de establecer un criterio de comparación, en las tablas 7.11 y 7.12 se mostraban las características típicas de aguas residuales brutas y los incrementos característicos en la concentración de diversas sustancias inorgánicas producidas por la utilización del agua residual para uso doméstico.

Tabla 7.15.- Composición promedio de las ARU y de las aguas de abastecimiento: variación absoluta y relativa de los principales constituyentes.

	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	pH	Con	Cl	SO4	HCO3
ARU	875,1	412,4	233,6	100,6	56	7,2	3424	443,4	724,5	705,1
ABASTECIMIENTO	1,1	0	23,2	0,1	2,7	7,6	2243	233,6	603,7	290,5
Absoluta	874	412,4	210,4	100,5	53,6	-0,5	1181	209,8	120,7	414,6
Relativa	795,6		10	671	20,5	0,94	1,5	1,8	1,2	2,4
	SiO2	NO3	NO2	NH4	P2O5	Na	Mg	Ca	K	
ARU	28	0	0	73,4	32,9	418	111	208,5	41	
ABASTECIMIENTO	21	40,8	0,0089	0,003	0,015	200	85,6	178,2	8,8	
Absoluta	7	-40,8	-0,009	73,4	32,8	218	25,3	30,2	32,2	
Relativa	1,3		0	22028	2193	2,09	1,29	1,16	4,6	

Los resultados están expresado en mg/L, salvo el pH en unidades de pH, y la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$

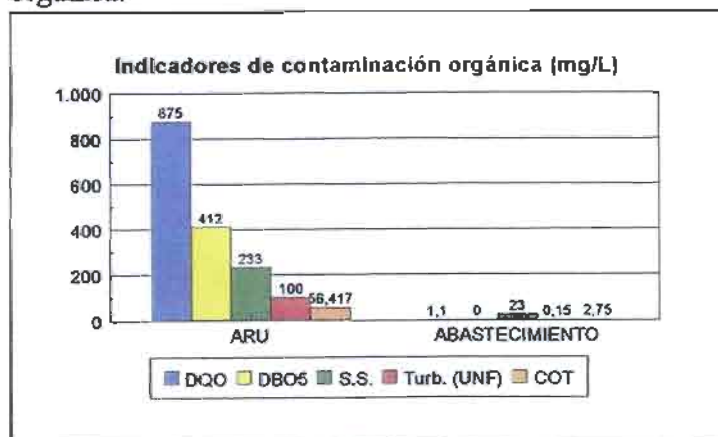
Figura 7.19.- Efecto de los vertidos en las aguas de abastecimiento sobre la concentración de iones mayoritarios.



relativamente elevada pues se considera el límite superior de las composiciones típicas el de 400 mg/L, y el valor medido en las muestras de Dehesas es de 412 mg/L.

En cuanto a los compuestos de nitrógeno, no se observa la presencia de nitratos ni de nitritos, como es normal en las aguas residuales que se encuentran en condiciones fuertemente reductoras, el amoníaco que es la especie de nitrógeno presente, alcanza valores elevados (73,4 mg/L frente a 50 mg/L que es el valor medio característico).

Figura 7.20.- Efecto de los vertidos en las aguas de abastecimiento sobre los indicadores de contaminación orgánica.

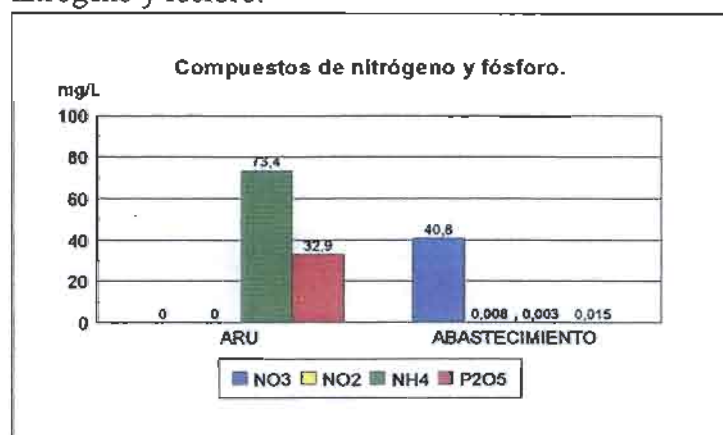


Como se puede ver en la tabla 7.15 y en las figuras 7.19 a 7.22, en comparación con los datos aportados por la bibliografía consultada, la composición media del agua residual de Dehesas se caracteriza por contener una cantidad de materia en suspensión cercana a la media (233 mg/L frente a 220 mg/L), la DBO₅ es

Los cloruros y la alcalinidad son muy superiores a las de las aguas típicas, incluso a las incluidas en el intervalo alto, ello es debido a las particulares características de las aguas de abastecimiento que contienen ambos iones, cloruros y bicarbonatos, en concentraciones muy elevadas.

En cuanto a la variación

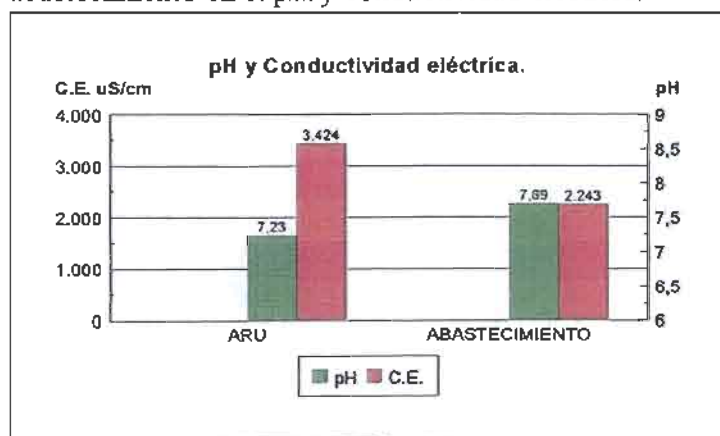
Figura 7.21.- Efecto de los vertidos sobre las aguas de abastecimiento en la concentración de compuestos de nitrógeno y fósforo.



doméstica (la lluvia es muy escasa y el empleo de agua para baldeo de calles, riego de jardines u otros usos que den lugar a excedentes poco contaminados es inexistente) con lo que los procesos de dilución son prácticamente inexistentes.

Entre los aniones el incremento mayor lo sufren los bicarbonatos que llega a 2,4 veces, cloruros y sulfatos le siguen con 1,8 y 1,2 veces respectivamente. Entre los cationes el incremento mayor lo experimenta el potasio,

Figura 7.22.- Efectos de los vertidos sobre las aguas de abastecimiento en el pH y conductividad eléctrica.



que se encuentra dentro del rango normal de variación.

observada en los diferentes iones sorprende que los incrementos están en la mayoría de las ocasiones muy por encima de los máximos promedios recogido en la tabla de Metcalf-Eddy. Una posible razón, para este comportamiento, es que en las aguas residuales de Dehesas de Guadix no hay ninguna otra componente que la puramente

mayor lo experimenta el sodio, 4,6 veces, mas moderado es el del magnesio, 2,09 veces el calcio 1,16 veces. Destacar que el gran incremento que se ve en el contenido en amonio se debe a que todo el nitrógeno pasa a forma reducida, por lo que habria que descontar el contenido original en nitratos del agua. La sílice es la única especie

7.3.4.- Evolución de las aguas residuales en las balsas almacén y de decantación.

En el apartado anterior se analizaban las características físico-químicas de las aguas residuales brutas, sin más tratamiento que la retirada de elementos groseros y un desengrasado. Antes de proceder a su filtración sobre el terreno, se somete además a un proceso de decantación que se produce tanto en la balsa de decantación propiamente dicha, como en la balsa almacén. En este apartado se presentan las características de las aguas en dichas balsas, en las cuales su composición puede variar notablemente, sobre todo en lo referido al contenido en sólidos en suspensión, materia orgánica y compuestos de nitrógeno.

Tabla 7.16.- Balsa de decantación. Características físico-químicas.

F_Toma	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
11/09/98	620	285	100	70	126	462	640	1025	0	3,28	420	126	250	40	7,4
27/09/98	458	200	62	20	120	376	546	976	0	0	350	121	230	39	7,5
14/10/98	720	305	160	95	114	358	579	970	0	0	340	113	230	41	7,6
28/10/98	819	340	116	69	66	376	288	1373	0	0	380	116	220	52	6,9
12/11/98	690	200	120	330	33	356	748	732	30	0	370	114	210	48	8
26/11/98		380	228	110	45	475	842	634	0	0	430	107	200	46	6,8
10/12/98	984	585	326	95	69	630	805	549	0	0	510	112	200	46	6,3
20/12/98	602	220	183	92	27	434	915	671	0	0	460	112	200	30	7,4
1/99	1490	800	287	81	93	428	843	366	0	0	450	99	185	45	6,3
2/99	280	69	74	25	6	352	703	558	0	0	320	96	185	29	8
3/99	420	113	125	40	24	342	674	708	0	0	370	103	196	32	7,1
4/99	497	170	105	18	33	473	758	622	0	0	430	113	220	29	7,2

F_Toma	Con	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	TEM	Fe	Mn	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Zn	Cu
11/09/98	3730	0	35,83	8	40		0		0	0	0	0	0	0,06	0
27/09/98	3440	0	60	22			0		0	0	0	0	0	0,04	0
14/10/98	3770	0	167	28	26		0		0	0	0	0	0	0,05	0
28/10/98	3330	0	88	62	26		0		0	0	0	0	0	0,06	0
12/11/98	3340	0	132	31	28		0		0	0	0	0	0	0,06	
26/11/98	3510	0	84	65	27		0,05		0	0	0	0	0	0,04	0
10/12/98	3470	0	12	23	26		0,07		0	0	0	0	0	0,12	0
20/12/98	3320	0	51	37	28		0		0	0	0	0	0	0,04	0
1/99	3200	0	17	20	28									0,06	
2/99	2790	0	45,1	11,4	21									0,03	
3/99	2950	0	61	42	27									0,17	0
4/99	3210	0	44,2	31	28									0,03	0

En las tablas 7.16 y 7.17 se presentan las características fisico-químicas de las ARU tras su paso por las balsas almacén y de decantación, por otra parte, en las figuras 7.23 a 7.28 se muestra la evolución de los principales parámetros que se ven influidos por este proceso de decantación y almacenamiento, pues como es lógico, los cationes y aniones mayoritarios, muy solubles, apenas sufren modificación por el hecho de almacenar el agua durante cortos periodos de tiempo.

Tabla 7.17 Balsa almacén. Características fisico-químicas.

F_Toma	DQO	DBO ₅	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO ₄	HCO ₃	CO ₃	NO ₃	Na	Mg	Ca	K	pH
11/09/98	535	190	104	28	114	412	669	976	0	0,8	430	125	250	40	7,8
27/09/98	256	110	64	7	18	356	574	830	0	6	300	121	230	31	7,6
14/10/98	580	200	76	68	114	447	530	927	0	0	410	116	240	33	7,3
28/10/98	568	225	60	90	84	502	279	1403	0	0	480	116	220	45	7,3
12/11/98	720	270	84	79	42	396	684	854	0	0	390	110	210	44	7,2
26/11/98		370	144	100	33	530	760	708	0	0	440	110	210	48	7
10/12/98	730	350	193	75	85	453	790	610	0	0	440	108	190	38	6,6
20/12/98	342	104	70	53	24	410	755	641	0	0	430	113	210	33	7,4
1/99	600	263	108	13	27	430	820	610	0	0	420	96	179	33	7,4
2/99	336	75	45	44	10	345	680	524	0	0	320	89	176	27	7,2
4/99	562	223	74	43	42	479	741	695	0	0	430	113	220	34	7,1

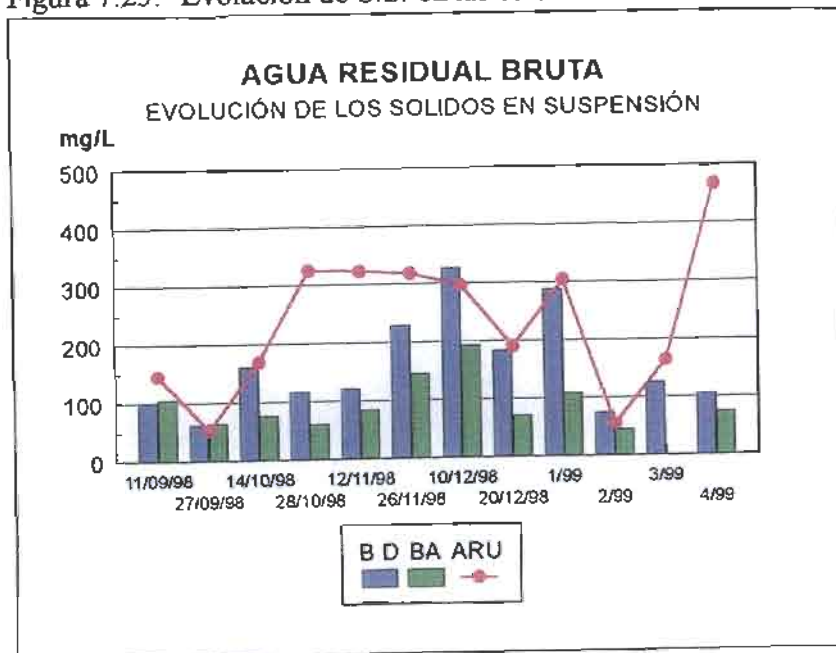
F_Toma	Con	NO ₂	NH ₄	P ₂ O ₅	SiO ₂	TEM	Fe	Mn	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Zn	Cu
11/09/98	3800	0	42,11	7	45		0		0	0	0	0	0	0,07	0
27/09/98	3320	0	80	22			0		0	0	0	0	0	0,03	0
14/10/98	3680	0	125	21	28		0		0	0	0	0	0	0,05	0
28/10/98	3660	0	79	50	26		0		0	0	0	0	0	0,05	0
12/11/98	3270	0	68	41	26		0		0	0	0	0	0	0,06	
26/11/98	3520	0	8	51	27		0		0	0	0	0	0	0,05	0
10/12/98	3310	0	46	40	26		0		0	0	0	0	0	0,04	0
20/12/98	3300	0	56	20	27		0		0	0	0	0	0	0,11	0,02
1/99	3110	0	55	30	26									0,05	
2/99	2660	0	59	16,1	21									0,04	
4/99	3256	0	44,1	44	28									0,03	0

Al contrario de lo que sucedía cuando se interpretaba la composición de las ARU brutas, es preciso tener en cuenta que el agua contenida en las balsas es en realidad una muestra integrada de 24 horas y que la comparación que se hace con las ARU corresponde a una muestra puntual, de primera hora de la mañana.

El contenido en metales pesados es similar al determinado en las aguas brutas, no detectándose presencia mas que de zinc y en concentraciones similares.

En la primera gráfica, figura 7.23 se muestra la variación del contenido en sólidos en suspensión, en la tabla 7.18² se presenta el porcentaje de variación del contenido total en sólidos en suspensión de la balsa almacen y de decantación respecto al agua bruta, y entre ambas balsas. También se presenta la media de todos los valores calculados.

Figura 7.23. - Evolución de S.S. en las balsas de tratamiento.



Se observa como a pesar del corto periodo de permanencia del agua en las balsas, se produce una reducción importante en el total de sólidos en suspensión que como valor medio es del 45% en la balsa almacen y del 13,6 % en la balsa de decantación.

² En todas la tabla de este apartado, con el fin de analizar el impacto del almacenamiento del agua en las balsas de decantación y almacén, se ha seguido al siguiente nomenclatura:

ARU-BD = Agua Residual Urbana - Balsa de Decantación.

BD-BA = Balsa de Decantación - Balsa Almacén.

ARU-BA = Agua Residual Urbana - Balsa Almacén.

Tabla 7.18.- Rendimiento del sistema de decantación. Sólidos en suspensión.

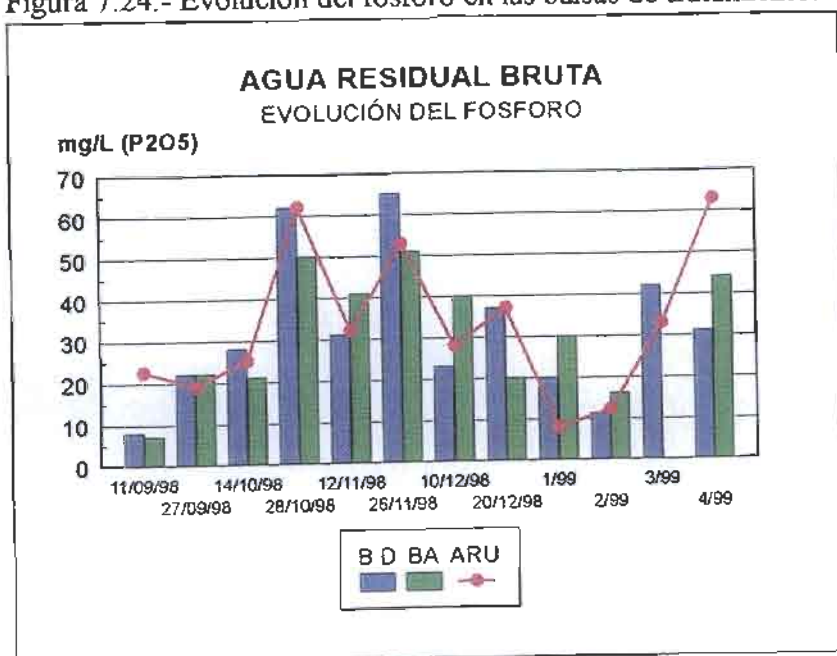
FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	30,6	-4,0	27,8
27/09/98	-19,2	-3,2	-23,1
14/10/98	4,8	52,5	54,8
28/10/98	64,2	48,3	81,5
12/11/98	62,7	30,0	73,9
26/11/98	28,1	36,8	54,6
10/12/98	-10,1	40,8	34,8
20/12/98	3,7	61,7	63,2
1/99	5,6	62,4	64,5
2/99	-34,5	39,2	18,2
3/99	23,8		
4/99	77,6	29,5	84,2
% medio	19,8	35,8	48,6

También es importante destacar que existe un caso en el que el total de sólidos en suspensión aumenta, en lugar de disminuir. Este hecho tiene con seguridad una explicación en la que intervienen numerosos factores de forma simultánea, entre los que pueden destacarse: no se muestrea exactamente la misma agua pasando por las diversas fases del proceso, la posibilidad de contaminación externa pues las balsas están al aire libre, y el crecimiento de microorganismos y algas que pueden interferir en la medida.

Entre los meses de octubre y enero, por

causas que ya han sido comentadas en apartados anteriores, se produce un notable aumento del contenido en SS, se trata además del periodo en el que la eliminación de estos es más eficaz, llegando a valores de hasta el 81,5% en el mes de octubre. Este efecto es especialmente importante para frenar la influencia que los

Figura 7.24.- Evolución del fósforo en las balsas de tratamiento.



vertidos podrían tener sobre el lecho filtrante colmatándolo rápidamente.

Tabla 7.19.- Rendimiento del sistema de decantación. Fósforo.

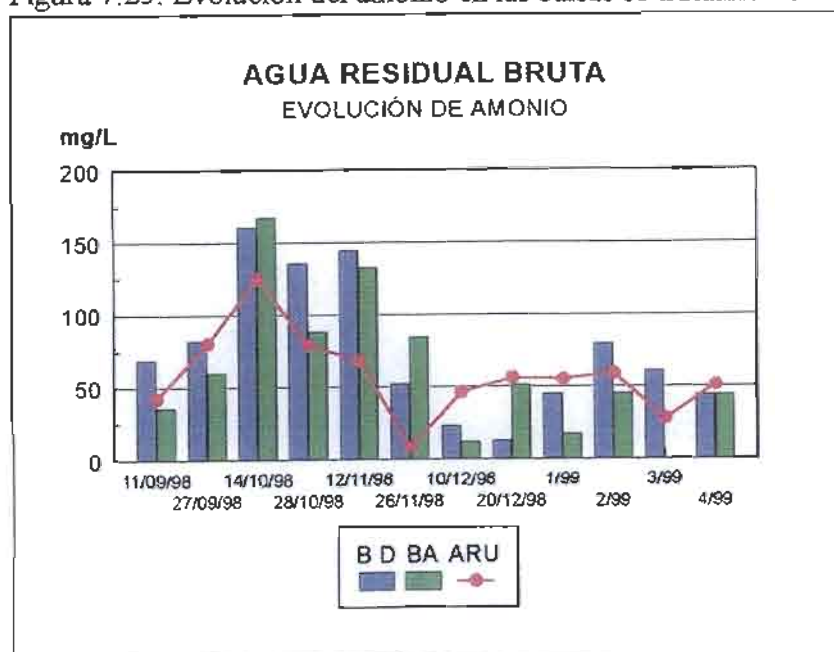
FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	64,4	12,5	68,9
27/09/98	-15,8	0,0	-15,8
14/10/98	-12,0	25,0	16,0
28/10/98	0,0	19,4	19,4
12/11/98	3,1	-32,3	-28,1
26/11/98	-22,6	21,5	3,8
10/12/98	17,9	-73,9	-42,9
20/12/98	0,0	45,9	45,9
1/99	-150,0	-50,0	-275,0
2/99	7,3	-41,2	-30,9
3/99	-27,3		
4/99	50,8	-41,9	30,2
% medio	-7,0	-10,5	-19,0

El fósforo de las ARU procede tanto de las excretas humanas como de los restos de alimentos y de los compuestos de lavado y limpieza comercial. En la figura 7.24 se muestra la evolución de este elemento en las balsas.

Aproximadamente el 10% del fósforo contenido en las ARU corresponde a la fracción insoluble que puede ser eliminada mediante el proceso de decantación primaria (Metcalf-Eddy, 1994), además, siempre que las condiciones de luz y temperatura sean favorables, cabría esperar una

disminución adicional de este elemento debido a la retirada por parte de las algas en crecimiento (Ramalho, 1993).

Figura 7.25. Evolución del amonio en las balsas se tratamiento.



El fósforo que no es eliminado por estos procesos es todo el soluble y se mantiene en el agua hasta su infiltración en el terreno. Los datos observados muestran que si bien las variaciones son pequeñas no se observa un patrón definido que permita establecer de

Tabla 7.20.- Rendimiento del sistema de decantación. Nitrógeno.

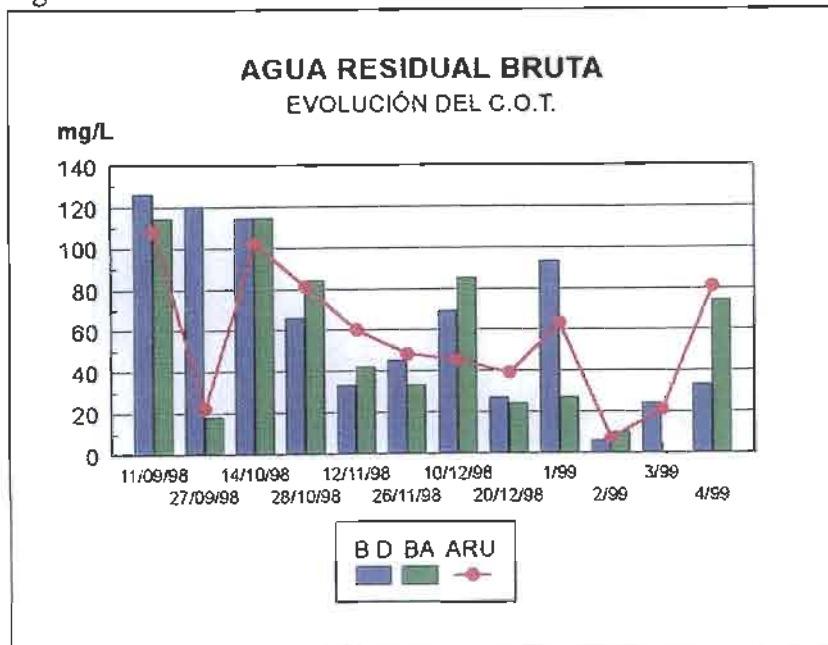
FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	47,8	-17,5	38,6
27/09/98	26,8	-33,3	2,4
14/10/98	-4,4	25,1	21,9
28/10/98	34,8	10,2	41,5
12/11/98	8,3	48,5	52,8
26/11/98	-61,5	90,5	84,6
10/12/98	47,8	-283,3	-100,0
20/12/98	-292,3	-9,8	-330,8
1/99	62,2	-223,5	-22,2
2/99	43,3	-30,8	25,8
3/99	-117,9		
4/99	13,3	0,2	13,5
% medio	-16,0	-38,5	-15,6

forma clara su comportamiento. En general las oscilaciones pueden ser atribuidas a las variaciones horarias y estacionales en la composición de las aguas residuales más que a procesos de depuración propiamente dichos.

Como se vio en el apartado anterior, el nitrógeno presente tanto en las ARU brutas como en las balsas se encuentra todo el en forma reducida, como amonio.

Como se puede observar en la figura 7.25 y se cuantifica en la tabla 7.20 el contenido en amonio, al pasar por el sistema de balsas, sufre como norma general un incremento notable en los meses de octubre a enero, cuando el agua está más cargada de

Figura 7.26.- Evolución del COT en las balsas de tratamiento.



residuos, esto es debido a que el origen de este ión está en el proceso de amonificación de la materia orgánica, un proceso enzimático en el cual el nitrógeno de las sustancias orgánicas (proteínas, aminopolisacáridos, ácidos nucleicos) es liberado en forma de NH_3 . Sin embargo, en

Tabla 7.21.- Rendimiento del sistema de decantación. COT.

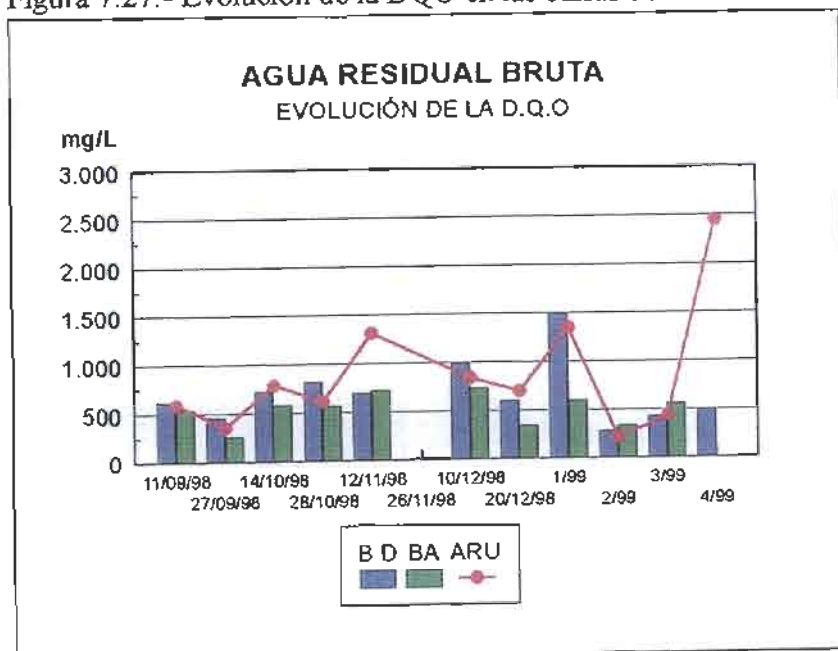
FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	-16,7	9,5	-5,6
27/09/98	-445,5	85,0	18,2
14/10/98	-11,8	0,0	-11,8
28/10/98	18,5	-27,3	-3,7
12/11/98	45,0	-27,3	30,0
26/11/98	6,3	26,7	31,3
10/12/98	-53,3	-23,2	-88,9
20/12/98	30,8	11,1	38,5
1/99	-47,6	71,0	57,1
2/99	14,3	-66,7	-42,9
3/99	-14,3		
4/99	59,3	-27,3	48,1
% medio	-34,6	2,9	6,4

el resto de los meses muestreados su contenido desciende ligeramente. La explicación a este hecho es doble, de una parte la menor cantidad de materia orgánica que implica un medio menos cargado de bacterias, por otra parte la disminución del pH del agua que favorece la pérdida de NH_3 hacia la atmósfera.

El contenido en carbono orgánico sufre un comportamiento aparentemente aleatorio no observándose una tendencia clara entre la balsa de decantación y la balsa almacén, pues unas veces disminuye y otras aumenta, ni entre estas y el agua

residual. El carbono orgánico presente en las aguas residuales corresponde en su totalidad a los vertidos domésticos y a los vertidos industriales, pero en las balsas, debido al desarrollo de organismos autótrofos, fundamentalmente algas, se produce un incremento de forma que no es de extrañar que puede aparecer un

Figura 7.27.- Evolución de la DQO en las balsas de tratamiento.



incremento de su concentración a pesar de la actividad bacteriana y de la decantación que se

Tabla 7.22.- Rendimiento del sistema de decantación. DQO.

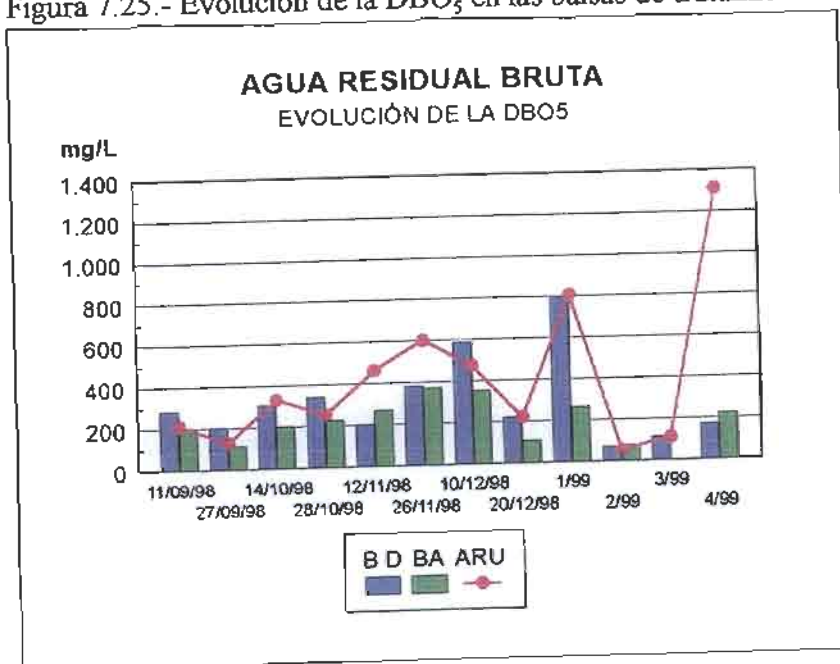
FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	-5,8	13,7	8,7
27/09/98	-29,0	44,1	27,9
14/10/98	8,2	19,4	26,0
28/10/98	-33,6	30,6	7,3
12/11/98	47,3	-4,3	45,0
26/11/98			
10/12/98	-17,1	25,8	13,1
20/12/98	14,0	43,2	51,1
1/99	-10,5	59,7	55,5
2/99	-32,7	-20,0	-59,2
3/99	3,4		
4/99	79,7	-13,1	77,0
% medio	2,2	19,9	25,2

produce al mantener el agua almacenada en reposo. El incremento en las balsas dependerá directamente de la temperatura ambiente y de las horas totales de iluminación solar.

En la época en la que se esperan unos niveles mayores de COT, octubre a enero, este parámetro disminuye, la contradicción se resuelve si se considera que el vertido de materia orgánica debido a la actividad de la industria de elaboración de charcutería se encuentra en su mayor parte en forma de partículas

facilmente decantables, que son eliminadas rápidamente del agua.

Figura 7.25.- Evolución de la DBO₅ en las balsas de tratamiento.



La evolución de la DQO, figura 7.27 y tabla 7.22, y de la DQO₅, figura 7.28 y tabla 7.23, presentan un comportamiento similar. Ambos parámetros evolucionan con el tiempo según lo esperado, aumentando en la época en la que los

vertidos con elevado contenido en materia orgánica son mayores.

Tabla 7.23.- Rendimiento del sistema de decantación. DBO₅.

FECHA	ARU-BD	BD-BA	ARU-BA
11/09/98	-35,1	33,3	10,0
27/09/98	-60,0	45,0	12,0
14/10/98	7,6	34,4	39,4
28/10/98	-34,4	33,8	11,1
12/11/98	56,5	-35,0	41,3
26/11/98	36,7	2,6	38,3
10/12/98	-23,7	40,2	26,0
20/12/98	0,0	52,7	52,7
1/99	0,7	67,1	67,4
2/99	-30,2	-8,7	-41,5
3/99	-2,7		
4/99	87,0	-31,2	83,0
% medio	0,2	21,3	30,9

La variabilidad encontrada en el valor de la DBO₅ es notable, oscilando en el caso de las aguas brutas entre 211 y 806 mg/L (dejando aparte la muestra de abril de 1999 que presenta un valor anormalmente elevado), la eficacia en la eliminación de DBO₅ en el sistema de pretratamiento es del orden del 12%, que puede ser considerado como aceptable, sobre todo si se tiene en consideración que las balsas se encuentran abiertas y expuestas a la radiación solar.

Con frecuencia se observa que en la balsa de decantación se produce un ligero aumento de la DBO₅, este fenómeno es debido al desarrollo explosivo inicial de la carga bacteriana a expensas de la materia orgánica que una vez consumida permite la reducción de la DBO₅.

Tabla 7.24.- Balsas de tratamiento. Indices de correlación.

	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH	Con	NH4	P2O5	SiO2
DQO	1,00																		
DBO5	0,97	1,00																	
S.S.	0,84	0,84	1,00																
Turb.	0,44	0,29	0,43	1,00															
COT	0,33	0,31	0,20	0,06	1,00														
Cl	0,71	0,74	0,59	0,11	0,18	1,00													
SO4	0,35	0,36	0,41	0,18	-0,30	0,28	1,00												
HCO3	-0,27	-0,33	-0,31	0,03	0,45	-0,25	-0,87	1,00											
CO3	-0,00	-0,08	-0,07	0,48	-0,12	-0,11	0,06	-0,02	1,00										
NO3	-0,19	-0,14	-0,21	-0,15	0,02	-0,08	-0,15	0,15	-0,04	1,00									
Na	0,77	0,76	0,69	0,26	0,22	0,93	0,31	-0,19	-0,08	-0,19	1,00								
Mg	-0,03	-0,05	-0,11	0,04	0,51	0,11	-0,31	0,54	0,06	0,35	0,08	1,00							
Ca	-0,03	-0,04	-0,23	-0,14	0,56	0,16	-0,37	0,49	-0,00	0,35	0,06	0,89	1,00						
K	0,74	0,67	0,61	0,65	0,42	0,44	-0,10	0,25	0,16	-0,13	0,51	0,24	0,12	1,00					
pH	-0,71	-0,79	-0,62	0,06	-0,13	-0,74	-0,35	0,40	0,24	0,15	-0,72	0,12	0,10	-0,34	1,00				
Con	0,56	0,51	0,44	0,26	0,68	0,64	-0,15	0,36	-0,01	0,08	0,64	0,62	0,63	0,65	-0,29	1,00			
NH4	-0,05	-0,17	-0,07	0,40	0,25	-0,33	-0,48	0,52	0,27	-0,03	-0,29	0,16	0,19	0,29	0,48	0,27	1,00		
P2O5	0,33	0,29	0,37	0,23	-0,07	0,36	-0,13	0,21	-0,01	-0,25	0,44	-0,00	-0,07	0,45	-0,41	0,30	0,10	1,00	
SiO2	0,26	0,22	0,16	0,03	0,63	0,26	0,05	0,21	-0,01	0,55	0,33	0,73	0,68	0,30	-0,03	0,61	-0,10	-0,11	1,00
Zn	0,18	0,13	0,22	0,03	-0,05	0,17	0,09	-0,12	0,00	-0,13	0,25	-0,04	-0,05	0,07	-0,22	0,04	-0,18	0,11	0,17

El valor de la DQO muestra una evolución parecida a la DBO_5 , oscilando entre 211 y 1348 mg/L (de nuevo el mes de abril de 1999 muestra un valor anormalmente elevado, de 2445 mg/L).

En la tabla 7.24 se presentan los índices de correlación entre los diversos parámetros determinados en las aguas residuales. La correlación DBO_5 / DQO es muy elevada, $r^2=0,97$ lo que es normal. Destaca la elevada correlación encontrada entre la DBO_5 y DQO con el contenido en sólidos en suspensión, debido a que la mayor parte de estos consisten en materia orgánica más o menos degradada. La elevada correlación encontrada con el contenido en cloruros y sodio puede deberse a que en general, los mayores vertidos de materia orgánica coinciden con los mayores vertidos de cloruro potásico procedente de las industrias chacineras. El resto de las correlaciones encontradas no tienen una especial significación.

7.3.5.- Conclusiones acerca de las características de las ARU de Dehesas de Guadix y de su evolución en las balsas de decantación y almacén.

Las aguas residuales de la población de Dehesas de Guadix presentan una composición variable en función del momento del muestreo debido a la relativa aleatoriedad de los vertidos. Para entender sus características físico-químicas hay que considerar que, excepto cuando se produce escorrentía debido a la lluvia, el origen de este agua es la del acuífero pues toda la población se abastece mediante un pozo excavado en el aluvial del río Guadahortuna, por tanto la composición final será similar al agua del acuífero más las sustancias nuevas aportadas por los vertidos.

De los metales pesados determinados: hierro, manganeso, aluminio, cromo, mercurio, plomo, cadmio, cobre y cinc, únicamente este último se presenta en concentraciones apreciables y de forma reiterada, aunque los valores son equivalentes a los hallados en las aguas subterráneas por lo que no parece que exista un aporte antrópico importante de este metal. El resto de los metales pesados no han sido detectados en ninguno de los muestreos.

El contenido en cationes divalentes, calcio y magnesio, se mantiene constante a lo largo del

tiempo. No así el sodio que muestra claras elevaciones, relacionadas con la actividad de pequeñas industrias de chacinería y los vertidos domésticos, sufriendo una elevación importante en los meses de octubre a enero. La evolución de los aniones es variable, el cloruro se relaciona claramente con el sodio, la evolución de sulfatos y bicarbonatos está determinado por las variaciones en la composición del agua del acuífero y las variaciones, condicionadas por los vertidos, en el pH del agua residual que puede ser significativo.

La turbidez, excepto algún pico aislado oscila entre 50 y 150 UNF y está ligada fundamentalmente a la presencia de materia orgánica en suspensión y al desarrollo bacteriano. Todo el nitrógeno inorgánico se presenta en forma de amonio no habiéndose detectado la presencia de nitratos ni de nitritos, el agua se encuentra en condiciones reductoras. Los valores medidos oscilan mucho, entre 13 y 160 mg/L dependiendo del aporte puntual de nitrógeno y de la materia orgánica degradable.

Carbono orgánico total, demanda química de oxígeno y demanda biológica de oxígeno evolucionan de forma similar, aumentando en la época de mayor actividad, el carbono orgánico es el parámetro que se muestra más estable. La evolución de los sólidos en suspensión presenta un comportamiento más errático, ello es debido a que además de la componente orgánica hay que considerar una componente inorgánica procedente del lavado de las calles y del arrastre de polvo.

Las cantidades de fósforo halladas en las ARU son en general elevadas, en ocasiones más de 60 mg/L como P_2O_5 y en la mayoría de las ocasiones más de 30 mg/L, provenientes casi en su totalidad de los vertidos domésticos, pues las aguas subterráneas de las que se abastece la población no contiene fósforo en disolución que es fácilmente inmovilizado por la matriz caliza del suelo. No se produce una eliminación eficaz del fósforo disuelto.

El contenido en sílice se muestra muy estable, entre 25 y 30 mg/L ya que la única fuente de esta especie es el propio agua de abastecimiento.

Los valores de pH se han mantenido dentro de un estrecho intervalo, entre 7,6 y 7,9 unidades,

a lo largo de las primeras campañas, sufriendo un ligero descenso en los meses de noviembre a enero para recuperarse posteriormente.

La conductividad eléctrica, determinada principalmente por la composición del agua de abastecimiento, es relativamente elevada oscilando de 3.200 a 3.500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ aunque el aporte de agua de lluvia o los vertidos modifican su valor, en el primer caso disminuyendolo y en el segundo aumentandolo.

Desde el punto de vista de aptitud agrícola, son aguas con un elevado contenido en sales en disolución, por lo que en general no son adecuadas para el riego, clase C4 según las normas Riverside, sin embargo el elevado contenido en calcio y magnesio permite su uso sin riesgo de alcalinización.

El paso del agua a través de la balsa de decantación y la balsa almacén modifica sustancialmente el valor de algunos de sus componentes más significativos, pero no tiene apenas influencia sobre el contenido en los iones y cationes mayoritarios, excepto el sodio, pues el aporte doméstico de estas especies es muy pequeño en comparación con la composición de las aguas de abastecimiento. Tampoco se observa una variación significativa del único metal pesado detectado, el zinc.

El proceso de decantación y almacén en las balsas se muestra eficaz en la retirada de sólidos en suspensión valorandose el porcentaje medio de eliminación a lo largo de todo el proceso en un 48,6 % de disminución.

El amonio aumenta en los meses de mayor aporte de materia orgánica debido a la existencia de procesos activos de amonificación, en el resto de los meses del año se produce una disminución mayor del 20% por término medio. El crecimiento de algas y otros organismos autótrofos en las balsas hace que la evolución del carbono orgánico total presente un patrón difícil de interpretar, la tendencia general es no obstante a la disminución, un 6,4 % de media aunque en ocasiones supera el 30%.

La DBO y DQO muestran un comportamiento similar, con reducciones promedio que varían entre el 25 y 30%.

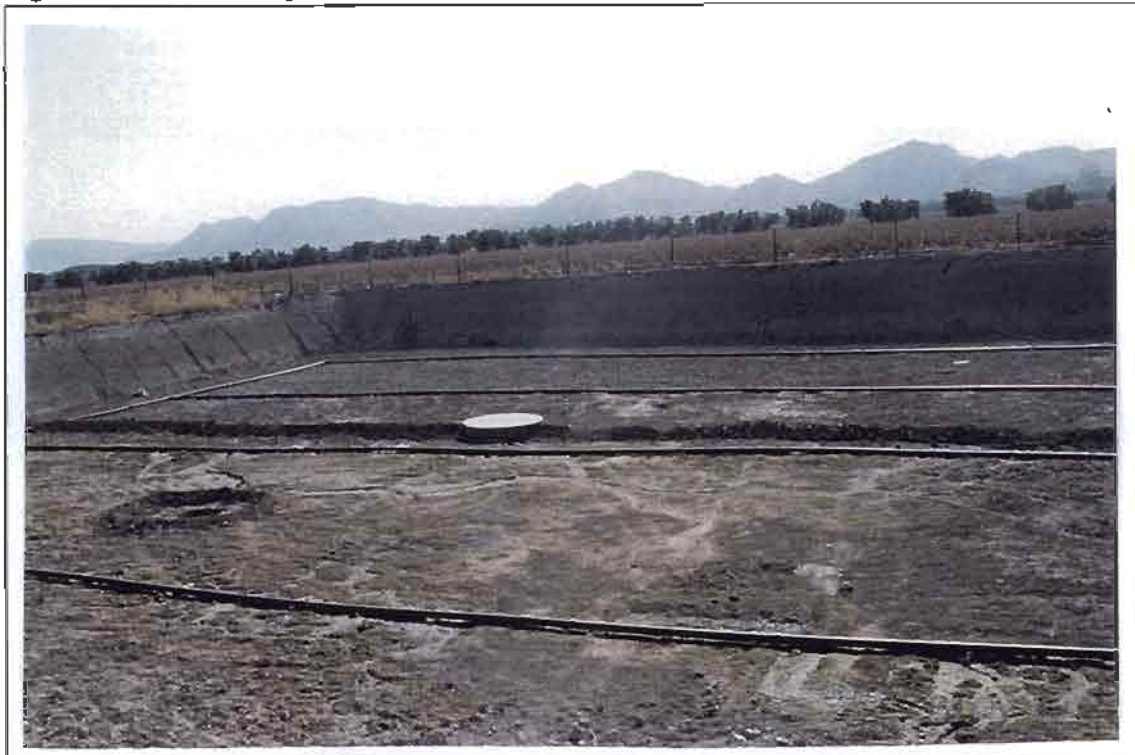
7.4.- EVOLUCIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

En el apartado 6.3 se presenta las características técnicas de diseño, la construcción y la metodología de muestreo del sistema de captación de la solución del suelo mediante pozos con drenes horizontales.

Debido a que únicamente ha estado funcionando la mitad de las balsas más próxima a la depuradora del ayuntamiento, los drenes activos han sido los orientados hacia el río Guadahortuna (ver las figuras 6.6 a 6.8), es decir, los drenes 4, 5 y 6 de la balsa B y los drenes 1, 5 y 6 de la balsa A, no obstante, la captación de pequeños niveles colgados pueden hacer que drenes orientados hacia la zona de las balsas en las que no se infiltra agua proporcionen muestra.

En la figura 7.29 se puede observar una imagen de uno de los pozos de gran diámetro para el muestreo de la solución del suelo.

Figura 7.29- Pozo de gran diámetro para el muestreo de la solución del suelo.



7.4.1.- Material y métodos.

En cuanto al sistema para la toma de muestras, su transporte y conservación, así como los métodos analíticos, se ha seguido lo indicado en el apartado 7.1, aunque con la salvedad de que en ocasiones la cantidad de muestra recogida no era suficiente para llenar las botellas completamente.

Se han muestreado tres pozos; los pozos A y B situados en las balsas de infiltración (figuras 6.7 y 6.8) y el pozo C situado en el filtro verde. En el pozo A solo se ha obtenido muestra del dren 1, el más profundo (12 muestras). El pozo B ha permitido muestrear los drenes 1 (11 muestras), 2 (una muestra), 4 (12 muestras) y 5 (7 muestras), mientras que en el pozo C se ha obtenido muestra de los drenes 1 (5 muestras) y 2 (5 muestras). En total se dispone de 63 análisis de la solución del suelo. En la tabla 7.29 se muestra la correspondencia entre la campaña de muestreo que figura en las gráficas y la fecha de toma de muestra.

Tabla 7.25.- Correspondencia Campaña-fecha de muestreo.

Campaña	Fecha
A	11/09/98
B	27/09/98
C	14/10/98
D	28/10/98
E	12/11/98
F	26/11/98
G	10/12/98
H	20/12/98
I	18/01/99
J	20/02/99
K	24/03/99
L	15/04/99

La interpretación de los resultados obtenidos debe hacerse con gran cautela, pues a lo largo de la experiencia se ha producido un hundimiento en la balsa B que ha inundado el pozo con agua residual en dos ocasiones, no ha sido posible determinar el flujo exacto del agua, por lo que se piensa que alguna de las muestras puede estar afectada. El pozo A y el pozo C han funcionado correctamente a lo largo de toda la experiencia si bien, en el caso del pozo A, el único dren del que se ha podido obtener muestra ha sido el nº 1 que es el situado a mayor profundidad. En la tabla 7.25 se presenta la correspondencia entre la campaña de muestreo que figura en las gráficas y la fecha de toma de muestra.

7.4.2.- Resultados analíticos.

En las tablas 7.26 a 7.32 se recogen los resultados analíticos de todas las muestras. Los comentarios se van a realizar apoyándose en las figuras que representan la evolución del agua, en ellas se ha representado además, mediante líneas de color la composición media de las aguas residuales (línea de color naranja), de las aguas del acuífero, considerando como tal la que se obtiene en el sondeo del ayuntamiento (línea de color verde), y del extracto de sales solubles en el suelo antes de comenzar la infiltración de agua residual (línea de color azul).

Tabla 7.26.- Características analíticas del Dren 1 del pozo A.

Pozo-A1	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K
11/09/98	136	21	38	2,5	12	472	960	610	0	0	380	141	310	28
27/09/98	81	9	10	1	6	475	952	635	0	38	390	142	300	28
14/10/98	125	22	7	3	1	405	826	598	0	0	360	121	270	24
28/10/98	149	20	40	57	24	474	731	793	0	0	430	127	270	31
12/11/98	260	45	37	67	18	467	800	657	0	0	400	124	270	30
26/11/98		10	4	5	9	456	760	683	0	0	390	119	250	29
10/12/98	120	19	5	7	6	456	689	738	0	0	380	119	230	26
20/12/98	98	15	6	22	3	478	858	793	0	0	430	135	290	28
18/01/99	600	300	510	17	21	418	810	598	0	0	410	98	193	31
20/02/99	360	123	15	15	8	424	357	1147	0	0	400	105	210	29
24/03/99	130	12	80	12	15	356	357	1244	0	0	420	115	230	29
15/04/99	132	25	71	5,5	30	448	680	976	0	0	430	122	270	31
Pozo-A1	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Cu
11/09/98	7,6	3620	0	5,1	1,32	39	0,07	0	0	0	0	0	0	0
27/09/98	7,1	3590	1,3	12	6		0,12	0,06	0	0	0	0	0	0
14/10/98	7,3	3390	28	11	11,2	32	0,09	0,1	0	0	0	0	0	0
28/10/98	7,3	3400	0	28	22	31	0,06	0,05	0	0	0	0	0	0
12/11/98	7,3	3280	0	21	27	28	0,05	0,12	0	0	0	0	0	
26/11/98	7,5	3140	0	21	26	34	0,1	0,22	0	0	0	0	0	0,02
10/12/98	7,4	3240	0	27	18	31	0,03	0,1	0	0	0	0	0	0
20/12/98	7,1	3360	0	16	16	30	0,1	0,16	0	0	0	0	0	0
18/01/99	7,2	3070	0	37	45	28	0,05							
20/02/99	7,4	3120	0	43,5	26	34	0,11							
24/03/99	7,3	3120	0	36	28	36	0,05							
15/04/99	7,3	3250	0	29	24	38	0,04						0	

Las unidades se expresan en mg/L excepto para la turbidés en UNF, la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH en unidades de pH.

Hay que tener presente, en todo momento, que el agua captada en los drenes está en evolución hacia el equilibrio con los materiales de la formación acuífera. Este equilibrio se ve profundamente modificado por la interacción con la microflora y microfauna del suelo, con la atmósfera y con los gases del suelo, e incluso, en el periodo de almacenamiento previo a la infiltración, el agua está sometida a la acción de la luz solar con el consiguiente desarrollo de algas, producción de O₂ y CO₂, y sobre todo de biomasa con gran contenido en carbono orgánico.

Tabla 7.27.- Características analíticas del Dren 1 del pozo B.

Pozo-B1	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K
11/09/98	188	35	10	6,8	30	427	484	1110	0	0	410	124	250	36
14/10/98	146	23	2	2,5	2	533	1160	537	0	193	400	163	370	31
28/10/98	82	10	14	25	18	512	979	559	0	167	410	158	350	32
12/11/98	54	5	5	2,2	6	405	821	641	0	0	370	123	280	31
26/11/98		20	16	10	12	478	870	683	0	0	390	126	290	31
10/12/98	84	16	5	4,3	6	497	923	519	0	150	400	139	310	30
20/12/98	105	15	36	14	6	442	811	671	0	7	420	126	270	31
18/01/99	57	8	17	3,5	7	430	860	598	0	0	370	105	230	29
20/02/99	49	8	37	3,1	7	423	905	732	0	0	390	120	260	31
24/03/99	40	5	4	1	12	406	837	549	0	87	390	120	270	29
15/04/99	31	6	7	1,5	18	476	944	561	0	104	410	124	290	29
Pozo-B1	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Cu
11/09/98	7,4	3560	0	35,4	3,75	70	0,04	0	0	0	0	0	0	0
14/10/98	6,9	4100	2,7	21	1,4	28	0,14	0,05	0	0	0	0	0	0,02
28/10/98	6,9	3660	19	2	1	26	0,17	0,12	0	0	0	0	0	0,02
12/11/98	7,2	3060	0,22	6	4	26	0,12	0,15	0	0	0	0	0	0
26/11/98	7,2	3320	0	11	10	23	0,07	1,02	0	0	0	0	0	0,02
10/12/98	7	3540	2,08	5	4	24	0,98	0,12	0	0	0	0	0	0,04
20/12/98	7,1	3340	0,1	14	6	30	0,04	0,2	0	0	0	0	0	0,03
18/01/99	7,2	2990	0,12	18	30	26	0,06							
20/02/99	7,2	3090	14,5	10,2	3,2	26	0,15							
24/03/99	7,2	3070	0,65	0,08	13	26	0,09							
15/04/99	7,2	3220	1,2	2,2	10	30	0,36							0

Las unidades se expresan en mg/L, excepto para la turbidez en UNF, la conductividad eléctrica en μ S/cm y el pH en unidades de pH.

Tabla 7.28.- Características analíticas del Dren 2 del pozo B.

Pozo-B2	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K
11/09/98	149	20	142	4,5	30	498	578	976	0	1,22	420	125	270	33
Pozo-B2	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Cu
11/09/98	7,3	3750	0	21,72	10	87	0,09	0,09	0	0	0	0	0	0

Las unidades se expresan en mg/L. excepto para la turbides en UNF, la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH en unidades de pH.

Tabla 7.29.- Características analíticas del Dren 4 del pozo B.

Pozo-B4	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K
11/09/98	136	20	38	2,2	24	486	763	805	0	2,45	380	138	300	35
27/09/98	86	19	26	1	1	516	1145	634	0	0	410	165	330	42
14/10/98	170	25	29	5,5	3	483	965	690	0	0	390	146	340	28
28/10/98	130	15	60	3,8	39	542	887	732	0	0	430	136	300	35
12/11/98	82	10	90	7	3	492	876	641	0	0	390	133	300	31
26/11/98		90	104	77	18	478	808	683	0	0	410	125	280	33
10/12/98	123	18	13	5,7	9	460	980	702	0	0	410	139	310	33
20/12/98	73	9	11	20	9	471	850	671	0	0	390	127	270	30
18/01/99	56	8	2	17	6	518	1020	657	0	0	390	139	310	28
20/02/99	31	5	12	2,2	0	447	931	659	0	0	380	131	280	29
24/03/99	140	20	33	2	15	414	727	854	0	0	420	120	260	31
15/04/99	62	10	14	2,5	18	471	997	708	0	0	430	124	290	34
Pozo-B4	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Cu
11/09/98	7,3	3800	0	2,44	9,6	66	0,11	0,07	0	0	0	0	0	0
27/09/98	7,4	4130	26	21	4		0,09	0	0	0	0	0	0	0
14/10/98	7,2	3820	0,08	11	9,1	30	0,03	0,21	0	0	0	0	0	0
28/10/98	7,3	3580	0,26	17	12	30	0,03	0,06	0	0	0	0	0	0
12/11/98	7,3	3360	0	12	13	35	0,08	0,2	0	0	0	0	0	
26/11/98	7,1	3360	0	26	23	27	0,05	0,11	0	0	0	0	0	0
10/12/98	7,1	3410	0	15	1,6	24	0,04	0	0	0	0	0	0	0
20/12/98	7,2	3330	0	17	15	28	0,08	0,09	0	0	0	0	0	0,02
18/01/99	7,2	3360	0,08	11	18	28	0,1							
20/02/99	7,3	3230	11,8	9,2	1,9	26	0,13							
24/03/99	7,2	3190	0	20	25	34	0,11							
15/04/99	7,2	3260		13,8	12	32	0,13							0

Las unidades se expresan en mg/L. excepto para la turbides en UNF, la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH en unidades de pH.

El hecho de tratarse de un agua en evolución no significa necesariamente, como se verá mas adelante, que la concentración de una determinada sustancia tenga que ser mayor o menor que la presente en el acuífero o en el agua residual, esto dependerá normalmente de un conjunto complejo de factores que interactúan entre ellos y cuyo resultado no siempre es fácil de predecir.

Tabla 7.31.- Características analíticas del Dren 5 del pozo B.

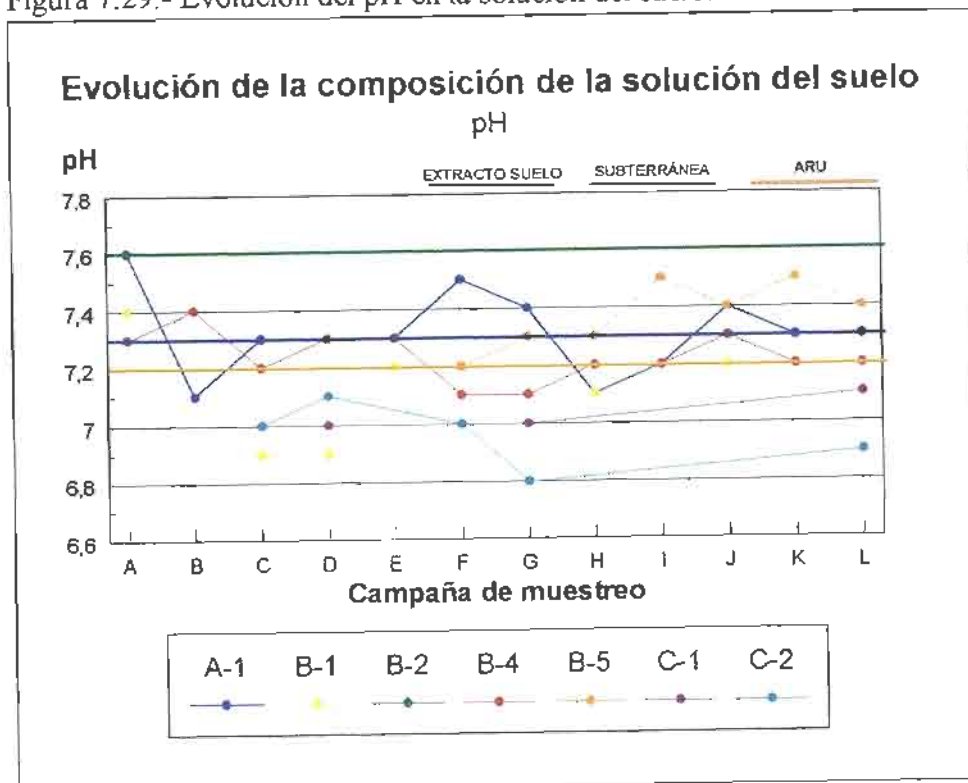
Pozo-B5	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K
26/11/98		45	42	13	10	534	905	659	0	0	430	136	310	33
10/12/98	260	100	28	25	15	557	896	732	0	0	470	130	270	33
20/12/98	74	10	66	3,8	3	535	1004	641	0	8	450	142	300	32
18/01/99	100	18	5	3,5	6	465	970	568	0	0	390	116	250	29
20/02/99	47	6	39	2	7	446	912	634	0	0	410	124	270	31
24/03/99	60	8	59	3	12	436	859	743	0	0	450	126	270	31
15/04/99	55	8	13	1,5	21	545	1060	622	0	0	480	136	310	37
Pozo-B5	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	Cr	Al	Hg	Pb	Cd	Cu
26/11/98	7,2	3580	0	21	15	23	0,06	0	0	0	0	0	0	0,02
10/12/98	7,3	3530	0	16	16	26	0,07	0	0	0	0	0	0	0,02
20/12/98	7,3	3630	0,27	17	10	24	0,33	0	0	0	0	0	0	0,08
18/01/99	7,5	3170	0	14	15	24	0,2							
20/02/99	7,4	3230	9	13,5	9,8	26	0,23							
24/03/99	7,5	3260	0,4	17	23	32	0,18							
15/04/99	7,4	3600	13,5	4,6	12	28	0,45						0	

Las unidades se expresan en mg/L excepto para la turbidez en UNF, la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH en unidades de pH.

Los factores que más influyen en la composición final del agua pueden dividirse en dos grupos: internos al sistema, entre los que se encuentra la composición previa del agua residual y el tiempo de almacenamiento en las balsas almacén y de decantación, y factores externos como son la temperatura ambiente y el número de horas de luz, el momento del ciclo de humectación desecado en el que se encontraba la balsa en el instante de infiltrar el agua, la profundidad del dren del que ha sido obtenida la muestra, la actividad microbiológica del suelo, etc.

La evolución temporal no es clara, aunque existe una ligera tendencia a aumentar a lo largo del tiempo. La distribución en profundidad no es ni mucho menos evidente, observándose fluctuaciones importantes. Se puede afirmar que el impacto sobre el pH no es apreciable debido al fuerte efecto tampón de la matriz sólida y que en general la tendencia es a un aumento de la alcalinidad según el agua progresa en el suelo.

Figura 7.29.- Evolución del pH en la solución del suelo.

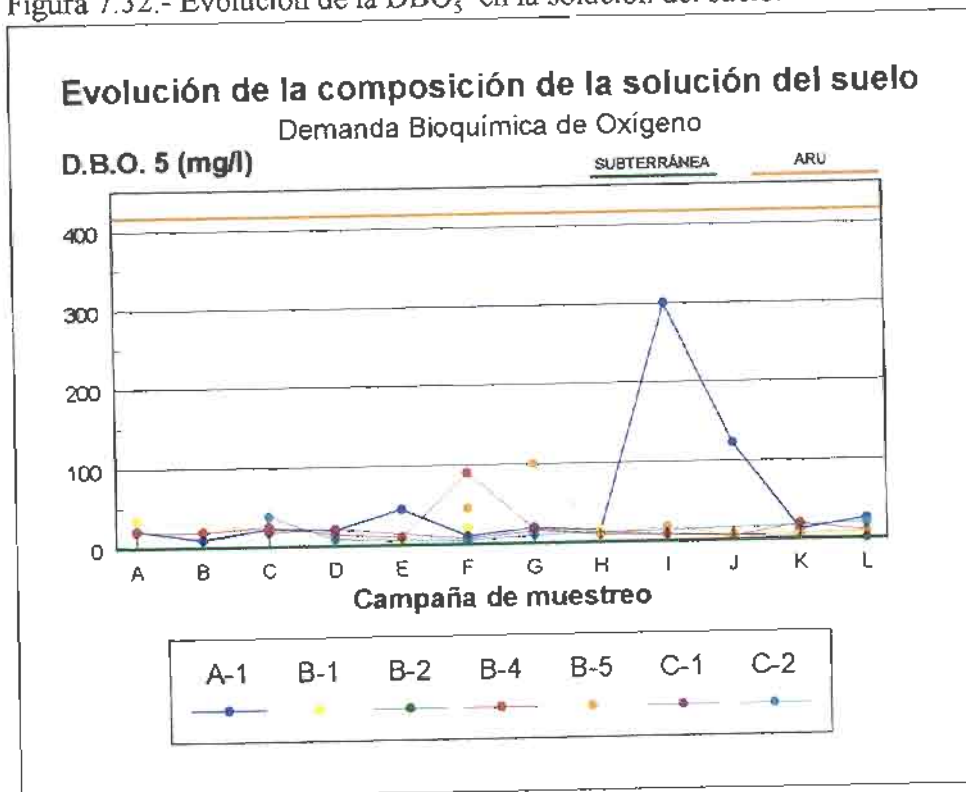


El comportamiento de los drenes situados en el filtro verde es diferente, el valor del pH en este caso es algo menos básico e incluso en alguna ocasión ligeramente ácido, habiendo llegado a alcanzar 6,8 unidades. Se trata de valores muy bajos para suelos desarrollados sobre materiales calizos y un agua de vertido netamente alcalina, la explicación hay que buscarla en que el desarrollo del filtro verde ha incrementado notablemente el aporte de materia orgánica, tanto procedente del vertido como de las hojas de los chopos y favorece la existencia de una intensa actividad biológica con producción de CO₂ lo que trae consigo la acidificación de la solución que según abandona los horizontes superiores vuelve al estado natural alcalinizándose.

especialmente el numero 2, que es más superficial.

d) El paso del agua de recarga a través del suelo no tiene ningún efecto apreciable sobre la conductividad eléctrica de la solución, las sales que contribuyen a esta son las más solubles y se comportan como contaminantes conservativos.

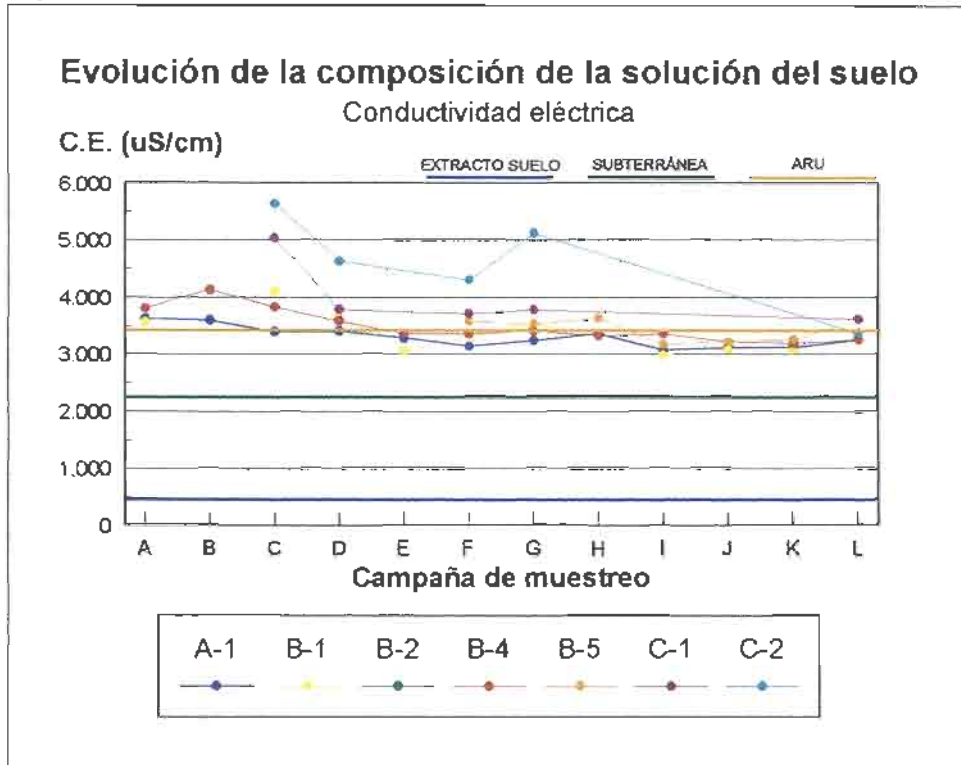
Figura 7.32.- Evolución de la DBO₅ en la solución del suelo.



En las figuras 7.31 y 7.32 se ha representado la evolución de la DQO y de la DBO₅ respectivamente, la DBO₅ es el parámetro indicador de contaminación orgánica más empleado en el análisis de aguas residuales.

El comportamiento de ambas variables es muy parecido, esto era previsible pues gran parte del poder reductor de estas aguas lo aporta la materia orgánica. Los valores de la DQO son mayores porque también es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que biológicamente.

Figura 7.30.- Evolución de la C.E. en la solución del suelo.

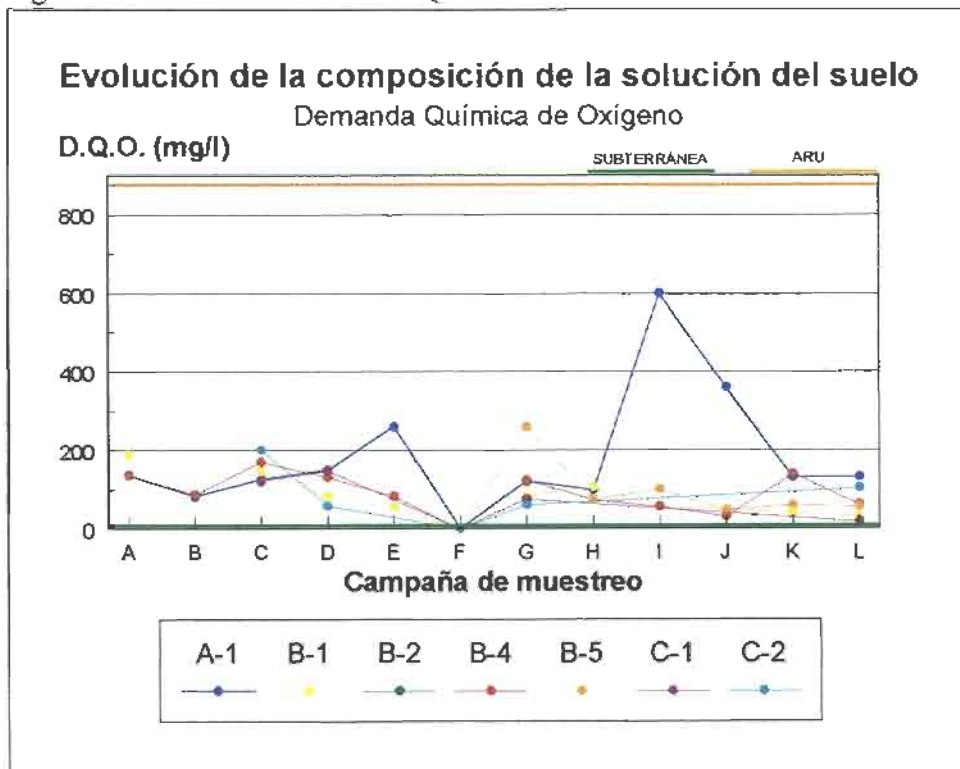


La conductividad eléctrica, que se ha representado en la figura 7.30, es muy elevada en todas las muestras, de su estudio pueden destacarse:

- a) La C.E. es muy elevada al principio, incluso notablemente superior a la del agua residual, esto es natural pues al comienzo de la experiencia el agua de infiltración añade a las sales que transporta, las que disuelve según atraviesa la formación.
- b) Con el transcurso del tiempo el valor de esta variable tiende a uniformizarse y agruparse en los alrededores de la línea promedio de las aguas de vertido. Esto es previsible pues mientras no haya acumulación de sales por evaporación, que solo se produce en el horizonte más superficial de las balsas, o retirada por precipitación, la conductividad eléctrica final de la solución del suelo, después de lavarse las sales más solubles, debe ser aproximadamente la del agua de vertido.
- c) Los drenes situados bajo el filtro verde presentan una conductividad más elevada,

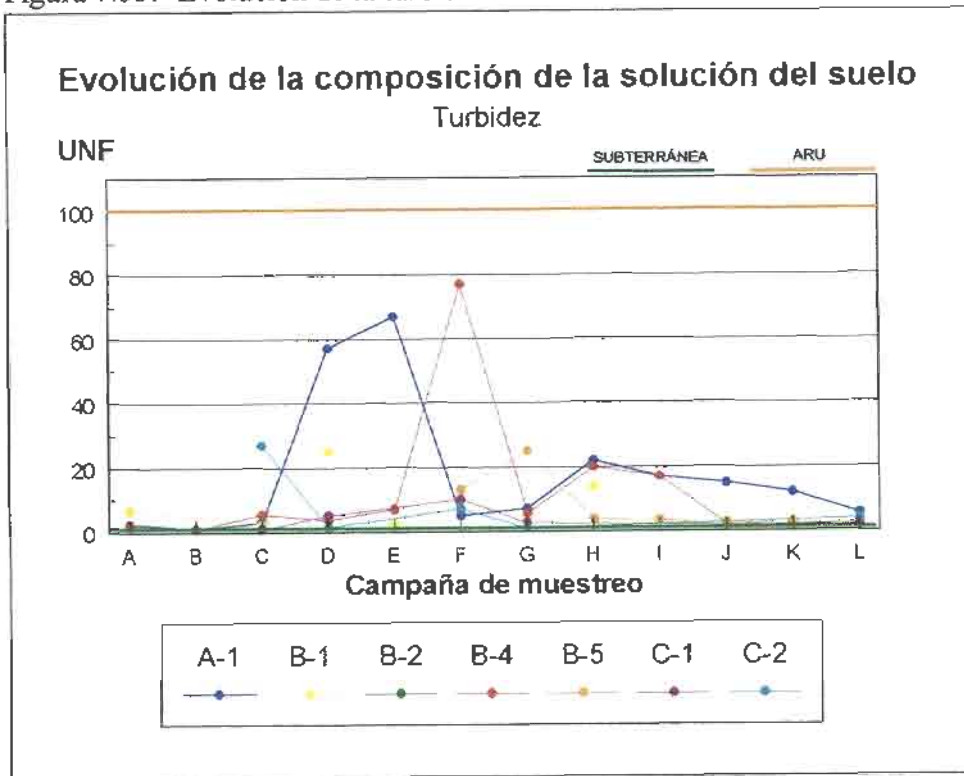
Se observa al comienzo de los ciclos de recarga una reducción de la DBO de más del 90 % y de la DQO de más del 70 % en los drenes profundos, estas proporciones se mantienen a lo largo del periodo de muestreo en niveles muy parecidos, pero acompañados de la aparición de elevaciones muy bruscas en los valores medidos de DQO y DBO. Por ejemplo, en la campaña del 20/12/98 el dren A1 mostraba 98 mg/L de DQO, en la campaña siguiente, enero de 1999, se pasó a 600 mg/L para volver a valores normales en marzo del 99. Estos picos también se han observado, aunque menos pronunciados en los drenes B4 y B5 sin ninguna relación espacial ni temporal con el dren A1.

Figura 7.32.- Evolución de la D.Q.O. en la solución del suelo.



Se trata de un comportamiento difícil de explicar, por un lado los picos también se producen en la concentración de fosforo y nitrógeno, pero un fallo del sistema de drenes produciría un aumento sostenido de los valores de DQO y DBO. Se cree que se trata de un episodio puntual de contaminación, pero ha sido posible establecer una explicación plausible.

Figura 7.33.- Evolución de la turbidez en la solución del suelo.

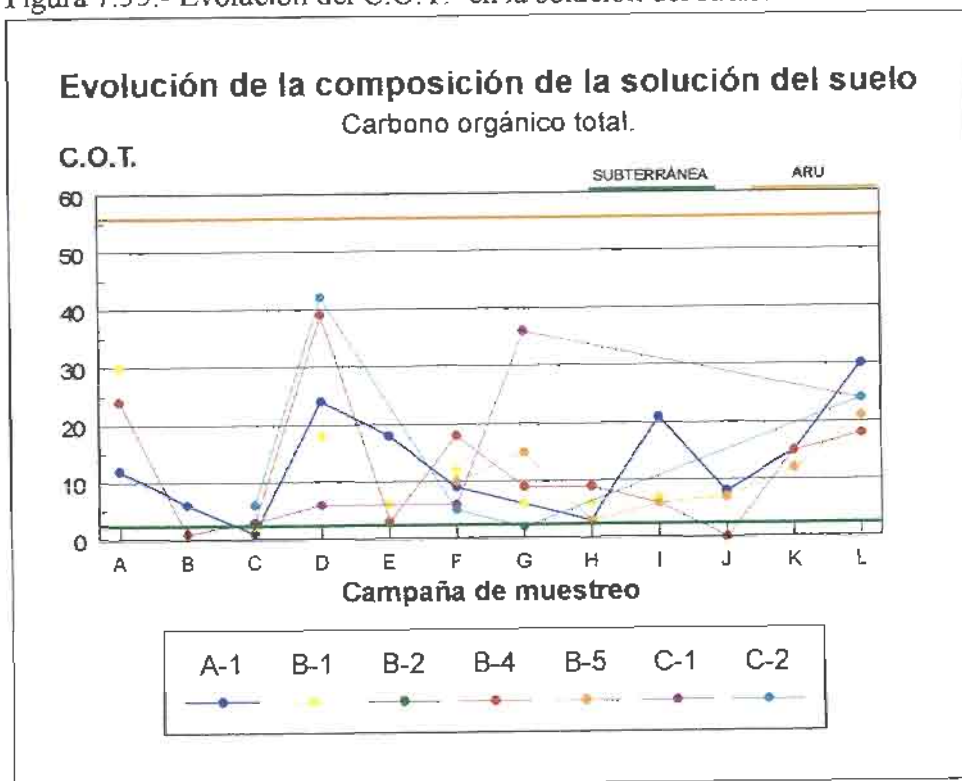


La reducción en los valores de la turbidez, figura 7.33, es en la mayoría de las ocasiones superior al 80% en todos los drenes y con frecuencia mayor al 90%.

La turbidez del agua está ligada a la materia en suspensión y dado el tipo de material que debe atravesar, arenas limosas y limos arcillosos, la materia en suspensión tendría que ser eliminada con gran eficacia debido al efecto combinado de la decantación y filtrado mecánico que se produce en los primeros centímetros, e incluso milímetros del lecho filtrante. Las reducciones típicas halladas se encuentran en el rango del 80-90%. Sorprende no obstante la aparición de valores tan elevados de turbidez en algunas de las muestras, que por otro lado no está ligada al aumento, que se estudiaba anteriormente, en los valores de DBO y DQO.

En contra de lo que era de esperar, la turbidez no presenta una correlación positiva con los sólidos en suspensión, $r=0,22$ (tabla 7.33), tampoco se ha encontrado correlación con la DQO ($r=0,39$) esto es debido a que los sólidos en suspensión han sido filtrados en su mayor parte y es la materia coloidal la que determina la turbidez.

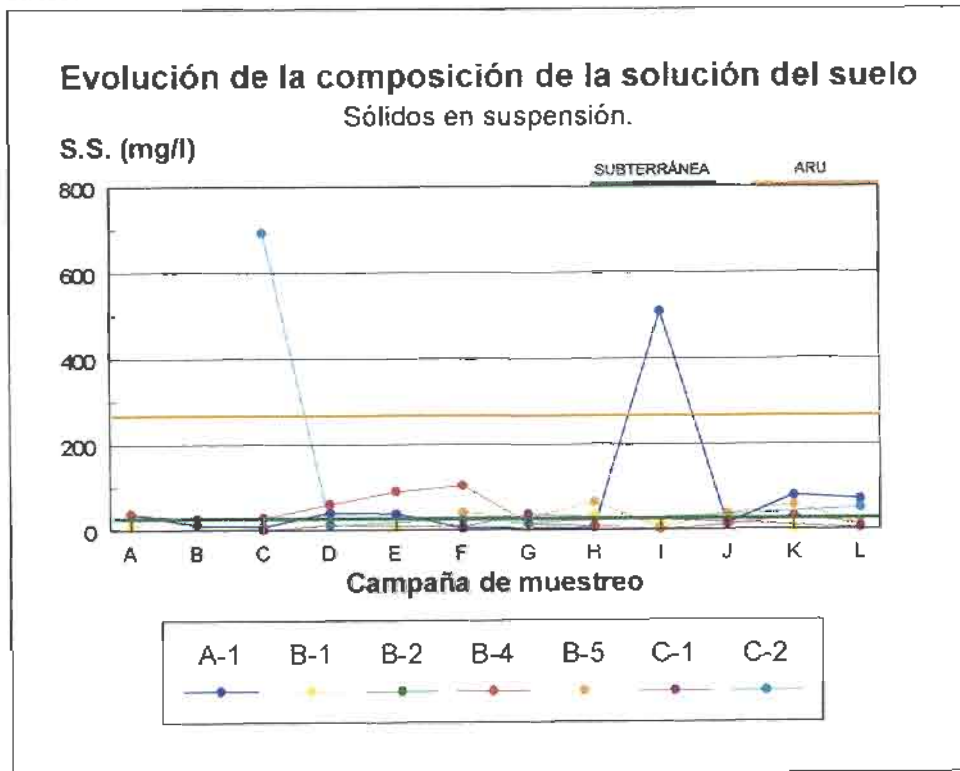
Figura 7.35.- Evolución del C.O.T. en la solución del suelo.



En la figura 7.35 se presenta la evolución del contenido en carbono orgánico total. La medida del COT proporciona un valor directo de la cantidad de materia orgánica susceptible de ser transformada por oxidación microbológica o de transformarse en sustancias húmicas y reaccionar con la fracción arcilla del suelo. La cantidad de carbono dependerá del aporte y de la actividad biológica y puesto que se trata de suelos drenados, en los que la circulación de agua es relativamente constante es de prever que la mayor parte del carbono aportado sea descompuesto y eliminado del sistema.

Se observa una disminución promedio del carbono presente en el ARU que oscila entre el 70 y el 80% del contenido original, aunque en las dos últimas campañas todas las muestras aumentan ligeramente su contenido en carbono orgánico (también lo hace en las aguas residuales). Se puede considerar que la eliminación es un proceso eficaz pues no se observa acumulación de materia orgánica en los horizontes (ver el apartado 7.7.2).

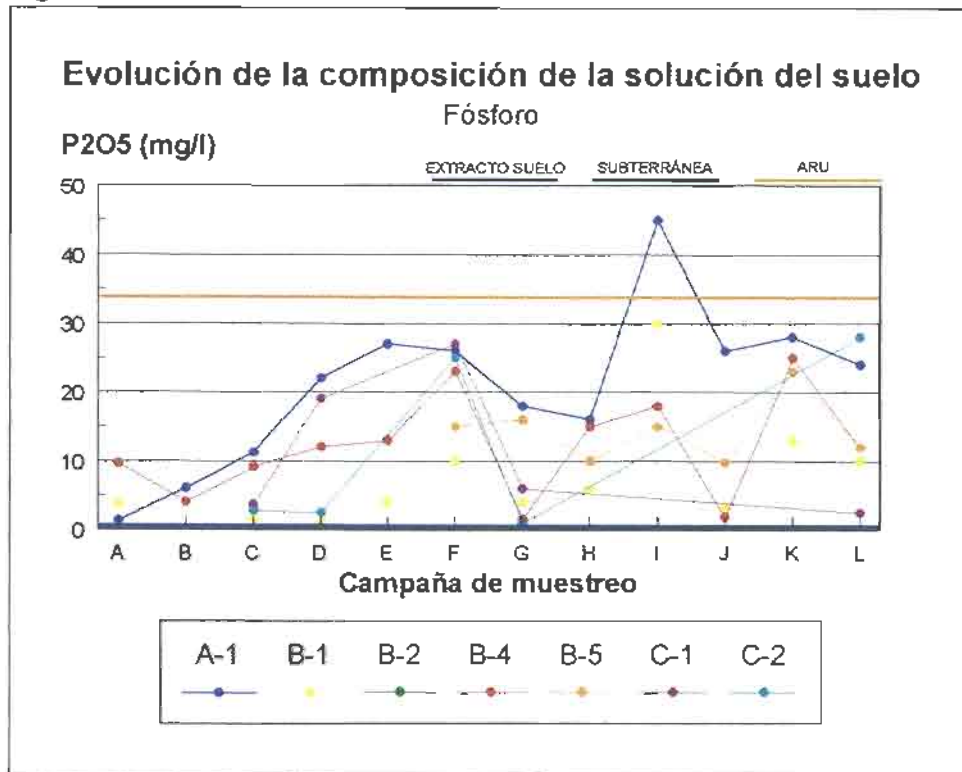
Figura 7.36.- Evolución de los sólidos en suspensión en la solución del suelo.



Las tasas de eliminación de los sólidos en suspensión son elevadas, entre el 70% y más del 94%, aunque probablemente cabría esperar que hubiesen sido aún mayores, en especial en el dren A1. De todas formas hay que considerar la posibilidad de arrastre de material muy fino como consecuencia de la obra de excavación de los drenes.

La evolución temporal tiende a mantener los niveles en el entorno de los correspondientes a las aguas subterráneas y en general, en los drenes más profundos el contenido en sólidos en suspensión es menor. Todos estos hechos no hacen sino confirmar la eficacia del material elegido como filtro. En las dos últimas campañas parece haber un ligero incremento sin mayor significado si no se mantiene en el tiempo. El pico que presenta el dren A1 en el muestreo de enero de 1999 se explica igual que se hizo para el resto de las variables que lo presentan.

Figura 7.37.- Evolución del fósforo en la solución del suelo.



La evolución del fósforo se presenta en la figura 7.37. En formaciones ricas en carbonatos el fósforo es rápidamente retirado de la solución por formación de fosfatos tricalcicos muy poco solubles, el fósforo tiene una gran facilidad para formar complejos insolubles con cationes di y trivalentes. Las concentraciones halladas en los drenes pueden ser consideradas anormalmente elevadas sobre todo las del A1 que en una ocasión llega a superar la concentración media de las ARU.

Se puede observar un incremento muy rápido desde las primeras campañas de muestreo, y aunque en general no puede hablarse de una evolución definida, el dren A1 muestra una clara tendencia al aumento del fósforo.

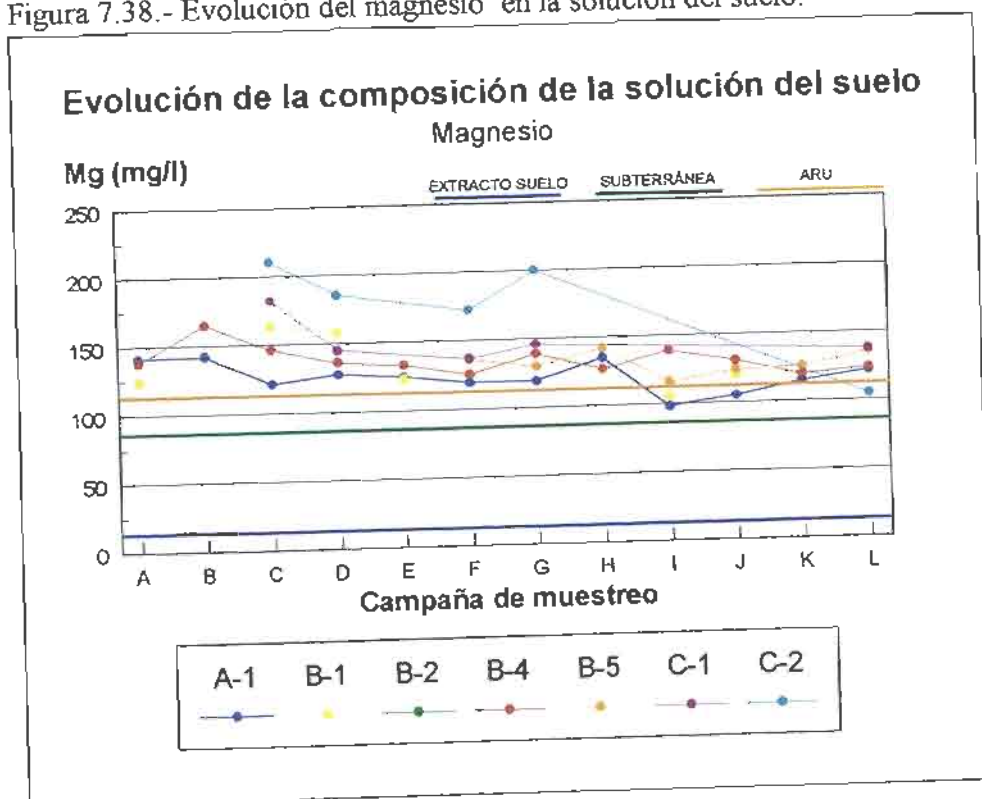
Dada la naturaleza cálcica de los suelos, y los pH alcalinos medidos, la inmovilización del fósforo debe ser rápida, la explicación de los elevados niveles encontrados puede ser explicada desde una perspectiva múltiple (Stevenson, 1997):

- Transformación del fósforo insoluble en formas solubles debido a la acción de ácidos orgánicos y otros quelatos producidos durante la descomposición de los residuos.
- Competencia de los humatos por las posiciones de adsorción.
- Formación de superficies protectoras sobre los sesquioxidos coloidales.
- Importante incremento de la solubilidad de los fosfatos de Ca y Mg debido a la producción de CO_2 .
- Mineralización del P orgánico.

La acción conjunta de estos factores puede justificar la presencia de cantidades elevadas de fósforo en la solución del suelo, aunque no hay que descartar una contaminación puntual del sistema de drenaje.

La evolución de los cationes mayoritarios se puede observar en las figuras 7.38 para el magnesio, 7.39 para el calcio, 7.40 para el sodio y 7.41 para el potasio. En general todos los cationes, el potasio es una excepción, muestran un comportamiento similar entre ellos y con la conductividad eléctrica.

Figura 7.38.- Evolución del magnesio en la solución del suelo.

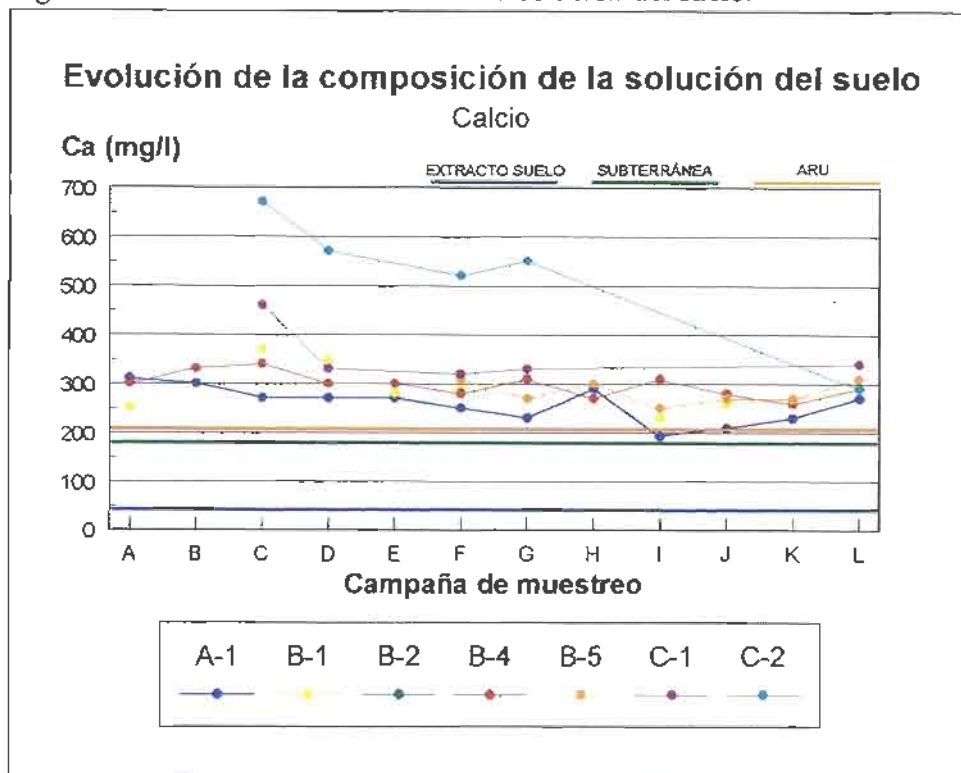


Las concentraciones de calcio son netamente superiores a las de las ARU y claro está a las de las aguas subterráneas. Al comienzo de los ciclos de inundación, la mayoría de los valores superan los 300 mg/L para disminuir lentamente hasta el muestreo de diciembre de 1998 en el que se produce una estabilización en valores superiores a los que presentan las ARU, pero no más de 50-60 mg/L. Se observa como los drenes más profundos tienen concentraciones más próximas a las de las aguas residuales.

El comportamiento del magnesio es prácticamente el mismo, disminución de los valores iniciales notablemente superiores a los de las aguas residuales para terminar estabilizandose ligeramente por encima.

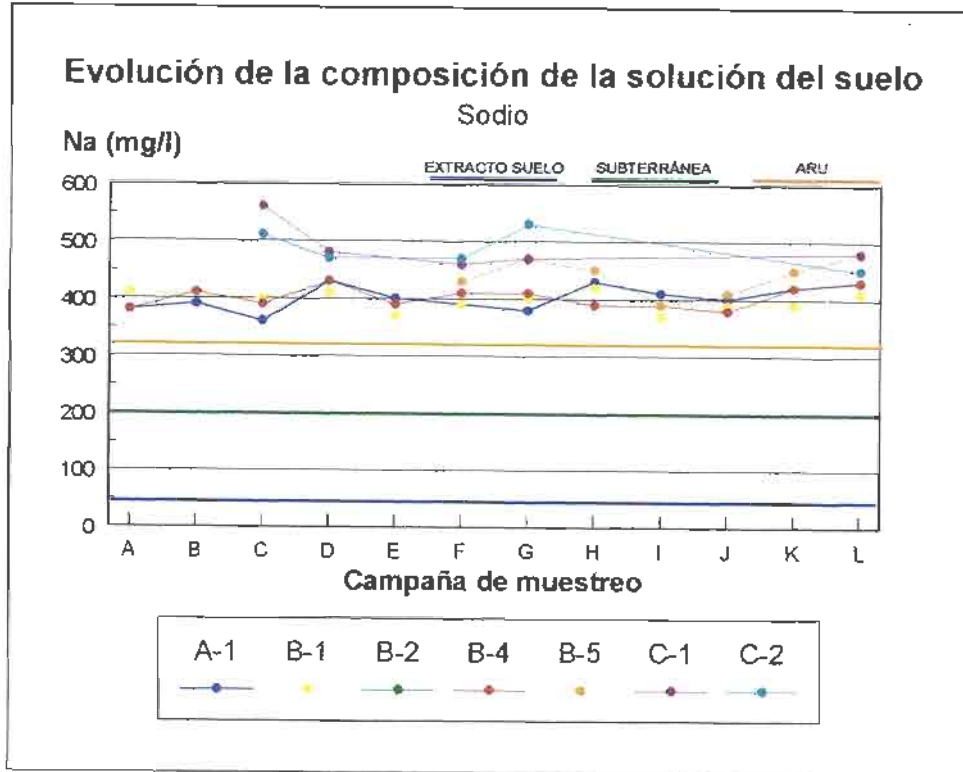
Este comportamiento se entiende si se tiene en consideración que la mayor parte del calcio y del magnesio en disolución tiene su origen en los carbonatos, y que la solubilidad de estos está ligada a la presencia de CO₂ proveniente de la actividad biológica que es mucho mayor en los horizontes superiores.

Figura 7.39.- Evolución del calcio en la solución del suelo.



La concentración de sodio en la solución del suelo, figura 7.41 viene determinada por la del agua residual, a la que hay que añadir una pequeña cantidad procedente del lavado del sedimento. Puede considerarse que en la practica no se ve afectada por la profundidad de muestreo y, en el tiempo que ha durado la experiencia de infiltración, se mantiene prácticamente constante a lo largo del tiempo. Podía haberse producido un aumento o una disminución a expensas del sodio de cambio, pero al no producirse esta variación se puede decir que existe una situación de equilibrio entre el sodio de la solución y el retenido en las posiciones de cambio.

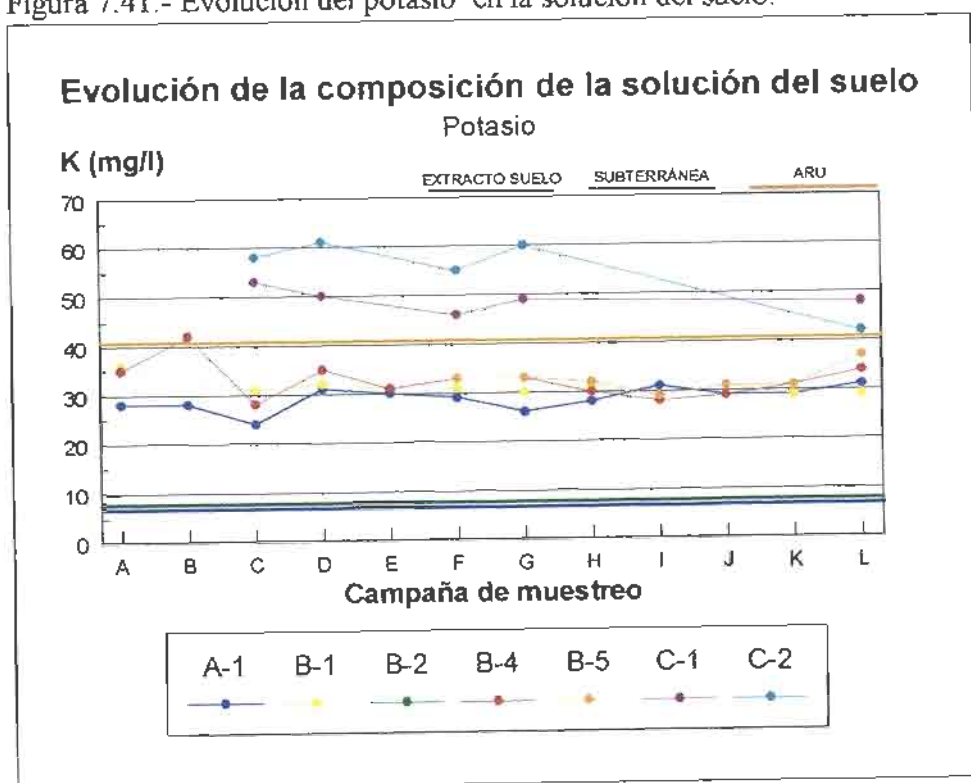
Figura 7.40.- Evolución del sodio en la solución del suelo.



El potasio muestra un comportamiento algo diferente, figura 7.42. Las aguas residuales aportan una cantidad notable de potasio que es retirado por el material del lecho filtrante, seguramente fijándolo en posiciones del complejo de cambio. Se observa una ligera disminución del potasio en los drenes más profundos frente a los más superficiales. El pozo C (situado sobre el filtro verde) muestra en todos sus drenes unas concentraciones de potasio anormalmente elevadas, esto debe estar en relación con las concentraciones, también excesivamente elevadas que se

observan en el sondeo piezométrico S1.

Figura 7.41.- Evolución del potasio en la solución del suelo.



En las figuras 7.42, 7.43 y 7.44 se presenta la evolución de los bicarbonatos, cloruros y sulfatos que son los aniones mayoritarios.

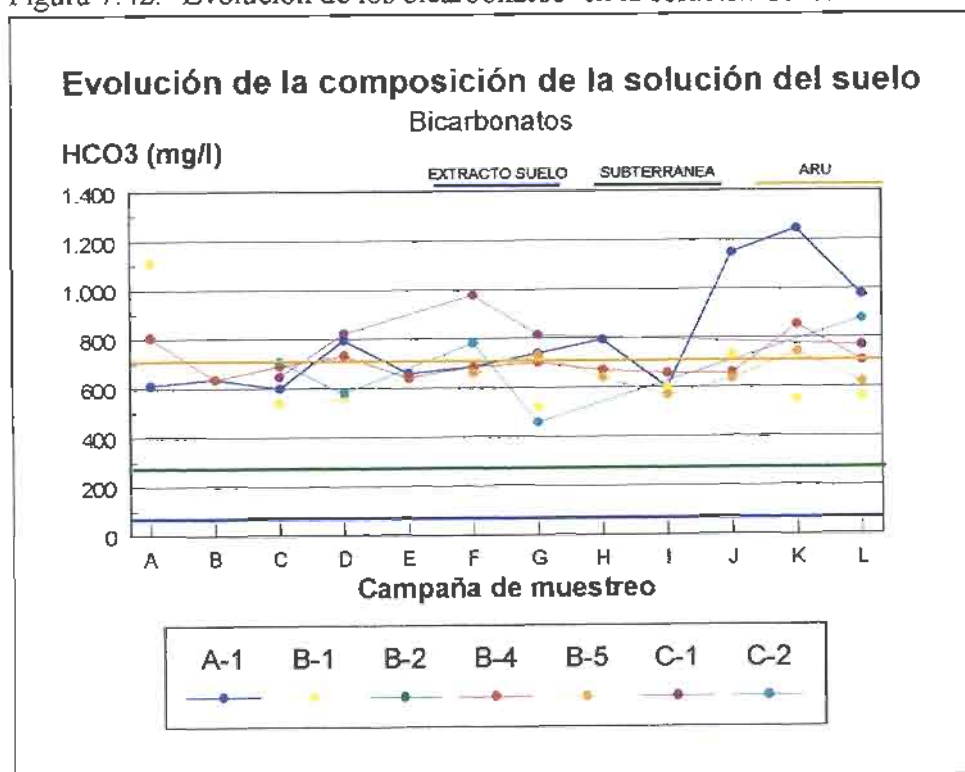
El cloruro puede ser considerado como un contaminante conservativo, no se ve sometido a procesos redox ni precipita o es retenido por el complejo de cambio, por ello su contenido apenas sufre variación, ni a lo largo del tiempo ni en profundidad, y como sucedía con el sodio, su concentración es ligeramente superior a la del agua residual pues al cloruro aportado por esa agua hay que sumarle el proveniente del lavado del suelo.

En cuanto al sulfato sucede algo parecido pues aunque podría estar afectado por la acción de bacterias reductoras esto no parece suceder y su concentración muestra un comportamiento similar al cloruro. Únicamente el dren C2 se sale de la norma pues debía sufrir algún tipo de contaminación al comienzo de la experiencia pues sufre una disminución muy grande en el

contenido en sulfato, que en los primeros muestreos eran anormalmente elevado (2.175 mg/L), y termina dentro del rango de valores del resto de las muestras.

El comportamiento de los bicarbonatos es también similar al resto de los aniones, valores mas o menos estables que oscilan alrededor de un valor similar en todos los drenes. Pero existen dos diferencias importantes, por una parte las oscilaciones dentro de un mismo dren son más grandes que en los otro aniones, esto es debido a que la concentración de carbonatos está determinada por el equilibrio de CO₂ que a su vez depende del contenido en materia orgánica, de la actividad biológica y de la temperatura ambiente. La acción de todas estas variables es compleja y variable a lo largo del año e incluso del día.

Figura 7.42.- Evolución de los bicarbonatos en la solución del suelo.



La otra diferencia es que no se observa un aumento de la concentración de bicarbonatos, el agua residual llega ya saturada en este ion por lo que la concentración aunque oscila, lo hace siempre alrededor del valor que tiene en el agua de infiltración.

Figura 7.43.- Evolución de los cloruros en la solución del suelo.

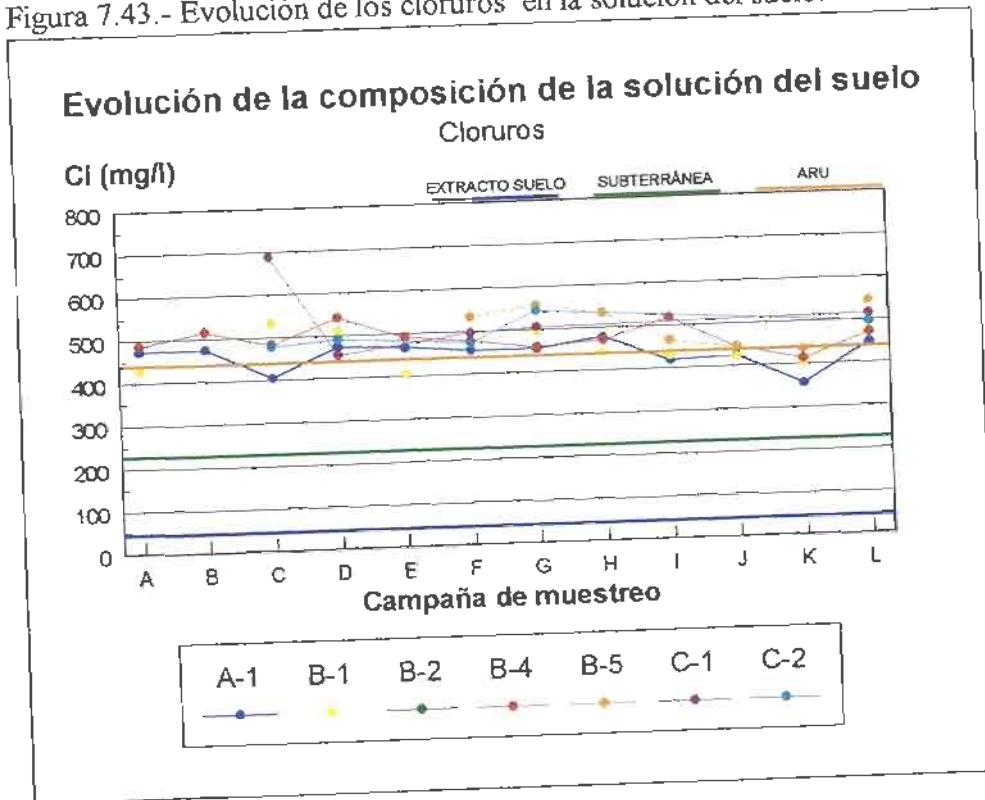


Figura 7.44.- Evolución de los sulfatos en la solución del suelo.

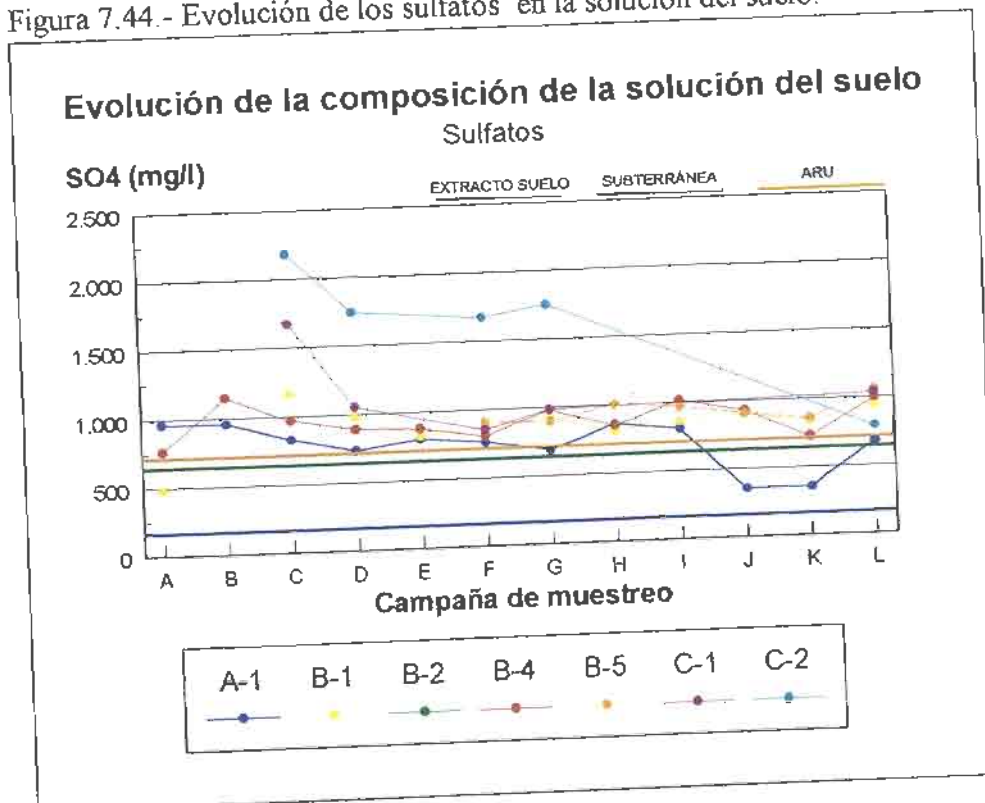


Figura 7.45.- Evolución del amonio en la solución del suelo.

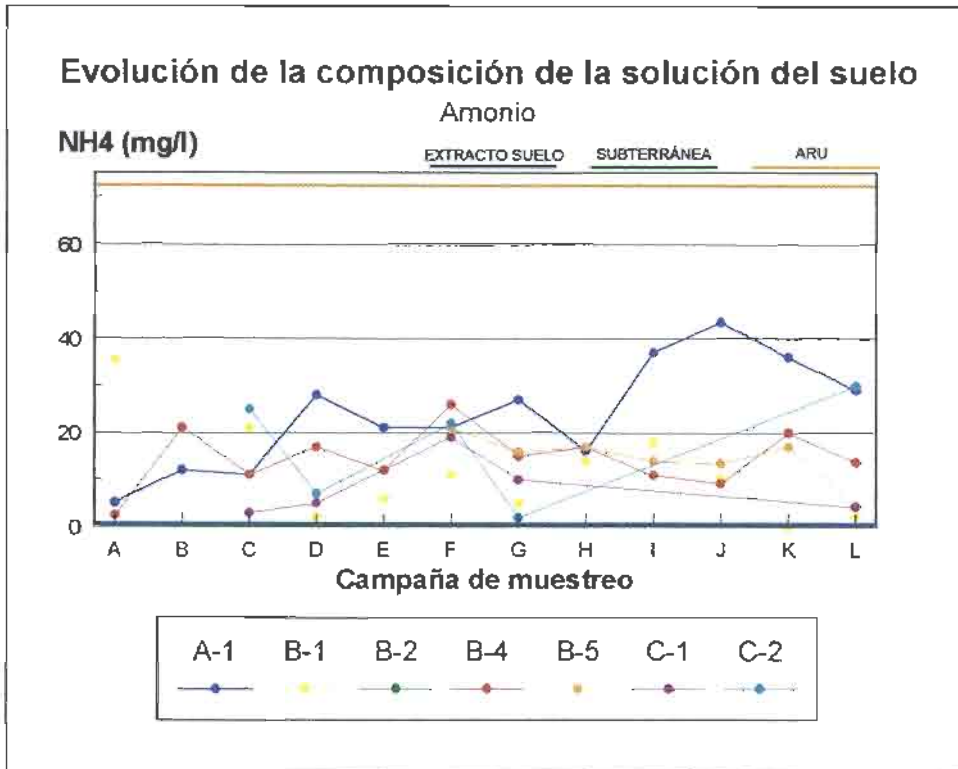
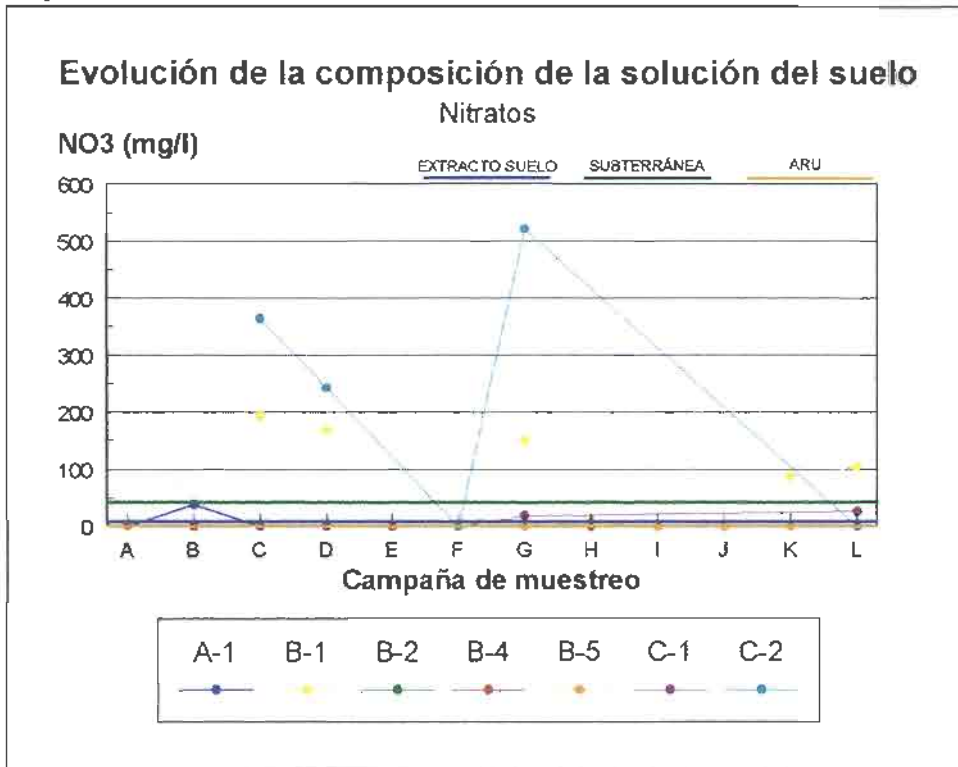


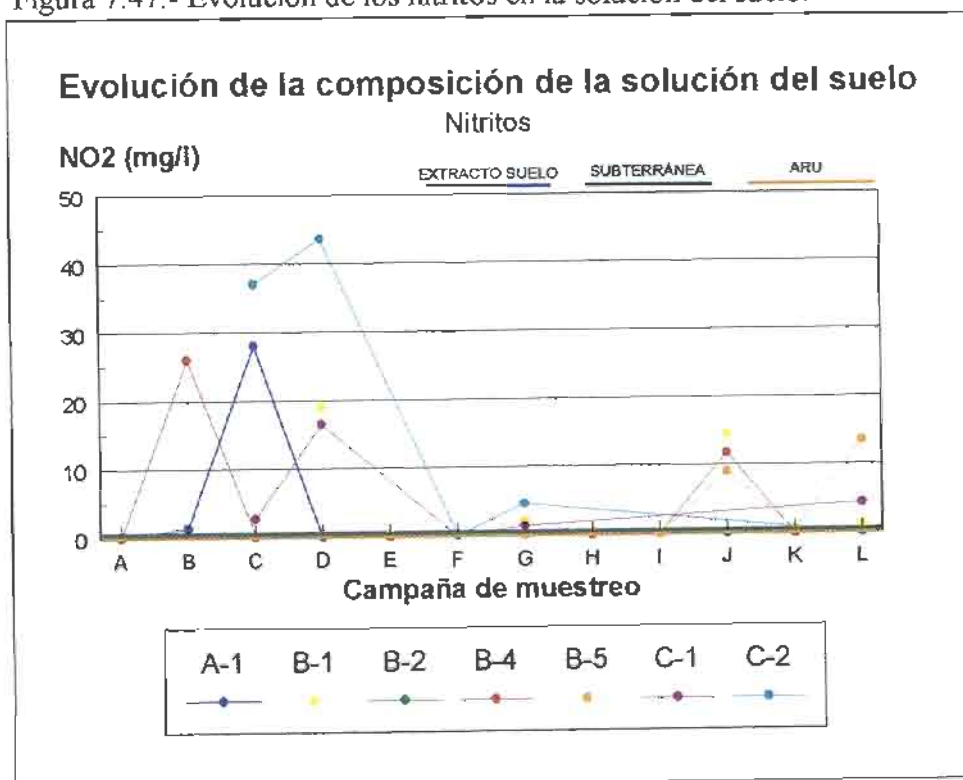
Figura 7.46.- Evolución de los nitratos en la solución del suelo.



La evolución de los compuestos de nitrógeno se presenta en las figuras 7.45 amonio, 7.46 nitratos y 7.47 nitritos. En general todos los compuestos se comportan de forma parecida, manteniendo concentraciones mas o menos estables con la aparición de picos de elevada concentración.

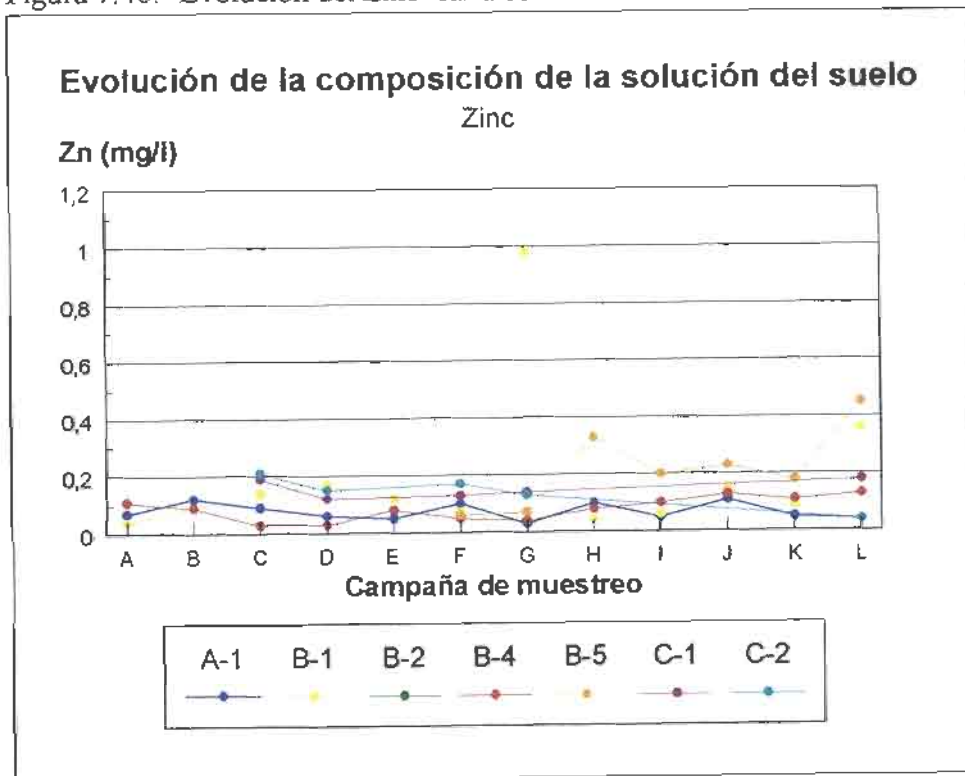
El contenido en nitratos responde a la tónica descrita, los picos de elevada concentración son especialmente elevados en el dren C2, situado en el filtro verde, sin embargo dichos picos no alcanzan al dren subyacente por lo que no parece que puedan afectar a las aguas subterráneas. El comportamiento del nitrito es algo diferente, al principio de la experiencia se detectaron las mayores concentraciones, hasta 43,5 mg/L en el dren C2, las concentraciones descienden de forma que en diciembre de 1998 estaban todas por debajo de 5 mg/L para ascender ligeramente en posteriores muestreos. En el dren A1, el más profundo, exceptuando un pico al comienzo del periodo de muestreo no llega el NO₂. Por su parte el amonio, presenta una concentración bastante estable en todos los drenes, por debajo de 20 mg/L salvo en el dren A1 en el que se observa un incremento sostenido en el tiempo que pasa de ser de del orden de 5 mg/L a 29 en la última campaña.

Figura 7.47.- Evolución de los nitritos en la solución del suelo.



Es importante controlar la presencia de metales pesados en la solución del suelo pues la aplicación de ARU puede originar a largo plazo su concentración en el suelo (Stevenson, 1987). En las figuras 7.48, 7.49 y 7.50 se presenta la evolución de los metales pesados zinc, hierro y cobre respectivamente. Estos metales no habían sido encontrados, excepto el zinc, en las aguas subterráneas, pero tampoco en las superficiales ni en las ARU. El zinc mantiene una concentración prácticamente constante a lo largo de la experiencia, y en el entorno de los valores en que está presente en las ARU.

Figura 7.48.- Evolución del Zinc en la solución del suelo.



En cuanto al hierro se observa una ligera tendencia al incremento en las primeras campañas, hasta la última de noviembre de 1998, para posteriormente reducir su concentración y en algunos casos desaparecer, la solubilidad de este metal está directamente ligada a las condiciones redox del medio, la principal fuente de hierro en el agua subterránea es la reducción de hidróxidos férricos, por lo que el incremento en materia orgánica, el aumento de la actividad biológica y por tanto el paso a un medio reductor favorece su solubilización, la presencia de hierro ferroso favorece la eliminación de nitratos por reducción.

Figura 7.49.- Evolución del hierro en la solución del suelo.

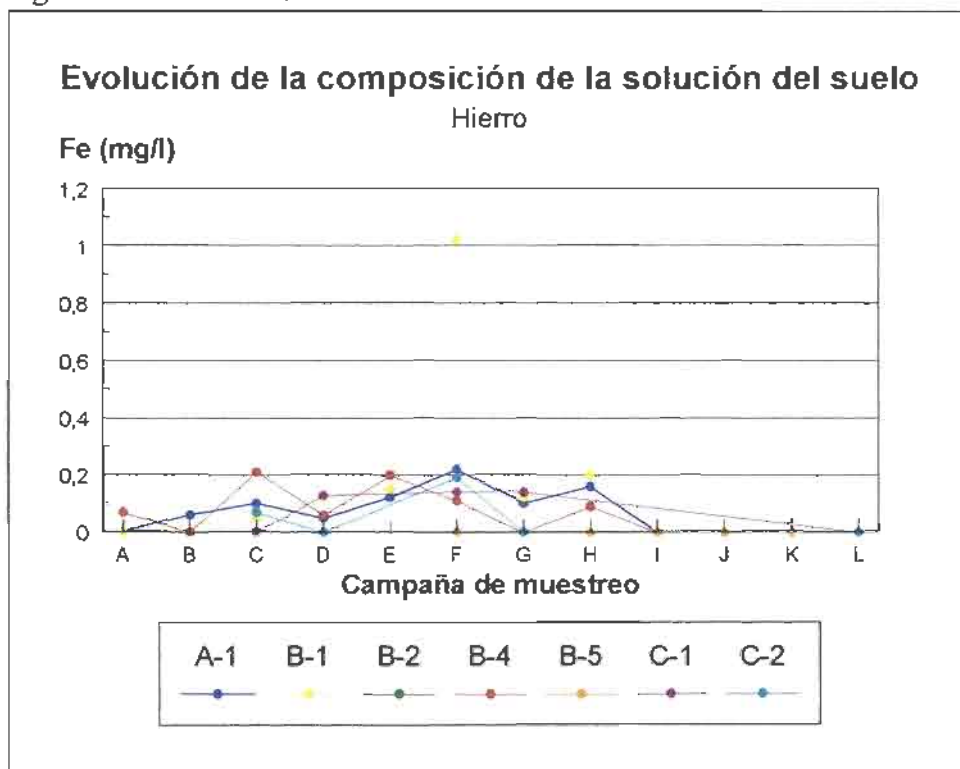
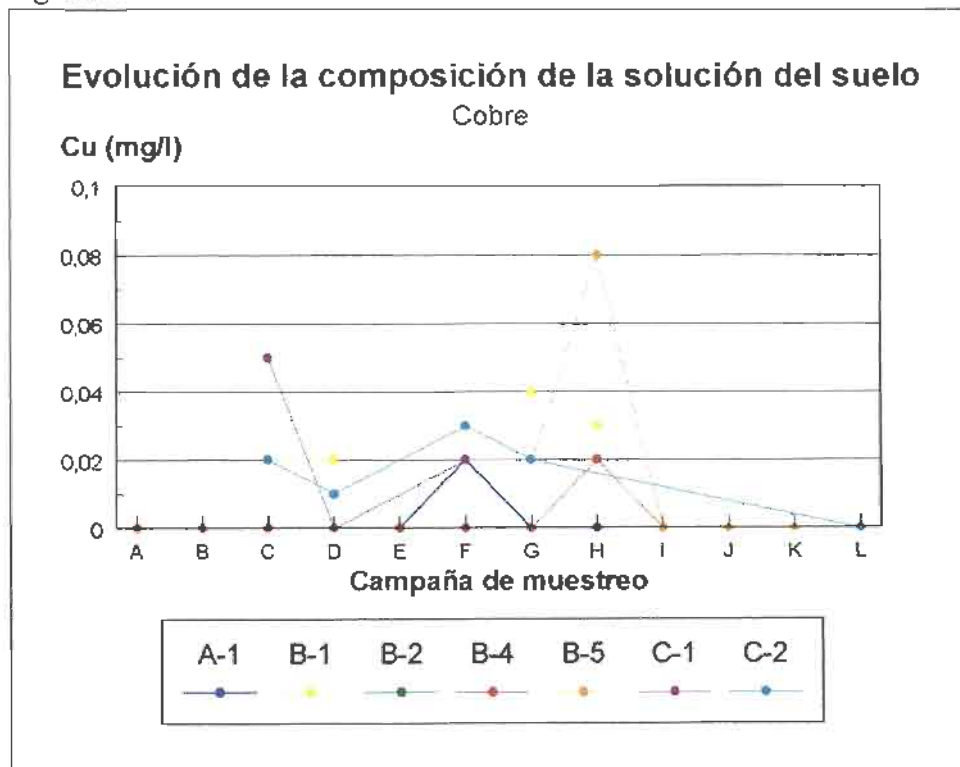


Figura 7.50.- Evolución del cobre en la solución del suelo.



El último metal de los encontrados es el cobre, en concentraciones que nunca han superado los 0,1 mg/L (que es el nivel guía impuesto por la RTS de aguas de bebida) y que al final de los muestreos desaparece.

Tabla 7.33. - Coeficientes de correlación entre los componentes de la solución del suelo.

	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	
DQO	1,00																					
DBO5	0,93	1,00																				
S.S.	0,54	0,55	1,00																			
Turb.	0,39	0,31	0,22	1,00																		
COT	0,11	0,12	0,07	0,10	1,00																	
Cl	-0,14	-0,12	-0,10	-0,02	0,03	1,00																
SO4	-0,19	-0,16	0,32	-0,11	-0,16	0,50	1,00															
HCO3	0,25	0,06	0,02	0,05	0,31	-0,31	-0,49	1,00														
NO3	-0,10	-0,08	0,30	-0,04	-0,05	0,20	0,66	-0,37	1,00													
Na	-0,02	-0,03	0,21	-0,03	0,16	0,59	0,62	0,07	0,41	1,00												
Mg	-0,22	-0,27	0,19	-0,08	-0,12	0,56	0,88	-0,31	0,70	0,62	1,00											
Ca	-0,19	-0,23	0,30	-0,06	-0,03	0,44	0,93	-0,26	0,73	0,65	0,94	1,00										
K	-0,09	-0,10	0,22	-0,11	0,19	0,43	0,76	0,00	0,53	0,82	0,75	0,83	1,00									
pH	0,11	0,06	-0,09	-0,04	0,06	-0,31	-0,48	0,17	-0,52	-0,46	-0,49	-0,54	-0,54	1,00								
Con	-0,04	-0,12	0,33	-0,07	-0,04	0,58	0,86	-0,17	0,68	0,71	0,94	0,93	0,81	-0,48	1,00							
NO2	-0,13	-0,10	0,29	-0,08	0,03	0,02	0,55	-0,23	0,44	0,22	0,53	0,56	0,45	-0,15	0,50	1,00						
NH4	0,61	0,50	0,35	0,34	0,13	-0,33	-0,38	0,63	-0,24	-0,10	-0,36	-0,28	-0,16	0,22	-0,19	-0,20	1,00					
P2O5	0,55	0,50	0,19	0,32	0,09	-0,34	-0,40	0,36	-0,39	-0,10	-0,56	-0,42	-0,21	0,18	-0,44	-0,37	0,61	1,00				
SiO2	0,15	-0,00	0,00	-0,10	0,37	-0,15	-0,45	0,54	-0,23	-0,20	-0,24	-0,27	-0,15	0,30	-0,09	-0,20	0,24	0,03	1,00			
Zn	-0,23	-0,16	-0,04	-0,19	-0,12	0,21	0,20	-0,30	0,25	0,14	0,17	0,15	0,07	-0,14	0,12	0,12	-0,35	-0,25	-0,19	1,00		
Fe	-0,09	-0,11	-0,06	0,01	-0,08	-0,21	-0,15	0,02	-0,17	-0,24	-0,24	-0,15	-0,17	-0,02	-0,26	-0,16	-0,09	0,16	-0,11	-0,05	1,00	
Cu	-0,25	-0,14	0,04	-0,15	-0,29	0,49	0,31	-0,29	0,14	0,42	0,25	0,23	0,20	-0,28	0,23	-0,10	-0,17	-0,08	-0,39	0,51	0,03	1,00

Tabla 7.34.- Cuantificación de la variación en la composición media del agua residual
bruta y los drenes de toma de muestra de solución del suelo.

Concentraciones medias										
	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	NO3	Na
Balsa-A	875,2	412,4	233,7	100,7	56,4	443,4	724,5	705,2	0,0	418,3
Dren-A1	199,2	51,8	68,6	17,8	12,8	444,1	731,7	789,3	3,2	401,7
Dren-B1	83,6	13,7	13,9	6,7	11,3	457,2	872,2	650,9	64,4	396,4
Dren-B2	149,0	20,0	142,0	4,5	30,0	498,0	578,0	976,0	1,2	420,0
Dren-B4	99,0	20,8	36,0	12,2	12,1	481,5	912,4	703,0	0,2	402,5
Dren-B5	99,3	27,9	36,0	7,4	10,6	502,6	943,7	657,0	1,1	440,0
Dren-C1	90,0	12,2	12,4	4,1	15,0	532,2	1118,2	805,6	9,0	490,0
Dren-C2	105,0	16,2	159,2	8,1	15,8	496,6	1624,2	680,6	225,4	486,0
	Mg	Ca	K	pH	C.E.	NH4	P2O5	SiO2	Zn	
Balsa-A	111,0	208,5	41,1	7,2	3424,2	73,4	32,9	28,8	0,1	
Dren-A1	122,3	257,8	28,7	7,3	3298,3	23,9	20,9	32,8	0,1	
Dren-B1	129,8	288,2	30,9	7,1	3359,1	11,4	7,9	30,5	0,2	
Dren-B2	125,0	270,0	33,0	7,3	3750,0	21,7	10,0	87,0	0,1	
Dren-B4	135,3	297,5	32,4	7,2	3485,8	14,6	12,0	32,7	0,1	
Dren-B5	130,0	282,9	32,3	7,4	3428,6	14,7	14,4	26,1	0,2	
Dren-C1	149,6	356,0	49,2	7,0	3984,0	8,2	11,6	28,0	0,2	
Dren-C2	174,4	520,0	55,2	7,0	4608,0	17,2	11,8	25,2	0,1	
Reducciones medias en % respecto del agua bruta										
	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	NO3	Na
Dren-A1	77,2	87,5	70,6	82,3	77,4	-0,2	-1,0	-11,9		4,0
Dren-B1	90,4	96,7	94,0	93,3	80,0	-3,1	-20,4	7,7		5,3
Dren-B2	83,0	95,2	39,2	95,5	46,8	-12,3	20,2	-38,4		-0,4
Dren-B4	88,7	95,0	84,6	87,9	78,6	-8,6	-25,9	0,3		3,8
Dren-B5	88,6	93,2	84,6	92,6	81,3	-13,3	-30,3	6,8		-5,2
Dren-C1	89,7	97,0	94,7	95,9	73,4	-20,0	-54,3	-14,2		-17,1
Dren-C2	88,0	96,1	31,9	91,9	72,0	-12,0	-124,2	3,5		-16,2
	Mg	Ca	K	pH	C.E.	NH4	P2O5	SiO2	Zn	
Dren-A1	-10,2	-23,6	30,2	-1,2	3,7	67,5	36,5	-13,9	-16,0	
Dren-B1	-17,0	-38,2	24,8	1,3	1,9	84,5	76,1	-5,7	-222,9	
Dren-B2	-12,6	-29,5	19,7	-0,9	-9,5	70,4	69,6	-201,9	-44,0	
Dren-B4	-21,8	-42,7	21,1	0,0	-1,8	80,1	63,5	-13,6	-30,7	
Dren-B5	-17,1	-35,7	21,4	-1,9	-0,1	79,9	56,2	9,3	-247,4	
Dren-C1	-34,8	-70,7	-19,8	2,9	-16,3	88,8	64,7	2,8	-143,2	
Dren-C2	-57,1	-149,4	-34,4	3,8	-34,6	76,6	64,1	12,6	-124,0	

7.4.3.- Conclusiones acerca de la composición y evolución de la solución del suelo.

En la tabla 7.34 se ha cuantificado la variación en la composición media del agua residual y los drenes de toma de muestra de la solución del suelo.

La solución del suelo presenta una composición diferente al agua subterránea, al agua residual y a la solución extraída mediante suspensión acuosa del sedimento, esto es lógico pues se encuentra en un proceso de fuerte interacción con la atmósfera, la matriz sólida y la actividad microbiológica del lecho filtrante. Cada especie química presenta unas características propias.

La matriz sólida carbonatada y la intensa producción de CO_2 por la actividad biológica del suelo ejercen un importante efecto tampón, de forma que el pH es solo algo menos básico que en el agua de origen, en raras ocasiones, de hecho solo se ha producido en las muestras procedentes del filtro verde, el pH ha llegado a ser ácido (entre 6,8 y 7 unidades), este valor de pH, que favorece la movilización de metales pesados, no es compatible con la presencia de una matriz carbonatada fuertemente tamponante y se debe a la gran cantidad de materia orgánica insuficientemente degradada que se ha acumulado en el filtro, que por una mala gestión no drena adecuadamente y se encuentra en condiciones fuertemente anaerobias la mayor parte del tiempo.

La conductividad eléctrica tiende a agruparse en torno a los valores medios del ARU en todos los drenes, independientemente de su situación o profundidad. En los drenes más profundos disminuye ligeramente (entre el 1,9 y el 3,7%) mientras que en el resto de los drenes aumenta también ligeramente. Los drenes situados en el filtro verde presentan un comportamiento diferente pues el aumento observado es muy grande, de hasta el 34,6 % en C2.

La turbidez disminuye en la mayoría de los drenes más del 80% y con frecuencia más del 90%, la turbidez remanente se debe a presencia de materia coloidal pues los sólidos en suspensión filtrables son eliminados muy eficazmente.

Las tasas de eliminación de sólidos en suspensión son muy elevadas, con frecuencia mayores

al 90% alcanzando un máximo del 94%, la evolución temporal tiende a mantener esta variable en valores similares a los determinados en las aguas subterráneas. Todo esto no hace sino confirmar la eficacia como filtro mecánico del material del lecho.

La sílice se muestra como una variable muy estable, oscilando en valores ligeramente por encima de la composición promedio del ARU debido a una ligera solubilización de la matriz.

La DBO₅ y DQO se comportan de manera parecida. La reducción es de más del 90% en la DBO₅ y de más del 70 de la DQO en los drenes más profundos. La evolución temporal tiende a mantener la concentración constante. La disminución promedio del COT oscila entre el 70 y el 80% del aportado con una ligera tendencia al alza en los últimos muestreos, aunque siempre muy por debajo de los contenidos del ARU, la eliminación de carbono puede ser considerada como muy eficaz pues a la tasa de eliminación apuntada hay que añadir el hecho de que no se observa acumulación en la matriz.

A pesar de la naturaleza cálcica de los suelos en estudio el contenido en fósforo especie es anormalmente elevado, encontrándose en ocasiones muy próximo al de las ARU. En el texto se apuntan diversos mecanismos que pueden explicar estas concentraciones, en cualquier caso los análisis de aguas subterráneas demuestran que no llegan al acuífero. La tasa media de eliminación de fósforo respecto del agua residual oscila en torno al 60%.

Los cationes mayoritarios, calcio, magnesio, sodio y potasio evolucionan de forma similar, excepto el potasio, de forma que los valores medidos al principio de la campaña de muestreo tienden a agruparse ligeramente por encima de la composición promedio de las aguas residuales a expensas del lavado de la matriz sólida. El potasio, sin embargo, es retirado activamente de la solución en todos los drenes excepto en C1 y C2, los situados sobre el filtro verde, cuyas elevadas concentraciones hacen sospechar el contacto del agua con un material de diferente naturaleza que aporta potasio a la solución.

El cloruro se comporta como un contaminante conservativo no reaccionando con los constituyentes del medio, las concentraciones observadas son las del agua residual mas el

lavado del sedimento. El comportamiento del sulfato es similar al no verse afectado por proceso redox que podrían alterar su concentración. Los bicarbonatos evolucionan de forma diferente, debido a la producción de CO_2 a expensas de la descomposición de la materia orgánica, mostrando una concentración más oscilante aunque también en el entorno de la del ARU donde satura.

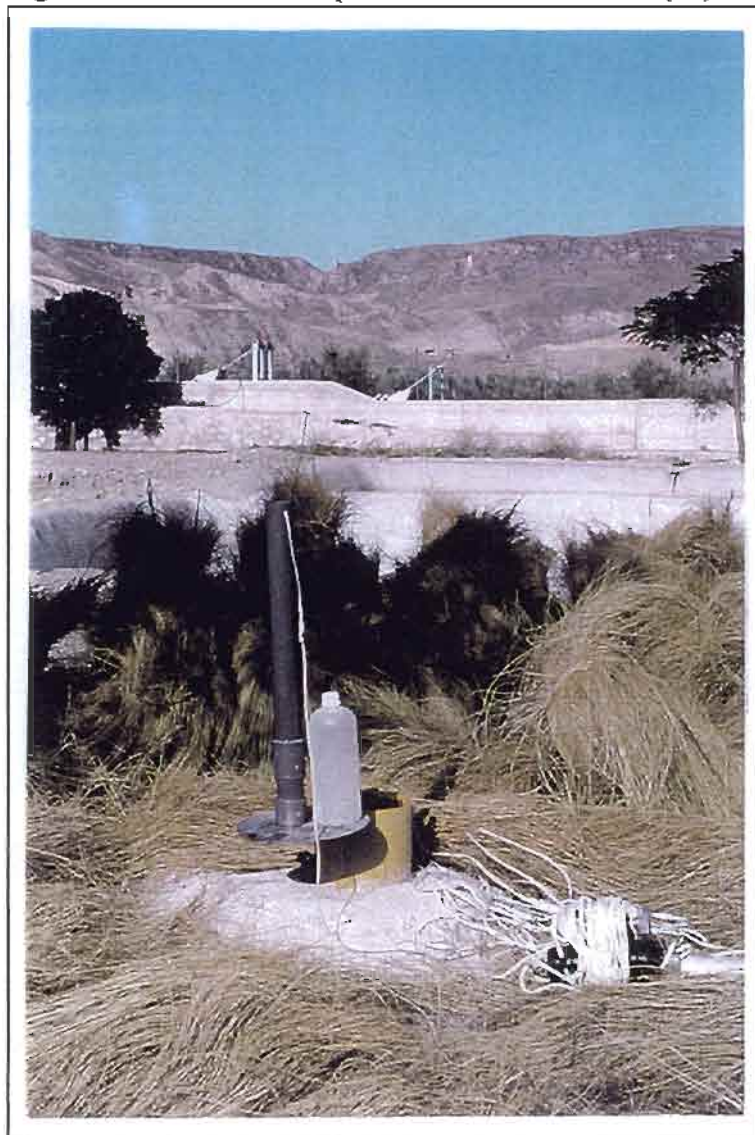
En cuanto a las especies nitrogenadas, el nitrato presenta un comportamiento muy errático con fuertes puntas en los drenes C2 y B1 de difícil explicación. En general el contenido es muy reducido, por debajo de las aguas subterráneas. El amonio es eliminado eficazmente, entre el 67% y más del 88%, según los drenes, aunque no se observa una relación clara entre contenido en amonio y profundidad del dren muestreado. El estudio detallado de la evolución y mecanismos de eliminación del nitrógeno requiere la intalación de un sistema de extracción mediante capsulas de succión y muestreos frecuentes, al menos diarios.

De los metales analizados solo se ha detectado la presencia de zinc en concentraciones similares al agua residual, y de hierro y cobre en pequeñas concentraciones que desaparecen en los últimos muestreos.

7.5.- EVOLUCIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.

La monitorización de la calidad química y bacteriológica de las aguas subterráneas es fundamental en el control del proceso de aplicación de la técnica suelo-acuífero para la

Figura 7.51.- Piezómetro para la toma de muestras (S1).



depuración de efluentes líquidos, pues el agua subterránea es sin duda el principal recurso amenazado, junto con el suelo, por un posible proceso de contaminación.

En este apartado se presenta y comenta la evolución que ha seguido la composición del agua subterránea, desde el inicio de los estudios previos de caracterización de los materiales y construcción del sistema de balsas, hasta la finalización del periodo de muestreo, comentandose todos aquellos aspectos relevantes desde el punto de vista del proceso de depuración.

7.5.1.- Material y métodos.

Se dispone de un total de doce campañas de muestreo que abarcan, desde unos meses antes de comenzar el proceso de vertido de agua en las balsas de infiltración, noviembre de 1997,

hasta el mes de abril de 1999 fecha en la que se considera terminada la fase de toma de muestras. En la tabla 7.29 se presentan las fechas de muestreo.

Los puntos muestreados son los descritos en el apartado 7.1, que son básicamente, el sondeo de abastecimiento a la población de Dehesas y tres pozos empleados para el riego (P1, P5 y P6), el sondeo P6 se dejó de muestrear en marzo de 1988 pues la información que proporciona es plenamente suplida por P5. Además se muestrean los cinco sondeos piezométricos construidos como sistema de monitorización del sistema de balsas, el sondeo S1R, se abandonó por problemas constructivos siendo sustituido por el S1, pero se tomaron algunas muestras, con el fin de complementar la información acerca de como el empleo de aditivos de perforación pueden afectar a los resultados obtenidos.

Las técnicas analíticas empleadas son las descritas en el apartado 7.1. La metodología seguida para la recogida, transporte y conservación de las muestras se basa en las recomendaciones de la publicación del ITGE titulada: "*Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico*" (ITGE, 1999).

Los parámetros determinados han sido: *determinaciones físico químicas* (pH, conductividad eléctrica, temperatura eléctrica y residuo seco), *cationes y aniones mayoritarios* (cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos, calcio, magnesio, potasio y sodio), *compuestos inorgánicos de nitrógeno* (nitratos, nitritos y amonio), *fósforo y sílice*, *metales pesados* (hierro, manganeso, cobre, zinc, mercurio, cadmio y plomo). Además se ha determinado DQO como indicador general de contaminación orgánica. En las últimas muestras también se determinó DBO₅, sólidos en suspensión, turbidez y carbono orgánico total.

7.5.2.- Resultados analíticos.

Los resultados analíticos se presentan en las tablas 7.35 a 7.43 ordenados según el punto de control y la fecha de muestreo, en el anexo 9 se recogen además los cálculos de transformación de unidades, relaciones iónicas, índices de D'Amore e índices de calidad como agua de riego para todas las muestras.

En las figuras 7.52 a 7.73 se muestra la representación gráfica de la evolución temporal de las principales variables estudiadas.

Tabla 7.35.- Resultados analíticos del sondeo P1 ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	1,8					292	792	394	0	58	259	135
20/01/98	14,6					292	760	422	0	47	259	130
09/03/98	1,8					284	845	308	0	40	298	110
14/07/98	2,1					286	740	402	0	54	295	104
11/09/98	1,7					300	800	415	0	54	293	108
14/10/98	1,5					262	761	420	0	48	259	101
12/11/98	1,1					260	776	426	0	56	217	122
26/11/98	1,3					250	836	376	2	58	214	123
10/12/98	1,2					266	820	445	0	50	313	105
20/12/98	1,1					266	808	420	0	50	310	105
20/02/99	0	0	24	0	4	285	820	403	0	58	260	105
15/04/99	10	0	28	0,9	9	283	746	415	0	40	270	113
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	220	10	7,9	3501	1954		0	0	0	28,1		
20/01/98	210	11	7,5	2963	1910		0	0	0	22,3		
09/03/98	151	10	7,3	2853	1824		1,66	1,4	0	10,5		
14/07/98	170	10	7,7	2912	1896		0	0	0	23,9		
11/09/98	190	10	7,5	3932			0	0	0	24,3	0,33	
14/10/98	198	9	7,9	2901	1913		0	0	0,14	23,1	0	0
12/11/98	205	7	7,9	2953	1927		0	0	0	21,3	0	0
26/11/98	208	7	8,2	2933	1931		0	0	0	22,1	0,47	0
10/12/98	235	10	7,4	2873	1953		0	0	0	24,4	0,51	0
20/12/98	225	10	7,4	2923	1986		0	0	0,06	26,7	0	0
20/02/99	196	10	7,6	2300			0	0,04	0,15	24	0,26	
15/04/99	210	10	7,4	2370			0	0	0,6	23	0,36	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.36.- Resultados analíticos del sondeo P5 ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	1,8					196	436	176	0	30	168	64
09/12/97	1,5					270	648	332	0	34	232	95
20/01/98	2					217	496	300	0	52	178	74
04/02/98	0,8					120	300	270	0	50	71	55
09/03/98	1,4					110	300	271	0	54	99	47
11/09/98	1,5					328	780	326	0	43	272	104
27/09/98	1,3					258	784	415	0	51	276	109
27/09/98	1,3					246	628	238	0	34	179	79
14/10/98	1,5					160	249	299	0	20	143	51
28/10/98	1					248	659	304	0	40	205	93
12/11/98	1,6					222	624	290	0	38	178	91
26/11/98	1,4					290	816	250	0	48	197	106
10/12/98	1,4					240	704	279	0	42	258	90
20/12/98	1,3					224	648	248	0	40	180	93
1/99	0	0	7	0	5	210	551	305	0	37	192	75
2/99	0	0	20	0	0	302	783	293	0	46	270	110
3/99	0	0	44	0	4	274	732	317	0	38	260	104
4/99	0	0	22	0,6	2	290	729	317	0	39	250	101
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	125	8	8,1	1583	1341		0	0	0	24,3		
09/12/97	205	9	7,7	2801			0	0	0	21,7		
20/01/98	190	9	7,6	1873	1416		0	0	0	24,6		
04/02/98	157	7	7,6	1231	936		0	0	0	16		
09/03/98	125	7	7,7	1187	873		0	0	0	16,4		
11/09/98	195	11	7,5	3042			0	0	0	23,1	0	
27/09/98	196	10	7,5	3564			0	0	0	24	0	
27/09/98	187	8	7,5	2464	1628		0,07	0	0	21,3	0	0
14/10/98	103	7	7,6	1397	1034		0	0	0	20,7	0	0
28/10/98	190	8	8,1	2583	1674		0	0,06	0	23,4	0	0
12/11/98	170	8	8,1	2503	1613		0	0	0	18,5	0	0
26/11/98	225	8	8,0	2803	1854		0	0	0	19,2	0	0
10/12/98	180	10	7,6	2513	1703		0	0	0	21,6	0	0
20/12/98	175	10	7,6	1965	1456		0	0	0	22,1	0	0
1/99	165	9	7,7	1806			0	0	0	21	0,03	
2/99	210	12	7,6	2490			0	0	0	21	0,08	
3/99	200	10	7,6	2300			0,09	0	0	23	0,03	
4/99	210		7,4				0	0	0,27	21	0,09	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S/cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.37.- Resultados analíticos del sondeo P6 ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
09/12/97	1,8					266	772	380	0	52	225	125
20/01/98	12,2					286	728	348	0	50	220	125
04/02/98	2					262	660	380	0	48	194	130
09/03/98	1,1					320	872	312	0	45	276	115
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
09/12/97	230	8	7,6	2881			0	0	0	25,4		
20/01/98	220	9	7,4	3063	1846		0,06	0	0	31,7		
04/02/98	210	9	7,3	2590	1855		0	0	0,06	25,1		
09/03/98	202	10	7,4	2993	1955		0	0	0	25,3		

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.38.- Resultados analíticos del sondeo S1R ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	12,2					130	340	100	24	2	233	15
09/12/97	13,8					112	280	0	82	2	193	3
20/01/98	17,1					161	320	147	58	1	217	9
04/02/98	11					160	320	108	73	1	221	4
09/03/98	6,7					165	328	72	63	1	255	3
21/04/98	3,9					160	364	107	65	5	90	71
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	40	17	9,3	1188	1212		0,87	4	0	11,8		
09/12/97	39	37	10,7	1187			0,7	6,4	0	14,2		
20/01/98	85	25	11,3	1540	1379		0,73	9,5	0	19,6		
04/02/98	77	25	11,1	1400	1262		0,21	9,8	0,05	18,5		
09/03/98	59	32	10,5	1345	1137		1,4	10,8	0,1	13,8		
21/04/98	90	13	10,8	1360		16,9	2,41	11	0,06	1,7		

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.39.- Resultados analíticos del sondeo S1 ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	17,1					222	564	340	0	15	231	83
09/12/97	18,7					214	596	362	0	13	233	80
20/01/98	17,9					220	588	350	0	23	264	77
04/02/98	10					234	600	333	0	5	221	84
09/03/98	6					228	676	320	0	30	321	71
21/04/98	1,3					240	689	340	0	30	253	82
14/07/98	4,8					232	600	348	0	22	288	78
11/09/98	3,6					237	630	346	0	27	298	81
27/09/98	3,6					241	695	342	0	24	241	82
14/10/98	7,2					244	575	349	0	17	256	77
28/10/98	2,5					245	729	343	1	24	246	96
12/11/98	2,9					252	672	356	12	24	239	99
26/11/98	2,1					248	736	364	0	24	246	102
10/12/98	1,6					270	764	338	1	23	325	85
20/12/98	3,2					270	812	341	2	23	332	91
1/99	0	0	26	0	3	290	771	350	24	20	300	97
2/99	0	0	11	0	0	268	749	342	0	30	280	99
3/99	0	0	231	4	4,5	274	787	366	0	38	280	109
4/99	15	0	23	2,5	3	270	797	342	0	46	270	115
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	150	23	7,4	2271	1481		1,54	0	0,36	26,3		
09/12/97	160	21	7,5	2451			12,5	0	0,31	22,8		
20/01/98	155	21	7,3	2493	1564		0,17	0	0,52	29		
04/02/98	155	21	7,6	2510	1570		14,6	0	0,32	23		
09/03/98	125	25	7,7	2443	1525		0	0	0,87	23,7		
21/04/98	171	20	7,9	2503		16,4	0	0,09	1	12,1		
14/07/98	125	25	7,5	2612	1659		0	0	2,1	24,7		
11/09/98	126	25	7,6	2662			0	0	1,88	23,1	0	
27/09/98	160	21	7,6	2535	1652		0,07	0	1,7	24,2	0	0,2
14/10/98	150	21	7,9	2811	1802		0	0	1,8	23,7	0	0,17
28/10/98	162	19	8,2	2763	1772		0	0	1,53	25,8	0	0
12/11/98	150	18	8,5	2763	1787		0	0	1,6	22,6	0	0,28
26/11/98	160	17	8	2763	1824		0	0	1,5	21,3	0	0
10/12/98	182	23	8,2	2763	1858		0	0	3	24,9	0	0,23
20/12/98	182	23	8,2	2803	1922		0	0	1,5	24,2	0	0,27
1/99	173	22	8,3	2290			0	0,07	1,3	24	0,03	
2/99	183	18	7,7	2300			0,26	0,06	0,82	24	0,08	
3/99	210	12	7,5	2410			0,08	0	0,25	23	0,03	
4/99	210	11	7,4	2430			0	0	0,2	21	0,09	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.40 - Resultados analíticos del sondeo S2 ⁽¹⁾.

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	18					280	696	360	0	3	238	100
09/12/97	15,4					278	708	149	0	3	261	80
20/01/98	14,6					280	736	146	0	3	280	80
04/02/98	2,3					274	770	137	0	3	235	99
09/03/98	7,5					320	816	156	0	1	331	79
21/04/98	2,4					273	878	225	0	12	290	89
14/07/98	2,8					314	800	217	0	9	305	94
11/09/98	4,6					314	820	262	0	9	313	97
27/09/98	3,6					264	849	265	0	12	266	104
14/10/98	2,2					272	792	303	0	19	271	96
28/10/98	1,6					269	795	323	0	33	255	110
12/11/98	1,5					270	836	280	4	38	250	115
26/11/98	1,8					270	756	272	0	4,8	230	113
10/12/98	1,5					270	820	372	0	56	315	97
20/12/98	1,4					270	872	350	0	49	309	107
1/99	0	0	44	0	2	274	760	354	0	42	270	102
2/99	0	0	48	0	0	256	739	366	0	47	260	101
3/99	18	0	76	0	3,3	255	752	342	0	42	270	99
4/99	10	0	41	3	2	277	754	317	0	46	270	102
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	200	12	7,3	2551	1785		0	0	0,06	27,1		
09/12/97	165	12	7,3	2711			0	0	0	19,9		
20/01/98	155	13	7,1	2593	1644		0	0	0	25,5		
04/02/98	157	12	7,3	2710	1685		0	0	0,1	21,7		
09/03/98	130	14	7,3	2543	1777		0	0,13	0	20,6		
21/04/98	163	11	7,5	2763		16,4	0	0,34	0,05	22,8		
14/07/98	155	12	7,5	2842	1801		0	0	0	22,8		
11/09/98	160	12	7,4	2942			0,39	0,19	0	23,3	0	
27/09/98	178	10	7,3	2824	1929		0,13	0,24	0	23,4	0	0
14/10/98	186	10	7,5	2841	1859		0	0,48	0	22,1	0	0
28/10/98	198	9	8	2963	1924		0	0	0	24,7	0	0
12/11/98	170	8	8,3	2983	1918		0	0	0	21,5	0	0
26/11/98	171	7	8,1	2853	1921		0	0	0	20,9	0	0
10/12/98	225	9	7,5	2883	1922		0	0	0,06	25,4	0	0
20/12/98	216	9	7,5	2873	1994		0	0	0	24,2	0	0,02
1/99	194	10	7,5	2300			0	0,04	0	21	0,03	
2/99	189	10	7,4	2230			0,1	0	0	24	0,1	
3/99	174	10	7,5	2290			0,07	0	0	23	0,03	
4/99	190	10	7,5	2290			0,02	0	0,6	21	0,1	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.41.- Resultados analíticos del sondeo S3 ⁽¹⁾

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	2,2					334	916	360	0	45	282	139
09/12/97	2,3					318	964	380	0	45	281	140
20/01/98	12,2					316	932	360	0	44	300	140
04/02/98	1,7					300	880	350	0	44	245	135
09/03/98	1,2					340	980	330	0	46	344	114
21/04/98	1,3					318	941	351	0	45	280	142
14/07/98	2,1					310	850	340	0	47	302	112
11/09/98	1,7					300	800	368	0	50	299	107
27/09/98	1,4					270	840	360	0	47	248	106
14/10/98	1,5					260	788	366	0	45	256	98
28/10/98	0,9					262	879	320	0	46	253	113
12/11/98	1,2					276	840	286	0	52	254	121
26/11/98	1,6					285	832	284	0	52	228	120
10/12/98	1,4					290	864	296	0	48	319	110
20/12/98	1,2					294	852	366	0	45	319	111
1/99	0	0	96	0	0	273	775	329	0	50	260	95
2/99	0	0	28	0	0	260	722	366	0	72	270	104
3/99	0	0	58	0	2,4	262	748	366	0	41	280	103
4/99	25	0	33	1	2	280	760	320	0	47	270	102
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	250	11	7,5	3551	2126		0	0	0	26,3		
09/12/97	245	9	7,6	3671			1,15	0	0	23,3		
20/01/98	240	10	7,6	3313	2096		0	0	0	29,6		
04/02/98	211	11	7,3	3370	2080		0,18	0	0	23,3		
09/03/98	207	11	7,3	3183	2026		0	0,06	0	23,5		
21/04/98	252	8	7,5	3053		16,2	0,07	0,08	0	23,8		
14/07/98	190	10	7,6	3122	2024		0	0	0	23,9		
11/09/98	180	10	7,6	3072			0	0	0	23,9	0	
27/09/98	205	8	7,4	2954	2016		0,08	0	0	24,3	0	0
14/10/98	193	8	7,5	2921	1909		0	0	0	23,2	0	0
28/10/98	196	8	8	2913	1946		0	0,07	0	26	0	0
12/11/98	178	8	7,9	3023	1938		0	0	0	21,6	0	0
26/11/98	195	7	7,9	3003	1968		0	0	0	21,3	0	0
10/12/98	200	9	7,5	2953	1959		0	0	0	24,2	0	0,08
20/12/98	220	9	7,4	2973	2080		0	0	0	24,8	0	0
1/99	179	9	7,6	2240			0,4	0,04	0,15	24	0,03	
2/99	198	11	7,4	2300			0,8	0	0	21	0,09	
3/99	195	10	7,3	2320			0,06	0	0	21	0,04	
4/99	190	10	7,4	2300			0,07	0	0,5	21	0,09	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.42.- Resultados analíticos del sondeo S4 ⁽¹⁾

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	12,2					314	704	306	0	36	252	112
09/12/97	2,3					294	752	202	0	11	228	100
20/01/98	11,4					310	748	228	0	9	283	100
04/02/98	1,5					300	760	215	0	5	232	102
09/03/98	1,8					330	820	214	0	11	333	73
21/04/98	1,4					360	764	211	0	11	242	108
14/07/98	2,6					340	760	223	0	7	307	91
11/09/98	1,7					336	750	197	0	11	311	91
27/09/98	2					334	708	218	0	12	224	92
14/10/98	2,3					302	760	225	0	10	253	84
28/10/98	1,3					316	817	228	0	16	251	103
12/11/98	2,1					320	828	233	1	18	243	109
26/11/98	2,1					320	784	227	4	20	225	108
10/12/98	2					326	883	246	0	18	333	101
20/12/98	2,1					324	1030	261	0	20	327	117
1/99	0	0	110	0	4	316	799	268	0	15	270	95
2/99	0	0	28	0	0	298	769	342	0	33	280	112
3/99	0	0	63	0	8,9	288	798	378	0	30	290	118
4/99	0	0	44	0,6	2	318	791	366	0	31	270	113
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	198	16	7,5	3141	1864		0	0,62	0	25,4		
09/12/97	180	15	7,5	2831			0,51	1	0	20,7		
20/01/98	175	20	7,7	2753	1780		2,48	0	0	26,1		
04/02/98	180	19	7,8	3040	1731		0,5	0,85	0	20,5		
09/03/98	150	21	7,8	2783	1729		0	0	0	20,5		
21/04/98	187	16	7,7	2823		16,9	0	0	0	21,2		
14/07/98	155	20	7,5	2852	1860		0	0	0,15	20,4		
11/09/98	150	21	7,7	2912			0	0	0,1	20,7	0	
27/09/98	176	15	7,6	2784	1819		0,08	0	0,06	20,6	0	0
14/10/98	165	17	8	2831	1834		0	0	0,1311	19,8	0	0
28/10/98	188	16	8,1	2883	1904		0	0,06	0,06	22	0	0
12/11/98	189	15	8,2	3003	1932		0	0	0,07	18,5	0	0
26/11/98	188	14	8,3	2903	1972		0	0	0,18	18,3	0	0
10/12/98	200	20	7,7	2893	1952		0	0	0,31	21,1	0	0,05
20/12/98	210	19	7,7	3043	2101		0	0	0	22,4	0	0,05
1/99	179	18	7,8	2350			0	0,08	0	20	0,04	
2/99	210	15	7,4	2430			0	0	0,28	24	0,08	
3/99	210	12	7,2	2470			0,07	0	0	21	0,04	
4/99	210	12	7,5	2440			0	0	0,7	23	0,09	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

Tabla 7.43.- Resultados analíticos del sondeo S5 ⁽¹⁾

F Toma	DQO	DBO5	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg
11/11/97	12,2					310	704	345	0	26	255	110
09/12/97	1,8					286	752	358	0	23	210	118
20/01/98	13					326	832	366	0	32	290	120
04/02/98	1,8					290	800	340	0	29	228	125
09/03/98	1,8					320	850	346	0	33	331	91
21/04/98	1,3					318	713	342	0	43	260	104
14/07/98	1,8					305	840	370	0	47	305	109
11/09/98	2,4					300	800	372	0	50	303	107
27/09/98	1,4					310	774	372	0	48	240	106
14/10/98	1,9					262	784	329	0	45	257	99
28/10/98	1					268	806	327	0	46	261	114
12/11/98	1,3					288	824	310	0	52	230	132
26/11/98	1,3					290	840	280	0	52	227	121
10/12/98	1,4					286	836	362	0	48	319	108
20/12/98	1,2					286	852	360	0	46	317	107
1/99	0	0	62	0	5	267	738	329	0	40	260	101
2/99	0	0	61	0	0	260	730	366	0	42	270	104
3/99	0	0	16	0	5,4	270	740	366	0	54	280	103
4/99	0	0	88	0,7	4	287	764	354	0	42	280	105
F Toma	Ca	K	pH	Con	R S	TEM	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe
11/11/97	205	14	7,5	2851	1886		2,32	0	0	26,5		
09/12/97	220	10	7,6	2821			0	0	0	23,3		
20/01/98	225	12	7,4	3323	2047		0	0	0	30,5		
04/02/98	210	11	7,3	3320	1918		0,06	0,06	0	25,4		
09/03/98	180	12	7,4	2993	1979		0	0	0	23,5		
21/04/98	211	8	7,7	3093		16,4	0	0	0	23,9		
14/07/98	190	9	7,8	3104	2003		0	0	0	24		
11/09/98	180	10	7,4	3082			0	0	0	23,9	0	
27/09/98	212	8	7,4	2974	1934		0,07	0	0	24,2	0	0
14/10/98	201	8	7,5	2921	1880		0	0	0	23,3	0	0
28/10/98	206	8	8	2963	1961		0	0	0	24,9	0	0
12/11/98	184	7	8,1	2983	1943		0	0	0	21,1	0	0
26/11/98	191	7	8,1	2963	1984		0	0	0	21,9	0	0
10/12/98	220	9	7,5	2933	1992		0	0	0,08	25	0	0,09
20/12/98	220	10	7,4	2963	2135		0	0	0	25,7	0	0,03
1/99	184	10	7,6	2270			0,13	0,09	0,4	21	0,04	
2/99	205	10	7,4	2310			0,49	0,08	0	21	0,08	
3/99	189	10	7,3	2320			0,07	0	0	21	0,03	
4/99	200	10	7,4	2320			0	0	0,8	21	0,11	

(1) Todas las unidades en mg/L, salvo: pH en unidades de pH, C.E. en $\mu\text{S}/\text{cm}$, temperatura en $^{\circ}\text{C}$ y Turbidez en UNF.

En la figura 7.52 se ha representado la evolución de la conductividad eléctrica y en la figura 7.54 la del residuo seco, parámetros ambos que generalmente varían de forma pareja, pues la conductividad eléctrica de cualquier solución acuosa está determinada directamente por la concentración de iones en disolución y por la temperatura del medio, además la medida de la conductividad está influenciada por el pH de la solución, la valencia de los iones y el grado de ionización.

La conductividad eléctrica presenta una fuerte correlación positiva frente al residuo seco ($r=0,94$). En la figura 7.53 se muestra la recta de regresión, que también es representativa de los iones mayoritarios (sulfatos, cloruros, bicarbonatos, magnesio, calcio y sodio), ver la tabla 7.44, pues como se acaba de explicar la concentración de estos es la que determina básicamente su valor. Es interesante observar que la correlación se mantiene, pero cambia de signo, cuando se enfrenta con el contenido en carbonatos, seguramente por que estos valores de pH dificultan la solubilización de alguna de las sales que contribuyen en mayor proporción a la mineralización final del agua, bicarbonatos principalmente, disminuyendo con ello la conductividad eléctrica.

Figura 7.52.- Evolución de la C. E. en las aguas subterráneas.

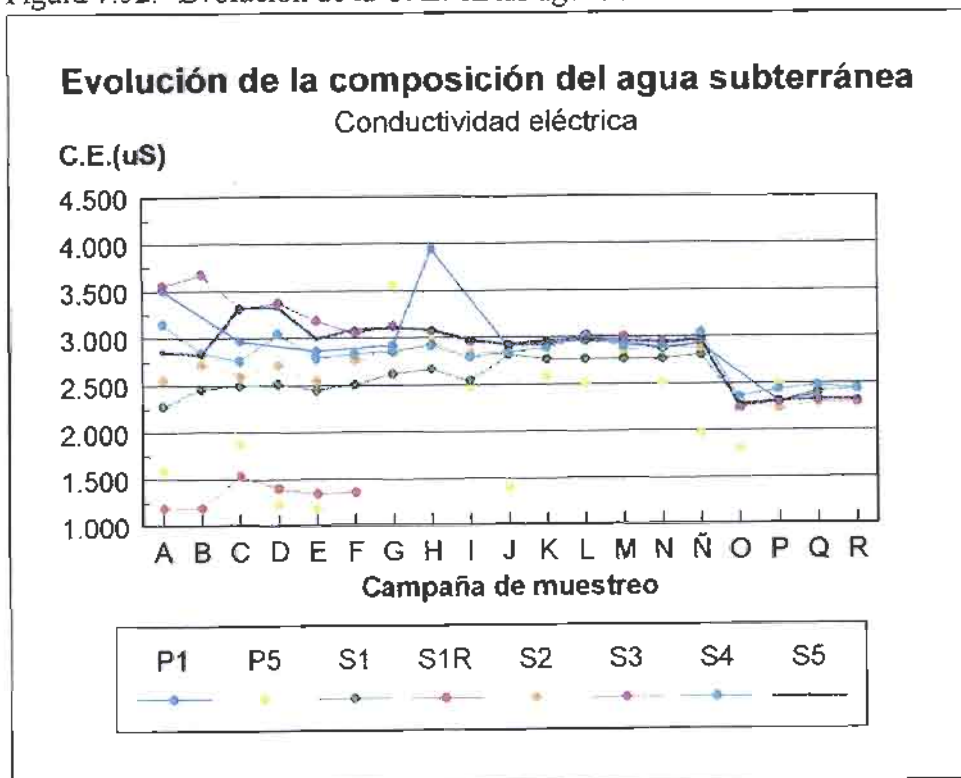


Figura 7.53.- Correlación entre conductividad eléctrica y residuo seco.
($R=0,94$)

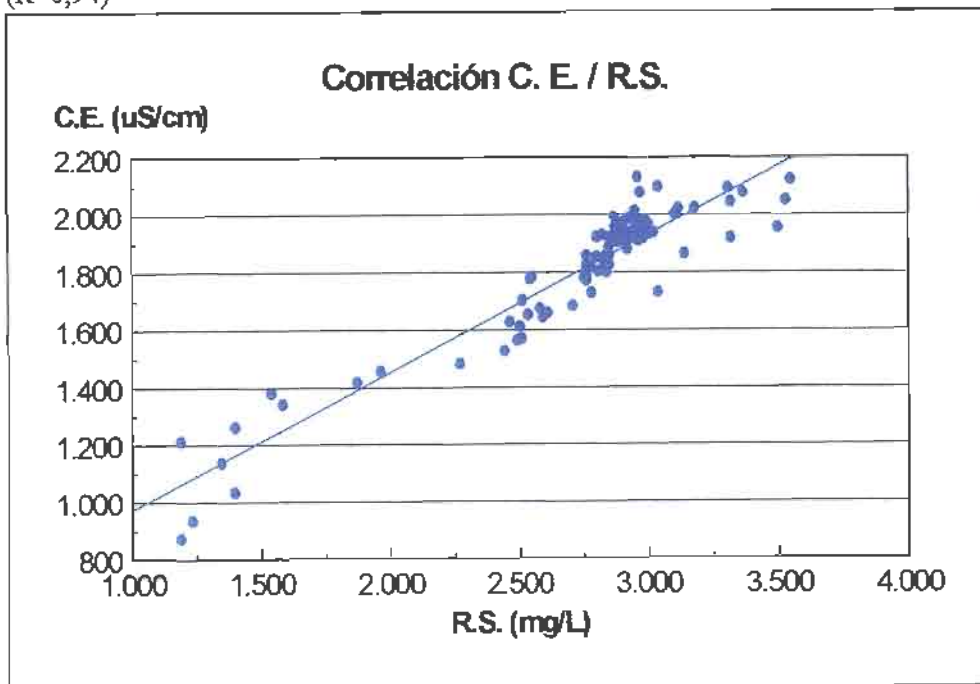
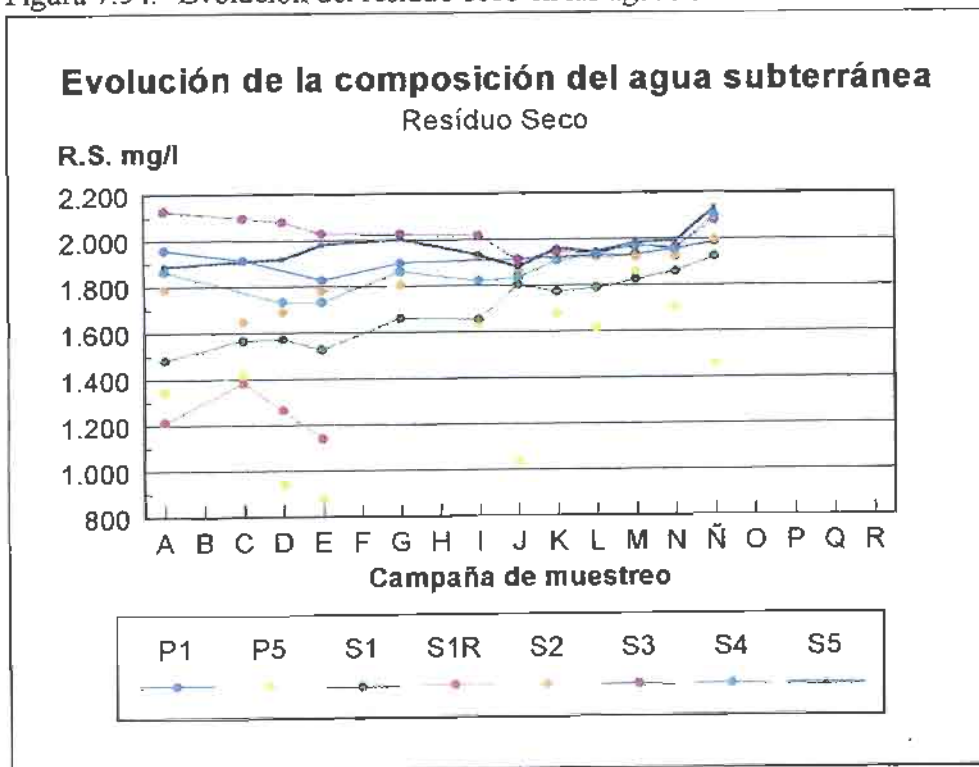


Figura 7.54.- Evolución del residuo seco en las aguas subterráneas.



La evolución temporal que sigue este parámetro es un buen ejemplo del comportamiento general de la calidad de las aguas estudiadas.

En un principio se observa la existencia de una importante dispersión de valores, de hecho en el primer muestreo, si se exceptúa el sondeo S1R que presenta un comportamiento anómalo debido a que no fue correctamente construido, los valores medidos oscilan dentro de una extensa franja que va desde un mínimo de 1.583 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo P5 a valores tan elevados como 3.551 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo S3. Con el tiempo se produce una clara tendencia a la estabilización de los valores y a la desaparición de la citada dispersión, de forma que al final del periodo de muestreo las diferencias entre unos puntos y otros se habían reducido al mínimo, 2.440 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el sondeo S4 y 2.270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el pozo P5.

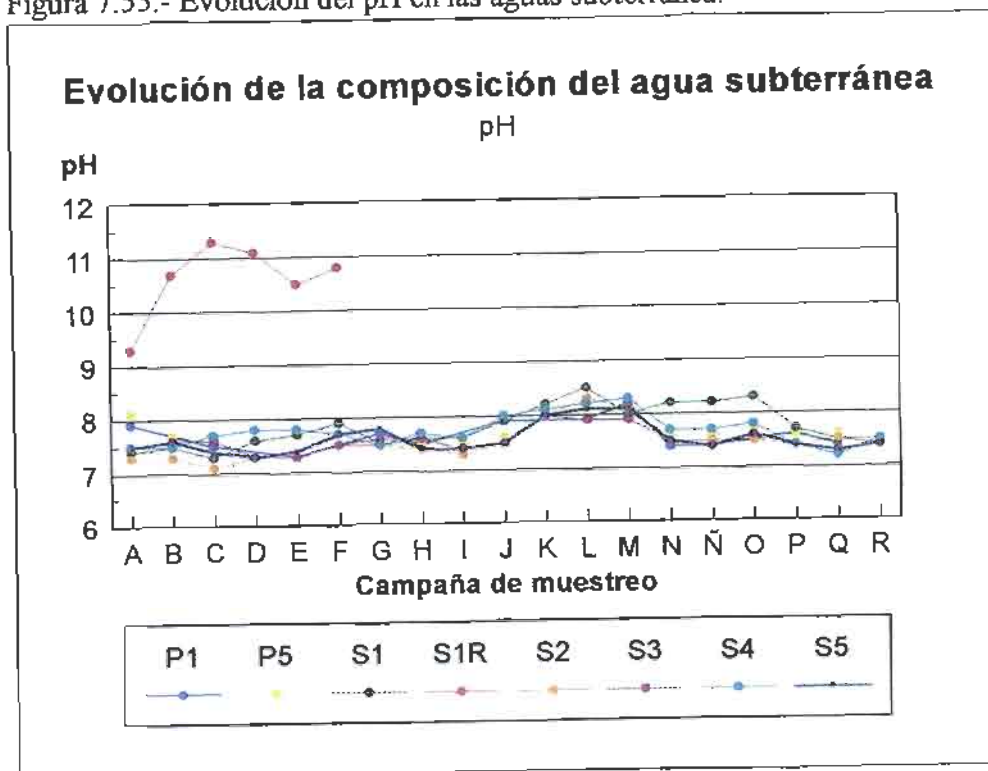
Otro hecho remarcable es que no se observa un aumento de la conductividad sino que en general puede hablarse de un moderado descenso.

La explicación de este comportamiento, que por extensión puede aplicarse a la mayoría de las especies mayoritarias en solución, se puede abordar desde dos puntos de vista, de una parte la construcción de los sondeos de investigación altera notablemente la composición de las aguas al introducir contaminación procedente del suelo, de los materiales removidos y principalmente de los aditivos de perforación. Con el tiempo los sondeos se van lavando y las diferencias en la composición entre unos y otros disminuye aproximándose al fondo natural de las aguas del lugar. El segundo enfoque permite afirmar que la estabilización y la no existencia de diferencias significativas entre la composición de los sondeos de investigación y los pozos de control al finalizar la experiencia, son indicios claros de que el sistema de balsas de infiltración no está afectando a la composición de las aguas subterráneas.

En la figura 7.55 se ha presentado la evolución del pH. De nuevo el sondeo S1R presenta un comportamiento anómalo debido a la permanencia en su interior de lodos de perforación que no se lavan suficientemente con el paso del tiempo.

El resto de las captaciones presentan un pH que varía en una franja relativamente estrecha,

Figura 7.55.- Evolución del pH en las aguas subterránea.



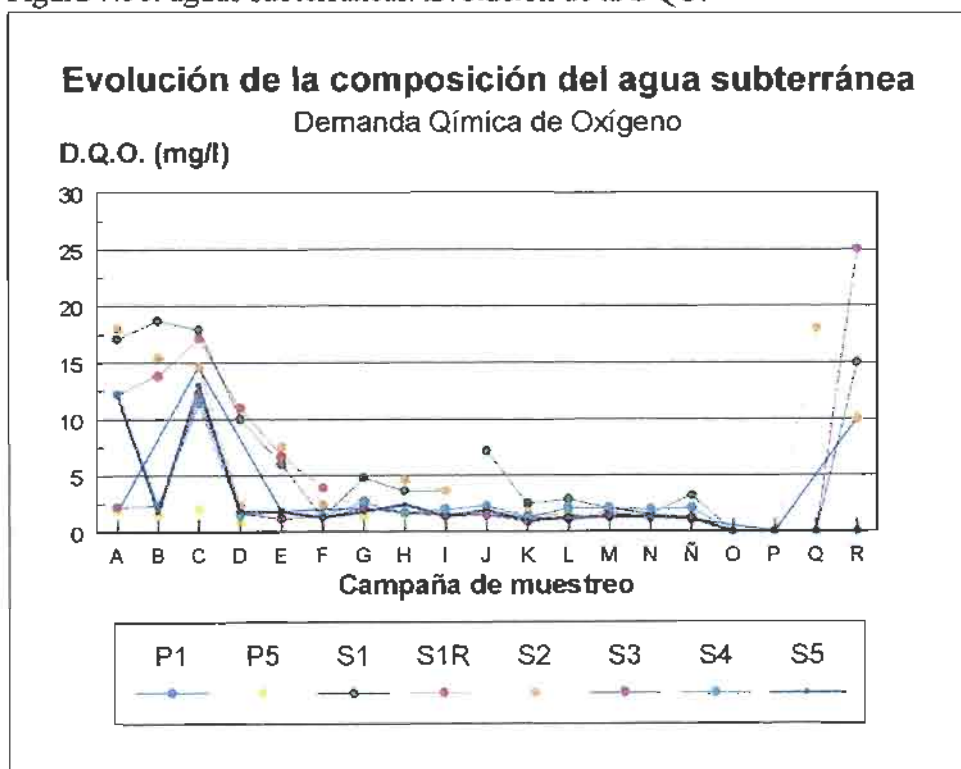
siempre en valores por encima de la neutralidad e incluso en ocasiones alcalinos, entre un máximo de 8,5 unidades en el sondeo S1 y un mínimo de 7,1 unidades en el sondeo S2, en todos los casos dentro de los rangos de variación normal en las aguas subterráneas y de los materiales en estudio.

Es importante resaltar que, sucede con el pH pero también con la mayoría de los parámetros determinados, las variaciones temporales producidas en los sondeos de control se ven reflejadas de forma similar en los pozos testigo, que con seguridad no están influenciados por las balsas de infiltración, eso es especialmente relevante porque pone de manifiesto que las alteraciones en el pH, y en todos los parámetros que muestren este comportamiento, se deben, no a la llegada de agentes exógenos procedentes de las balsas de recarga, sino a la variabilidad natural del acuífero y a los agente modificadores naturales: lluvia, flujo del agua, etc.

Los valores típicos de Demanda Química de Oxígeno en las aguas subterráneas se encuentran normalmente entre 1 y 5 mg/L de O₂, hasta 15 mg/L en aguas no contaminadas (Custodio,

1983). En la zona de Dehesas los valores de fondo oscilan generalmente entre 1 y 2 mg/L de O₂. Se puede ver como, en general, en la primera campaña de muestreo los valores encontrados en los sondeos son notablemente superiores a los pozos, y la evolución a largo plazo es a una disminución generalizada en todos los puntos de muestreo hasta el nivel de fondo, siempre inferiores a 5 mg/L de O₂ a partir de la campaña F.

Figura 7.56. aguas subterráneas. Evolución de la DQO.



En las dos últimas campañas, especialmente en la última, se observa un importante incremento en el valor de la DQO en los sondeos S1, S2 y S3 pero también en el pozo P1 que llega a los 10 mg/L de O₂. Este hecho y el que este aumento en la DQO no esté acompañado de ninguna variación significativa en la evolución de compuestos de nitrógeno y que en todos los casos, sin excepción, la DBO₅ se encuentre bajo el límite de detección, hace sospechar que se trata de un fenómeno puntual no necesariamente ligado a la afección del acuífero por el sistema de

depuración. Otro dato a tener en consideración a la hora de interpretar los valores de DQO es que esta valora también la presencia de hierro, manganeso o amonio en solución, y en general de cualquier material oxidable químicamente, por lo que estos cationes interfieren con la determinación, de hecho se ha encontrado, ver la tabla 7.44, una fuerte correlación positiva entre los valores de hierro y la DQO.

Los valores de sodio, que como ya se comentó en el apartado 7.1, son elevados en las aguas de este acuífero, muestran un comportamiento prácticamente idéntico en todos los puntos controlados alcanzando al final valores muy similares en todos los puntos. El pozo P5 que es del que se abastece la población de Dehesas presenta una conductividad algo inferior al resto de las captaciones, pues al estar intensamente bombeado las aguas en el captadas son representativas de un amplio entorno de la captación. Las muestras D, E y J corresponden a periodos de precipitaciones de primavera.

Figura 7.57.- Evolución del sodio en las aguas subterráneas.

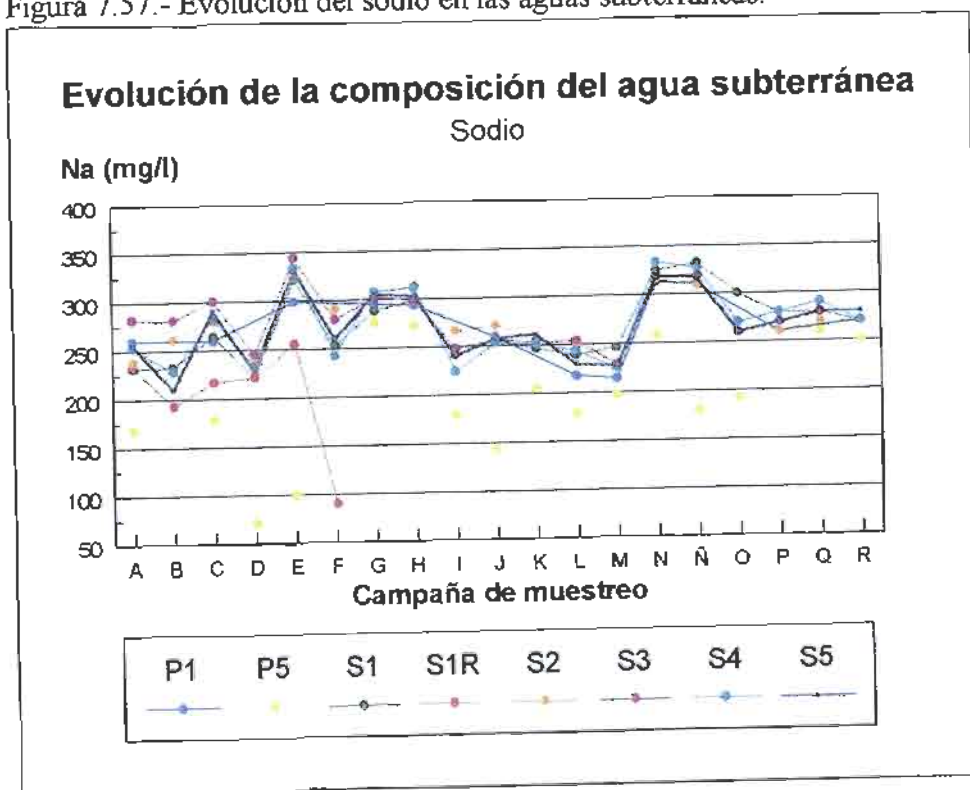
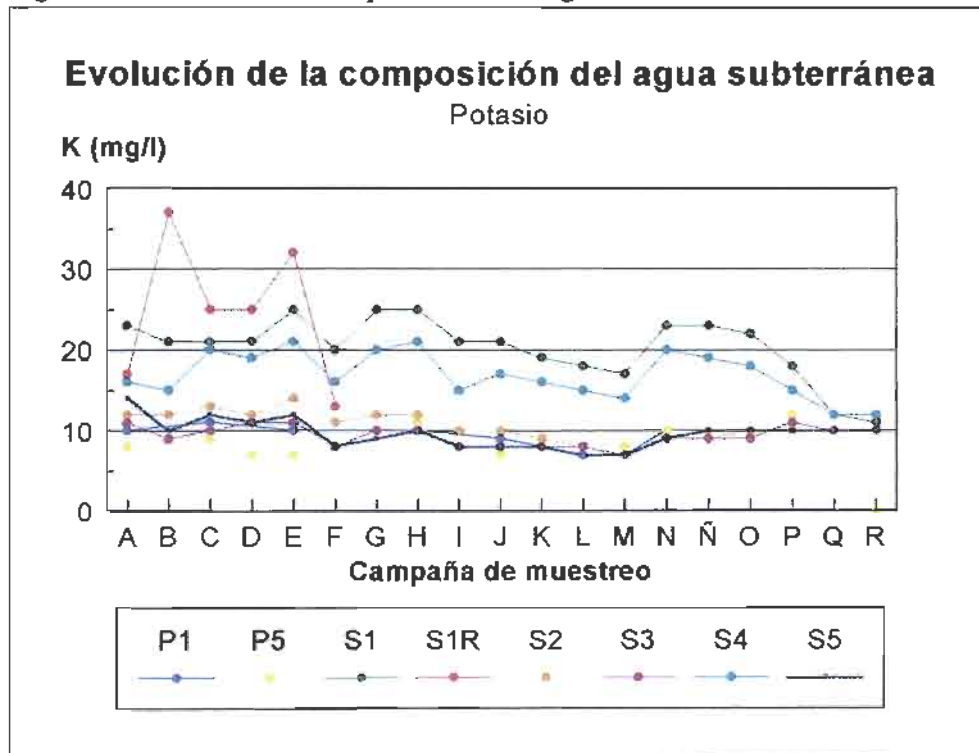


Figura 7.58.- Evolución del potasio en las aguas subterráneas.



La evolución del contenido en potasio en las aguas subterráneas se ha representado en la figura 7.58. Como ya se comentó en el apartado 7.1 la concentración de este catión en la zona de Dehesas es relativamente elevada para lo que es normal en aguas subterráneas, esto no es extraño si se tiene en consideración la elevada proporción de potasio solubilizable que contienen los materiales que forman el suelo y la parte superior del acuífero (ver el apartado 7.6).

Todos los puntos de muestreo presentan concentraciones y comportamientos similares, con contenidos oscilantes en los alrededores de 10 mg/L y una tendencia clara a la agrupación según transcurre el tiempo.

Excepción a esta regla son los sondeos S1 y S4 que se caracterizan porque en ellos la concentración de potasio es prácticamente el doble que en el resto, y porque siguen una evolución idéntica ya desde antes de comenzar el proceso de infiltración. Este hecho reviste gran importancia a la hora de determinar si existe afección del acuífero por las aguas residuales.

La concentración media de potasio en las aguas residuales es de 41 mg/L, ver apartado 7.3, una afección sobre el agua subterránea debería suponer un aumento detectable de este metal de forma inmediata, sin embargo, la evolución pareja y la elevada concentración en los sondeos S1 y S4 se produce desde el principio del muestreo, mucho antes de iniciar el proceso de recarga, por lo que es de prever que el motivo de la elevada concentración de este metal sea, o bien la existencia de un nivel con agua y elevado contenido en micas o arcillas muy alteradas o, y creemos que esta segunda posibilidad es más plausible que la primera, la existencia de un nivel mas permeable, similares a los descritos en al apartado 4.3, que ponga en conexión ambos sondeos y los relacione con la infiltración del río y del filtro verde, la elevada correlación entre el potasio y el fósforo abundaría en esta idea, así como la elevada correlación entre el contenido en potasio y el amonio, ver la tabla 44.

La evolución del calcio y el magnesio, figuras 7.59 y 7.60 corren parejas y no merecen ningún comentario especial pues se comportan según el patrón ya descrito, valores relativamente dispersos que según pasa el tiempo se agrupan en torno a los valores de fondo del acuífero.

Figura 7.59.- Evolución del calcio en las aguas subterráneas.

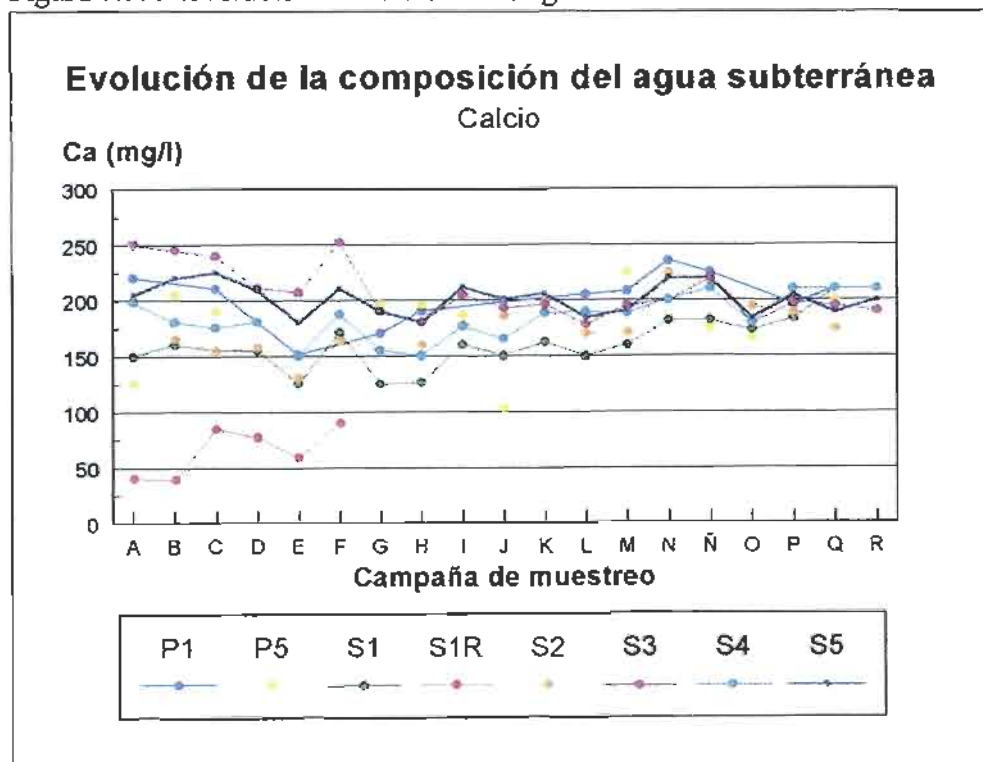
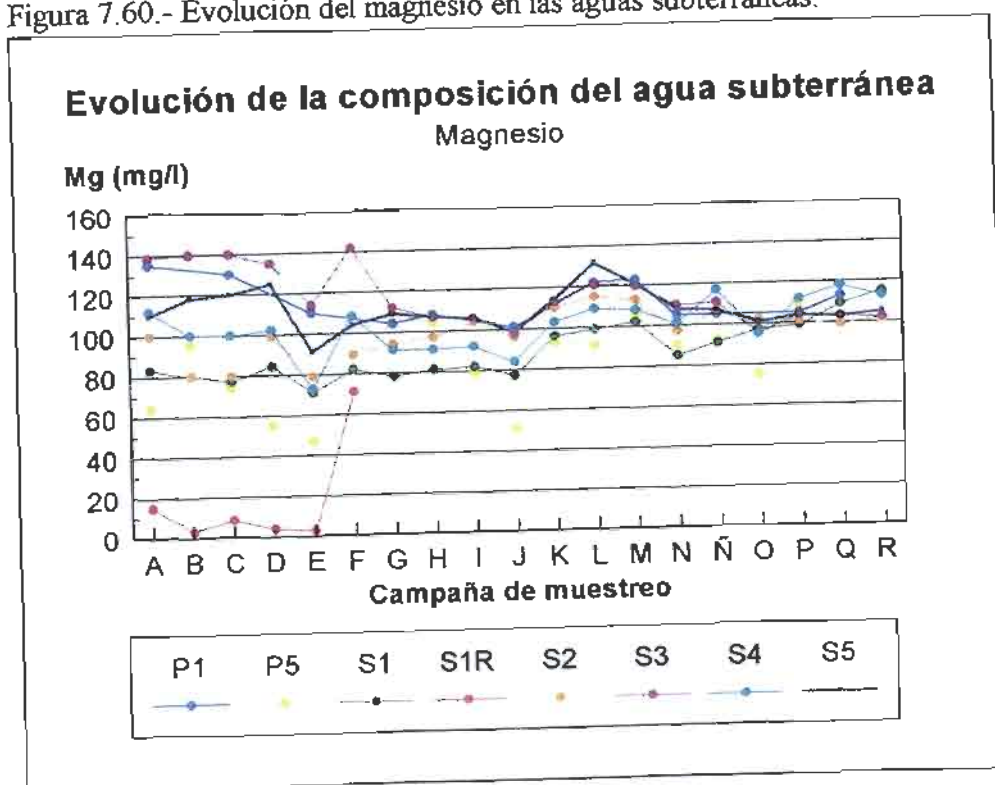


Figura 7.60.- Evolución del magnesio en las aguas subterráneas.



Los aniones principales, sulfatos, cloruros y bicarbonatos, figuras 7.61, 7.62 y 7.63 respectivamente, evolucionan de forma similar a como lo hacen los cationes que compensan. En las figuras 7.63 a 7.65 se han representado las rectas de regresión que relacionan la evolución de los cationes y aniones mayoritarios.

De forma similar a lo que ocurría con los cationes, se observa al comienzo del periodo de control una notable dispersión de datos entre los diferentes puntos, dispersión que se va anulando según transcurre el tiempo de forma que al final del muestreo los valores tienden a uniformizarse.

Es interesante destacar que la proporción relativa de aniones entre los diferentes puntos de control también se mantiene a lo largo del periodo controlado y que en general el pozo P5, que es el de abastecimiento a la población, es el que muestra mayor variabilidad en su composición, debido sin duda al efecto del bombeo intenso que de él se hace.

Figura 7.61. - Evolución de los sulfatos en las aguas subterráneas.

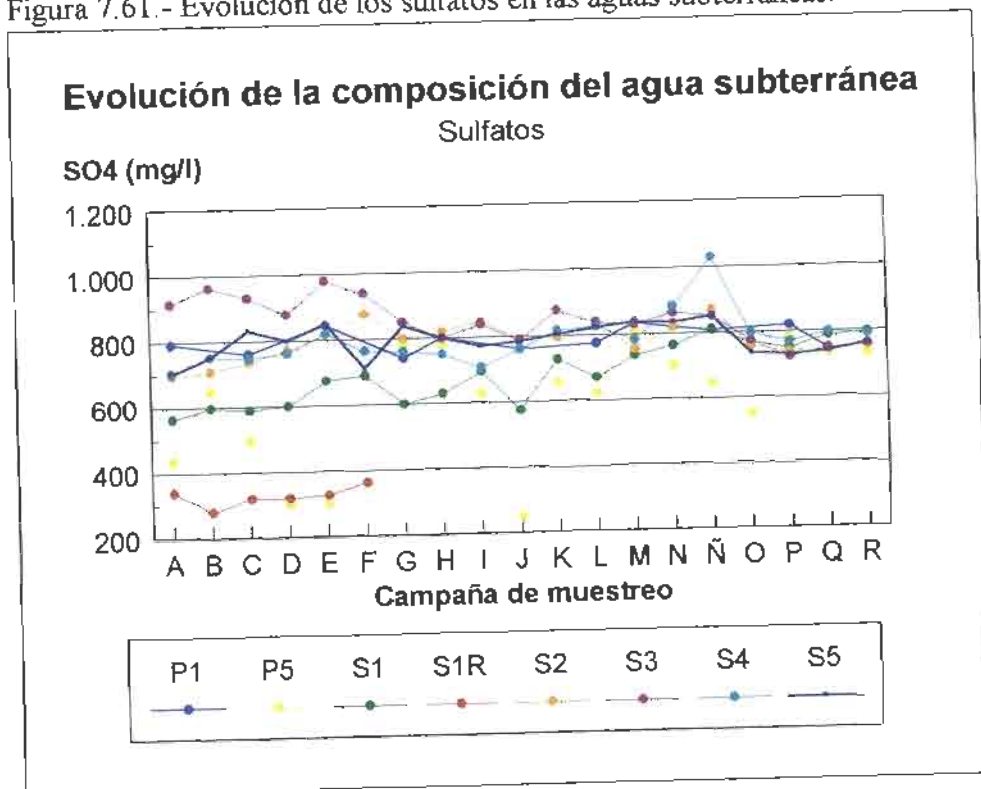


Figura 7.62. - Evolución de los cloruros en las aguas subterráneas.

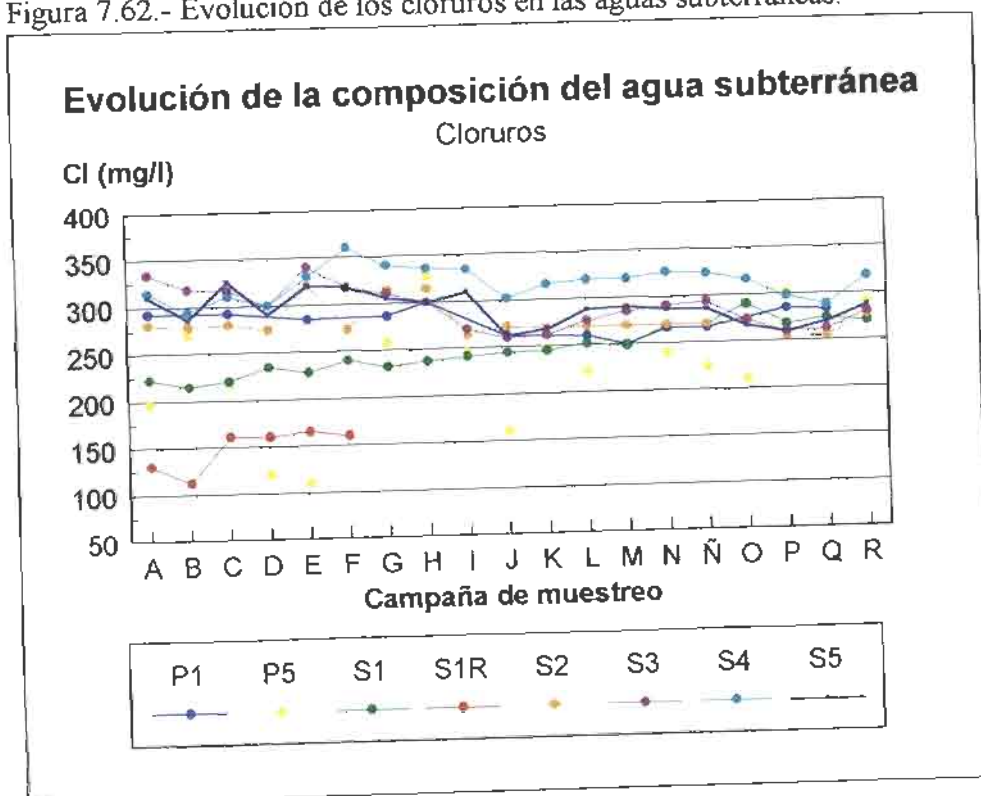
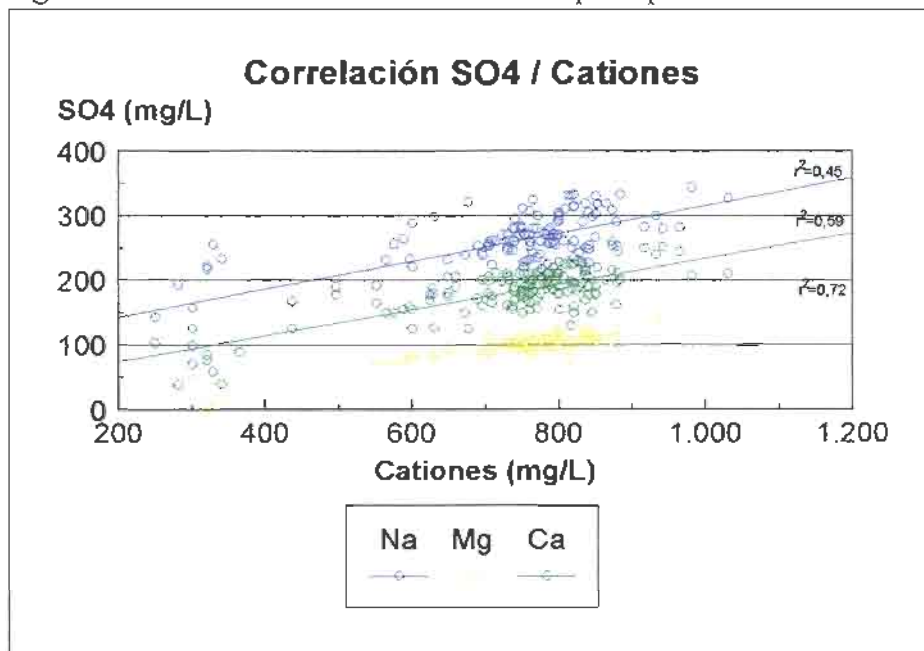


Figura 7.63.- Correlación sulfatos / cationes principales.



Los coeficientes de correlación aniones/cationes, presentan la distribución esperada, similar a la roca que por disolución los cede al agua, así los bicarbonatos se correlacionan principalmente con calcio y magnesio, los sulfatos con magnesio y calcio, aunque también con el sodio, y los cloruros con magnesio, calcio y sodio. Es interesante destacar que el potasio no

Figura 7.64.- Correlación bicarbonatos / cationes principales.

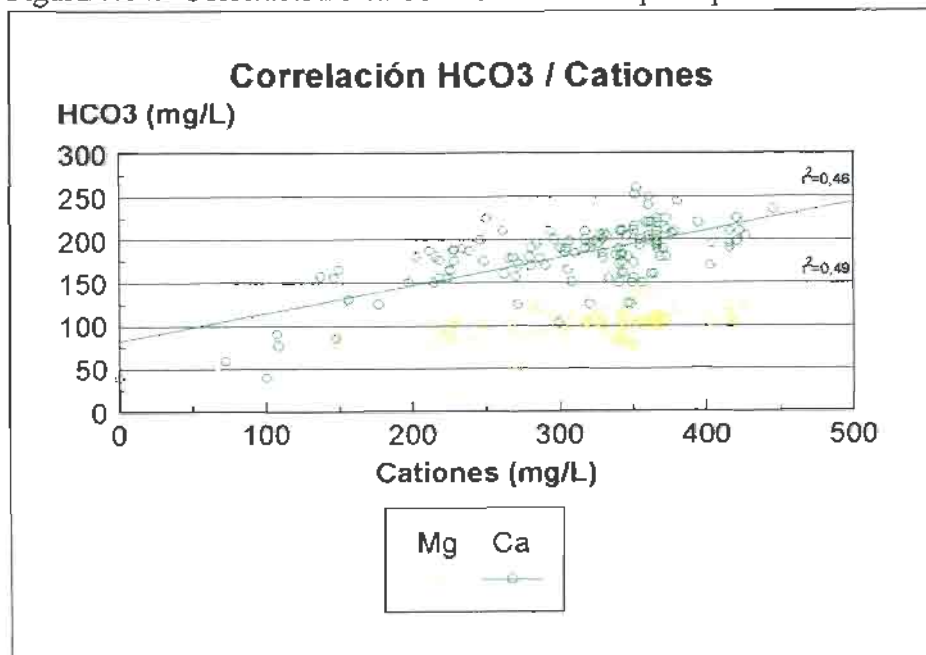
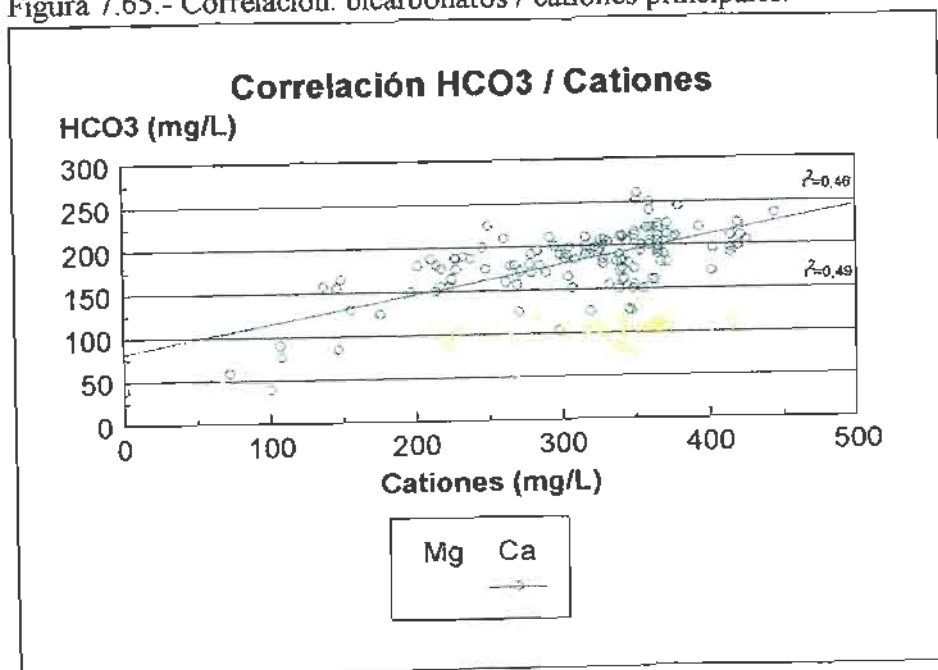


Figura 7.65.- Correlación: bicarbonatos / cationes principales.



se correlaciona significativamente con ninguno de los aniones principales, su origen no es la disolución de sales solubles sino mas bien el ataque de micas y algunos minerales de arcilla, y la correlación del cloruro con el sodio es menor de la esperada debido al equilibrio de

Figura 7.66.- Evolución de los carbonatos en las aguas subterráneas.

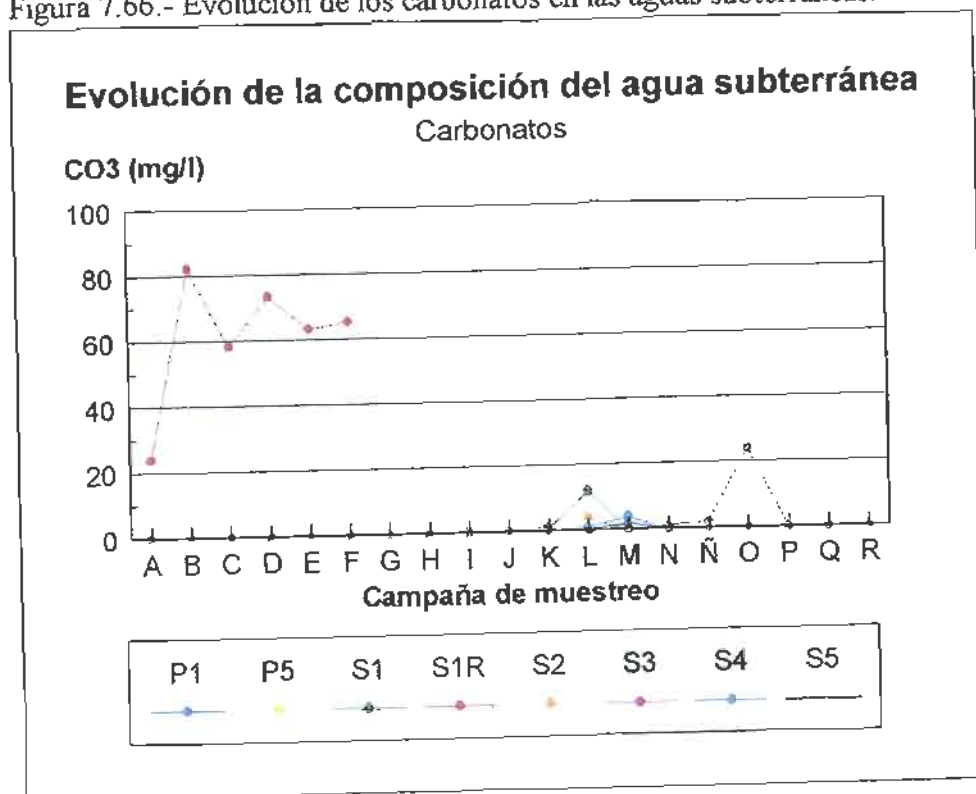
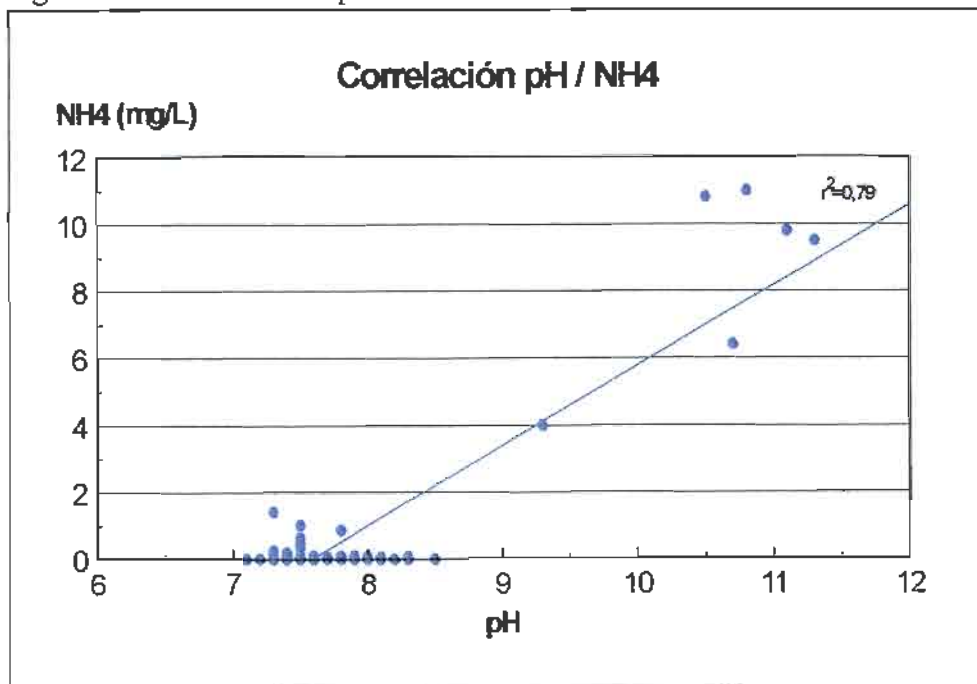


Figura 7.68.- Correlación pH / amonio.



roducir aumentos del pH como así parece suceder. Por tanto puede concluirse que los episodios en los cuales aparecen concentraciones apreciables de CO_3 en las aguas subterráneas están ligados al aumento del contenido en amonio de las mismas aunque las ocasiones en las que se han detectado pequeñas concentraciones de amonio, aproximadamente hasta 2 mg/L, no se produce un aumento suficiente del pH como para producir la presencia de carbonato en el agua.

En la figura 7.68 se ha representado la correlación existente entre el pH y el contenido en amonio, como se puede ver esta es positiva y muy significativa, $r^2 = 0,79$ lo que confirma las ideas expuestas anteriormente.

En las figuras 7.69, 7.70 y 7.71 se han representado la evolución de los compuestos de nitrógeno, nitratos, nitritos y amonio respectivamente. El acuífero se encuentra notablemente afectado por la contaminación por nitratos, de hecho las captaciones P1 y P5 muestran concentraciones elevadas, en ocasiones por encima de los 50 mg/L, y relativamente estables que no pueden estar influidas por el sistema de depuración.

Figura 7.69.- Evolución del contenido en nitratos en las aguas subterráneas.

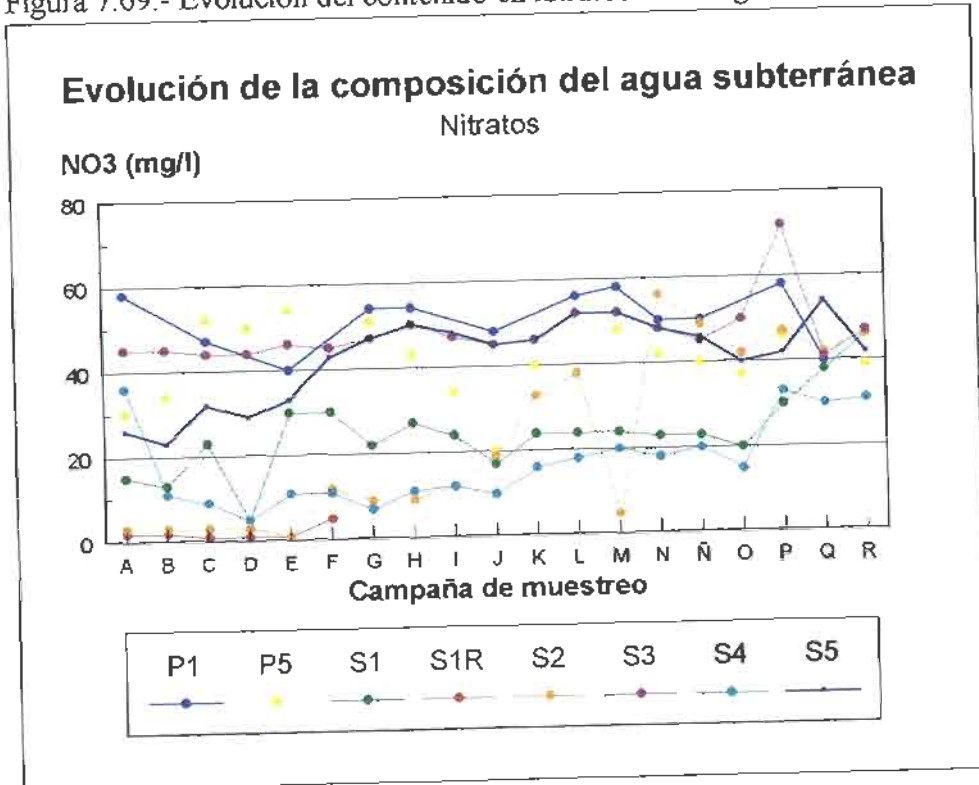


Figura 7.70.- Evolución del contenido en nitritos en las aguas subterráneas.

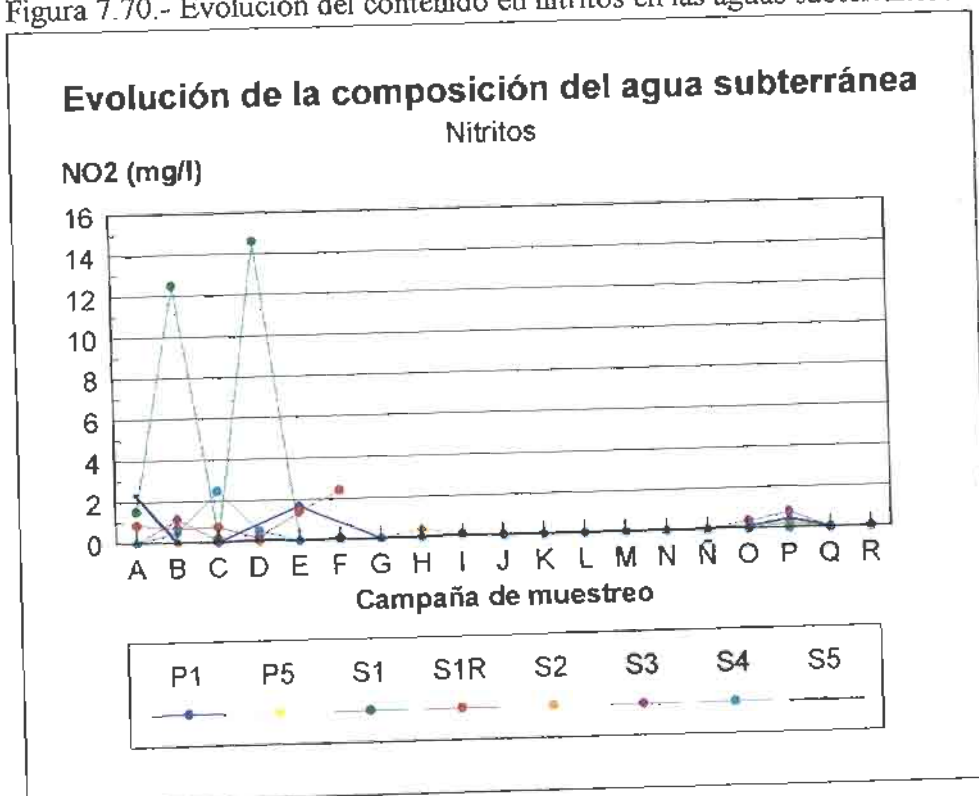
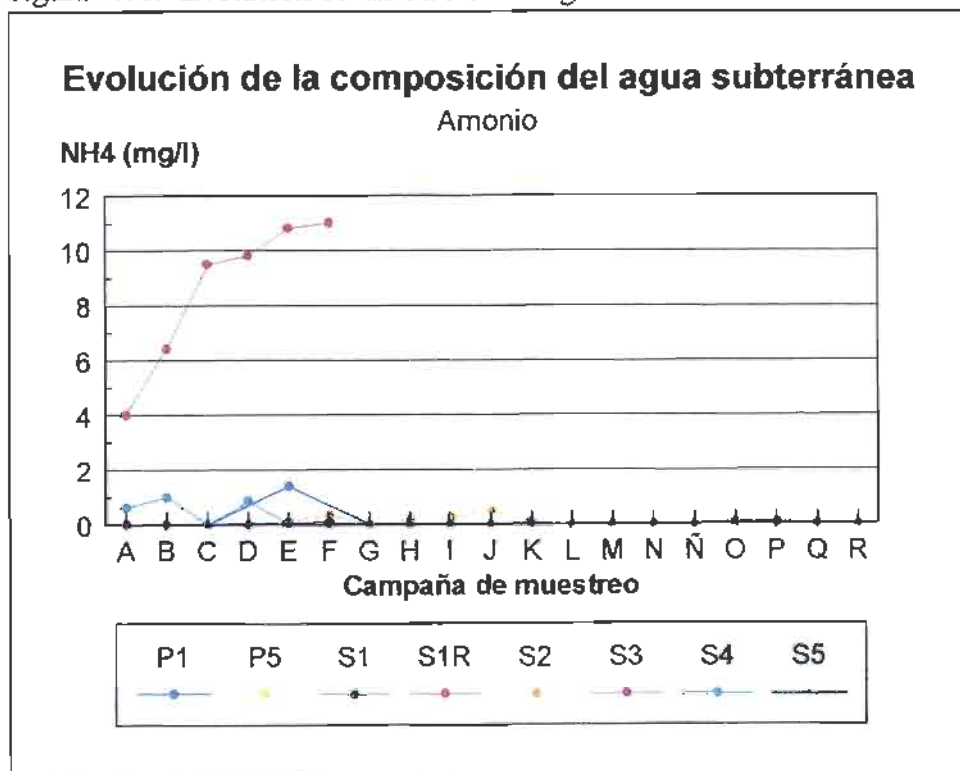


Figura 7.71.- Evolución del amonio en las aguas subterráneas.



A lo largo de la experiencia se puede decir que, obviando las normales fluctuaciones a nivel del acuífero, no se observa una evolución clara del contenido en nitratos, como sucede con otras especies químicas. Los sondeos S1 y S4 evolucionan de forma pareja con un nivel medio, en torno a los 20 mg/L, el pozo P1 y los sondeos S5 y S3 forman otro grupo de evolución similar aunque con concentraciones mas elevadas que los anteriores, en general sobre los 40 mg/L.

El sondeo S2 presenta un comportamiento anómalo, sobre todo al principio cuando las concentraciones de nitrato no alcanzan los 5 mg/L, aunque al finalizar el periodo de muestreo se iguala al resto de las captaciones.

El amonio aparece únicamente en algunas ocasiones puntuales, se trata de un catión que es fácilmente oxidado a nitrato o eliminado por intercambio iónico por el complejo de cambio del suelo, además es muy volátil a pH alcalinos. Curiosamente la mayor concentración detectada, 1,4 mg/L, se ha hallado en el pozo P1 que se emplea para riego. No se observa una evolución

hacia el incremento de nitritos en el agua y las apariciones esporádicas parecen no tener mas significado que episodios puntuales de contaminación.

Por último en la figura 7.70 se presenta la evolución en el contenido en nitritos. En general el agua subterránea solo contiene nitritos de forma excepcional por lo que los elevados niveles detectados en el sondeo S1, que solo aparecen de forma muy esporádica y no se mantienen en el tiempo, podrían explicarse basándose en una contaminación puntual, seguramente ligada al empleo de aditivos en el proceso de perforación. Esto también explicaría las concentraciones elevadas que se producen en el resto de los sondeos al principio de las campañas de muestreo y que posteriormente desaparecen.

En las campañas O, P y Q aparecen niveles detectables de nitritos en las aguas subterráneas, incluida alguna muestra del pozo P5, que desaparecen en la última campaña.

En cuanto a la evolución que sigue el fósforo, figura 7.72, destacar en primer lugar el comportamiento del sondeo S1 que presentan unas concentraciones anormalmente elevadas

Figura 7.72.- Evolución del contenido en fósforo en las aguas subterráneas.

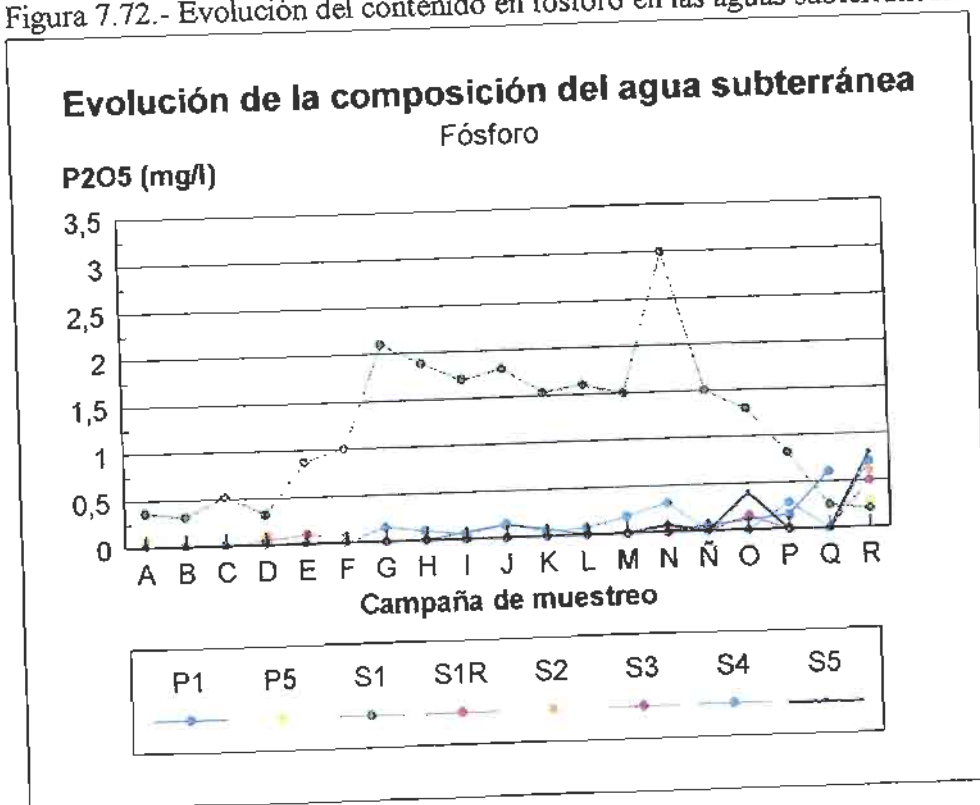
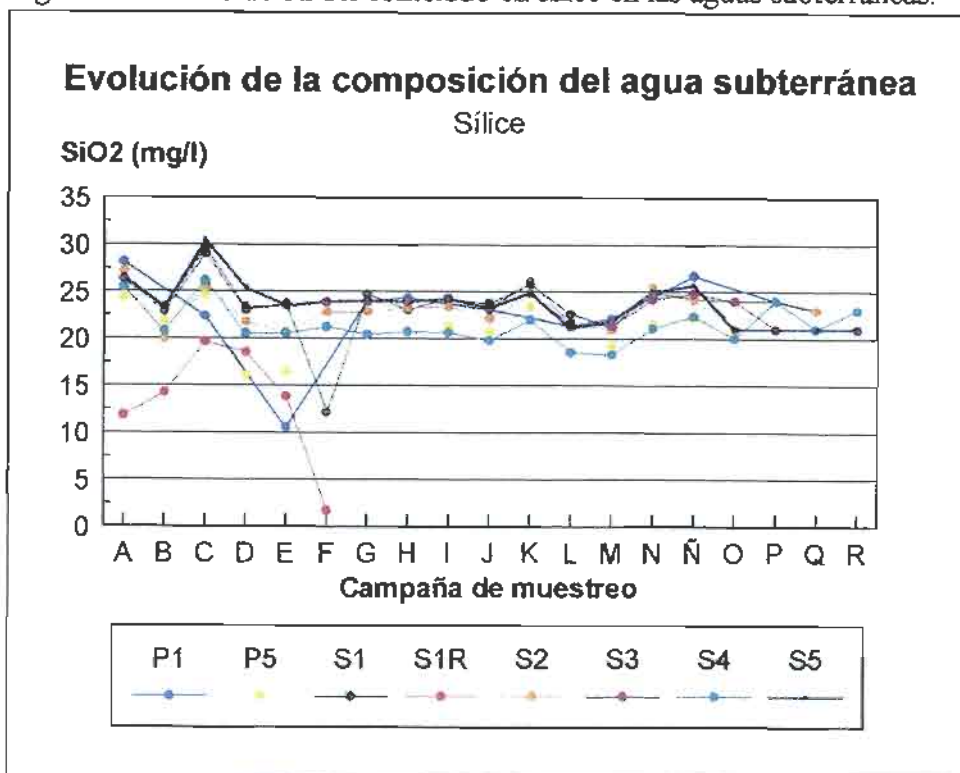


Figura 7.73.- Evolución del contenido en sílice en las aguas subterráneas.



en formaciones calizas, en ocasiones por encima de 2 mg/L, el sondeo S4 como sucede en muchas otras variables, sigue un comportamiento similar pero muy atenuado respecto a S1. La única explicación plausible, considerando que en este tipo de formaciones la inmovilización del fósforo como fosfato tricálcico es muy rápida y eficaz, es un proceso de contaminación puntual, seguramente procedente del filtro verde, y la existencia de un camino de flujo preferencial hacia estos sondeos a través de un paquete más permeable que la matriz limo-arcillosa que constituye la mayor parte de la formación.

En el resto de las captaciones el contenido en fósforo se mantiene en todos los casos, excepto en el último muestreo, por debajo de 0,5 mg/L, con ligeras variaciones temporales que afectan de forma similar a todos los puntos de control. en el último muestreo se ha observado un aumento importante en el contenido en fósforo, este aumento se produce en todos los puntos, incluidos los pozos de seguimiento por lo que no parece que pueda atribuirse al sistema de depuración sino más bien a una variación general en el acuífero.

El comportamiento de la sílice, figura 7.73, especie que no sufre procesos redox y es un

producto de la alteración de los silicatos, es similar al de la mineralización total, se mantiene dentro de un rango relativamente estrecho, entre 20 y 25 mg/L, normal en las aguas subterráneas, observándose en todos los puntos de control una evolución similar por lo que no parece que sobre esta especie se produzca la influencia de factores externos a la propia formación acuífera.

Tabla 7.44 - Correlación entre los parámetros determinados en las aguas subterráneas.

	DQO	S.S.	Turb.	COT	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH	Con	R S	NO2	NH4	P2O5	SiO2	Zn	Fe	
DQO	1,00																						
S.S.	-0,10	1,00																					
Turb.	0,35	0,49	1,00																				
COT	0,09	0,13	0,12	1,00																			
Cl	-0,18	0,11	0,05	-0,01	1,00																		
SO4	-0,27	0,30	0,20	-0,03	0,86	1,00																	
HCO3	-0,18	-0,00	0,03	0,30	0,29	0,45	1,00																
CO3	0,25	-0,11	-0,10	0,01	-0,53	-0,59	-0,57	1,00															
NO3	-0,33	-0,18	0,05	-0,23	0,12	0,34	0,69	-0,38	1,00														
Na	-0,03	0,22	0,11	-0,02	0,62	0,67	0,30	-0,27	0,06	1,00													
Mg	-0,26	0,09	0,28	0,15	0,75	0,85	0,63	-0,67	0,52	0,34	1,00												
Ca	-0,25	0,09	0,32	0,05	0,68	0,77	0,68	-0,64	0,60	0,32	0,87	1,00											
K	0,33	-0,02	-0,11	-0,12	-0,22	-0,36	-0,42	0,52	-0,66	0,15	-0,57	-0,59	1,00										
pH	0,15	-0,03	-0,14	-0,11	-0,54	-0,57	-0,57	0,92	-0,37	-0,35	-0,63	-0,64	0,47	1,00									
Con	-0,15	0,21	0,21	-0,00	0,78	0,83	0,46	-0,53	0,27	0,53	0,78	0,67	-0,28	-0,48	1,00								
R S	-0,20				0,86	0,94	0,50	-0,43	0,32	0,65	0,84	0,78	-0,28	-0,39	0,94	1,00							
NO2	0,29	0,04	-0,19	-0,42	-0,17	-0,19	-0,02	0,08	-0,23	-0,12	-0,13	-0,16	0,24	0,05	-0,10	-0,15	1,00						
NH4	0,24	0,08	-0,31	-0,12	-0,51	-0,58	-0,58	0,94	-0,39	-0,28	-0,65	-0,62	0,44	0,89	-0,51	-0,44	0,10	1,00					
P2O5	0,02	-0,10	0,21	0,03	-0,12	-0,09	0,18	-0,02	-0,17	0,16	-0,13	-0,19	0,50	0,05	-0,06	-0,05	-0,00	-0,08	1,00				
SiO2	0,10	0,03	-0,08	-0,18	0,43	0,46	0,55	-0,51	0,27	0,43	0,47	0,56	-0,16	-0,52	0,54	0,48	-0,07	-0,56	0,09	1,00			
Zn	0,09	-0,26	0,09	0,27	0,00	0,08	0,43	-0,02	0,30	0,07	0,21	0,30	-0,13	-0,17	-0,04	0,09	0,03	-0,07	-0,06	0,06	1,00		
Fe	0,53				-0,08	-0,10	0,16	0,50	-0,28	0,32	-0,30	-0,26	0,69	0,25	-0,04	-0,04	-0,02	-0,11	0,79	0,24	-0,09	1,00	

7.5.3.- Conclusiones acerca de la evolución de la composición de las aguas subterráneas.

Se han realizado análisis completos de composición de las aguas subterráneas desde unos meses antes de comenzar la experiencia de recarga, tanto en los sondeos de control como en dos pozos testigo, uno aguas arriba de las instalaciones, el pozo de abastecimiento a Dehesas de Guadix, y otro aguas abajo, un pozo empleado para el riego.

Todos los parámetros analizados muestran un comportamiento similar que se caracteriza por dos hechos remarcables:

a) Al comienzo del muestreo se observa una cierta dispersión de valores que con el tiempo se agrupan dentro de una franja estrecha, en torno a la composición media de las aguas del acuífero. Esto es debido a que los sondeos de investigación requieren un tiempo de estabilización, de dos a cuatro meses, hasta que los aditivos empleados en su construcción y las materias introducidas en el acuífero durante las obras desaparecen.

b) Las oscilaciones en la concentración de todos los parámetros, incluso en indicadores de afección como nitratos, fósforo o sodio, son similares en todos los puntos controlados, es decir se deben a la variabilidad natural del acuífero y no a la acción puntual de un vertido.

La conclusión final es que las aguas subterráneas no se han visto afectadas por el desarrollo de la experiencia de infiltración de aguas residuales, habiéndose mostrado el suelo como un eficaz sistema de depuración.

7.6.- EVOLUCIÓN DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y EN LA SOLUCIÓN DEL SUELO.

7.6.1.- Material y métodos.

a) Indicadores elegidos.

Los indicadores elegidos lo han sido en función de los siguientes criterios:

- Deben ser específicos de la actividad contaminante.
- Deben ser representativos de la calidad actual del agua.
- Han de ser adecuados para estudiar la evolución de la calidad.
- Su determinación debe poder realizarse mediante técnicas sencillas.
- No se requieren precauciones especiales (aparte de las comunes en un laboratorio de microbiología) en el manejo de los reactivos o de los cultivos.

En vista de lo anteriormente expuesto, un análisis bacteriológico rutinario debería incluir los parámetros que se detallan en la Tabla 7.45.

Tabla 7.45.- Indicadores microbiológicos.

- Recuento de bacteria aerobias totales.
- Coliformes totales.
- Coliformes fecales.
- Estreptococos fecales (grupo D de Laceyfield).
- Clostridios sulfito reductores.

- Bacterias aerobias.

Son las bacterias heterótrofas, aerobias y anaerobias facultativas, mesófilas y psicrófilas

capaces de crecer en un medio de agar nutritivo. Su origen proviene de las aguas superficiales y del propio suelo que atraviesan. Los vertidos urbanos y los de ciertas industrias son muy ricos en estas bacterias. Se trata de una agrupación no taxonómica que engloba gran variedad de especies bacterianas de los grupos más diversos.

Su recuento proporciona un conocimiento del estado general del agua, indicando si está más o menos poblada y en combinación con otros datos (pH, rH, materia orgánica, origen del agua, terrenos atravesados etc) la calidad del agua. Un número elevado de gérmenes no es necesariamente indicador de mala calidad, lo que cuenta realmente es su variación ante condiciones cambiantes en la dinámica del acuífero (recarga y descarga, ya sean naturales o artificiales, vertidos, etc.).

Los exámenes no se deberán interpretar más que en comparación con otros realizados en otro tiempo o lugar, además, los análisis no son comparables más que si se realizan mediante las mismas técnicas y medios de cultivo.

- Coliformes.

Bajo la denominación de coliformes se agrupan muchas especies bacterianas (*E. Coli*, *Enterobacter*, *Serratia*, *Klebsiella*, *Edwardsella*, *Citrobacter*, etc.), son un grupo muy heterogéneo desde un punto de vista taxonómico que comparten las siguientes características:

- Morfología bacilar no esporógenos.
- Gram negativo, oxidasa negativo.
- Capaces de crecer en aerobiosis a 36°C (+/- 1°C).
- En agar lactosado producen ácido y/o aldehído en 24h.
- En medio líquido lactosado producen ácido y gas en 48 h.

Los coliformes viven en abundancia en las materias fecales de animales de sangre caliente. Su resistencia al cloro y otros agentes desinfectantes es parecido al de otras bacterias patógenas. Muchas especies son habitantes normales del suelo y agua.

Para diferenciar los coliformes del suelo y agua de los de ambiente fecal, (coliformes fecales) se emplea la capacidad de estos últimos para crecer a mayor temperatura 44°C (+/- 0,5°C). La investigación y recuento de coliformes fecales, exámenes sin base taxonómica, se proponen debido a una concordancia estadística entre sus resultados y la presencia de coliformes fecales casi cierta. Como indicador seguro de contaminación fecal se emplea Escherichia coli.

- **Streptococos fecales.**

Son aquellas bacterias cocáceas, Gram positivo, aerobios o anaerobios facultativos, catalasa negativos, que fermentan la glucosa con producción de ácido a 37°C en un tiempo máximo de 48 horas. El conjunto comprende las especies: Streptococos faecalis, S. faecium, S. durans, S. bovis, y S. equinus, todas ellas comprendidas en el grupo serológico D de Lancefield.

S. faecalis -----	hombre.
S. bovis -----	vacas.
S. equinus -----	caballos.
S. suis -----	cerdos.
S. avium -----	aves de corral.

Los estreptococos fecales (al igual que E. coli son testigos de contaminación fecal cualquiera que sea la especie puesta de manifiesto. Se trata de un grupo muy resistente a los inhibidores bacterianos, entre estos a la azida de sodio a la que sin embargo son muy sensibles las enterobacterias.

Clostridium sulfito reductores.

Son aquellas bacterias de morfología bacilar, Gram positivas, anaerobias estrictas, capaces de formar esporas y con actividad sulfito-reductora. Se caracterizan por la resistencia de sus esporas a los agentes ambientales y a algunos tratamientos de desinfección. La denominación de "Clostridium sulfito reductores" engloba a gran cantidad de gérmenes, entre ellos algunos del género Bacillus. Su hábitat natural es el intestino del hombre y animales de sangre caliente,

estando ampliamente diseminados en el suelo y las aguas que entran en contacto con el.

El resultado de dividir el número de coliformes fecales entre el de estreptococos fecales es un interesante indicador sobre la procedencia de la contaminación de origen fecal. Numerosas investigaciones han demostrado que los animales alojan un número mayor de estreptococos fecales, en su tracto gastrointestinal, que de coliformes fecales.

En el hombre sucede lo contrario. Exámenes realizados en las heces de hombres y animales, muestran que la relación ¹cf/sf es generalmente mayor de 4 en el hombre y menor de 0,7 en el caso de los animales. En base a esto podemos considerar que cuando el resultado de dividir el número de coliformes fecales entre estreptococos fecales es:

- a) Mayor o igual a 4 significa contaminación de origen humano.
- b) Menor o igual a 0,7 significa contaminación de origen animal.
- c) Entre 2 y 4 significa contaminación de ambos orígenes, pero predominando el humano.
- d) Entre 0,7 y 1 significa contaminación de ambos orígenes, pero predominando el de origen ganadero o de granja avícola.
- e) Entre 1 y 2 se produce un área de incertidumbre y deberán tomarse las muestras lo más cerca posible del área sospechosa.

Para que estos resultados sean válidos estadísticamente, deben cumplirse las siguientes condiciones:

- 1) La densidad de estreptococos fecales será mayor de 25 por cada 100 ml.
- 2) El pH del agua problema estará entre 4,0 y 9,0.
- 3) Sólo se deben tener en cuenta los coliformes fecales y no el resto de los coliformes.
- 4) Las muestras de agua deben haberse tomado a no más de 24 horas y aguas abajo de la fuente de polución.
- 5) Las muestras deben tomarse en los mismos lugares y al mismo tiempo.

¹ cf = Coliformes fecales, sf = estreptococos fecales.

En la tabla adjunta se muestran algunos ejemplos de la relación cf/sf.

Tabla 7.46.- Cantidad media por gramo de heces de coliformes y estreptococos fecales.

ANIMAL	C. fecales (millones)	S. fecales (millones)	Relación CF/SF
Hombre	13,0	3,0	4,4
Oveja	16,0	38,0	0,4
Vaca	0,23	1,3	0,2
Pavo	0,29	2,8	0,1
Cerdo	3,3	84,0	0,04

b) Método de muestreo y número de muestras disponibles.

Para la toma de muestras, su transporte y conservación se han seguido las indicaciones de la publicación: "Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico" (ITGE, 1997).

En total se dispone de cinco muestras, correspondientes a los meses de marzo a julio de 1997 en las que se ha determinado los indicadores propuestos en el apartado anterior: Aerobios totales, coliformes totales, coliformes fecales, clostridios sulfito reductores y estreptococos fecales.

La técnica analítica empleada ha sido el recuento previa filtración en membrana mediante el sistema comercializado por Millipore.

7.6.2.- Resultados analíticos.

En las tablas 7.47 a 7.51 se presentan los resultados obtenidos y en la figura 7.74 se comparan mediante un gráfico de barras.

Tabla 7.47.- Ensayo preliminar, Marzo 1999 (UNF/100mL).

	AT	CT	CF	EF	CSR
S1	11,4E+05	120	0	19	0
S2	8,62E+04	20	0	10	0
S3	9,71E+05	15	0	15	0
S4	1,33E+05	30	0	8	0
S5	5,40E+03	60	0	25	0
P1	9,3E+03	35	0	17	0
P5	4,9E+03	320	0	10	0
Agua Residual	Inc.	Inc.	4,65E+05	4,20E+04	75

Tabla 7.48.- Análisis microbiológicos. Campaña de abril. (UFC/100 ml).

	AT	CT	CF	EF	CSR	CF/EF
S1	1,01E+05	250	0	85	0	0
S2	1,10E+05	40	0	20	0	0
S3	1,38E+05	110	0	10	0	0
S4	1,20E+05	96	0	10	0	0
S5	7,36E+04	100	0	32	0	0
P1	4,6E+04	55	0	100	0	0
P5	2,7E+04	100	0	40	0	0
Balsa A	Inc. 3,55E+07	9,10E+06	3,50E+06	12	2,6	
Balsa B	Inc. 1,95E+07	8,40E+06	3,00E+06	8	2,8	
Balsa C	Inc. 1,92E+07	5,78E+06	3,37E+06	4	1,7	
A1	Inc. 1,25E+05	3,10E+03	2,80E+03	0	1,1	
B1	Inc. 1,22E+05	2,25E+04	5,8E+04	0	0,4	
B4	Inc. 1,56E+05	3,34E+04	4,5E+04	0	0,7	
B5	Inc. 2,84E+06	6,28E+04	7,6E+04	0	0,8	
C1	Inc. 8,30E+05	9,20E+04	6,2E+04	0	1,5	
C2	Inc. 8,90E+05	7,25E+04	2,5E+05	0	0,3	

AT=Aerobios totales, CT=Coliformes totales, CF=Coliformes Fecales, EF=Estreptococos fecales, CSR=Clostridios sulfito reductores. Inc = incontables.

El estudio microbiológico del sistema de infiltración puede ser abordado desde dos enfoques diferentes, uno cualitativo, es decir, el análisis de las proporciones relativas de los diferentes grupos bacterianos y de como varían dichas proporciones a lo largo del proceso, y un segundo

enfoque, cuantitativo, estudiando como el paso del agua residual a través del terreno que reduce la cantidad de microorganismos indicadores de contaminación fecal o procedentes del suelo. En este apartado se abordan ambos aspectos de proceso de forma diferenciada.

Tabla 7.49.- Análisis microbiológicos. Campaña de mayo. (UFC/100 ml).

	AT	CT	CF	EF	CSR	CF/EF
S1	9,30E+04	175	0	80	0	0
S2	1,00E+05	70	0	80	0	0
S3	1,10E+05	90	0	15	0	0
S4	9,98E+04	86	0	4	0	0
S5	9,36E+04	107	0	22	0	0
P1	4,69E+04	60	0	115	0	0
P5	2,79E+04	120	0	16	0	0
Balsa A	Inc.	4,42E+07	7,15E+06	2,84E+06	9	2,5
Balsa B	Inc.	1,33E+07	4,40E+06	1,88E+06	4	2,3
Balsa C	Inc.	1,00E+07	5,50E+06	4,20E+06	4	1,5
A1	Inc.	1,36E+05	2,20E+04	2,00E+04	0	1,1
B1	Inc.	2,07E+05	6,05E+04	3,60E+04	0	1,7
B4	Inc.	1,56E+05	7,34E+04	4,50E+04	0	1,6
B5	Inc.	2,44E+06	4,08E+04	1,60E+04	1	2,6
C1	Inc.	8,00E+05	4,50E+04	3,80E+04	0	1,2
C2	Inc.	7,90E+05	4,30E+04	2,20E+05	0	2

AT=Aerobios totales, CT=Coliformes totales, CF=Coliformes Fecales, EF=Estreptococos fecales, CSR=Clostridios sulfito reductores. Inc = incontables

a) Enfoque cualitativo.

Desde un punto de vista puramente cualitativo la caracterización microbiológica de las aguas estudiadas puede resumirse en seis apartados:

a.1) La proporción coliformes fecales / estreptococos fecales, que como se apuntó en el apartado anterior, para vertidos de origen exclusivamente humano tiene valores próximos a 4, oscila en las aguas residuales brutas, entre 2,2 y 2,7. La razón de este valor tan bajo ha de ser la presencia de residuos de cerdo cuya proporción CF/EF es de tan solo 0,04.

a.2) Las aguas subterráneas no muestran presencia de coliformes fecales en ninguna ocasión sin embargo los estreptococos fecales si están y aparecen en todas las muestras. Los estreptococos fecales son indicadores de contaminación fecal, cuando como en esta ocasión su presencia no viene acompañada de coliformes fecales se puede interpretar que se trata de un proceso de contaminación antiguo, puesto que son notablemente más resistentes a los agentes antibacterianos y al medio hostil que supone para las bacterias intestinales el agua y el suelo.

a.3) Sin embargo, la cantidad detectada de clostridios sulfito reductores es muy baja, y no han sido encontrados nunca en las aguas subterráneas, a pesar de que se trata de un grupo bacteriano que forma esporas de resistencia y son generalmente los últimos en desaparecer en aguas que han sufrido un proceso de contaminación fecal.

Tabla 7.50.- Análisis microbiológicos. Campaña de junio. (UFC/100 ml).

	AT	CT	CF	EF	CSR	CF/EF
S1	1,00E+05	300	0	96	0	0
S2	1,20E+05	12	0	10	0	0
S3	9,75E+04	89	0	15	0	0
S4	1,33E+05	19	0	7	0	0
S5	9,00E+04	190	0	35	0	0
P1	8,00E+04	97	0	146	0	0
Balsa A	Inc.	4,00E+07	9,35E+06	4,74E+06	12	2,0
Balsa B	Inc.	2,60E+07	4,40E+06	2,00E+06	8	2,2
Balsa C	Inc.	1,88E+07	6,92E+06	4,06E+06	4	1,7
A1	Inc.	1,36E+05	3,35E+04	2,20E+04	0	1,5
B1	Inc.	1,84E+05	5,76E+04	4,60E+04	0	1,3
B4	Inc.	1,89E+05	6,60E+04	4,90E+04	0	1,3
B5	Inc.	2,12E+06	3,12E+04	2,65E+04	1	1,2
C1	Inc.	6,50E+05	6,80E+04	4,30E+04	0	1,6
C2	Inc.	6,33E+05	1,00E+05	4,60E+05	0	0,2

AT=Aerobios totales, CT=Coliformes totales, CF=Coliformes Fecales, EF=Estreptococos fecales, CSR=Clostridios sulfito reductores. Inc = incontables

Tabla 7.51.- Análisis microbiológicos. Campaña de julio. (UFC/100 ml).

	AT	CT	CF	EF	CSR	CF/EF
S1	2,04E+05	215	0	72	0	0
S2	1,32E+05	56	0	14	0	0
S3	1,00E+05	43	0	8	0	0
S4	1,56E+05	57	0	6	0	0
S5	9,82E+05	68	0	20	0	0
P1	8,02E+04	54	0	80	0	0
P5	6,00E+04	69	0	20	0	0
Balsa A	Inc.	4,50E+07	9,27E+06	3,47E+06	15	2,7
Balsa B	Inc.	3,00E+07	6,32E+06	3,17E+06	18	2,0
Balsa C	Inc.	1,96E+07	5,45E+06	3,15E+06	4	1,7
A1	Inc.	1,64E+05	2,94E+04	1,12E+04	0	2,6
B1	Inc.	2,00E+05	4,72E+04	3,14E+04	0	1,5
B4	Inc.	1,12E+05	4,97E+04	2,18E+04	0	2,3
B5	Inc.	1,99E+05	5,27E+04	4,13E+04	0	1,3
C1	Inc.	4,12E+05	8,80E+04	6,02E+04	0	1,5
C2	Inc.	2,62E+05	4,12E+04	3,17E+04	0	1,3

AT=Aerobios totales, CT=Coliformes totales, CF=Coliformes Fecales, EF=Estreptococos fecales, CSR=Clostridios sulfito reductores. Inc = incontables

a.4) La presencia de aerobios totales se puede considerar que está dentro de los rangos de variación normal en el tipo de aguas analizadas, aunque sorprende la cantidad tan elevada encontrada en los drenes de muestreo, esto probablemente se debe a un desarrollo en el intervalo que pasa entre el momento de captación del agua por el dren y su extracción.

a.5) No se observa una evolución temporal clara. Según avanza el muestreo se produce un ligero incremento en la proporción de aerobios, seguramente porque nos adentramos en el verano y la temperatura ambiente sube, con lo que se ve favorecido el crecimiento de estas bacterias.

a.6) La reducción observada en los drenes horizontales, aunque importante, es inferior, en terminos absolutos, a la esperada.

Tabla 7.52.- Porcentaje de reducción de carga contaminante de origen fecal en las diversas fases del sistema de infiltración.

Respecto del agua residual %.												
	Abril			Mayo			Junio			Julio		
	CT	CF	EF	CT	CF	EF	CT	CF	EF	CT	CF	EF
BB	45,07	7,69	14,29	69,91	38,46	33,80	35,00	52,94	57,81	33,33	31,82	8,65
BC	45,92	36,48	3,71	77,38	23,08		53,00	25,99	14,35	56,44	41,21	9,22
A1	99,65	99,97	99,92	99,69	99,69	99,30	99,66	99,64	99,54	99,64	99,68	99,68
B1	99,66	99,75	98,34	99,53	99,15	98,73	99,54	99,38	99,03	99,56	99,49	99,10
B4	99,56	99,63	98,71	99,65	98,97	98,42	99,53	99,29	98,97	99,75	99,46	99,37
B5	92,00	99,31	97,83	94,48	99,43	99,44	94,70	99,67	99,44	99,56	99,43	98,81
C1	97,66	98,99	98,23	98,19	99,37	98,66	98,38	99,27	99,09	99,08	99,05	98,27
C2	97,49	99,20	92,86	98,21	99,40	92,25	98,42	98,93	90,30	99,42	99,56	99,09
Respecto del agua de infiltración %.												
A1	99,35	99,95	99,92	98,64	99,60	99,52	99,28	99,52	99,46	99,16	99,46	99,64
B1	99,36	99,61	98,28	97,93	98,90	99,14	99,02	99,17	98,87	98,98	99,13	99,00
B4	99,19	99,42	98,66	98,44	98,67	98,93	98,99	99,05	98,79	99,43	99,09	99,31
B5	85,21	98,91	97,74	75,60	99,26	99,62	88,72	99,55	99,35	98,98	99,03	98,69
C1	95,68	98,41	98,16	92,00	99,18	99,10	96,54	99,02	98,94	97,90	98,39	98,09
C2	95,36	98,75	92,58	92,10	99,22	94,76	96,63	98,55	88,67	98,66	99,24	98,99
Tasas de reducción promedio.												
	CT	CF	EF									
BB	45,83	32,73	28,63									
BC	58,18	31,69	6,82									
A1	99,66	99,75	99,61									
B1	99,57	99,45	98,80									
B4	99,62	99,34	98,87									
B5	95,18	99,46	98,88									
C1	98,33	99,17	98,56									
C2	98,39	99,27	93,62									

b) Enfoque cuantitativo.

Desde un punto de vista cuantitativo el proceso de depuración puede ser considerado en dos etapas. En la primera el agua bruta es almacenada en las balsas almacén y de decantación produciéndose una eliminación de bacterias adheridas a la materia orgánica en suspensión cuando esta es decantada, por otra parte la acción de la luz solar, la bajada de la temperatura del agua y sobre todo el desarrollo de bacterias típicas de aguas residuales, mejor adaptadas al medio que las de origen fecal, produce una modificación del medio ambiente que incide en

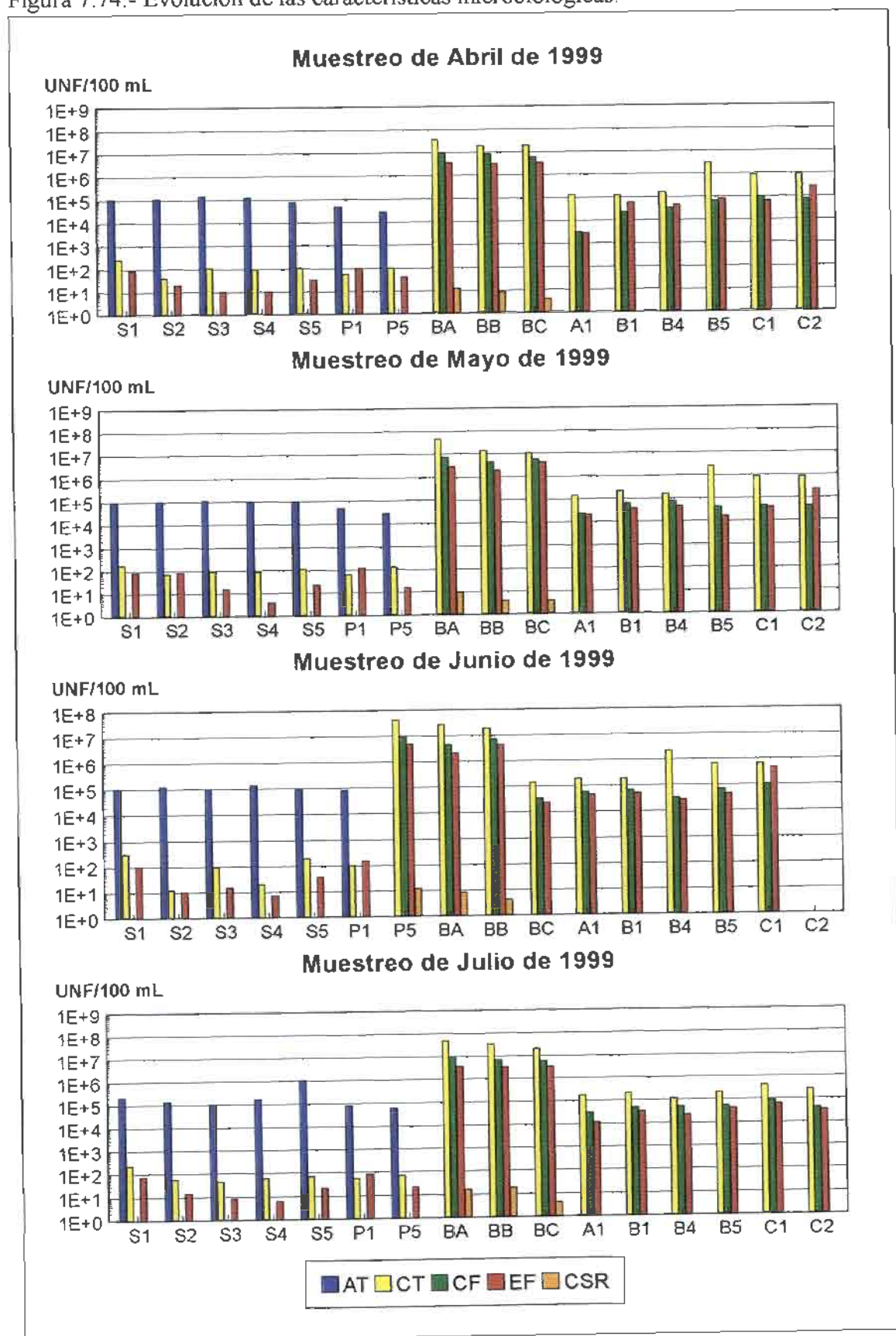
la eliminación de bacterias fecales.

En la segunda etapa, el agua se infiltra a través del terreno y las bacterias son eliminadas por efecto del filtrado mecánico, del cambio de condiciones ambientales, bacteriofagos, etc.

En la tabla 7.52 se presentan las tasas de reducción del contenido bacteriano respecto del agua residual bruta y del agua de infiltración. Como se puede ver, ya el proceso de decantación elimina más del 58 % de los coliformes totales y del 31% de los fecales, los estreptococos se muestran más resistentes produciéndose una eliminación del 28,63%. La mayor tasa de eliminación de los coliformes totales respecto de los fecales, en principio esto debiera haber sido al revés, puede deberse a que como el proceso principal de eliminación de microorganismos es el de decantación simple, haya mayor proporción de este grupo en la materia más fácilmente decantable.

Las tasa de eliminación en los drenes superan en todos los casos el 95% para todas las bacterias, y en la mayoría del 98%. Los drenes situados en el filtro verde se muestran menos eficaces especialmente respecto a los coliformes totales y los estreptococos pero hay que considerar que el filtro verde lleva funcionando varios años y la infiltración de bacterias ha podido ser más profunda. También en el caso del paso a través del suelo los estreptococos se muestran algo más resistentes presentando unas tasas de reducción menores.

Figura 7.74.- Evolución de las características microbiológicas.



7.6.3.- Conclusiones sobre la caracterización microbiológica del proceso de infiltración.

Las aguas subterráneas del entorno de Dehesas de Guadix presentan signos de una contaminación microbiológica antigua, sin coliformes fecales, pero con presencia de estreptococos fecales, que esto se debe al uso intensivo de aguas residuales urbanas brutas para el riego de huertas. El filtro verde también puede ser un punto de entrada de microorganismos al acuífero.

El proceso de infiltración a través del terreno se muestra en conjunto como un eficaz sistema de eliminación de la carga bacteriana del agua residual. Las tasas promedio de eliminación son en los drenes profundos: del 99,66% para los coliformes totales, del 99,75 % para los coliformes fecales y del 99,61 % para los estreptococos fecales.

7.7.- EVOLUCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DEL LECHO FILTRANTE.

7.7.1.- Material y métodos.

Para el estudio de las características y evolución del material que forma el lecho filtrante, se han tomado muestras del suelo de las balsas en seis ocasiones a lo largo del desarrollo de la experiencia. En la figura 7.75 se muestra la situación de las catas abiertas y en la tabla 7.53 se presentan las fechas de muestreo. En total se dispone de 49 muestras pertenecientes a 6 catas, en cada una de ellas se ha extraído material del primer centímetro, de 1 a 5 cm, 5 a 10, 10 a 15, 15 a 20 y a partir de este punto cada 10 cm hasta una profundidad máxima de 60 cm.

Figura 7.75.- Esquema de situación de los puntos de toma de muestra del lecho filtrante.

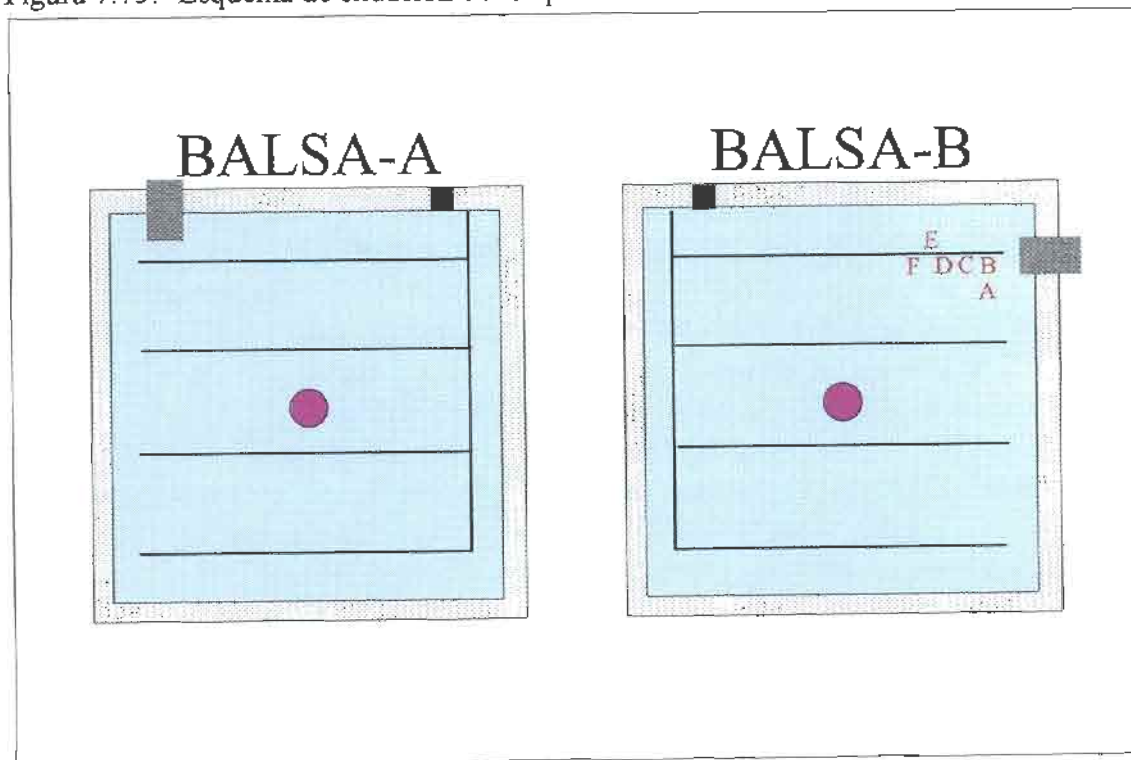


Tabla 7.53.- Fecha de muestreo del lecho filtrante.

Muestra A	Muestra B	Muestra C	Muestra D	Muestra E	Muestra F
Junio 1999	Octubre 1999	Marzo 1999	Abril 1999	Junio 1999	Julio 1999

Figura 7.76.- Toma de muestras del lecho de las balsas filtrantes.



Se ha prestado una especial atención al proceso de muestreo, hay que tener en consideración que la mala práctica a la hora de tomar muestras es una de las principales fuentes de error en el análisis de suelos (Hauser, 1980). Así, el material, una vez extraído mediante excavación manual, se ha sometido a un proceso de desecado al aire en lugar protegido de la luz solar y de la contaminación por depósito de polvo atmosférico. Posteriormente se ha tamizado a través de un tamiz de 2 mm de diámetro, se ha pesado el rechazo, que en todos los casos ha sido nulo y la muestra homogeneizada se han guardado en bolsas de plástico en lugar fresco, seco y oscuro hasta su análisis. En ningún caso ha transcurrido más de un mes entre la toma de muestra y la determinación de los parámetros sensibles al almacenamiento (carbono orgánico, nitrógeno, sales solubles).

Las determinaciones realizadas y el método analítico empleado han sido:

Color en húmedo y en seco:

La medida del color de los suelos es una determinación de rutina en la práctica edafológica. Informa sobre algunas características como pueden ser: la mayor o menor proporción de hierro, materia orgánica, caliza, condiciones de hidromorfia, etc. Además permite, en una primera aproximación, identificar áreas de suelos uniformes y la transición entre diversos horizontes de un mismo perfil, por ello en el caso de un material fuertemente influenciado por la actividad antrópica como el lecho de las balsas, puede ser un indicador de fácil y rápida determinación de alteraciones en las características del material (aumento de la materia orgánica, concentración de sales, condiciones de hidromorfia. En la figura 7.104 se puede observar la variación sustancial de color que se produce entre la superficie del suelo en las diferentes fases del proceso de infiltración).

Para su determinación se ha empleado la clave de referencia Munsell (1975) que permite determinar el color de una muestra de suelo, por simple comparación de una pequeña porción del material en estudio con una colección de cartulinas coloreadas.

pH en agua y en cloruro potásico:

La determinación del pH del suelo se realiza normalmente sobre la pasta saturada o sobre extractos acuosos de diversa concentración, en realidad no existe acuerdo de cual es la mejor manera de hacerlo, pero sobre lo que si hay acuerdo es en que un aumento en la concentración del extracto lleva parejo un incremento en el valor del pH (Peech, 1965). Como contrapartida la medida sobre pasta saturada tiene el inconveniente de ser difícil debido a la aparición de potenciales extraños inducidos por los coloides disueltos. En este trabajo, las determinaciones se han realizado sobre una suspensión de suelo en agua en proporción 1:2,5. según el siguiente procedimiento:

- * *pH en agua (pH actual):* se ha medido siguiendo el método de la Sociedad

Internacional de la Ciencia del suelo (1930). La determinación se realiza sobre el extracto acuoso de suelo (fracción menor de 2 mm) en la proporción suelo/agua 1:2,5 p/v (Porta, 1986).

- * *pH en cloruro potásico (pH potencial)*: Se emplea idéntica técnica que para la medida en agua pero la extracción se hace con cloruro potásico 1N.

Carbonatos equivalentes:

Los carbonatos de calcio y/o magnesio están ampliamente distribuidos en los suelos, la importancia de su determinación está en que (FizPatrick, 1987) :

- ✓ Se disuelven con relativa facilidad en el agua que tiene en solución de anhídrido carbónico.
- ✓ Influyen decisivamente en el pH del suelo y con ello en su actividad biológica.
- ✓ Se acumulan cuando el clima se vuelve árido.
- ✓ El calcio y el magnesio son nutrientes esenciales para las plantas.

Por otro lado, la caliza activa actúa sobre la materia orgánica favoreciendo una humificación rápida a base de complejos poco evolucionados muy estables (Douchafour, 1984) lo cual puede tener influencia en la eliminación de materia orgánica en el lecho de las balsas.

Para la determinación de los carbonatos se ha empleado el método del calcímetro de Bernard según la metodología descrita por Cobertera (Cobertera, 1993).

Conductividad eléctrica:

La conductividad eléctrica de los suelos es debida a la presencia de iones móviles en la solución. Emplearemos este parámetro como un indicador fiable de la cantidad de sales disueltas, y como ayuda en la interpretación de las tasas de lavado mineral. Además, puesto que uno de los factores de alteración de estos materiales es el aporte de sodio especialmente en

ciertas épocas del año, la medida de la conductividad es muy útil para determinar el impacto real de este proceso.

La mejor técnica para la medida de la conductividad eléctrica es, según Cobertera (1993), la que se realiza mediante el uso de un extracto de suelo a partir de la pasta saturada del mismo, pero el autor, se refiere exclusivamente a las aplicaciones encaminadas al diagnóstico de suelos salinos, por eso se ha preferido el análisis del extracto de una suspensión, que permite realizar comparaciones más directas con los extractos de solución.

Así pues, la determinación se ha realizado sobre el extracto 1:5 en agua, según recomienda el ISRIC (1993). La medida se ha llevado a cabo con un conductímetro modelo Orión CD-418 con electrodo de grafito.

Capacidad de cambio catiónico:

La capacidad de cambio de un suelo, CIC, que ha sido definida como "*el número de moles de iones de carga positiva adsorbidos que pueden ser intercambiados por gramo de masa seca, bajo unas condiciones dadas de temperatura, presión, composición de la fase líquida y una relación de masa-solución dada*" (Sposito 1989, en Porta 1994), representa el número total de enlaces negativos del complejo coloidal, se expresa como centimoles por 1.000 gramos de tierra. Se trata de un valor que cuantifica la capacidad eléctrica del complejo adsorbente siempre que sea debidamente contrastado con la composición del humus y de los distintos tipos de arcillas.

La CIC condiciona dos propiedades fundamentales de la matriz sólida del terreno: por una parte su capacidad depuradora al determinar la cantidad y naturaleza de productos exógenos que son inmovilizados al unirse a las posiciones de cambio, se trata de sustancias de naturaleza catiónica (metales pesados, compuestos orgánicos, ión amonio e incluso algunos virus); por otra parte, supone una reserva de cationes (calcio, magnesio, sodio y potasio principalmente (en suelos fuertemente abonados también de amonio) de importancia en la nutrición vegetal.

Se ha determinado mediante extracción con acetato amónico 1N a pH 7,0 (ISRIC, 1993).

Cationes de cambio y porcentaje de saturación de bases:

En el apartado anterior, se estudiaba la capacidad del suelo de adsorber cationes reteniéndolos en las posiciones de cambio del complejo coloidal, estas posiciones, deben estar ocupadas, de forma que la carga neta del complejo esté compensada. De forma natural los cationes que ocupan dichas posiciones son el Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} y H^+ , dependiendo de la naturaleza del complejo, de la composición mineralógica del suelo y de la proporción entre los diversos cationes solubles. En este apartado se estudia la naturaleza de los cationes adsorbidos.

La determinación se realiza sobre la solución de desplazamiento de acetato amónico empleada en la determinación de la CIC, en esta solución se encuentran todos los cationes que estaban ocupando posiciones de cambio. Mediante espectroscopia de absorción atómica se analizan Ca^{2+} y Mg^{2+} , y mediante espectrometría de emisión de llama Na y K (ver apartado 7.1) métodos de determinación de cationes en aguas limpias).

Sales solubles:

La determinación de sales solubles es importante porque son un claro indicador de la capacidad de un determinado material para mantener el crecimiento vegetal, porque determinan la presión osmótica de la solución del suelo, y porque permiten establecer y cuantificar los procesos de lavado o acumulación de solutos.

Para su determinación se han seguido las recomendaciones dadas por la cuarta edición del ISRIC (1993). De las dos técnicas propuestas se ha seleccionado la extracción mediante suspensión suelo/agua en proporción 1:5 que proporciona mayor cantidad de muestra y es operativamente más sencilla de realizar, no se ha empleado el método de extracto de saturación pues en principio la caracterización del medio ambiente radicular se considera un objetivo secundario.

La única modificación introducida en la técnica, que no tiene ninguna influencia en el resultado final, se refiere al tamaño de la muestra, que ha sido de 60 gramos en lugar de los 30 propuestos, a fin de conseguir un volumen de líquido suficiente para su remisión al laboratorio. Naturalmente el resto de los reactivos y el instrumental empleado se ha adaptado al nuevo peso de muestra.

Nitrógeno:

El exceso de nitrógeno soluble en el suelo es una de las principales causas de contaminación de las aguas subterráneas, pues el ion nitrato se comporta como un contaminante conservativo una vez que ha abandonado el suelo. Interesa que el suelo disponga de una cantidad de nitrógeno suficiente, de forma que la necesidad de añadirlo mediante abonado sea lo menor posible, por otra parte, el nitrógeno es necesario para garantizar una actividad microbiológica adecuada para que los fenómenos de degradación bacteriana de contaminantes orgánicos sean significativa.

La determinación se ha realizado mediante una modificación del método de Kjeldahl propuesta por Bouat y Crouzet (1995), para su aplicación en el análisis rutinario de suelos. La principal diferencia con el método original se encuentra en el proceso de destilación, que en este caso se realiza en arrastre por corriente de aire.

Carbono orgánico:

La determinación del carbono orgánico informa del contenido total de carbono, independientemente de su estado por lo que es preciso relacionarlo con el contenido en nitrógeno, también de origen orgánico, para poder establecer las características de la materia orgánica que los contenía.

El carbono del suelo es el sustrato que mantiene la actividad biológica de los horizontes superiores, responsable a su vez de la degradación de la mayor parte de los compuestos orgánicos que pueden contaminar las aguas subterráneas. El contenido en carbono orgánico

de los suelos influye también en la permeabilidad hidráulica de estos al ser responsable de la formación de agregados con la materia mineral que favorecen la formación de estructuras más permeables.

Para la determinación del carbono orgánico se ha empleado la técnica de Walkley y Black (ISRIC, 1993). Mediante este proceso sólo se valora la materia orgánica más activa, la cual tiene un mayor significado desde el punto de vista de la reactividad del suelo. El procedimiento, se fundamenta en la oxidación de la materia orgánica con un exceso de dicromato potásico y valoración de este por retroceso con sal de Mohr. El proceso operativo original se ha modificado de forma que en lugar de determinar el punto final de la valoración del dicromato mediante un indicador de color (difenilamina), se ha hecho mediante un electrodo de mercurio, lo que presenta múltiples ventajas: es un método más rápido, supone un notable ahorro de reactivos y el punto final de la valoración, que es difícil de ver con el colorante, ahora es muy fácil de determinar por la brusca caída del potencial redox reflejada en el potenciómetro.

Para el cálculo de la materia orgánica se aplica un factor de equivalencia entre materia orgánica y carbono orgánico¹ de manera que:

$$\% \text{ materia orgánica} = \% \text{ carbono orgánico} \times 1,724$$

Óxidos totales:

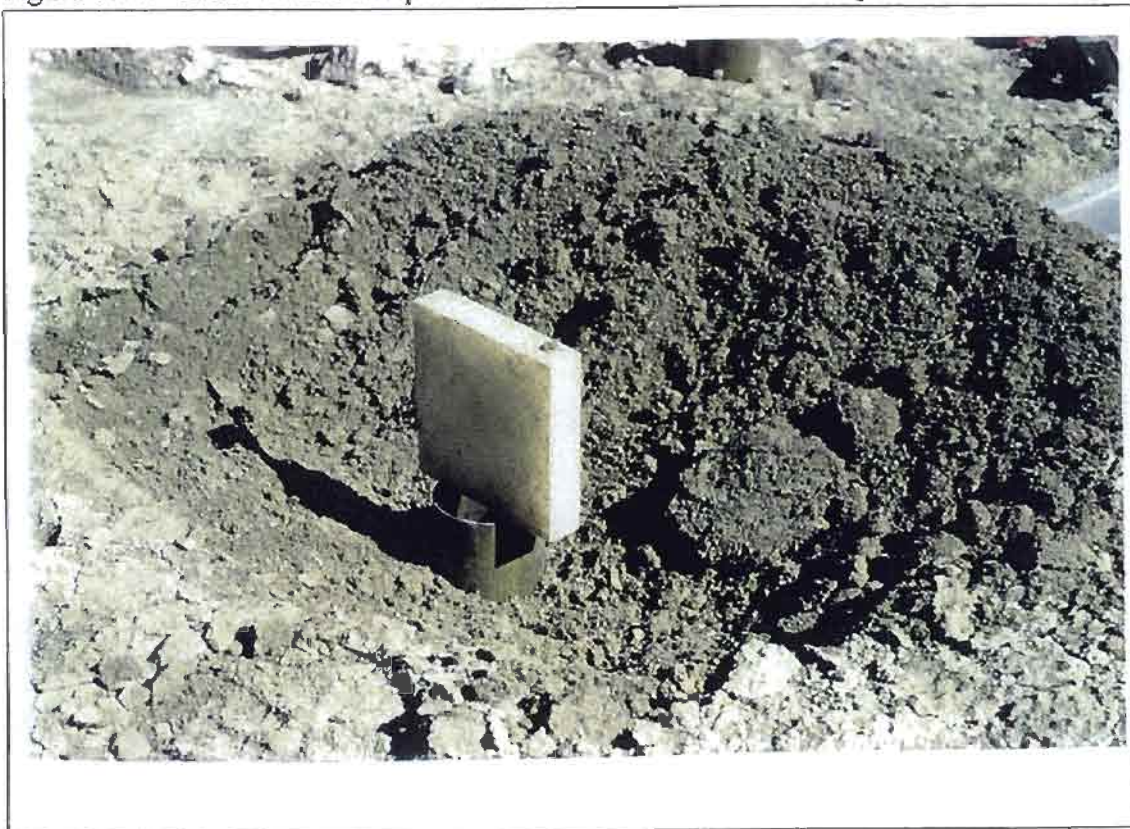
El ataque total del suelo, permite conocer la composición elemental de las muestras, para después, poder relacionar estos datos, con la composición de la solución del suelo. Esta información, es necesaria, para establecer la facilidad de alteración de los diversos componentes del suelo, y determinar la relación existente entre las tasas de lavado para cada elemento, y la forma en que se encuentran en el material de partida.

¹ Otros autores consideran índices diferentes, por ejemplo López Ritas (1990) emplea el factor 1,323 para obtener el % de materia fácilmente oxidable y el índice 1,722 para la materia orgánica total. Por su parte Douchafour (1984) emplea el factor 2.

El procedimiento de ensayo ha consistido en análisis por Fluorescencia de rayos X de elementos mayores: fusión con tetraborato de Litio (0,3:5,5) y medida en equipo Philips PW 1404. Tubo de Sc/Mo. El sodio se ha determinado por absorción atómica previa fusión con metaborato de litio y media en equipo TJA SH 8000 y la pérdida por calcinación se ha efectuado a 950 °C.

Los resultados obtenidos se expresan como porcentaje de óxidos de los principales elementos (calcio, magnesio, sodio, potasio, aluminio, hierro, sílice, titanio y manganeso), además se presentan de forma simultanea las pérdidas por calcinación.

Figura 7.77.- Toma de muestra para la determinación de densidad aparente.



Densidad aparente:

Para la determinación de la densidad aparente se han tomado muestras inalteradas en cilindros de latón con unas dimensiones exteriores de 70 mm. de longitud por 60 mm. de diámetro

exterior, el espesor de la pared es de 1 mm., lo cual proporciona una sección útil de 28,4207 cm² y un volumen de 184,9455 cm³. El borde de las paredes está biselado para facilitar la penetración de los cilindros en el suelo. Las muestras se han empaquetado en campo en bolsas herméticas y transportadas al laboratorio para el tratamiento y pesaje. En la figura 7.77 se presenta una fotografía del proceso de muestreo mediante cilindros.

Caracterización de arcillas:

El análisis de arcillas se ha realizado por difracción de Rayos X método del polvo cristalino y medida en equipo Philips PW-1.700. Tubo de cobre, monocromador de grafito y rendija automática. Se ha efectuado agregado orientado que se ha sometido a pruebas de hinchamiento con etilén glicol en fase de vapor a 60 °C y de colapsamiento a 550 °C (Difractogramas: A, E y T respectivamente en el anexo 3).

La extracción de las arcillas se ha realizado, después de dispersar la muestra con NH₄OH mediante sedimentación controlada. La muestra así obtenida se trató con peróxido de hidrogeno 20 vol. y ácido acético 0,5 N para eliminar la materia orgánica y carbonatos, en aquellos casos en los que fue necesario, aunque el tratamiento no fue exhaustivo para evitar el ataque a la estructura de los minerales.

Para la estimación semicuantitativa de los minerales se han seguido los criterios dados por Schultz (1964) y Ortega (1979), utilizando las reflexiones características de los difractogramas y sus poderes reflectantes. Así mismo se han calculado relaciones entre las proporciones de algunos minerales con el objeto de obtener información sobre los procesos de alteración que han tenido lugar.

Análisis granulométrico:

La determinación de la textura tiene gran interés pues es necesaria para la correcta clasificación de los suelos, pero además influye de forma determinante sobre dos características que condicionan su actividad como depurador: la permeabilidad hidráulica y la acción como filtro

mecánico. Así mismo interesa conocer la proporción de elementos mas finos, limos y arcillas, pues son responsables, junto con la materia orgánica, de la capacidad de cambio catiónico.

El ensayo granulométrico se ha realizado por vía húmeda con tamices ASTM.

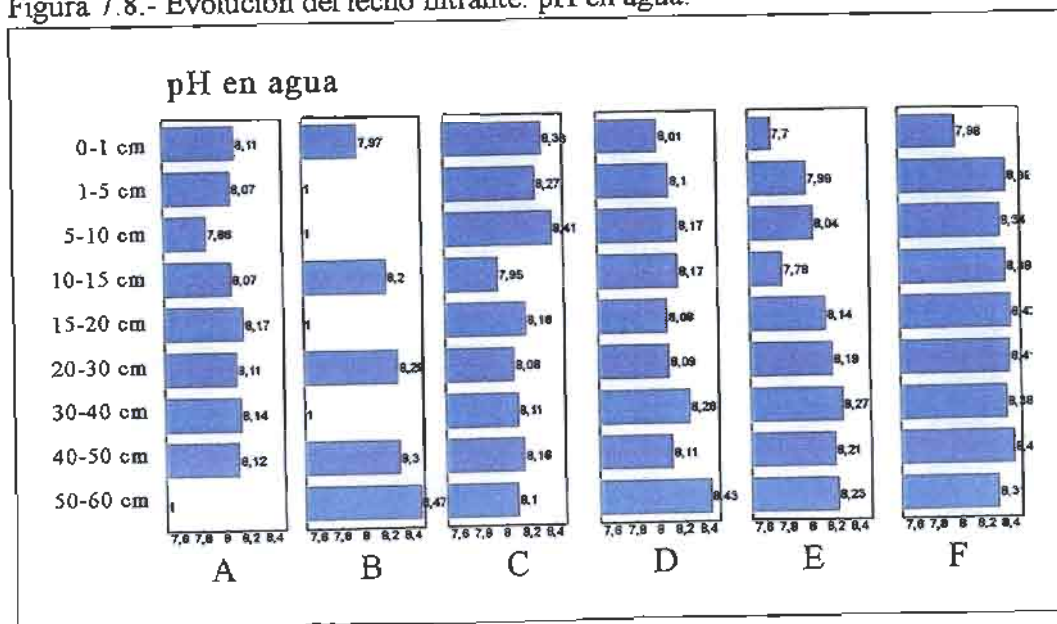
7.7.2.- Resultados analíticos.

Las campañas de toma de muestra se han nombrado de la letra A a la F, en la tabla 7.53 (página 7.127), se presenta la correspondencia entre dichas campañas y la fecha de muestreo.

a) pH.

En la figura 7.78 se presentan los resultados de la determinación del pH en agua, en la figura 7.79 los pH en cloruro potásico. El pH que se encuentran de forma natural en el sedimento oscilan entre 7,86 y 8,14 unidades, aunque de las nueve muestras solo dos están por debajo de 8. Se trata pues de suelos de reacción básica según el criterio de USDA (USDA, 1971) con baja disponibilidad de fósforo y boro y deficiencia creciente de Co, Cu, Fe, Mn y Zn, existe la posibilidad de aparición de fenómenos de clorosis férrica.

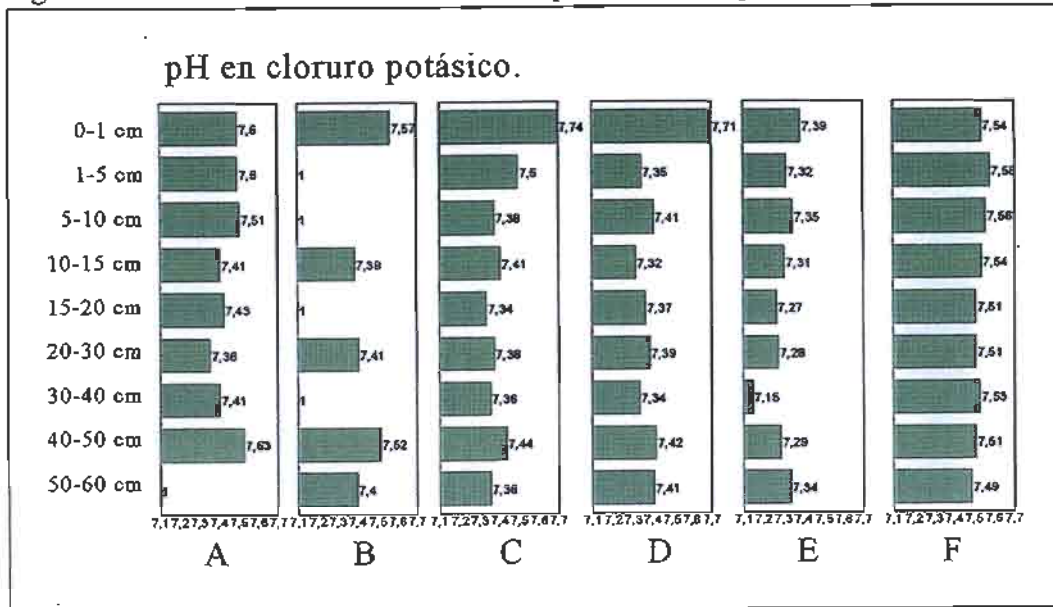
Figura 7.8.- Evolución del lecho filtrante. pH en agua.



Los valores se encuentran dentro del rango normal en suelos ricos en materiales carbonatados, en los que el valor del pH está regulado principalmente por la hidrólisis del carbonato de calcio,

típicos de zonas semiáridas y áridas² no llegando nunca a la característica de sódico o alcalino.

Figura 7.79.- Evolución del lecho filtrante. pH en cloruro potásico.



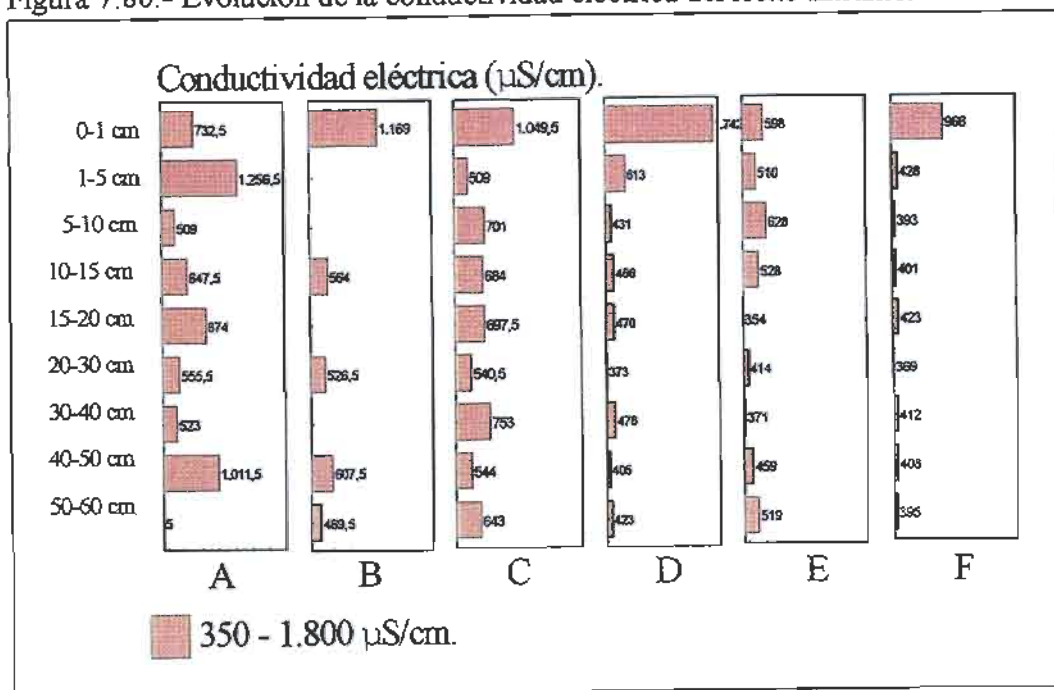
La percolación de agua residual a lo largo del perfil ha tenido como consecuencia principal un incremento ligero del pH, sin llegar ninguna muestra a sobrepasar las 8,5 unidades, que ha pasado de un valor medio de 8,08 unidades en el suelo sin alterar, a 8,33 unidades al finalizar la experiencia. Este aumento del pH no parece estar mediado por el aporte total de sales del agua residual, de hecho, como se verá en un apartado posterior, se produce un lavado neto del sistema, sino por el aumento sustancial de amonio en la solución del suelo, además, el incremento de la actividad biológica trae consigo un aumento del CO₂ en el sistema lo que a la larga debiera suponer la acidificación de la solución del suelo (Turner, 1958, Crabet, 1967), si este efecto no se ve frenado por otros condicionantes.

Otro efecto fácilmente observable en las gráficas, es la uniformización del valor del pH a lo largo del perfil según transcurre la experiencia.

² El pH del suelo tiende a estar correlacionado con la precipitación, a media que esta aumenta, el pH baja como consecuencia del agotamiento de cationes básicos (FitzPatrick, 1987)

Los valores del pH en cloruro potásico, que corresponde a la actividad de los iones H_3O^+ inicialmente disociados y a los intercambiados, son inferiores a los determinados en agua. En el caso de las muestras inalteradas 0,62 unidades de promedio y en el caso de las muestras después de siete meses de experiencia de 0,80 unidades de pH. Al igual que sucedía en el caso del pH en agua se observa un ligero incremento de su valor y una tendencia clara a la uniformización a lo largo del perfil de estudio, de forma que al finalizar la experiencia las diferencias entre horizontes no es superior a 0,09 unidades mientras que en la primera muestra llegaba a ser de 0,2 unidades.

Figura 7.80.- Evolución de la conductividad eléctrica del lecho filtrante.



Los valores medidos de pH en agua y la diferencia con el pH en cloruro potásico, siempre mayores de 0,4 unidades son indicadores de un sedimento básico fuertemente saturado en bases y como ya se indicó, con posibles deficiencias de fósforo e hierro solubles.

b) Conductividad eléctrica.

En condiciones naturales el sedimento presenta una conductividad eléctrica bastante variable para tratarse de horizontes profundos y distribuida de forma un tanto aleatoria. Los valores

mínimos, ligeramente por encima de los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se dan en los horizontes a 10 y 40 cm de profundidad, los más elevados, por encima de los 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se han encontrado a 5 cm, valores de 1.256 μS y a 50 cm con 1.011 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Estas conductividades corresponden a suelos sin problemas de salinidad aunque el valor de 1.265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ es algo elevado.

El agua residual produce un triple efecto sobre la conductividad eléctrica: en primer lugar un lavado evidente del perfil, de forma que en la última muestra tomada, ninguno de los horizontes, exceptuando el primero, presentaba una conductividad mayor a los 428 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se podían medir a 5 cm de profundidad

El segundo efecto importante es la uniformización de los valores de este parámetro a lo largo del perfil, la mayor diferencia encontrada en el material virgen es de más del 60% (1265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ frente a 509 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mientras que al finalizar la experiencia la mayor diferencia no llega al 14% (428 μS frente a 369 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

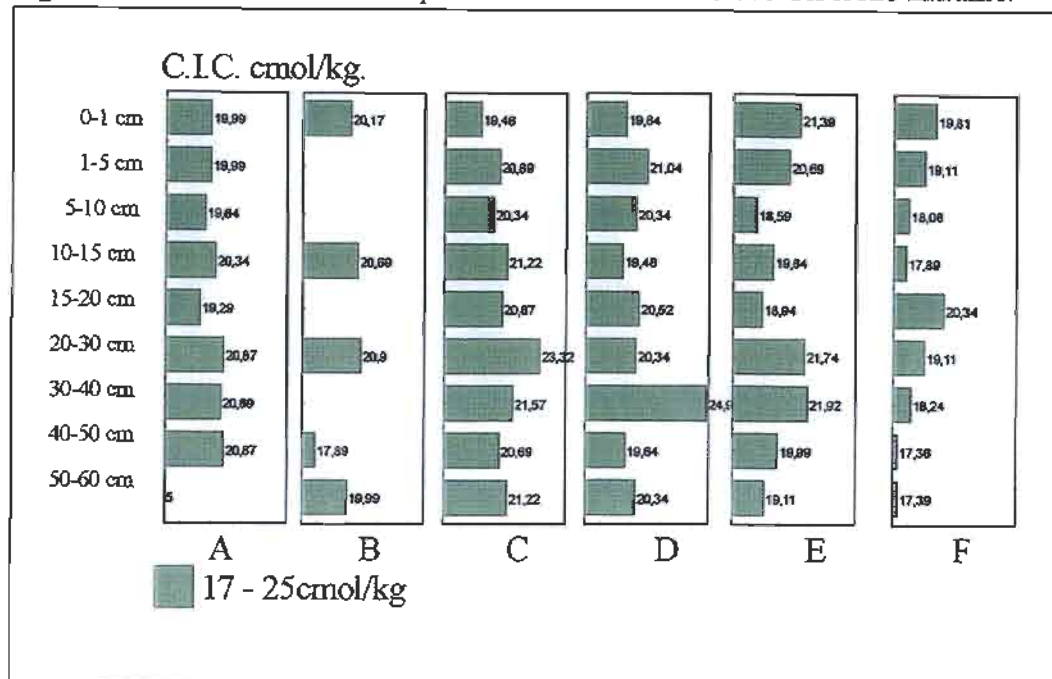
Por último, se aprecia un acumulo moderado de sales en el horizonte superior, debido a la desecación de las últimas porciones del agua vertida en cada ciclo de recarga, que se evaporan en lugar de infiltrar hacia posiciones más profundas. Aunque es importante remarcar que la cantidad de sales que pueden acumularse, debido al proceso de recarga en continuo, tiene un techo que parece estar sobre 1.000 - 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, midiéndose al final de la experiencia 966 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

c) Capacidad de cambio catiónico.

En la figura 7.81 se presentan los valores de la capacidad de cambio catiónico observados. En todos los horizontes el valor es prácticamente el mismo, en torno a 20 cmol/kg , habiendo un ligerísimo incremento en profundidad, de apenas 1 cmol/kg sin ningún significado práctico. Estos valores se encuentran dentro de lo que podría considerarse como elevados para la profundidad a la que han sido tomadas las muestras, sin embargo son perfectamente compatibles con los valores, también elevados, que toma la materia orgánica.

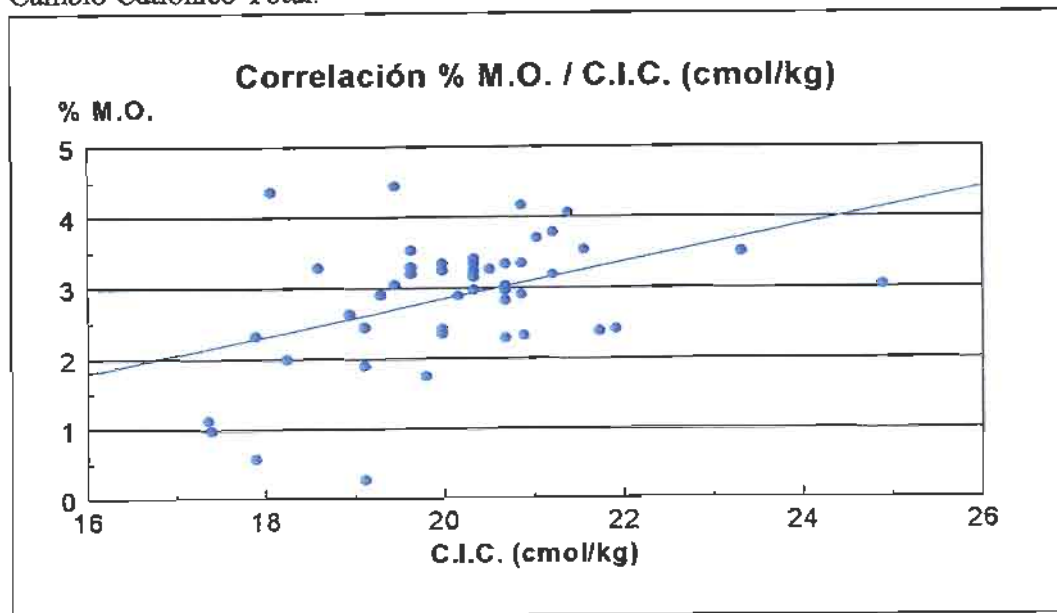
El proceso de recarga tiene como consecuencia la variación aparentemente aleatoria del valor de la CIC a lo largo de los perfiles, y a una tendencia en los horizontes profundos a su lenta disminución. La explicación a estos efectos se encuentra en que el valor último de la CIC viene determinado por el contenido en arcillas, sobre todo del tipo vermiculita y montmorillonita, que en principio se debiera mantener prácticamente constante a lo largo de la experiencia; así como por el contenido en materia orgánica, siendo tan importante el contenido total en materia orgánica como su grado de maduración. Es precisamente este último factor, el que está sujeto a mayor variabilidad a lo largo del tiempo, dependiendo del proceso de humectación-deseccación, del aporte de materia orgánica fresca, de la temperatura ambiente etc. El resultado final, es que la capacidad de cambio dependiente del contenido en materia orgánica debe sufrir, y de hecho así lo hace, una fluctuación compleja condicionada por la acción conjunta de los factores anteriormente reseñados.

Figura 7.81.- Evolución de la capacidad de cambio catiónico del lecho filtrante.



Se ha incluido a título ilustrativo la figura 7.82 en la que se presenta la correlación hallada entre los valores de capacidad de cambio total y contenido en materia orgánica, que en materiales evolucionados de forma natural, no forzada, presentan generalmente una correlación elevada o muy elevada mientras que en este caso se observa una notable dispersión de los datos.

Figura 7.82.- Correlación entre el contenido en Materia orgánica y la Capacidad de Cambio Catiónico Total.



d) Cationes de cambio.

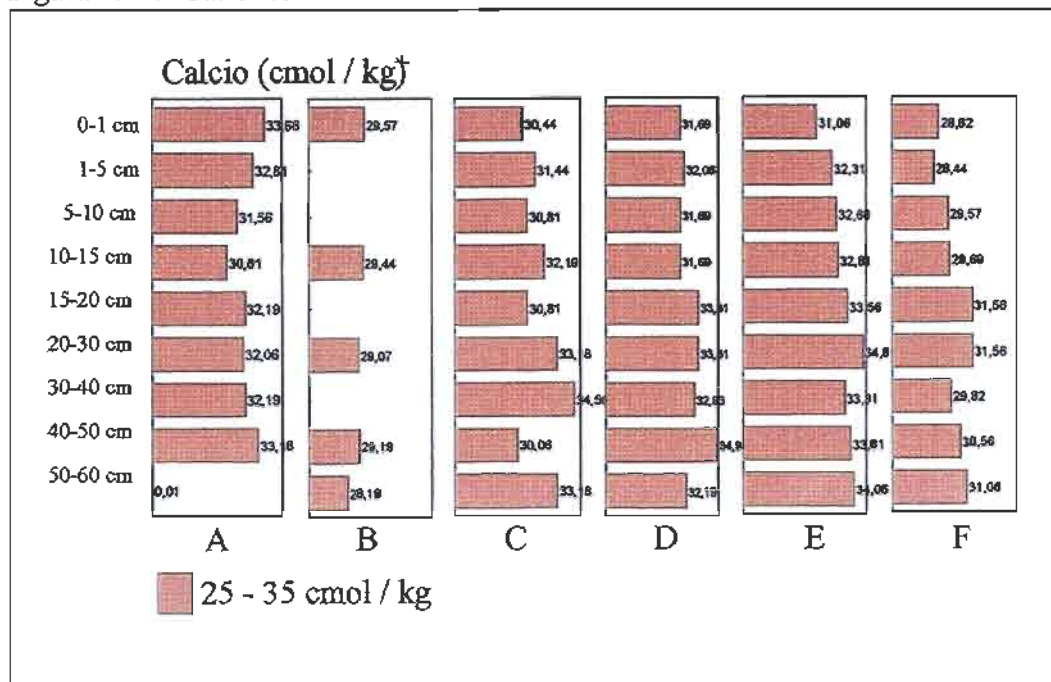
En las figuras 7.83 a 7.86 se presentan los resultados analíticos de la determinación de cationes de cambio. El catión más abundante en el complejo de cambio³ es el calcio, lo que suele ser índice de un material original cálcico, que en la mayoría de las ocasiones supone más de un 88% del total. En el suelo virgen, los valores contenidos varían entre un mínimo de 30,81 cmol/kg en la muestra de 10 a 15 cm, y un máximo de 33,68 cmol/kg en la muestra de 0 a 1 cm.

El proceso de recarga determina una ligera disminución del calcio de cambio en todos los horizontes, entre 1 y 5 cmol/kg, mayor en los más superficiales. Desde el punto de vista de la nutrición vegetal, basándose en el criterio expuesto por Cobertera (Cobertera, 1993), se puede considerar que las necesidades de calcio de las plantas están correctamente satisfechas si se supera los 10 cmol/kg, por lo que estos suelos cumplen sobradamente con el criterio e incluso

³ En suelos calizos de regiones áridas y semiáridas, la secuencia normal de abundancia de cationes intercambiables, para suelos calizos es: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+$, serie liotrófica o de Hofmeister.

puede hablarse de un cierto exceso.

Figura 7.83.- Cationes de cambio. Calcio.



Tras el calcio, el segundo catión en abundancia es el magnesio, los valores en los sedimentos antes de comenzar la experiencia eran prácticamente constantes a lo largo del perfil, 1,65 cmol/kg en todos los horizontes salvo el primero en el que llegaba a 2,06 cmol/kg. A lo largo del proceso de infiltración se observa alguna pequeña oscilación que incluso pudiera deberse a los errores analíticos por lo que puede considerarse que el contenido en magnesio del complejo de cambio se mantiene constante.

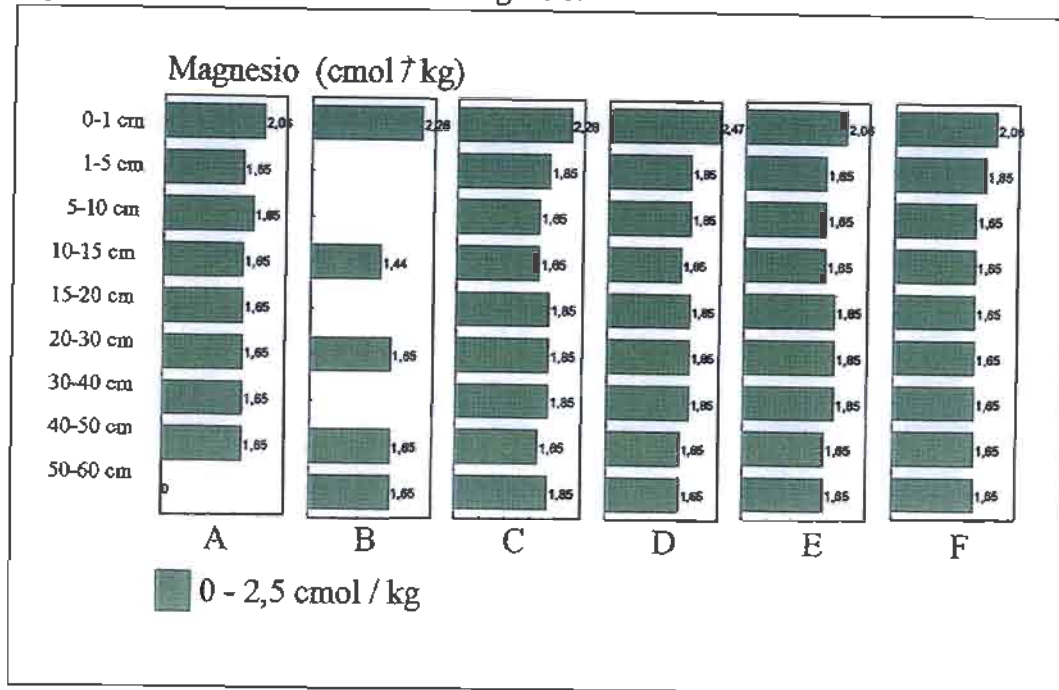
La relación Ca/Mg debe estar entre 8 y 20 para que no se presenten antagonismos en la absorción de estos metales, excepto en muy contadas ocasiones en las que se supera, ligeramente el valor de 20, la proporción se mantiene dentro del rango adecuado, es más, la ligera disminución del calcio en posiciones de cambio que se produce a lo largo de la experiencia, mejora, aunque muy ligeramente, el valor de esta proporción, facilitando por tanto la nutrición vegetal.

Tabla 7.54.- Valores de las relaciones Ca/Mg y Ca/K en el complejo de cambio del lecho filtrante antes de comenzar la recarga.

	Ca/Mg	Ca/K		Ca/Mg	Ca/K		Ca/Mg	Ca/K
A1	16,4	65,9	C1	13,5	39,7	E1	15,1	34,7
A2	19,9	64,2	C2	17,0	49,2	E2	19,6	42,1
A3	17,1	61,7	C3	18,7	48,2	E3	19,9	51,1
A4	18,7	60,3	C4	19,6	62,9	E4	19,9	51,3
A5	19,6	62,9	C5	16,6	60,3	E5	18,1	43,7
A6	19,5	83,6	C6	17,9	64,9	E6	18,8	45,4
A7	19,6	62,9	C7	18,7	67,6	E7	18,0	43,4
A8	20,2	64,9	C8	18,3	58,8	E8	20,5	52,9
			C9	17,9	64,9	E9	20,7	44,4
B1	13,1	38,5	D1	12,8	49,6	F1	14,0	32,2
B4	20,5	57,6	D2	17,3	50,2	F2	15,4	37,1
B6	17,7	56,8	D3	17,1	62,0	F3	18,0	38,5
B8	17,7	57,1	D4	19,3	62,0	F4	18,0	46,4
B9	17,1	55,1	D5	18,0	65,1	F5	19,2	49,4
			D6	18,0	52,1	F6	19,2	41,1
			D7	17,8	51,5	F7	18,1	38,9
			D8	21,2	68,3	F8	18,6	39,8
			D9	19,6	50,3	F9	18,9	48,6

El contenido en sodio de cambio, oscila, en el material sin influir, entre 1,09 y 1,74 cmol/kg. Se pueden considerar elevados y corresponden a suelos algo salinos según el criterio de Cobertera (Cobertera, 1993), aunque se trata sin duda de un criterio algo estricto, sobre todo si se considera que el proceso de infiltración produce una ligera elevación de esta variable y, sin embargo, la conductividad eléctrica se reduce sustancialmente (ver apartado 7.1). La razón de este efecto hay que buscarla en el hecho de que el sodio añadido desplaza al calcio de sus posiciones de cambio, en pequeña proporción, produciéndose simultáneamente un lavado general de las sales solubles, llegándose a la paradoja de que al final de la experiencia se produce un lavado de sales, una disminución notable de la conductividad eléctrica de los perfiles y simultáneamente un incremento del sodio de cambio.

Figura 7.84. - Cationes de cambio. Magnesio.



Por último, el potasio de cambio es el metal menos abundante en el complejo de los estudiados, figura 7.86, al igual que sucedía con el sodio, sufre un ligero incremento en su concentración inicial, pasando de valores repetidos en varios horizontes de 0,51 cmol/kg a 0,77 cmol/kg.

Figura 7.85. - Cationes de cambio. Sodio.

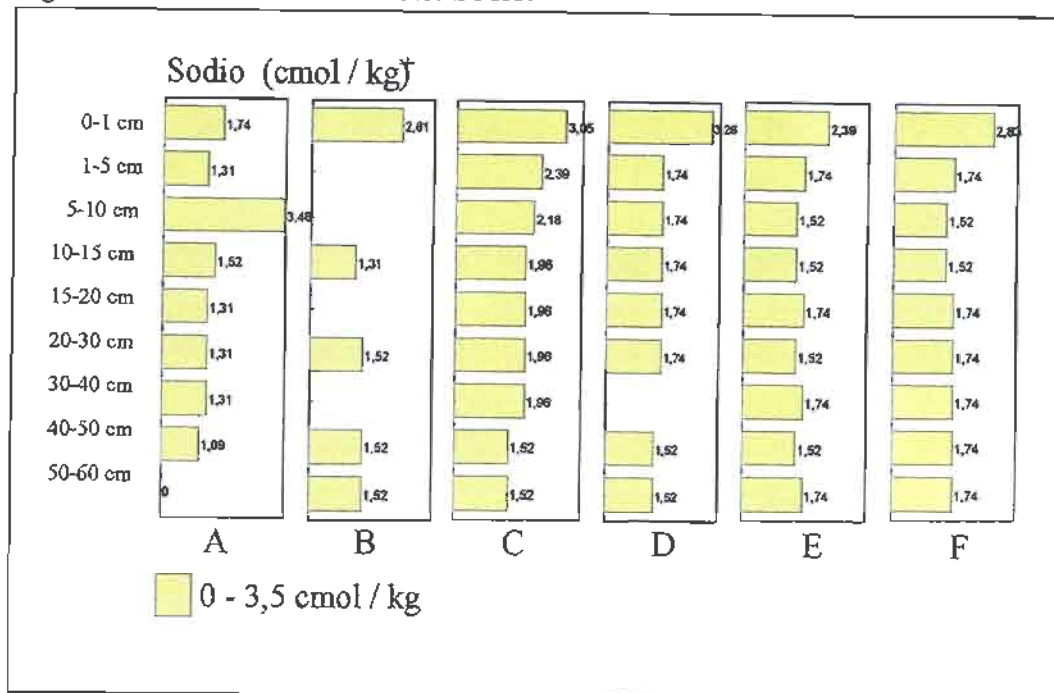
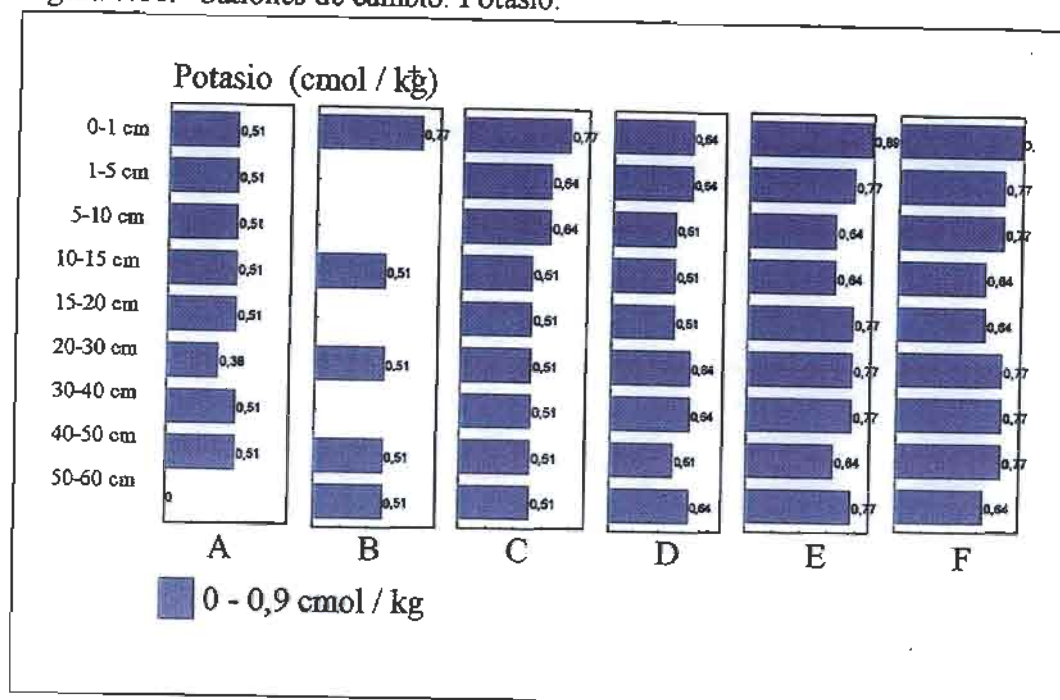


Figura 7.86.- Cationes de cambio. Potasio.



Estos valores pueden ser considerados como elevados pues no se suele superar los 0,5 cmol/kg y en muy pocas ocasiones 1 cmol/kg.

En la tabla 7.54 se ha presentado la proporción Ca/K. La elevada concentración de calcio supone una notable dificultad para la absorción de potasio cuando se supera el valor de 20 para esta proporción, lo que sucede en todas las ocasiones, alcanzándose a veces valores superiores a 80. La disminución de calcio y el aumento de potasio consecuencia de la infiltración de las aguas residuales mejora, en ocasiones notablemente, esta relación.

e) Sales solubles.

En la tabla 7.55 se muestran los resultados analíticos de la evolución del contenido en sales solubles en el suelo a lo largo de la experiencia de recarga. En las figuras 7.87 a 7.94 se han presentado gráficamente la evolución de las especies más importantes desde el punto de vista de la nutrición vegetal o de la contaminación de las aguas subterráneas.

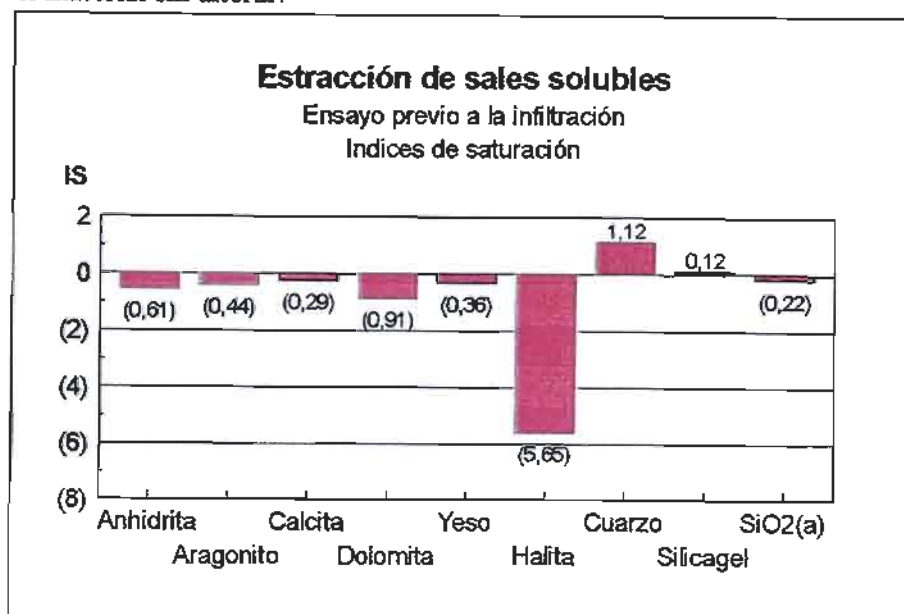
Tabla 7.55.- Evolución del contenido en sales solubles del lecho filtrante. (mg/kg).

	Cl	SO4	HCO3	CO3	NO3	Na	Mg	Ca	K	pH	Con	NO2	NH4	P2O5	SiO2
A1	330	1090	310	0	65	295	90	320	40	7,3	697	0,95	1,55	0,65	57,5
A2	125	785	375	0	30	240	50	210	35	7,2	481	1	0,95	0	47,5
A3	250	790	390	0	50	265	65	250	40	7,5	559	0,65	0,7	0	46
A4	280	620	330	0	55	235	55	225	35	7,4	510	1,15	1	0	44,5
A5	235	610	320	0	40	220	50	210	35	7,3	463	0,5	0	0	44
A6	205	600	330	0	40	215	50	205	35	7,3	450	0,5	0,9	0	44,5
A7	160	535	335	0	35	195	40	165	30	7,2	398	0,55	1,4	1,15	43,5
A8	145	540	375	0	30	195	40	185	35	7,3	395	0,65	1,45	0	45,5
B1	435	1330	420	0	560	595	135	335	80	6,5	1030	0,25	31,5	38	44,5
B4	80	395	405	0	240	230	30	165	30	6,9	392	3,3	0,65	0	43
B6	75	415	415	0	220	215	35	160	30	7,3	376	1,1	3	0	44,5
B8	85	425	365	0	245	220	30	155	30	7,4	385	1,9	3,3	0	42
B9	75	425	425	0	70	205	20	140	30	7,4	357	0,75	18	0	44,5
C1	445	1520	370	0	20	595	100	245	70	6,6	912	1,45	37	6,5	48,5
C2	150	585	460	0	130	295	40	175	30	7,3	479	1,55	5,4	0	44
C3	140	690	335	0	30	280	40	145	25	7,4	448	0,6	8,5	0	41
C4	170	770	315	0	25	265	50	175	30	7,2	476	0,45	10,5	0	39,5
C5	180	775	310	0	30	255	55	195	30	7,2	496	0,5	10	0	39,5
C6	185	735	285	0	30	260	45	180	25	7,1	472	0	7	0	39,5
C7	180	735	305	0	25	245	50	200	25	7,2	471	0,4	10	0	40
C8	195	810	315	0	30	240	55	225	30	7,2	504	0,3	9	0	39
C9	205	810	295	0	30	240	60	225	30	7,3	510	0,3	10,5	0	39,5
D1	595	1640	300	0	1100	715	200	460	85	6,5	1329	0	29	12,5	41,5
D2	85	490	330	0	290	225	40	165	35	6,8	412	0	4,5	4,4	43
D3	95	500	220	0	310	240	40	135	35	7	427	1,5	1,55	3,45	44
D4	85	490	255	0	305	235	35	145	30	7	404	2	3	0	39,5
D5	85	405	260	0	260	225	30	120	30	6,9	365	1,6	2,5	0	42
D6	85	400	295	0	230	240	30	105	35	6,9	355	8	3	0	40
D7	95	470	310	0	225	240	35	125	35	6,7	390	1,15	4,25	5,8	47
D8	80	425	295	0	250	215	30	135	30	7,2	373	0,85	0,7	0	39,5
D9	85	430	295	0	180	220	30	110	30	7,2	356	0,7	6,15	0	40

Tabla 7.55.- Evolución del contenido en sales solubles del lecho filtrante. (mg/kg).

E1	225	830	645	0	150	480	65	225	65	6,9	689	1,6	20,5	85	80
E2	95	385	390	0	270	240	30	110	40	7	397	0	3,55	13	56
E3	90	380	345	0	270	240	30	115	40	6,7	385	6,95	1,6	4,05	56
E4	85	360	420	0	220	235	25	135	35	6,7	372	4,95	1,35	0,3	54,5
E5	85	380	420	0	205	235	25	140	35	6,7	383	4,3	2,75	0,4	56
E6	85	405	505	0	195	230	25	175	40	7,3	415	5,4	0,75	0,5	54
E7	90	380	420	0	150	230	25	115	35	7,3	359	2	18	0,25	54,5
E8	100	475	355	0	130	245	30	105	35	7,1	376	5,2	20	0	54,5
E9	100	430	375	0	80	240	20	95	35	7,2	358	3,6	24	0	53,5
F1	365	1070	405	0	195	585	80	220	65	6,7	797	0,65	3,25	44,4	58
F2	125	520	335	0	5	255	25	120	35	6,6	377	0,35	2,05	1,15	62
F3	115	475	260	0	40	230	25	95	30	6,8	341	5,8	9	0,45	56,5
F4	110	470	260	0	40	230	20	105	45	6,9	338	2,8	7,8	0,55	53,5
F5	95	445	355	0	35	235	20	110	25	7	340	3,2	5,75	0,8	54
F6	90	460	260	0	40	230	20	90	25	7,7	323	2,1	5,15	0,85	54
F7	90	470	280	0	45	235	20	105	25	7,1	336	2,8	4,5	0,85	54,5
F8	95	465	255	0	45	235	25	85	25	6,9	327	2,35	6,25	0,6	55,5
F9	95	490	345	0	40	245	25	115	25	7,1	361	2,4	8,7	0,6	57

Figura 7.87.- Índices de saturación de la extracción de sales solubles en el material sin alterar.



Los materiales sobre los que se va a desarrollar la experiencia de recarga (análisis A1 a A8) dan lugar a una composición del agua de extracción típica de suelos mediterráneos,

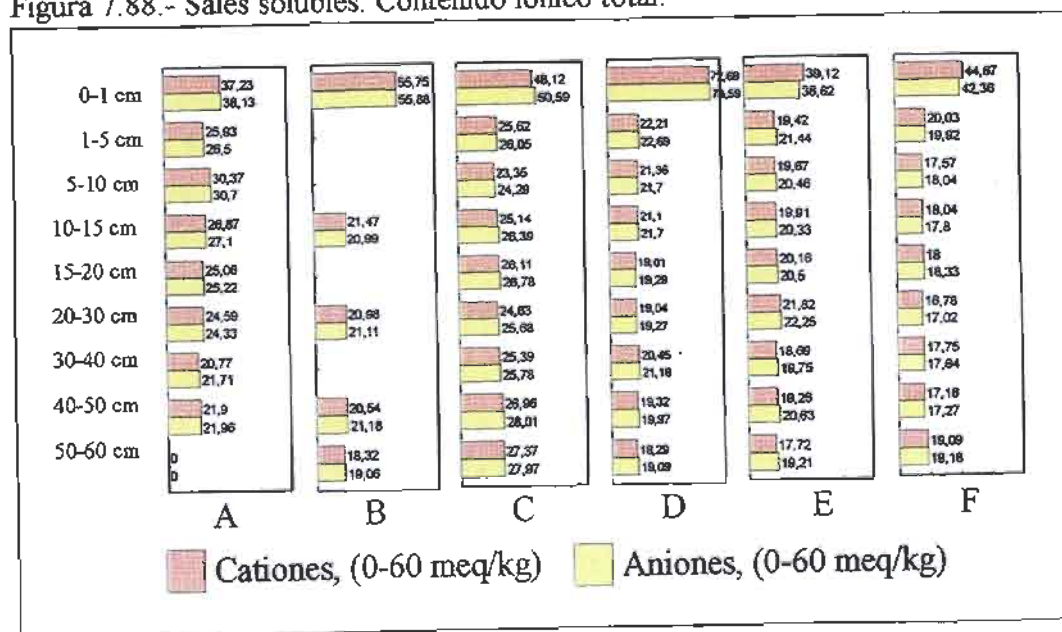
desarrollados en climas áridos o semiáridos, en los que abundan las sales de solubilidad relativa media (principalmente carbonatos cálcicos y/o magnésicos: calcita, magnesita y en ocasiones calcitas magnésicas) a elevada (yeso, en menor proporción halita y en raras ocasiones otras

sales la tenhardita y la mirabilita)

Como se puede ver en la tabla 7.55 la especie aniónica más abundante es el sulfato, seguida por el bicarbonato y el cloruro, entre los cationes el más abundante es el sodio, seguido por el calcio y el magnesio, la cantidad de potasio que se extrae es relativamente elevada signo de la fuerte alteración de los minerales micáceos. A pesar del fuerte contenido en sodio en solución, la proporción de cationes divalentes es suficientemente favorable para que los índices agrícolas se encuentren, de forma parecida a lo que ocurre con las aguas subterráneas, dentro de valores adecuados para el crecimiento vegetal, excepción hecha del carbonato sódico residual que también en esa ocasión es elevado.

En la figura 7.87 se han representado los índices de saturación para los principales minerales que pueden estar presentes en la formación. Como se puede apreciar en las condiciones de disolución de laboratorio, sin intervención de la actividad biológica que al aumentar notablemente la presión parcial de CO₂ facilita la disolución activa de carbonatos y la sobresaturación para estos minerales, todos los minerales presentan índices de saturación negativos, excepto cuarzo y gel de sílice, manteniendo el agua aún una notable capacidad de disolución.

Figura 7.88.- Sales solubles. Contenido iónico total.

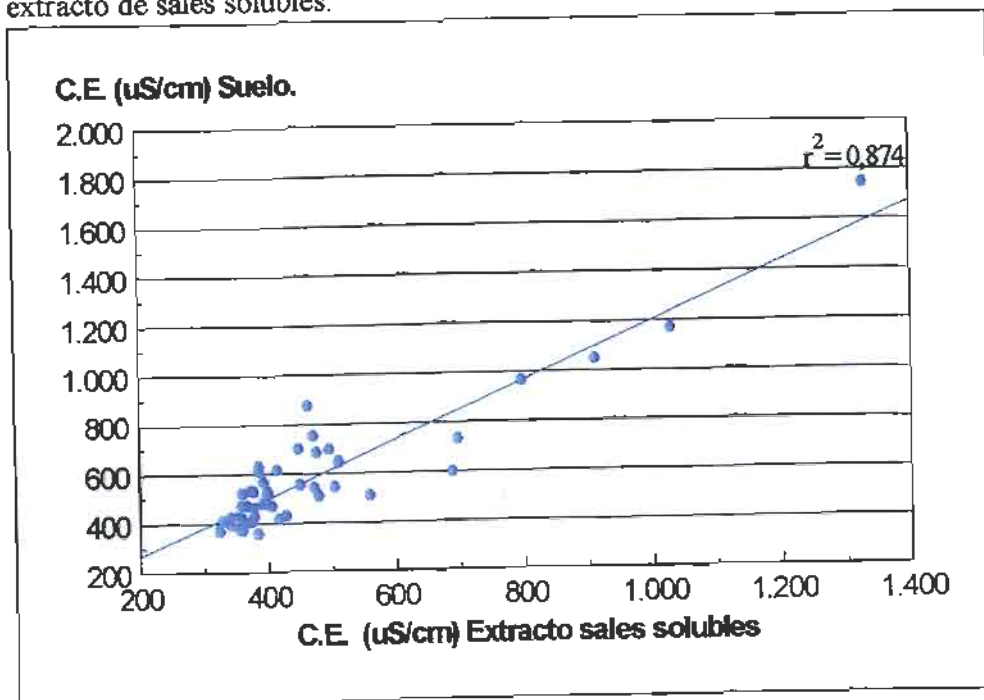


En la figura 7.88 se ha representado la evolución del contenido iónico total en las sales solubles a lo largo de la experiencia, diferenciando la evolución de cationes y aniones que evidentemente corren parejos. Los hechos más destacables desde el punto de vista del contenido total en sales solubles son:

- a) Se observa que, aunque en las primeras muestras se produce un aumento moderado de sales solubles en todo el perfil, el resultado final es un lavado notable, en algunos horizontes (por ejemplo en el tramo de 5 a 10 cm) llega a desaparecer mas del 45% de las sales presentes al inicio de la experiencia.
- b) Se produce una uniformización del contenido en sales solubles a lo largo del perfil (exceptuando el primer horizonte que será comentado más adelante). Así, mientras que en el primer muestreo la diferencia mayor de concentraciones se producía entre el horizonte de 5 a 10 cm que presentaba 61,7 meq/kg y el horizonte de 30 a 40 cm con 42,48 meq/kg (lo que supone una diferencia del 31,16%). En el muestreo último la diferencia mayor apenas llegaba al 15,65% entre los perfiles 1 a 5 cm y 20 a 30 cm.
- c) Se produce una acumulación de sales en el horizonte más superficial, de 0 a 1 cm, que sufre notables variaciones a lo largo de la experiencia debido a las oscilaciones en la composición del agua y a la concentración por evaporación directa. Al finalizar la experiencia se pasa de un contenido total en sales solubles en este horizonte de 75,36 meq/kg a 90,03, aunque se llegan a alcanzar puntas de 146,27 meq/kg.

Esta evolución corre pareja a la de la conductividad eléctrica, en la figura 7.89 se ha representado la recta de regresión que correlaciona el valor de la conductividad eléctrica del extracto de sales solubles con la conductividad eléctrica de los sedimentos, el índice de correlación es, como era de esperar muy elevado, $r^2=0,874$ y permite confirmar que la C.E. de los suelos está directamente condicionada por su contenido en sales solubles.

Figura 7.89.- Correlación entre la conductividad eléctrica del suelo y del extracto de sales solubles.



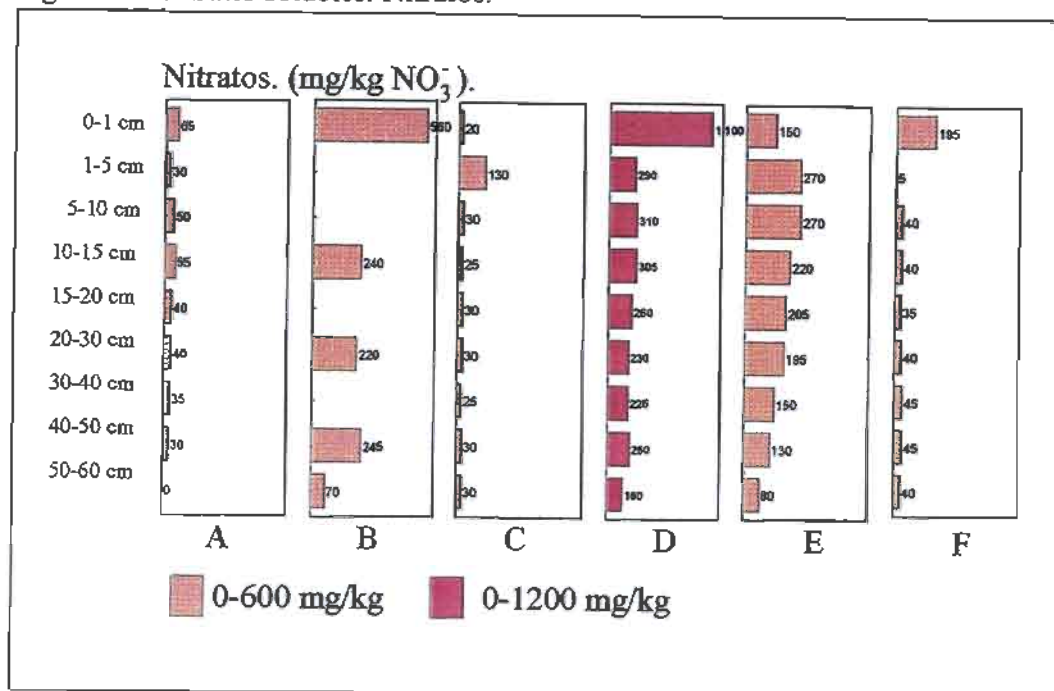
En las figuras 7.90 a 7.92 se presenta la evolución de los compuestos de nitrógeno inorgánico.

En principio el contenido en nitrógeno en forma de nitritos y amonio puede ser considerado como despreciable, no se alcanza en el primer caso 1 mg/kg, excepto en el horizonte de 10 a 15 cm que presenta 1,15mg/kg, el contenido en amonio, algo más elevado alcanza dos máximos, en el horizonte superior con 1,55 mg/kg y en el más profundo con 1,45 mg/kg, en ambos casos muy reducidos.

El contenido en nitrógeno en forma de nitrato es ciertamente más elevado que las formas reducidas, entre 30 y 65 mg/kg y supone una reserva de este elemento de disposición inmediata para la nutrición vegetal. Es importante remarcar que en condiciones naturales, la mayor parte de la reserva de nitrógeno de estos suelos está inmovilizada en forma de nitrógeno orgánico y que es necesaria su mineralización para que pueda estar disponible para las plantas.

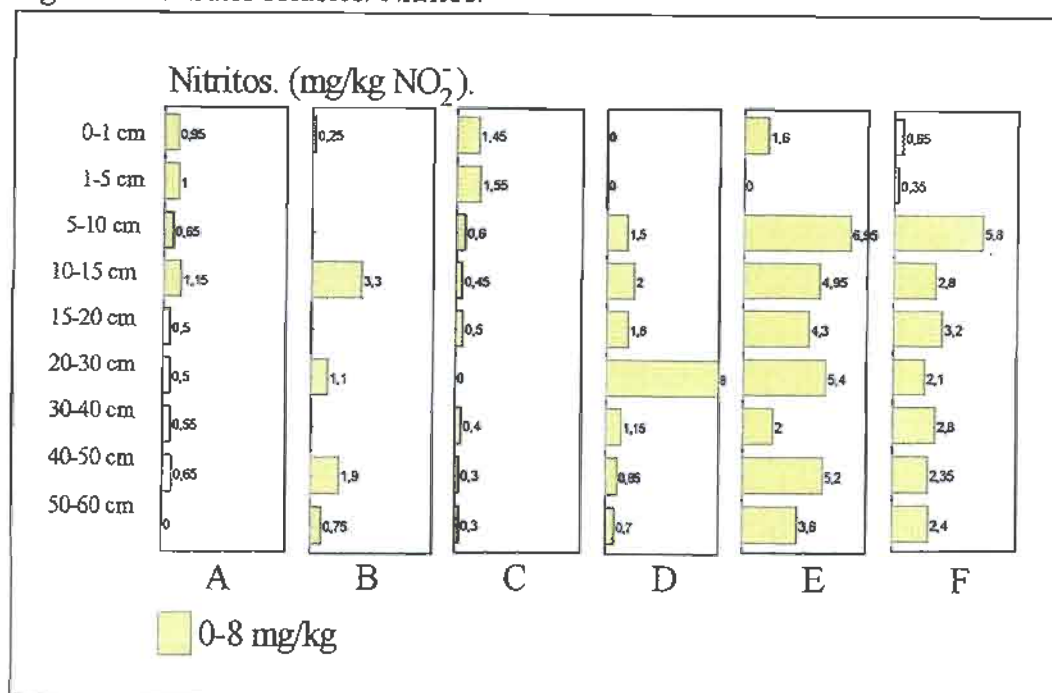
El efecto que la adición de agua residual tiene sobre el balance de nitrógeno en el suelo puede ser estudiado desde diversas perspectivas.

Figura 7.90.- Sales solubles. Nitratos.



Desde un punto de vista cuantitativo, se observa un claro incremento en las forma de nitrógeno parcialmente oxidadas, de promedio el amonio sufre un incremento en el perfil de más de 6 veces la concentración original, el nitrito por su parte, ve incrementada la concentración en 5

Figura 7.91.- Sales solubles. Nitritos.



veces. El ion nitrato, aunque sujeto a importantes oscilaciones, (condicionadas tanto por el aporte exterior, como a la producción a partir de la degradación de la materia orgánica y al lavado) se muestra mucho más estable, de forma que la concentración final, excepto en el horizonte más superficial, es similar a la inicial.

Desde un punto de vista cualitativo, el resultado final es una variación de las condiciones redox del medio al final de los periodos de inundación, que trae consigo la creación de un ambiente mas reductor que el natural, por lo que las formas reducidas de nitrógeno aumentan su concentración de forma apreciable, a consta de reducir la concentración de nitrógeno oxidado. Al interpretar estos resultados hay que tener presente que la profundidad máxima de muestreo ha sido de 60 cm y que existe un aporte continuo de agua, al ser las sales de nitrógeno muy solubles se produce un lavado intenso y no es previsible la acumulación en el perfil a no ser en forma insoluble o inmovilizada por adsorción a las posiciones cargadas del complejo de cambio (esto último solo es válido para el amonio que tiene carga positiva).

Figura 7.92.- Sales solubles. Amonio.

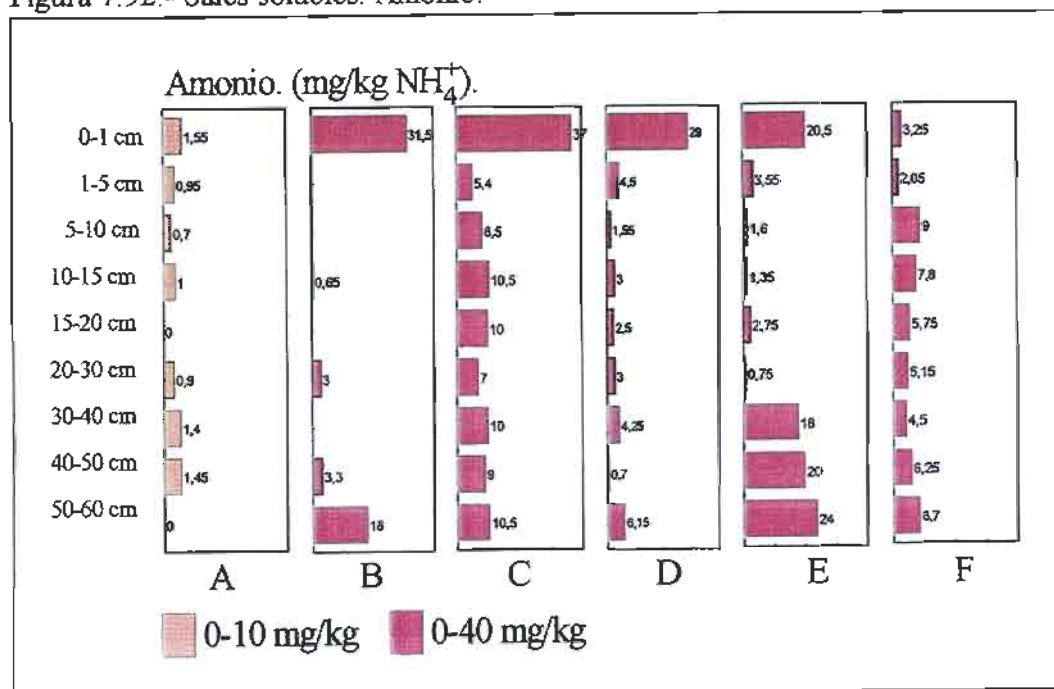
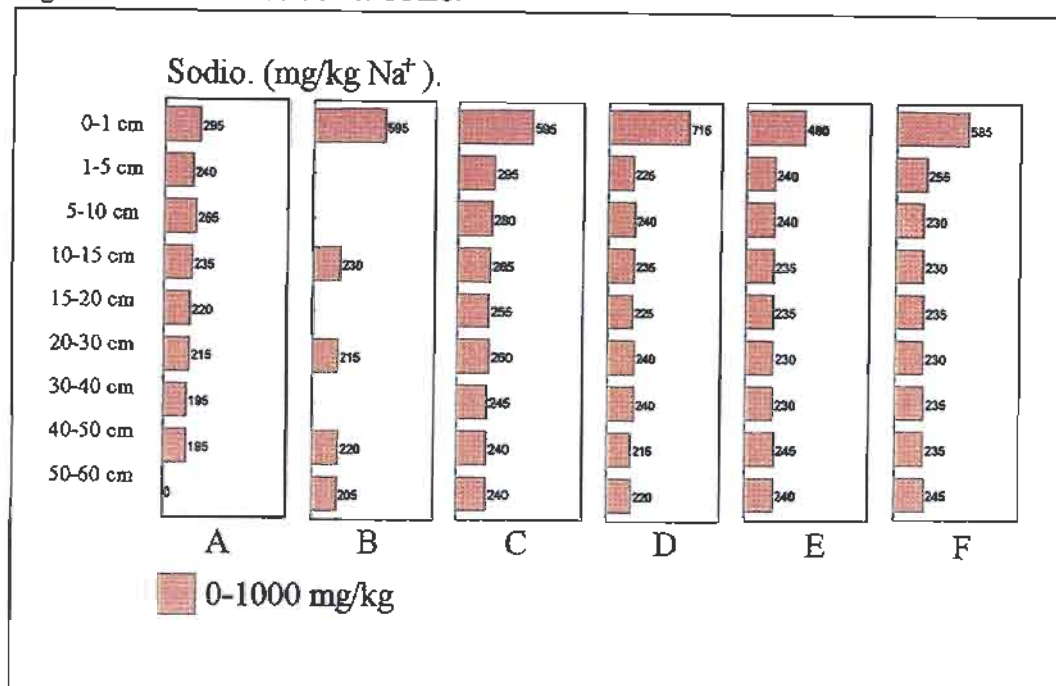


Figura 7.93.- Sales solubles. Sodio.



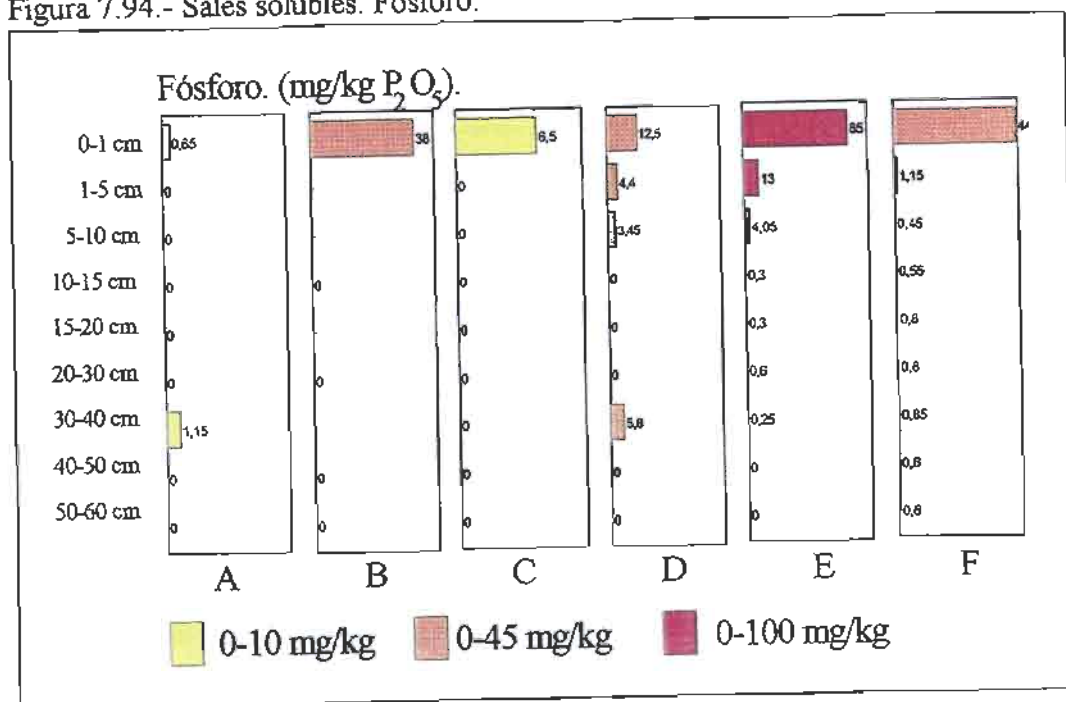
De entre el resto de las sales, solo se ha representado gráficamente la evolución del sodio, figura 7.93, que muestra un comportamiento diferente al resto que se comportan como lo hace la C.E. y además es un anión que puede causar problemas en caso de acumularse. Su comportamiento difiere del esperado en base a lo que sucedía con la conductividad eléctrica y el total de sólidos solubilizables.

A pesar de ser el catión que forma las sales más solubles (halita principalmente) se produce, al contrario que con el resto de los iones analizados, un ligero incremento en su concentración, al final de la experiencia. Esto es debido a la acumulación selectiva de sodio en las posiciones de cambio, a consta de la retirada de calcio y magnesio, con el consecuente aumento en la cantidad de sodio solubilizable o desplazable del complejo de cambio, sin embargo, a pesar de encontrarse entre los cationes más afines según la serie liotropica, la concentración final solo es ligeramente superior a la inicial, salvo el horizonte mas superficial.

Por último se ha presentado en la figura 7.94 la evolución del contenido en fósforo soluble.

Cuando los pH de los suelos son superiores a 7,5 unidades, los fosfatos cálcicos solubles pasan progresivamente a tricálcicos (apatito), aumentando progresivamente dichos fosfatos insolubles según lo hace el pH, con lo que las fuentes de fósforo son muy precarias, reduciéndose a las orgánicas (Cobertera, 1993). En los materiales en estudio todos los horizontes muestran pH básicos por lo que las reservas de fósforo soluble son muy pequeñas, e incluso en la mayoría de las ocasiones inexistentes.

Figura 7.94.- Sales solubles. Fósforo.

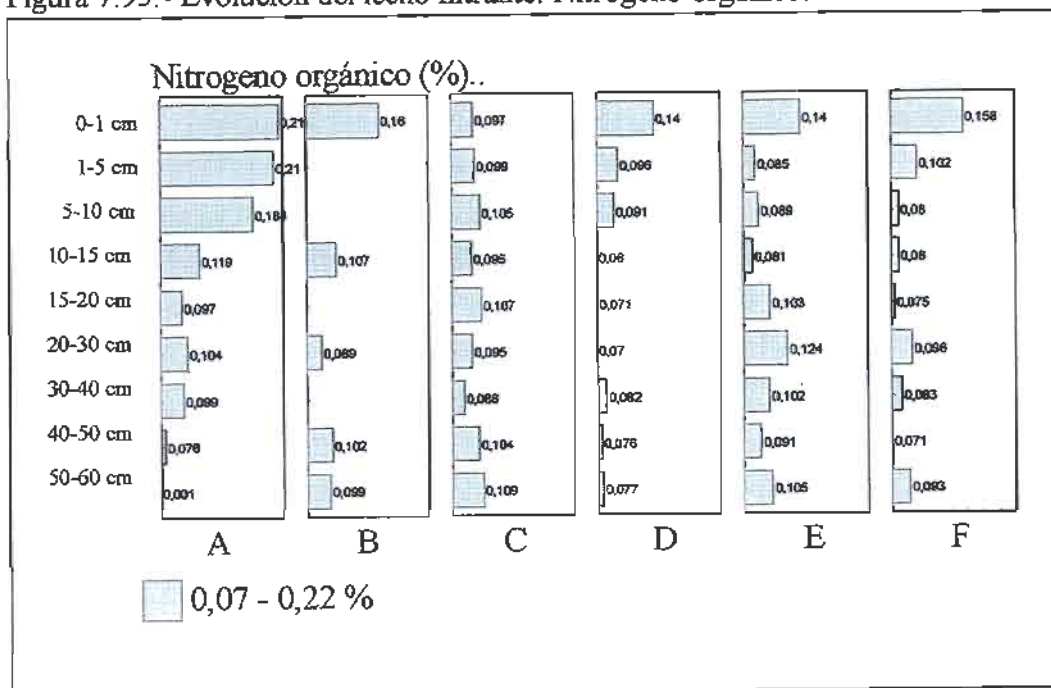


El proceso de infiltración de agua residual tiene un efecto inmediato en el perfil más superficial, aumentando la cantidad de este elemento que pasa de ser de 0,65 mg/kg de P_2O_5 a valores finales de 44 mg/kg de P_2O_5 , con notables oscilaciones a lo largo de la experiencia debido a que el equilibrio precario con la matriz carbonatada hace que la retrogradación de fósforo sea intensa. El efecto de aumento del fósforo disponible se produce a lo largo de todo el perfil estudiado de forma que, al finalizar la experiencia, se puede observar la instauración de una distribución espacial del fósforo solubilizable, que varía desde los 44 mg/kg de P_2O_5 en el primer centímetro, sufre una brusca caída en el segundo horizonte, 1,15 mg/kg de P_2O_5 y progresivamente sigue disminuyendo en profundidad, hasta los 0,6 mg/kg de P_2O_5 en el horizonte más profundo.

f) Nitrógeno y relación C/N.

En la figura 7.95 se ha representado la evolución del contenido en nitrógeno orgánico total (nitrógeno Kjeldhal). La interpretación de la evolución de la materia orgánica en estos materiales es delicada pues el aporte no proviene de vegetación más o menos difícil de degradar, sino de agua residual cuyo contenido en M.O. fácilmente degradable es elevado y el contenido en materia vegetal es bajo.

Figura 7.95. - Evolución del lecho filtrante. Nitrógeno orgánico.

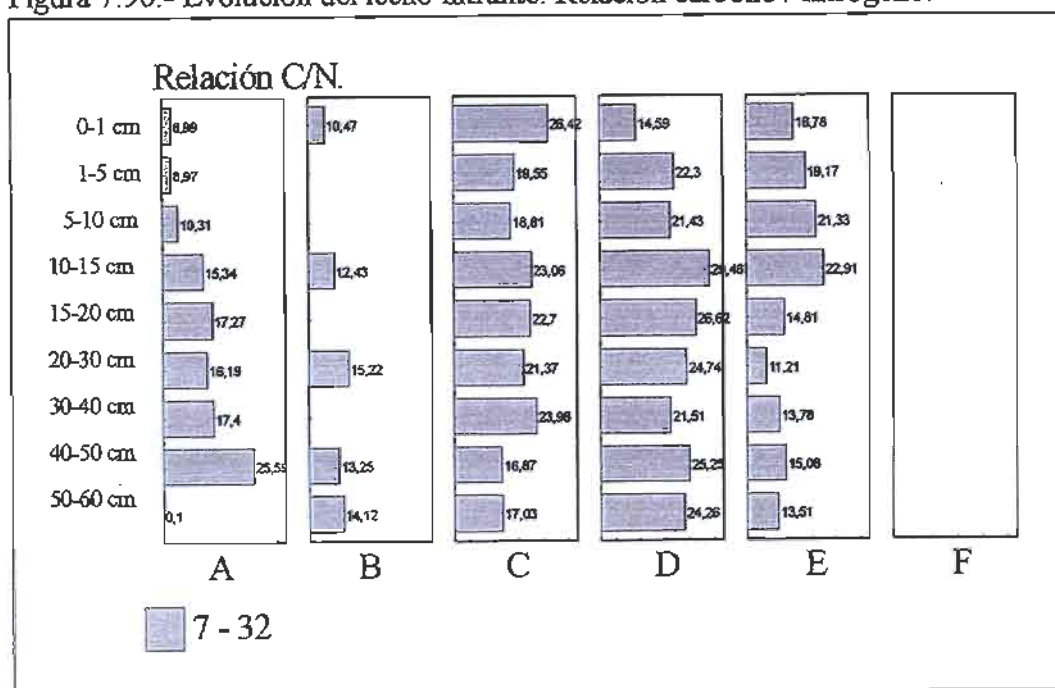


En el material virgen se aprecia una clara estratificación del contenido en nitrógeno, los horizontes superiores, de 0 a 10 cm, presentan cantidades de nitrógeno que se mueven entre un 0,18 y un 0,21 %, estas proporciones pueden ser consideradas como normales para suelos. El resto de los horizontes muestran una disminución progresiva según se avanza en profundidad hasta un mínimo que se detecta en el horizonte más profundo, a 50 cm, donde se ha medido un 0,076 %.

La evolución temporal, de forma similar a lo que sucede con el contenido en carbono orgánico,

no presenta un patrón claro de comportamiento, en general se observa una ligera disminución del contenido en nitrógeno en todos los horizontes, en el horizonte superior también se produce una disminución, pero el valor tiende a estabilizarse en torno al 0,15 % mientras que en los horizontes más profundos el valor nunca alcanza el 0,1 %

Figura 7.96.- Evolución del lecho filtrante. Relación carbono / nitrógeno.



El contenido en nitrógeno orgánico está ligado directamente al grado de maduración de la materia orgánica, en la figura 7.96 se presenta la evolución de la relación C/N. El efecto que el aporte de agua residual ha tenido sobre esta variable es notable. En condiciones naturales se observa un comportamiento anómalo, pues si bien los valores de C/N encontrados se mueven dentro de un rango normal en suelos, entre 25,59 el más elevado, y 8,97 el más bajo⁴, la distribución a lo largo del perfil es la contraria a la esperada. La relación C/N por lo general disminuye con la profundidad (Fitzpatrick, 1987) pero en los materiales estudiados la mayor evolución del humus se produce en superficie. La razón a este hecho parece encontrarse en que

⁴ Los valores más elevados corresponden a materia orgánica apenas mineralizada pues la mineralización es casi nula para una relación C/N superior a 25-30 (Duchaufour, 1984), por otra parte, los valores más bajos se corresponden a una materia orgánica bien evolucionada pues el tipo de humus óptimo tiene un valor de C/N entorno a 10-12.

al tratarse de un material alterado por la excavación de la balsa de infiltración, se ha modificado notablemente el equilibrio del "turnover orgánico" en los primeros centímetros del suelo, apenas 10 centímetros, produciéndose una degradación rápida de la materia orgánica a este nivel. Por otra parte, la materia orgánica de nuevo aporte es mucho más fácil de degradar que la que previamente se encontraba en los suelos.

A lo largo del proceso de infiltración el sistema parece que tiende a estabilizarse en el rango de valores de relación C/N de 15 a 20, además desaparece la estratificación tan clara que se producía sobre el material virgen.

Hay que tener en cuenta que la eliminación eficaz del nitrógeno aportado al suelo en forma orgánica debe pasar por un proceso de mineralización (amonificación) y por su posterior nitrificación. El proceso de amonificación es llevado a cabo por hongos y bacterias mucho más variados y adaptables que las bacterias de la nitrificación (realizada casi exclusivamente por la bacteria Nitrobacter) por lo que es menos crítico y dependiente del medio ambiente (temperatura, humedad y contenido en CO₂ principalmente).

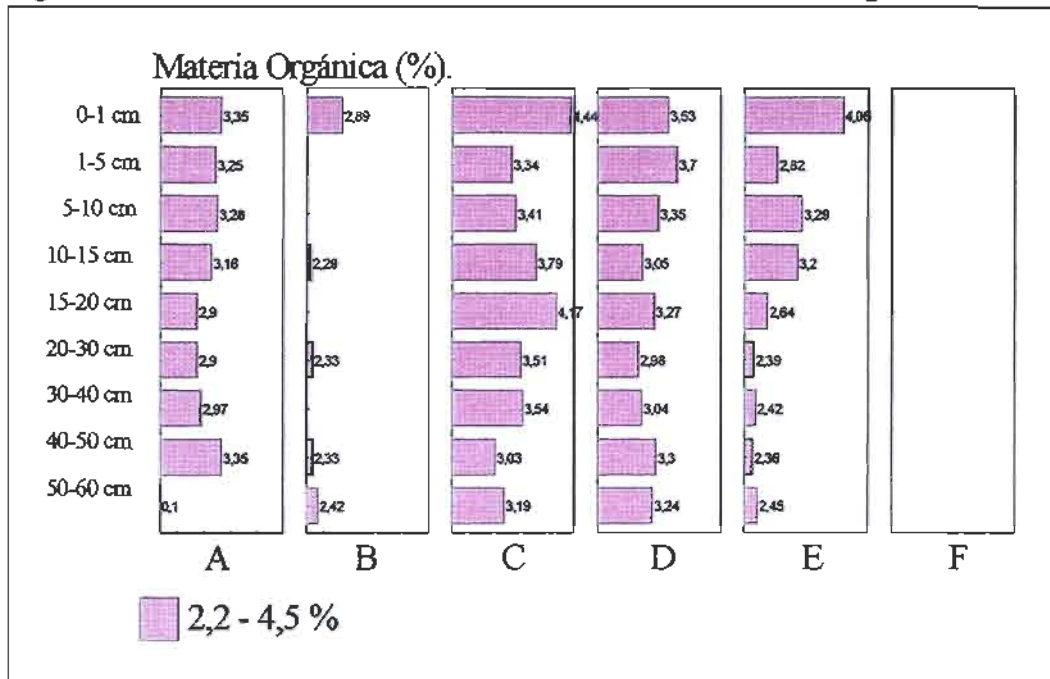
La nitrificación óptima se produce con un pH neutro, una humedad del suelo algo inferior a su capacidad de campo, buena aireación, aunque no excesiva (el óptimo se encuentra en una textura franca y una estructura granular) y una cantidad suficiente de anhídrido carbónico, en estas condiciones la nitrificación comienza a ser activa a partir de una temperatura ambiente de entorno a los 5°C, doblandose el nivel de nitrificación con cada incremento de 10 °C y cesando al alcanzar los 35-40 °C

g) Materia orgánica.

En la figura 7.97 se ha representado la evolución del contenido en materia orgánica del lecho filtrante. Antes de intentar explicar las características de la evolución de esta variable en los materiales en estudio, hay que tener en cuenta que la materia orgánica aportada en el proceso de recarga es en su mayor parte encuadrable dentro de la denominación de "sustancias no

húmicas⁵ que en general son de fácil degradación por la microflora del suelo.

Figura 7.97.- Evolución del lecho filtrante. Contenido en materia orgánica.



Se pueden apreciar dos efectos en la distribución de la materia orgánica en los perfiles, por una parte, en contra de lo que sucedía con otras variables, se pasa de un contenido mas o menos homogéneo en el material sin alterar, con valores muy próximos en todos los horizontes, oscilando entre un mínimo de 2,9% y un máximo de 3,35%, a una clara estratificación al final del ensayo, con acumulación importante en el horizonte superior, donde se llega a alcanzar un 4,44% de M.O., y disminución progresiva según se desciende en el perfil hasta valores por debajo de 2,4% en los horizontes más profundos.

Se aprecian pues como el vertido de agua residual supone un aporte de materia orgánica importante, pero también la creación de un medio ambiente propicio para su rápida

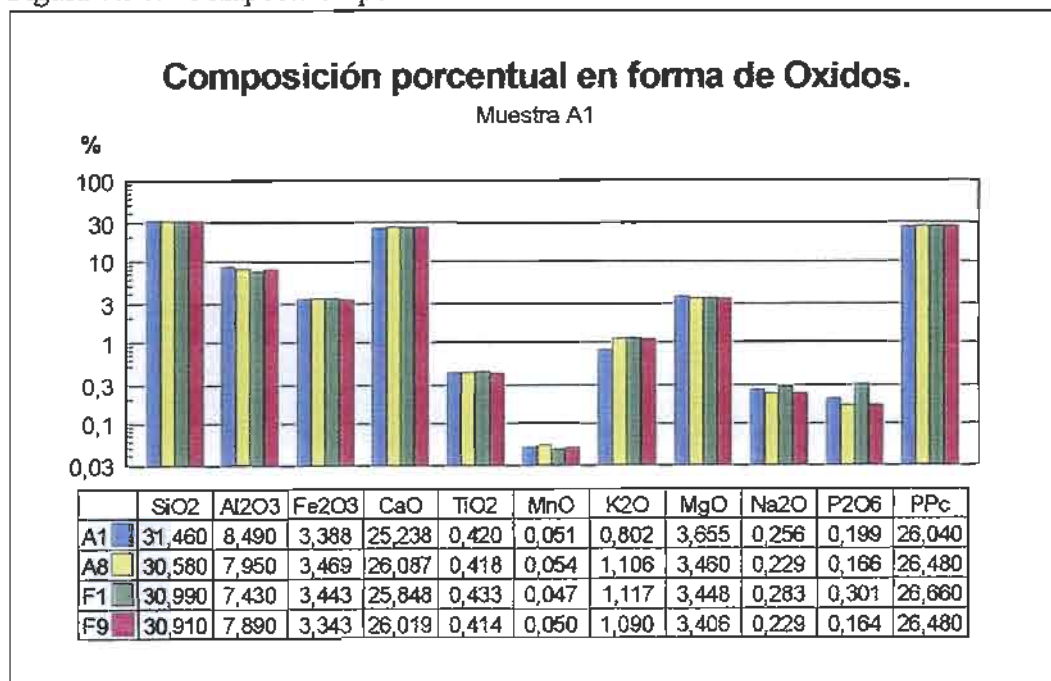
⁵ Se incluyen en este grupo materiales orgánicos cuyas características químicas resultan todavía identificables tales como glúcidos, proteínas, péptidos, aminoácidos, grasas, ceras y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Schnitzeer y Kant, 1978), estas sustancias son, en general, fácilmente degradables por la flora del suelo debido a su fácil disponibilidad. Se estima que la mineralización casi completa, 70-85%, de este grupo de sustancias se produce en un periodo de tiempo muy corto, que oscila entre 6 y 12 meses (Porta, 1994).

degradación por la microflora del suelo. Esto trae consigo que, en contra de lo que pudiera parecer en un principio, no se produzca acumulación de materia orgánica, salvo en el horizonte superficial que está más expuesto a la acción de la luz y por tanto, al desarrollo de algas y a la rápida desecación.

D) Óxidos totales.

En la figura 7.98 se presentan los resultados analíticos de las cuatro muestras analizadas. Se han seleccionado las correspondientes a los horizontes superiores e inferiores de la primera y última cata, al comprobar, que la composición del material es extremadamente homogénea y que no varía a lo largo de la experiencia, no se ha considerado necesario realizar las determinaciones en el resto de las muestras.

Figura 7.98.- Composición porcentual de muestras seleccionadas.



Predominan el óxido de silicio, en torno al 31%, junto con el de calcio, 25-26%, sobre el resto de los óxidos, pues constituyen el armazón estructural sobre el cual se forma el sedimento.

El contenido en óxido de aluminio se sitúa en torno al 8%, y el de hierro sobre el 3,4 %, valor muy similar al contenido en óxido de magnesio, 3,4-3,5%. El resto de los óxidos determinados se presentan en concentraciones inferiores al 2%.

El único valor que se sale de la tónica general de homogeneidad y estabilidad es el

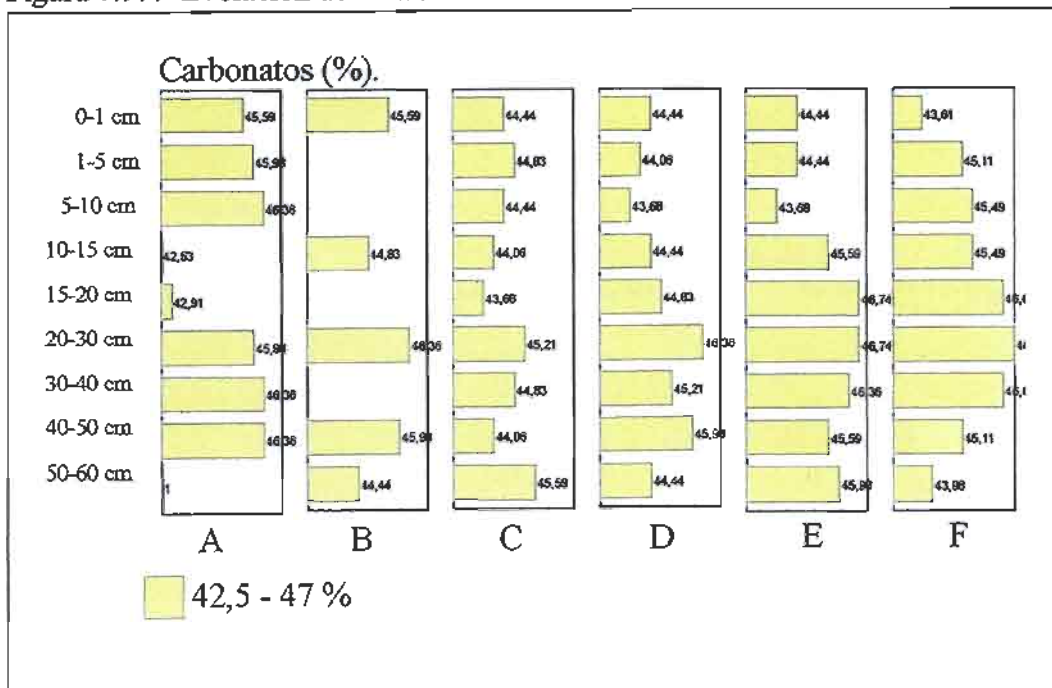
correspondiente al contenido en fósforo, que en la muestra F1 alcanza valores netamente superiores al resto, y supone un aumento de casi el 50% respecto al contenido del mismo horizonte en el primer muestreo, se pasa de 0,199 a 0,301 %. Este efecto se debe al aporte intenso de fósforo por las aguas vertidas, y a la inmovilización rápida en el primer horizonte del lecho filtrante, con lo cual se observa una concentración activa de este elemento en el primer centímetro de material.

Las pérdidas por calcinación se mantienen exactamente en el mismo valor en el horizonte más profundo mientras que en el horizonte superficial sufren un ligero incremento, pasando de 26,04% a 26,66%, que puede ser atribuido al aumento del contenido en materia orgánica en este horizonte.

j) Carbonatos.

En la figura 7.99 se ha presentado el contenido en carbonatos del lecho filtrante. Como se puede observar se trata de una variable que apenas sufre variación, tanto dentro de un mismo perfil como entre perfiles a lo largo del tiempo. Antes de comenzar el proceso de infiltración

Figura 7.99.- Evolución del lecho filtrante. Carbonatos.



el rango de variación se movía entre un mínimo de 42,53 % a la profundidad de 15 cm, y un máximo de 46,36 % a 10 cm. Se trata de variaciones pequeñas debidas a la variabilidad natural en la deposición de los sedimentos.

A lo largo de la experiencia se observa una oscilación mínima que puede ser explicada por la acción conjunta de la variabilidad natural en la distribución mineralógica del sedimento e incluso por la propia técnica analítica, sin embargo, en las dos últimas muestras se empieza a mostrar, lo que debiera ser corroborado por análisis posteriores, una ligera disminución en el contenido en carbonatos del horizonte más superficial, al fin y al cabo la intensa actividad microbiana de este horizonte debe tener como consecuencia la producción de CO₂ y el lavado de los carbonatos, y con el transcurso del tiempo, un ligero incremento en los horizontes más profundos por deposición del carbonato lavado en superficie.

k) Densidad aparente.

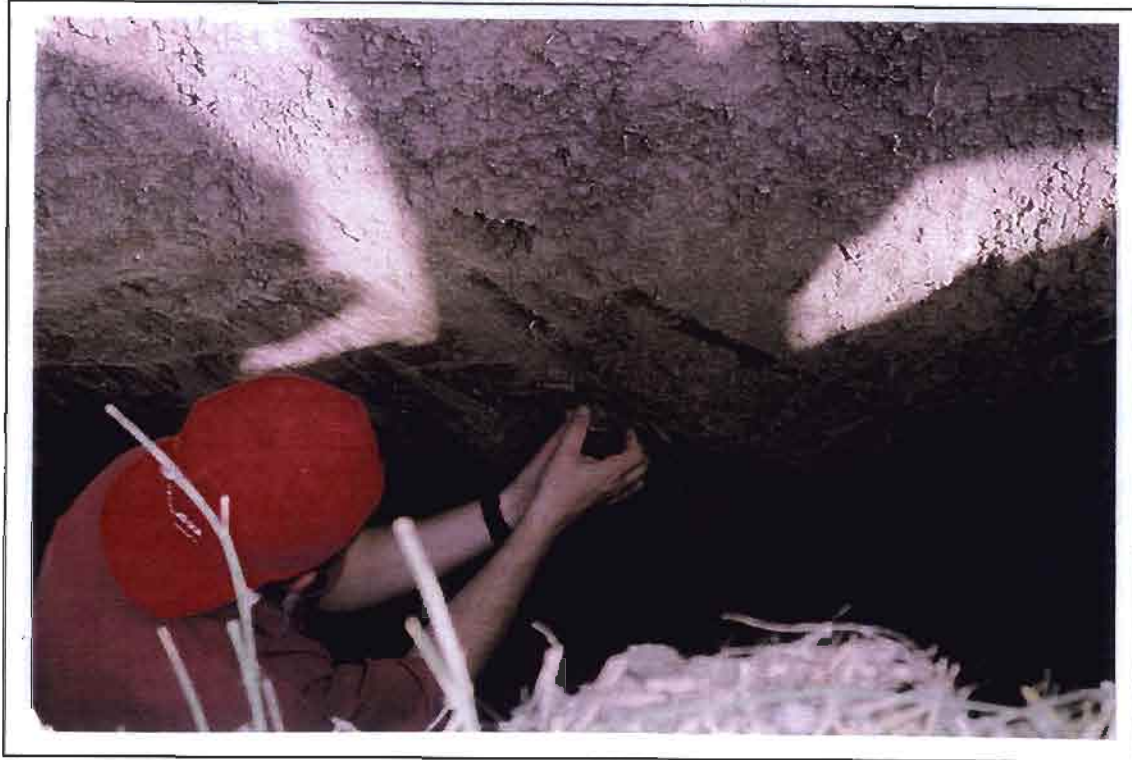
En la figura 7.100 se presenta una fotografía en la que se muestra el proceso de toma de muestra inalterada mediante cilindros tomamuestra para la determinación de la densidad aparente en laboratorio.

Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 7.56. Se han tomado cuatro muestras distribuidas al azar del material que forma el lecho filtrante, los valores hallados son muy similares en todas ellas y el promedio es de 1,35 kg/dm³, este valor se encuentra entre los valores típicos de los suelos arenosos y de los suelos arcillosos con estructura (Campbell, 1991).

Tabla 7.56.- Densidad aparente. (kg/dm³)

Muestra	Densidad	Humedad (%)
1	1,34	14,1
2	1,42	14,3
3	1,36	13,4
4	1,29	14,2
Media	1,35	14

Figura 7.100.- Toma de muestra inalterada mediante cilindros.



f) Caracterización de arcillas.

Se ha realizado el análisis semicuantitativo del contenido de minerales dentro de la fracción arcilla de muestras tomadas antes de comenzar la recarga y al finalizar el ensayo, los resultados obtenidos se presentan en la tabla 7.57 y 7.58.

La composición es prácticamente la misma para todos los horizontes, algo más del 50 % de calcita, un contenido elevado de cuarzo, alrededor del 15%, y como minerales accesorios plagioclasas, feldespato potásico y dolomita.

La fracción arcilla tiene como mineral principal la esmectita, características de ciertos suelos de zonas semiáridas o con procesos de meteorización poco intensos. Este grupo de minerales presentan estructura de tipo 2:1, lo que las asemeja a las micas. Los complejos de superficie con cationes hidratados son de esfera externa por lo que los cationes son fácilmente intercambiables. La propiedad principal de este tipo de materiales es la capacidad de expansión

y retracción interlaminar por humedecimiento y secado lo que puede suponer una alteración del flujo del agua al formarse canales preferenciales, sobre todo en superficie. Este efecto ha sido observado en la superficie de las balsas.

Tabla 7.57.- Caracterización de la fracción arcilla. Primera campaña de muestreo.

Análisis por difracción de rayos X.

Muestra	Mineral principal	Mineral Sec.	Accesorios y trazas	Fracción arcilla.		
				Contenido	Min. P.	Min. Sec.
A1	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A2	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A3	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A4	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A5	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A6	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A7	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
A8	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín

Todas las muestras presentan una composición mineralógica muy similar: un contenido en calcita del orden del 50%, de cuarzo del orden del 15%, y una fracción arcillosa con un contenido aproximado del 30%, siendo los restantes minerales Feldespatos y Dolomita.

Es importante recordar que la capacidad de intercambio catiónico de las esmectitas es alta, hallándose normalmente en el intervalo entre 80 y 150 $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$.

El segundo mineral laminar en abundancia son las arcillas micáceas, cuyo origen más probable en este tipo de materiales es el provenir como residuo insoluble de la degradación de las calizas. Las propiedades más destacables son: su baja capacidad de intercambio catiónico, en el rango de 10 a 40 $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$, y el constituir una posible fuente de potasio para la nutrición vegetal.

Tabla 7.58.- Caracterización de la fracción arcilla. Última campaña de muestreo. Análisis por difracción de rayos X.

Muestra	Mineral principal	Mineral Sec.	Accesorios y trazas	Fracción arcilla.		
				Contenido	Min. P.	Min. Sec.
F1	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F2	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F3	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F4	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, feld. potásico dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F5	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F6	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F7	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F8	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín
F9	Calcita	Cuarzo	Plagioclasas, dolomita	Medio	Esmectita	Mica, Caolín

Todas las muestras presentan una composición mineralógica muy similar: un contenido en calcita del orden del 45-50%, de cuarzo del orden del 15%, y una fracción arcillosa con un contenido aproximado del 30%, siendo los restantes minerales Feldespatos y Dolomita.

Por último, se ha detectado la presencia de caolinita, en pequeña cantidad, pues es característica de suelos intensamente meteorizados. En suelos calizos de zonas semiaridas, proceden normalmente de herencia. Este material, al presentar una estructura eléctricamente neutra muestra una CIC baja, de 1 a 10 cmol (+) kg⁻¹.

Como era de esperar, la naturaleza de la fracción arcilla no ha sufrido ningún tipo de alteración por el hecho de la infiltración del agua residual. Si se observa no obstante una ligera disminución del contenido en calcita, en especial en horizontes superiores, efecto ya comentado en el apartado 7.7.2 y que se debe a la producción activa de CO₂ por la actividad biológica sustentada en el aporte continuo de materia orgánica.

m) Análisis granulométrico.

En las tablas 7.59 y 7.60 se presentan los resultados del análisis textural que, al igual que en

el caso de la caracterización de la fracción arcilla, solo se ha realizado sobre las muestras correspondientes al primer y último muestreo pues no era de prever, y así se ha confirmado, que se produzca una variación significativa de la distribución granulométrica de la matriz del suelo por efecto del paso del agua, al menos en cortos intervalos de tiempo.

Tabla 7.59.- Análisis granulométrico de la primera serie de muestras.

Tamaño en μm	Referencia de las muestras.							
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
+ 2000	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 1000	--	--	--	--	--	0,24	0,42	0,12
+ 500	0,14	0,15	0,14	0,11	0,20	0,42	0,67	0,21
+ 250	0,34	0,38	0,30	0,22	0,26	0,50	0,62	0,33
+ 125	2,55	2,74	2,53	2,47	2,44	3,10	3,06	1,84
+ 62	6,44	6,73	6,92	7,08	7,10	6,58	5,74	4,18
- 62	90,53	90,00	90,11	90,12	90,00	89,16	89,49	93,32
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tabla 7.60.- Análisis granulométrico de la primera serie de muestras.

Tamaño en μm	Referencia de las muestras.								
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
+ 2000	--	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 1000	--	--	--	--	--	--	--	--	--
+ 500	0,10	0,05	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04	0,13
+ 250	0,32	0,28	0,35	0,24	0,17	0,12	0,12	0,09	0,23
+ 125	2,95	3,45	4,54	3,23	2,25	1,29	1,29	0,83	1,50
+ 62	8,50	10,30	11,33	8,24	6,30	4,02	4,02	3,86	4,48
- 62	88,13	85,92	83,74	88,25	91,23	94,52	94,52	95,18	93,66
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Se observa un claro predominio de la fracción mas fina, limo y arcillas, en general superior al 89% del total del sedimento, frente a las fracciones gruesas, tamaños de grano superiores a 250 μm , que solo superan en algún caso aislado el 1%.

El efecto más relevante es la reducción sistemática, en mayor o menor medida de las fracciones finas, inferiores a 68 μm en todas las muestras analizadas, este hecho se explica al tener en cuenta que la disolución de la caliza tiene lugar en primer lugar sobre la fracción más fina, por lo que la caliza en el rango de tamaño de arcilla o limo desaparecerá con mayor rapidez que la perteneciente a otras clases texturales.

7.7.3.- Conclusiones acerca de la evolución del lecho filtrante.

El vertido de aguas residuales ha tenido un efecto notable sobre las características físicas y químicas del lecho filtrante, a continuación se sintetizan los cambios más notables:

El pH se incrementa de forma ligera, y se uniformiza a lo largo del perfil, dando lugar a un suelo básico, aunque sin sobrepasar en ningún caso las 8,5 unidades. Parece que el incremento del pH esta producido por el aumento del contenido en amonio procedente de la degradación de la materia orgánica.

Se produce un lavado de sales solubles, de forma que la conductividad eléctrica disminuye en todos los horizontes menos en el más superficial. Este parámetro se estabiliza en torno a los 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El horizonte de 0 a 1 cm presenta una conductividad final de 966 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El cambio en la naturaleza de la materia orgánica hace que la C.I.C. disminuya ligeramente en los horizontes más profundos, a partir de 20 cm, los valores finales oscilan entre 17,39 y 20,34 cmol/kg .

El efecto sobre el complejo de cambio no es apreciable más que en los cationes monovalentes cuya concentración aumenta más en el horizonte superior. En el caso del sodio se pasa de un

promedio de 1,59 cmol/kg a 1,79 cmol/kg. En el caso del potasio la variación ha sido de 0,50 cmol/kg a 0,71 cmol/kg.

El análisis de sales solubles muestra un lavado notable en todo el perfil, en algunos horizontes llega a desaparecer más del 45% de las presentes al comienzo de la experiencia. Se produce una uniformización del contenido en sales a lo largo del perfil disminuyendo las diferencias entre horizontes del 31,6% en el primer muestreo al 15,65% en el último. En el horizonte superficial se produce un acumulo de sales, muy variable, debido a oscilaciones en la composición del agua y a la evaporación directa. La concentración de nitrógeno disponible aumenta respecto a la original, el amonio más de 6 veces, el nitrito más de 5, el nitrato mucho más estable muestra al final una concentración similar a la inicial, en torno a los 40 mg/kg. Del resto de los iones analizados el sodio es el único que presenta un ligero incremento, del orden del 15% en todos los horizontes salvo el más superficial que casi ve duplicada la concentración inicial al pasar de 295 mg/kg a 585 mg/kg, el resto de los horizontes se estabilizan entre 230 y 250 mg/kg. La evolución del fósforo es muy interesante. Es un ion limitante en suelos calizos pues se inmoviliza con gran facilidad por lo que en el suelo virgen o está ausente o en concentraciones muy bajas, si embargo, la adición de agua residual aumenta significativamente su concentración produciéndose un gradiente que va desde 44 mg/kg en el primer horizonte, hasta 0,6 mg/kg en el más profundo.

El perfil inalterado muestra un contenido en nitrógeno claramente estratificado de 0,21 a 0,76 %. Esta estratificación se pierde a la par que el contenido desciende ligeramente según transcurre el proceso de recarga. La materia orgánica, los oligoelementos y la humedad aportadas aumentan considerablemente la actividad biológica que degrada la materia orgánica original y establece una nueva distribución, de concentraciones mayores, en torno al 4% en el horizonte superior y al 2,45 % en el inferior.

El contenido elemental expresado en óxidos no varía significativamente excepto en el caso del fósforo que tiene un incremento de casi el 50%, pasando del 0,199 al 0,301 %. Las pérdidas por calcinación disminuyen en el horizonte superior a consecuencia del aumento en el contenido en materia orgánica.

Se observa el inicio de un proceso de descarbonatación de los horizontes superficiales como consecuencia de la intensa producción de CO_2 por la actividad microbológica. Este proceso de descarbonatación se produce en primer lugar en las fracciones más finas de CaCO_3 , tamaño limo y arcilla, por lo que en el análisis granulométrico se observa una disminución de estas fracciones en los horizontes superiores.

En resumen, el efecto que el vertido de agua residual tiene sobre los materiales en estudio pueden ser sintetizados en seis puntos:

- a) Dependiendo del parámetro considerado se produce una uniformización a lo largo del perfil o se crea un gradiente de concentraciones. Se tiende a uniformizar el contenido en sales solubles, el pH, la C.E., los compuestos de nitrógeno y el sodio. Crea un gradiente de concentración: la C.I.C., el nitrógeno orgánico y la materia orgánica así como el fósforo
- b) Otro efecto notable es la estabilización de algunas variables como las sales solubles cuya concentración tiende a la del agua residual.
- c) Se produce un lavado de sales solubles.
- d) Aumenta la materia orgánica.
- e) Comienza un proceso de descarbonatación que puede dar lugar al transporte de carbonatos hacia horizontes más profundos y a la formación a la larga de capas cementadas de baja permeabilidad.
- f) Se produce un incremento del nitrógeno y fósforo disponibles con la mejora que ello supone desde el punto de vista de la nutrición vegetal.

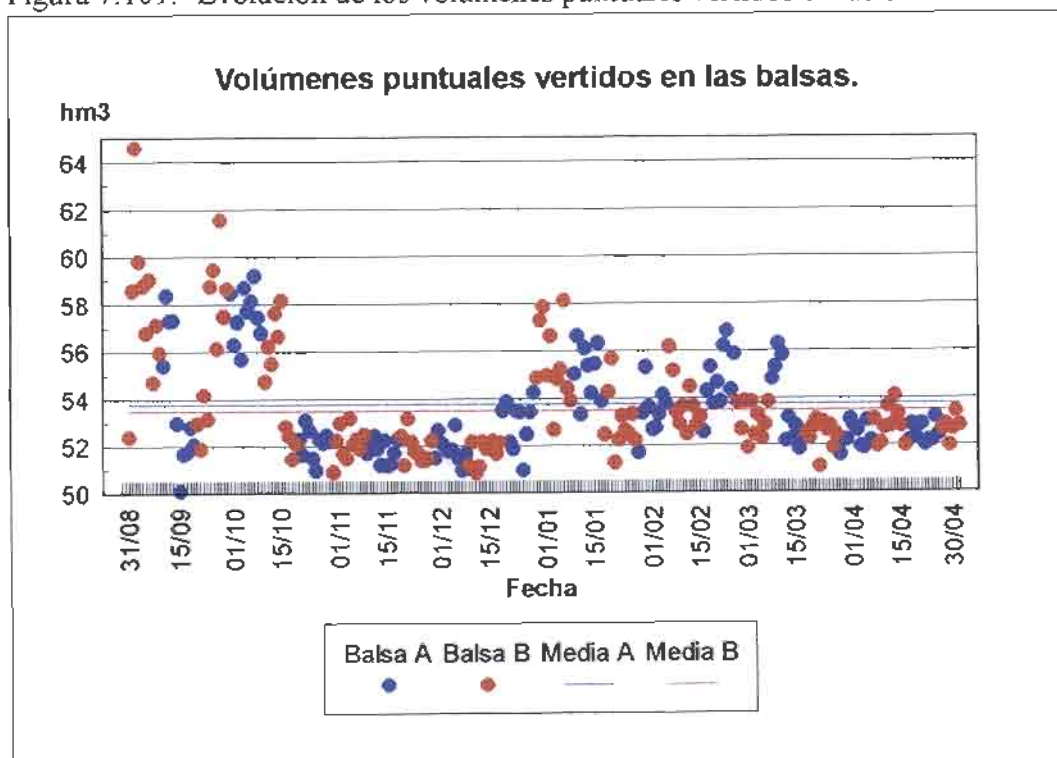
7.8.- RENDIMIENTO DEL SISTEMA.

En este apartado se presenta, de forma esquemática, un análisis del rendimiento del sistema a través de la cuantificación de: los volúmenes de agua aportados, el aporte neto de carga contaminante y del rendimiento en su eliminación.

7.8.1.- Volúmenes de agua residual infiltrados.

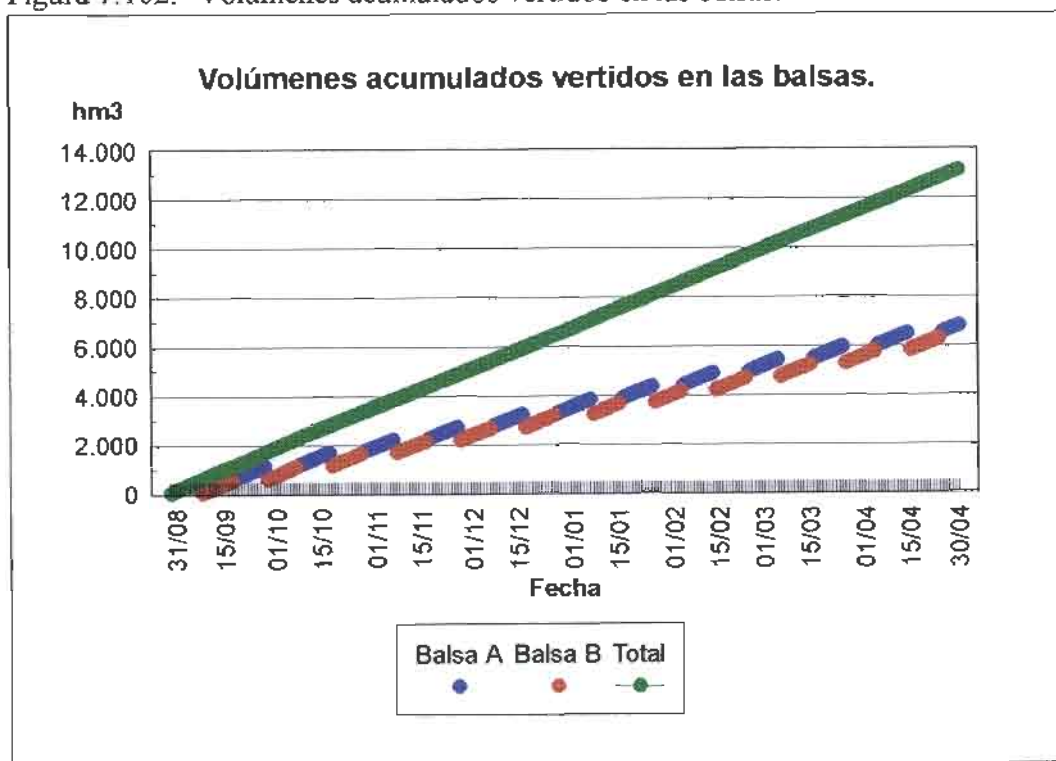
En las figuras 7.101 y 7.102 se muestran respectivamente los volúmenes de agua puntuales y acumulados vertidos sobre las balsas de infiltración.

Figura 7.101.- Evolución de los volúmenes puntuales vertidos en las balsas.



En total, a lo largo de los ocho meses que ha durado la experiencia, se han vertido un total de 13.138 m³ de agua residual, 6313,43 m³ en la balsa A y 6525,16 en la balsa B, con un promedio de 53,49 m³/día en la balsa A y 53,74 m³/día en la balsa B.

Figura 7.102.- Volúmenes acumulados vertidos en las balsas.



7.8.2.- Aporte neto de carga contaminante.

En la tabla 7.61 se presenta, de forma resumida, el aporte neto de carga, orgánica e inorgánica, a las balsas de infiltración a lo largo de todo el periodo de control. En la primera fila se presenta el valor medio de cada uno de los parámetros considerados, en las filas 2 y 3 los valores correspondientes a cada una de las balsas, en la fila 4 la suma total y por último, en la fila 5 el vertido por m² de balsa suponiendo inundada toda la superficie activa (612,5 m² de superficie filtrante).

En la figura 7.103 se presenta un gráfico de barras con los datos correspondientes al total de ambas balsas.

Como se puede comprobar, entre los compuestos inorgánicos, el aporte más importante es el de bicarbonatos, habiéndose vertido un total de 10.483,8 kg, no obstante, este valor, como todos los correspondientes a 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.

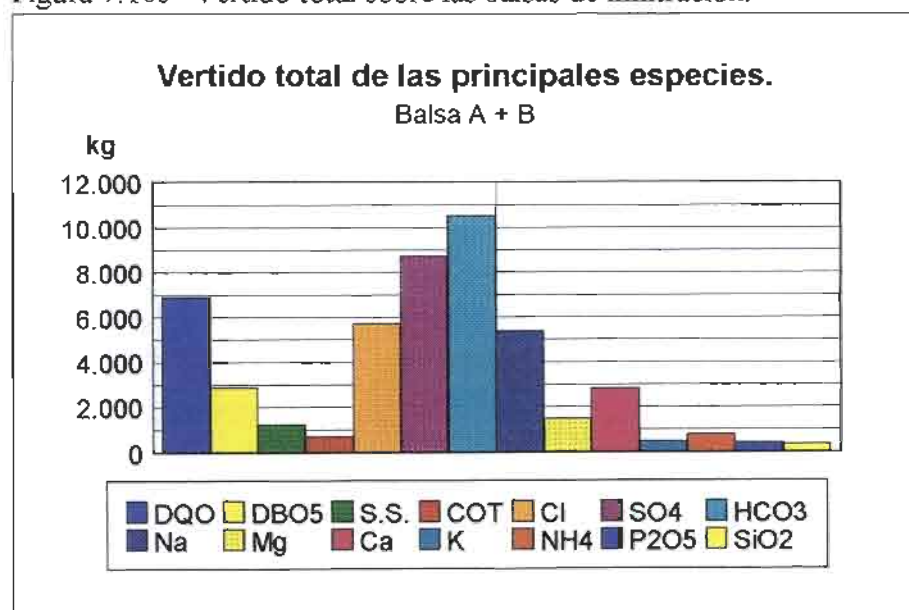
Tabla 7.61.- Carga vertida sobre el sistema de infiltración (kg).

	DQO	DBO5	S.S.	COT	Cl	SO4	HCO3	Na
Media	522,9	216,3	92,9	53,9	432,7	662,0	798	408,1
A	3568,8	1476,7	634,1	367,9	2953,4	4518,2	5446,4	2785,9
B	3300,7	1365,7	586,4	340,3	2731,5	4178,8	5037,3	2576,6
A+B	6869,6	2842,5	1220,6	708,2	5684,9	8697	10483,8	5362,5
/m2	11,22	4,64	1,99	1,1	9,2	14,2	17,1	8,7

	Mg	Ca	K	NH4	P2O5	SiO2	Zn
Media	110,6	212,2	36,9	60,2	31,1	28,0	0,05
A	755,1	1448,8	251,9	410,8	212,2	191,1	0,36
B	698,3	1339,9	232,9	380,0	196,3	176,7	0,33
A+B	1453,5	2788,7	484,9	790,8	408,5	367,8	0,69
/m2	2,37	4,55	0,79	1,29	0,67	0,60	0,0011

En cuanto al aporte de fósforo, el vertido total se ha calculado en 408,5 kg, la práctica totalidad de esta cifra tiene su origen en el vertido doméstico, pues el agua residual contiene una cantidad puramente testimonial de esta especie.

Figura 7.103- Vertido total sobre las balsas de infiltración.



Entre los cationes destacar el aporte de sodio, que en total ha supuesto 5362,5 kg, de los cuales, el aporte procedente de las aguas en origen es de aproximadamente 3.351 kg por lo que el aporte de sodio al sistema es de 2.011 kg netos.

En cuanto a los indicadores de contaminación orgánica, en total han sido vertidos 6.869,6 kg de DQO y 2.842,5 de DBO₅ y de nitrógeno, casi en su totalidad como amonio, 790,4 kg (expresado como NH₄).

Entre los metales pesados, el único significativo es el zinc, con un aporte de 0,69 kg pero en la practica esta cantidad no es mayor que si se hubiese estado regando con el agua del propio acuífero.

7.8.3.- Rendimiento del proceso de depuración.

Por último, en las figuras 7.104 y 7.105 se muestran los rendimientos del sistema respecto a las sustancias disueltas en el agua y la carga bacteriana respectivamente. En la figura 7.104 se presenta 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, en los drenes profundos se llega a reducciones de la DQO entre el 77,2 % y el 90 %, de la DBO entre el 87,5 y el 96,7 % y del COT entre el 77,4 y el 80 %. La reducción en sólidos en suspensión oscila entre el 70,6 y 94 %.

La eliminación de fósforo, que se observa en las gráficas, hasta de un 76,1 %, con ser importante, a nivel del acuífero es prácticamente del 100%.

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 (magnesio, calcio, cloruros y sulfatos), el sodio y el potasio interactúan con el complejo de cambio produciéndose una ligera disminución en concentración.

Figura 7.104.- Rendimiento del sistema de depuración en los drenes profundos.

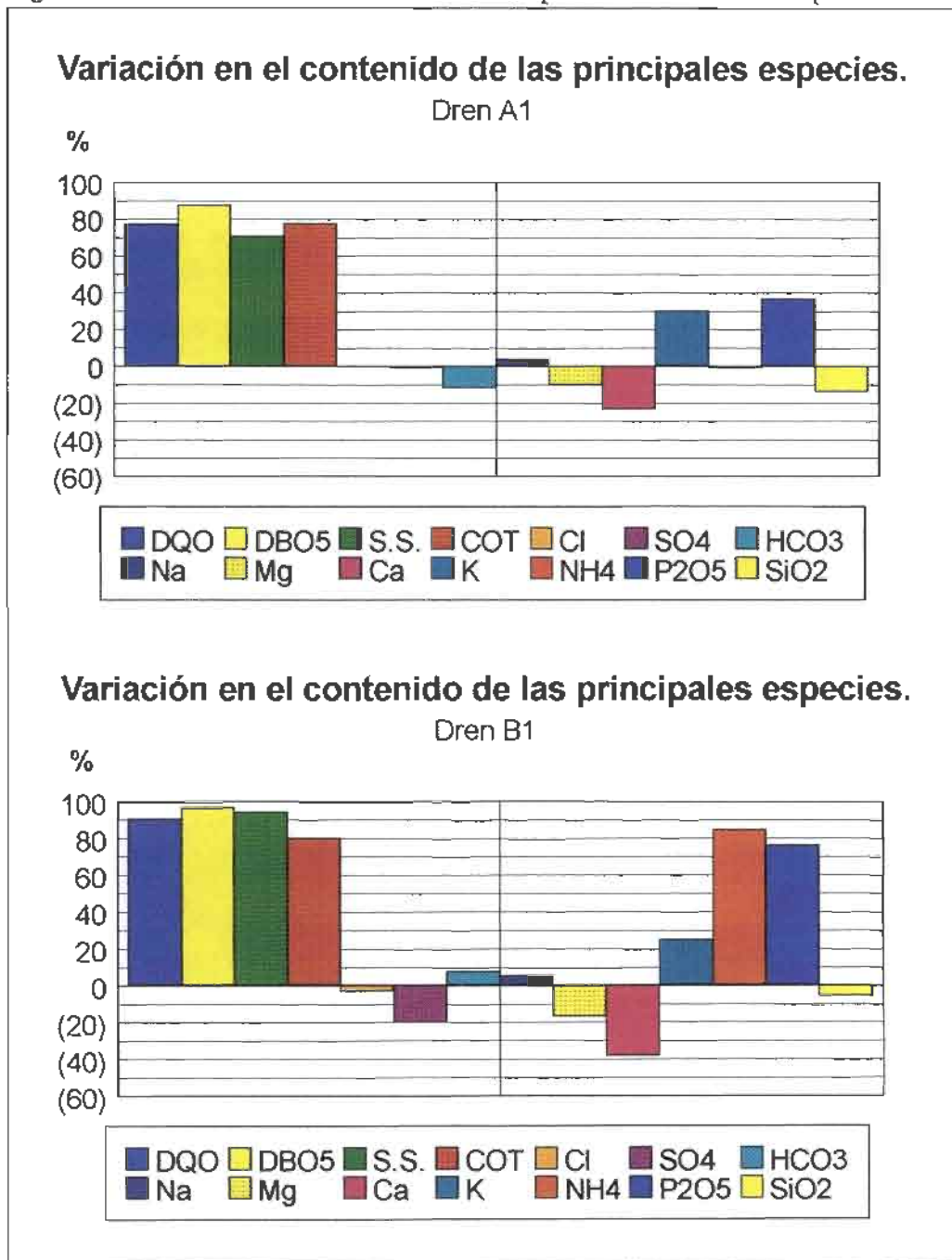
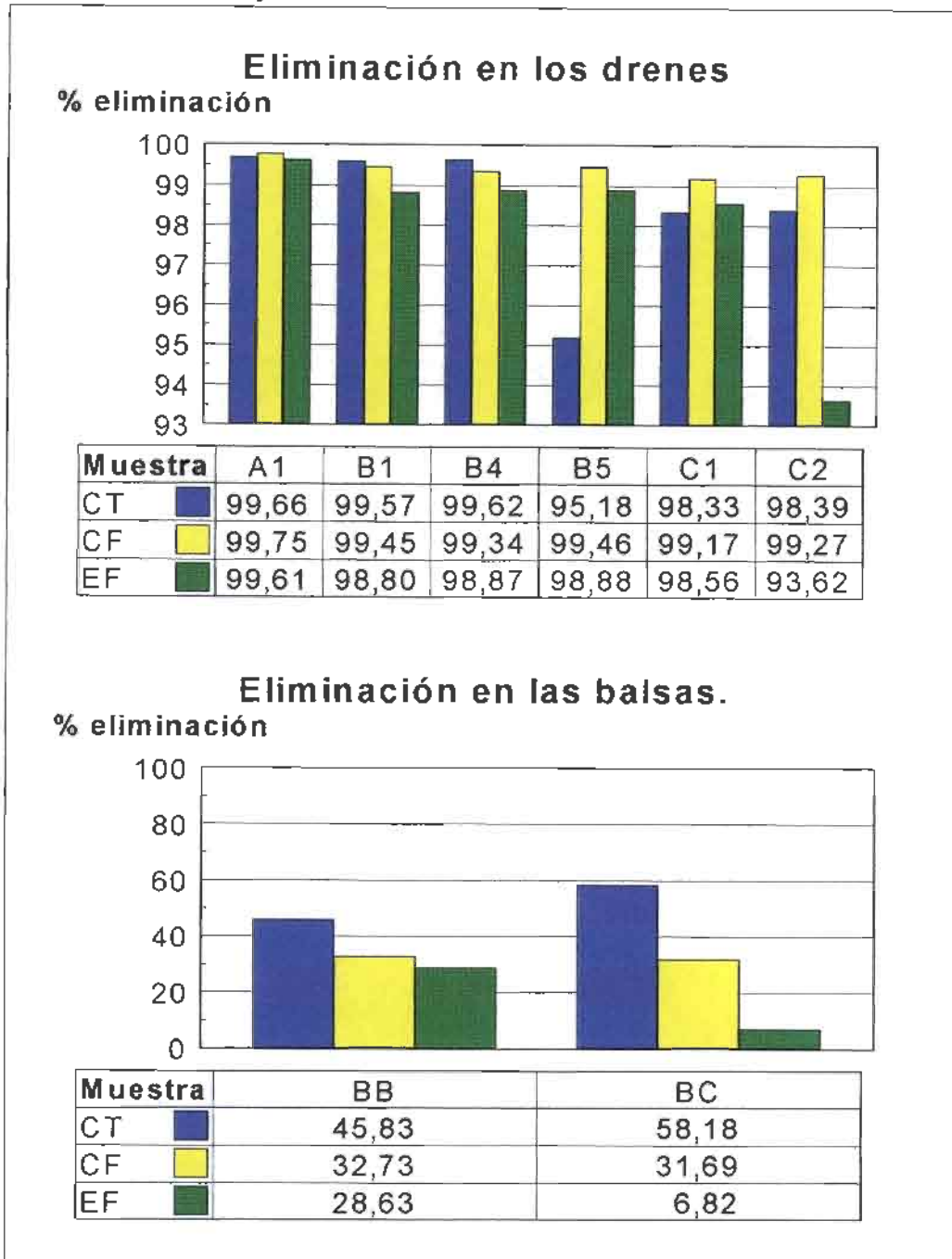


Figura 7.105.- Poceraje de eliminación de la carga bacteriana determinada en las balsas de infiltración y en los drenes horizontales.



CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES

8.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES.

Los resultados de la experiencia de recarga con aguas residuales urbanas brutas en Dehesas de Guadix, han sido expuestos de forma detallada a lo largo de los capítulos anteriores, para cada uno de ellos se han escrito las conclusiones parciales correspondientes. Las conclusiones finales se exponen a continuación.

a) Conclusiones:

- 1ª) Las aguas residuales de Dehesas de Guadix muestran una composición típica de aguas residuales urbanas sin componente industrial (el vertido de las pequeñas industrias chacineras es asimilable a uno puramente urbano).

La variación observada en los indicadores de contaminación y en iones mayoritarios es superior a los valores normalmente considerados como medios. Esto es debido a la escasa precipitación en la zona y al bajo consumo de agua en actividades que tienden a diluir el ARU (como pueden ser el baldeo de calles o el riego de jardines).
- 2ª) La depuración ejercida por el filtro verde es insuficiente. Se aprecia un impacto pequeño, pero medible, del ARU sobre la composición del agua del río Guadahortuna.
- 3ª) El paso del ARU a través de las balsas de decantación y almacén se muestra eficaz en la retirada de sólidos en suspensión alcanzándose un porcentaje medio de eliminación del 45%. La DQO y DBO₅ disminuyen entre un 25 y un 30%.
- 4ª) La composición de la solución del suelo muestra unas características intermedias entre el agua residual y el agua subterránea. Cada especie química ha evolucionado de forma distinta. Puede destacarse la eficacia del suelo como filtro mecánico al obtenerse reducciones de sólidos en suspensión, en el dren más profundo, siempre mayores al 90%. De igual manera los indicadores de contaminación orgánica se reducen, en el caso de la DBO₅ más del 90 % y en el de la DQO más del 70%. La disminución promedio

del COT varia entre el 70 y el 80%. Los compuestos de nitrógeno, en su mayor parte en forma de amonio, se reducen entre el 67 % y el 88% dependiendo del dren muestreado.

La evolución de otras especies, como es el caso de los iones mayoritarios, está ligada a la intensa actividad biológica del suelo y a la consiguiente producción de CO₂.

- 5ª) Las aguas subterráneas no se han visto afectadas por el desarrollo de la experiencia de infiltración. El suelo se ha comportado como un buen sistema de depuración.
- 6ª) El proceso de infiltración a través del terreno se muestra en conjunto como un sistema eficaz de depuración de la carga bacteriana del agua residual. Las tasas promedio de eliminación son (en los drenes profundos): del 99,66 % para los coliformes totales, del 99,75 % para los coliformes fecales, y del 99,61 % para los estreptococos fecales.
- 7ª) El efecto del proceso de infiltración sobre el lecho filtrante ha sido en general mejorante de su aptitud agrícola, produciéndose un lavado del exceso de sales solubles y un aumento claro de la materia orgánica, del nitrógeno y sobre todo del fósforo disponibles.
- 8ª) Se observa un proceso incipiente de descarbonatación de los horizontes superiores del suelo que a la larga puede dar lugar a la precipitación de carbonato cálcico en profundidad. Este proceso debe ser controlado pues puede ser causa de disminución importante de la capacidad de infiltración del sistema.
- 9ª) En el periodo de tiempo que ha durado la experiencia, aproximadamente un año, la colmatación del lecho filtrante no ha tenido suficiente entidad como para requerir la programación de labores de limpieza sobre la superficie de la balsa.

Recomendaciones.

- 1ª) El funcionamiento del sistema de drenes horizontales mejoraría notablemente si estuviesen ubicados en el exterior de las balsas y los drenes accedieran a esta desde un costado, evitando de esta manera las complicaciones debidas a la impermeabilización del emboquille del pozo de gran diámetro en el que se sitúan.
- 2ª) El grifo de muestreo de los drenes debe situarse en el fondo del tubo colector en lugar de la tapa, lo cual permitiría un purgado más exhaustivo.
- 3ª) Es recomendable, en futuras actuaciones, proceder a una desinfección adecuada de los drenes y sondeos de control que sufren una fuerte contaminación microbiológica en el proceso de construcción de las instalaciones.
- 4ª) Aunque no se muestreen los drenes horizontales deben ser drenados al menos una vez por semana, cuando se vayan a muestrear desde dos o tres días antes del muestreo.
- 5ª) Es necesario continuar la investigación mediante capsulas cerámicas de succión con el fin de estudiar en detalle el comportamiento del nitrógeno y del fósforo.
- 6ª) Los muestreos del lecho se debieran prolongar hasta 100 cm al menos.
- 7ª) Sería conveniente realizar una campaña flash de análisis microbiológico de las aguas subterráneas en los pozos del entorno de la población para confirmar o desechar la presencia de contaminación de origen fecal.
- 8ª) En cualquier caso el análisis, al menos con una periodicidad quincenal, de los piezómetros de control es indispensable para asegurarse de que el agua subterránea no se ve afectada por las balsas de infiltración.

CAPÍTULO 9
BIBLIOGRAFÍA.

Crahet, M.; (1967). Bull. A.F.E.S., Science du sol. E, 17-34.

Davis, S.N. y De Wiest, R. (1963). "*Hydrogeology*. 2ª Ed". Wiley & Sons, New York. 463 p.p.

Duchaufour, PH. (1984). "*Edafología, I. Edafogénesis y clasificación*". 493 p.p.

Eaton, F.M. (1950). "*Significance of carbonates in irrigation waters*" Soil. Sci. 69:123-133.

Fisher R.A. y Yates, R. "*Statistical tables for biological, agricultural and medical research*". Oliver and Boyd Ltd.

FitzPatrick, E.A. (1987). "*Suelos, su formación, clasificación y distribución*". 430 p.p.

Gómez Orea, D. (1998). "*El agua*" En Tecnoambiente nº 1, 1998.

Hauser, G.F. (1980). "*Interpretación de los análisis de suelos al formular recomendaciones sobre fertilizantes*" Boletín de suelos nº 18, Roma, FAO.

ISRIC, (1993); "*Procedures for soil analysis*" Fourth Edition. Wageningen.

ITGE y Diputación Provincial de Granada. (1993); "*Plan director de depuración de aguas residuales urbanas de la provincia de Granada. Documento de síntesis*". ITGE y Diputación Provincial de Granada Ed. 83 p.p..

ITGE. (1997); "*Guía operativa para la recogida, almacenamiento y transporte de muestras de aguas subterráneas destinadas al análisis químico y bacteriológico*" ITGE. 34 p.p.

Jeffers, D. (1994). "*Soil solution chemistry. Applications to environmental science and agriculture*". John Wiley and Sons, Inc. New York.

- Landon, J.R. (1984); "*Tropical soil manual.*" Booker Agriculture. International Limited. 450 p.p. Londres.
- Jimenez Salas, J.A.; Justo Alpañes, J.L. (1975). "Geotecnia y cimientos. Propiedades de los suelos y de las rocas." 466 p.p.
- Lipman, C.B. (1918). "*A new method of extracting the soil solution.*" Agr. Sci. 3. : 131-134.
- Metcalf-Eddy (1994). "*Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*" 3ª ed. Ed. Labor S.A. 969 p.p..
- Ministerio de Medio Ambiente. (1998). "*Recursos Mundiales. Guia Global del Medio Ambiente*".
- Moreno Merino, L.; Navarrete Martínez, P.; Virgós Soriano, L. (1998). "*Conceptos básicos de microbiología de las aguas subterráneas*". ITGE. 104 p.p.
- Mubarak, A. and Olsen, R.A. (1976). "*Immiscible displacement of the soil solution by centrifugation.*" Soil Sci. Soc. Am. J. 40. : 329-341.
- Mujeriego, R.; (1990). "*Riego con agua residual municipal regenerada. Manual práctico.*" 481 p.p. Rafael Mujeriego, Ed.
- Munsell (1975); "*Soil Color Chart.*" Kollmorgen Corporation (Ed). Maryland.
- Nieto, P.; Alamy, Z.; (1994). "*Depuración natural de aguas residuales brutas mediante su infiltración controlada. Una experiencia en marcha. Parte I. Desarrollo del proyecto*". Boletín Geológico y Minero. Vol. 105-1. Año 1994 (102-109).
- Nieto, P.; Brissaud, F.; Mottier, V. (1994). "*Depuración natural de ARU mediante su infiltración controlada. Un paso más. Parte II. Resultados obtenidos.*" Boletín Geológico y

Minero. Vol. 105-3. Año 1994 (272-277).

Northrup, A. (1918). "*The true soil solution*". Science 47 : 639-639.

Peech, M. (1965). "*Hydrogen-ion activity*. In D.A. Black (Ed) *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*" 914-926 p.p.. Madison, WI: American Society of Agronomy.

Porchet, M. y Laferrere, H. (1935). "*Determination des caracteristiques hydrodynamiques des sols en place*." Ch. IV. Annal. Mem. Notes Techniques, 64:5-68.

Porta, J.; López-Acevedo, M.; Roquero, C.; (1994). "*Edafología para la agricultura y el medio ambiente*". 807 p p.

Ramman, E.; Marz, S. and Bauer, H. (1916). "*Soil solution obtained the action of a hydraulic press*". J. Chem. Soc. 112.

Reitemeier, R.F. and Richards, L.A. (1944). "*Realibility of the pressure-membrane method for extraction of soil solution*." Soil Sci. (57) : 119-135.

Richards, L.A. (1941). "*A pressure-membrane extraction apparatus for soil solution*." Soil Sci. (51):337-386.

Rico Amorós, Antonio M. & col.; (1998). "*Depuración, desalación y reutilización de aguas en España*". Ed. Oikos-tau. 255 p.p.

Rodier, J. 1989. "*Análisis de aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar*." Ediciones Omega. : 1059 p.p.

Ross, D.S. and R. J. Barlett. (1990). "*Effects of extraction methods and sample storage on properties of solutions obtained from forested Spodosols*." J. Environ. Qual. (19) : 108-113.

Schlosing, T.H. (1866). "*Sur l'analyse des principes solubles de la terre végétale*". "Comp. rend. de l'Ac. des Sc. Vol.63 p. 1007. En Chemical Analysis of Soils. K.K. Gedroits. Pub. By The Israel Program for Scientific Translations. 1963.

Schnitzer, M. Khan, S.U. (1978). "*Soil organic matter*". Elsevier Sc. Publ. Co. 319 p.p.

Sierra Antiñolo, J.; Peñalver Cámara, L.; (1989). "*La reutilización de las aguas residuales. Acondicionamiento y uso*". MOPU. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

Slater, C.S. (1957). "*Cylinder infiltration for determining ratios of irrigation*". Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 21:457.

Stevenson, F.J. (1987). "*Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*". A Wiley-Interscience Publications. 379 p.p.

Stumm, W. and J.J. Morgan. (1986). "*Aquatic Chemistry*" (2^a ed.) Wiley & Sons (Ed.) New York

Suarez, D.L. (1987). "*Prediction of pH errors in soil-water extractors due to degassing*". Soil Sci. Soc. Am. J.

Takashi Asano (1985). "*Artificial Recharge of Groundwater*". Butterworth Publishers. 767 p.p.

Turner, R.C. (1958). "*Soil Science*", 86, 32-34.

U.S. Environmental Protection Agency. (1984). "*Process design Manual for land treatment of wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow*". Center for Environmental Research Information.

Wolt, J. (1994). *Soil solution chemistry. Applications to environmental science and agriculture*. John Wiley & Sons Inc.